

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI CATANIA

Dottorato di ricerca in:
PRODUTTIVITÀ DELLE PIANTE COLTIVATE
IN AMBIENTE MEDITERRANEO
(XXVII ciclo: 2011-2014)

DAMARIS GANGI

Il miglioramento della sostenibilità del
florovivaismo attraverso l'impiego dei residui di
potatura come substrati di coltivazione

Tesi di dottorato

Tutor: *Prof. Francesco Giuffrida*
Coordinatore: *Prof. Daniela Romano*

INDICE

Presentazione	pag.	3
Abstract	"	6
 A. Premessa	 "	 10
1. Il settore florovivaistico	"	10
1.1. Articolazione del settore florovivaistico	"	10
1.2. La sostenibilità del settore florovivaistico	"	14
2. Il processo di compostaggio	"	19
2.1. Definizione del processo	"	19
2.2. I fattori chiave del processo di compostaggio	"	26
2.3. Gli impieghi del compost	"	31
2.4. I parametri di qualità di un compost	"	33
3. I substrati di coltivazione	"	41
3.1. Definizione e classificazione dei substrati	"	41
3.2. Le caratteristiche dei substrati	"	43
3.3. Il caso della torba e i materiali alternativi	"	49
3.4. L'utilizzo del compost nei substrati	"	53
 B. Attività sperimentale	 "	 57
4. Scopo del lavoro	"	57
5. Effetti del tasso di aerazione sul processo di compostaggio di residui di potatura	"	59
5.1. Presentazione della problematica	"	59
5.2. Materiali e metodi	"	63
5.3. Risultati e discussione	"	74
5.3.1. Effetti del differente tasso di aerazione durante la fase di biossidazione	"	74
5.3.2. Effetti di differenti metodi di aerazione durante la fase di maturazione	"	84
6. Impiego di compost da residui di potatura per la coltivazione su substrato di specie ornamentali	"	116
6.1. Presentazione della problematica	"	116

6.2. Materiali e metodi	“	118
6.3. Risultati e discussione	“	130
6.3.1. Caratterizzazione dei substrati	“	130
6.3.2. Coltivazione di eugenia su substrati a base di compost	“	138
6.3.3. Coltivazione di gazania su substrati a base di compost	“	144
7. Impiego di compost per la produzione di piante di peperone in vivaio	“	149
7.1. Presentazione della problematica	“	149
7.2. Materiali e metodi	“	151
7.3. Risultati e discussione	“	158
7.3.1. Caratteristiche dei substrati	“	158
7.3.2. Germinazione, parametri morfo-biometrici e accrescimento del peperone	“	176
7.3.3. Qualità e morfologia delle radici	“	180
8. Sintesi conclusiva	“	183
9. Riferimenti bibliografici	“	186

Presentazione

La presente dissertazione riguarda i risultati delle attività di studio e di ricerca sviluppate con la frequenza del corso di dottorato in “Produttività delle piante coltivate in ambiente mediterraneo”, XXVII ciclo, presso il Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agrarie e Alimentari, dell'Università degli Studi di Catania. Tali attività si aggiungono a quelle di carattere formativo e propedeutico previste dal programma del dottorato, al quale è stato fatto riferimento anche per la individuazione del tema di ricerca. Quest'ultimo, a suo tempo approvato dal Collegio dei docenti, coordinato dalla Prof.ssa Daniela Romano, ha avuto per oggetto il miglioramento della sostenibilità del florovivaismo attraverso l'impiego di residui di potatura come substrati di coltivazione.

La scelta dell'argomento della dissertazione è maturata, d'intesa con il Prof. Francesco Giuffrida – docente responsabile indicato dal Collegio – nel quadro del progressivo rilievo assunto, anche in sede scientifica, dalla problematica relativa alla sostenibilità dei sistemi colturali intensivi, come appunto quello florovivaistico.

L'attenzione per la tematica indicata, infine, si è consolidata a seguito del personale coinvolgimento nello svolgimento delle attività di ricerca relative al progetto “Sostenibilità della produzione di piante in vaso in ambiente mediterraneo (SO.PRO.ME.)”, sviluppate dal Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agrarie e Alimentari dell'Università degli Studi di Catania, nell'ambito di iniziative scientifiche ancorate ai PON (Programmi Operativi Nazionali) finanziariamente sostenute dalla Comunità Europea.

L'elaborato, dopo una parte introduttiva dedicata alla descrizione del settore florovivaistico e del processo di compostaggio dei materiali organici per la formulazione dei substrati di coltivazione, dettaglia gli obiettivi del lavoro. La parte sperimentale riporta i risultati di cinque prove che fanno riferimento a tre diverse linee di ricerca relative ai substrati di coltivazione, scelte al fine di acquisire elementi di conoscenza utili per attenuare i problemi di impatto ambientale conseguenti all'esercizio dell'attività ortoflorovivaistica. In particolare, considerata la disponibilità di rilevanti volumi di residui della potatura da smaltire nell'attività vivaistica di piante floro-ornamentali, la prima linea ha riguardato la messa a

punto del processo di compostaggio dei suddetti materiali. Nel corso delle attività di ricerca sono stati studiati gli effetti dell'aerazione sul processo di compostaggio e sulla qualità del compost a partire da scarti organici relativi alla potatura delle piante in vivaio in un periodo dell'anno considerato più significativo. La valutazione del processo e del prodotto finale del compostaggio è legata prevalentemente alla determinazione dei principali parametri di processo (temperatura, umidità, rapporto carbonio azoto, ecc.) e di qualità del compost (parametri di umificazione, indice di germinazione, ecc.).

La seconda linea prende in esame lo studio della biostabilità dei substrati formulati utilizzando il compost ottenuto nella prima linea di ricerca in sostituzione della frazione del substrato costituita dalla torba. Sono riportati e discussi i risultati dei rilievi volti a valutare le differenze delle principali caratteristiche fisiche e chimiche dei substrati nell'arco temporale di un semestre.

Sono, infine, riportati e discussi i risultati relativi alla terza linea di ricerca finalizzata a verificare la rispondenza agronomica dei miscugli a base di compost per la coltivazione di piante floro-ornamentali e per la produzione in vivaio di piantine di peperone. Con i miscugli formulati, utilizzando il compost proveniente dai materiali di potatura dell'attività floro-vivaistica, sono state coltivate due specie caratterizzate da un ciclo di coltivazione differente e precisamente una specie a ciclo breve (circa tre mesi, gazania) e una a ciclo più lungo (circa dodici mesi, eugenia). La valutazione della rispondenza agronomica dei substrati di coltivazione allo studio è legata prevalentemente alla determinazione dei principali parametri bio-agronomici (produzione di biomassa fresca e secca, contenuto in macronutrienti, ecc.) e di qualità (colore, area fogliare, numero fiori, ecc.). Infine, sono stati studiati gli effetti di substrati formulati a partire da numerosi compost di materiali di scarto di attività agricole sulla germinazione e produzione in vivaio di piantine di peperone. Quest'ultima linea di ricerca è stata svolta durante un periodo di cinque mesi presso il Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la EPSO (Escuela Politécnica de Orihuela, Alicante, Spagna), appartenente alla "Universidad Miguel Hernández de Elche".

Nel capitolo conclusivo sono richiamate le acquisizioni ritenute più interessanti e valide al fine di contribuire al miglioramento della sostenibilità del

settore florovivaistico relativamente alla gestione degli scarti organici e dei substrati di coltivazione in alternativa alla torba.

Abstract

Floriculture nursery produces large quantities of green wastes that can represent a potential renewable resource. Traditionally, these wastes are disposed in landfills, burned or directly applied to soil, but these practices are potentially dangerous for the environment. Indeed, fresh organic matter should not be added directly to soil because the initial degradation process may produce considerable microbial growth with temporary N immobilization and exothermal reactions, damaging plant roots.

Among the agricultural practices utilized to recycle these wastes for minimize the environmental impact and plant damage, composting could be considered the best treatment for solid waste management. Composting process is defined as the biological decomposition and stabilization of organic substrates under conditions which allow development of thermophilic temperatures. The result of these biological processes is heat production, with final products sufficiently mature and stable for the use as soil conditioner, fertilizer and growing media constituent. For monitoring the composting process, the choice of aeration method is crucial. Forced aeration is often adopted as the best method for the aerobic metabolism of microorganism and control of the system temperature.

In Mediterranean countries, the use of compost is often promoted as an alternative to peat moss which is a non-renewable resource, expensive to import and with very short supply. Some kind of composts show physical and chemical characteristics similar to peat. Especially, composts based on pruning waste are characterized by a moderate content in salts, an important aspect for the use of compost at high proportion in the growing media. Besides, the main fraction of their total organic matter is constituted by lignocellulose, that represents the most adequate component to conduct a proper humification process from which depends the maturity and stability degree of end-product (compost).

In the current thesis, the composting process of pruning waste from cultivation of ornamental plants of commercial nursery has been studied, using different aeration rates during the bio-oxidative phase (0.45 and $0.30 \text{ L kg}^{-1} \text{ dry matter min}^{-1}$) and three treatments during the maturation phase (turning every 15 days, forced aeration with $0.20 \text{ L kg}^{-1} \text{ dry matter min}^{-1}$ and no treatment).

During the composting process, temperature, oxygen concentration, pH, electrical conductivity, moisture content, total nitrogen, carbon-to-nitrogen ratio, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, hemicellulose, cellulose and lignin concentration were measured. During the maturation phase, humification and germination indexes were also measured to evaluate the compost stability and maturity. Results show that the highest aeration rate applied during bio-oxidative phase led to a short duration of the whole process. Instead, lowest aeration resulted in increased degradation of organic matter and its fractions (hemicellulose, cellulose). Significant effects of the aeration methods during the maturation were also observed. Results obtained from humification parameters and germination indexes indicate a good maturation and stability degree for all treatments.

One of the composts obtained from the previous trial, was used for growing media experiment. From this, three compost-based substrates were prepared by replacing partially or totally peat, with three proportions of compost (20%, 40% e 60%). The growing media obtained were tested in comparison with the peat-based substrate used normally at nursery (control). For these mixtures, other components such as expanded clay, pumice, manure, agricultural soil, have been used.

To characterize these growing media chemical (pH, electrical conductivity), physical (bulk density, total porosity, air capacity, water holding capacity) and biological properties (biostability) were determined. This characterization shows the differences for physical and chemical properties between compost-based substrates and commercial substrate with peat. Biostability index demonstrated that all treatments have a good stability for the organic matter degradation. Physical and chemical properties of these substrates showed changes in the experimental period considered (180 days).

Ornamental species used to evaluate the suitability of the growing media were chosen based on the cultivation cycle: *Eugenia uniflora* 'Etna Fire' (long term) and *Gazania rigens* (short term).

Growing media tested were moistened using a automated irrigation system that was differentiated depending on hydrological properties of each substrate.

For gazania before transplant, peat-based substrate (control) was corrected with CaCO_3 solution (3 g L^{-1}) to raise pH; compost-based substrates with 40% and 60% of compost were corrected with H_2SO_4 solutions to reduce pH (2 and 6 ml L^{-1} , respectively). Furthermore, a basic fertilization was carried out for to equalize nutrient concentrations to the control one.

At the end of experiments, different parameters were measured: biomass production, leaf area, SPAD index, plant height and stem diameter, numbers of leaves and flowers, concentrations of nutrients in leaf tissues.

The substitution of peat with pruning waste compost affected positively plant growth for both species. For eugenia the best results in terms of plant growth and quality have been observed growing plants on mixture containing 20% of compost in replacement of peat. For gazania, substrates which have positively affected biomass production, growth, leaves number and leaf area were those with 20% and 60% of compost.

Another experiment was carried out to study the contribution of five different composts from agricultural and livestock wastes as component of growing media in the pepper (*Capsicum annum* L.) seedling production. The effect of a desalinization pre-treatment of the compost, on seedlings and substrate properties was also investigated. For this, the same composts, desalinized and not desalinized, were mixed with peat in three different proportions (25%, 50% and 75%), compared to a control treatment (peat). The experiment was developed in a commercial nursery until seedlings showed the commercial size. To evaluate the effect of the different mixtures, physical and chemical parameters were analyzed in the substrates, whereas morphological and yield parameters were determined for pepper.

The addition of different composts led to increase nutrient contents in mixtures. Desalination pre-treatment decreased salinity and nutrient concentrations (P and K). Generally, this treatment has improved physical characteristics of growing media, except for air capacity and shrinkage.

In conclusion, compost has demonstrated to be good alternative instead of peat for the growing media constitution.

A. Premessa

1. Il settore florovivaistico

1.1. Articolazione del settore florovivaistico

Il florovivaismo è un importante comparto dell'agricoltura sia in Italia che a livello mondiale per l'elevata incidenza sulla produzione lorda vendibile e per l'elevato numero di addetti (Mipaaf, 2010) e risulta quindi strategico sia dal punto di vista economico, che per il notevole impegno occupazionale richiesto (Sciortino, 2003). È inoltre un settore molto dinamico e caratterizzato da una marcata competitività internazionale. In tale contesto, e in particolare nel nostro Paese e in Europa, sono necessari ingenti investimenti per ampliare l'assortimento e offrire un prodotto di alta qualità, così da mantenere una certa competitività almeno nei confronti della fascia di mercato più esigente (Mipaaf, 2011).

Questo settore presenta delle caratteristiche molto peculiari sotto l'aspetto colturale, economico e sociale per la vasta gamma di tipologie di prodotto, per i molteplici usi, per le epoche di richiesta del mercato (Sciortino, 2003) e per la forte stagionalità del singolo prodotto, dovuta ai periodi di fioritura e di crescita specifici per ciascuna specie (Creazza e Dallari, 2006). Queste peculiarità possono dare origine a una domanda di mercato particolarmente complessa e diversificata (Mipaaf, 2010).

Il florovivaismo è articolato in numerose tipologie di prodotto, ognuna delle quali si contraddistingue per caratteri e mercati differenti: fiori da recidere e fogliame ornamentale, piante in vaso da interno, piante da balcone, piante da esterno, bulbicoltura e piante da vivaio (Ferretti, 2010).

A causa dell'ampia eterogeneità dei prodotti, esistono diversi criteri di classificazione per distinguere dei sottosettori al suo interno. Ronco (2002) riporta diverse classificazioni, tra le quali una di uso frequente prevede la suddivisione del comparto in floricoltura e vivaismo. La floricoltura è quell'insieme di interventi con cui si riescono a regolare le condizioni agronomiche interdipendenti ed interagenti insite nel terreno (o nel substrato) e nell'atmosfera, le quali incidendo sulla pianta ne determinano la produzione (Ghisleni e Quagliotti, 1983). Il vivaismo si occupa della produzione di materiale di

propagazione (sementi, bulbi, rizomi, talee radicate, marze, piante da seme) con varie destinazioni e si può distinguere in floricolo, frutticolo, orticolo, ornamentale e forestale (Ronco, 2002).

Nel mondo alle produzioni florovivaistiche è destinata una superficie di 1.3 milioni di ettari, suddivisi tra fiori e piante in vaso (530000 ettari), piante da vivaio (oltre 700000 ettari) e bulbi (70000 ettari) (Mipaaf, 2011).

Nonostante i tre quinti della superficie florovivaistica mondiale (circa 800000 ha) siano localizzati in Asia (Ferretti, 2010), l'Europa rappresenta il centro principale per la produzione e il commercio di prodotti florovivaistici. Difatti, in ambito europeo si ha un'alta diversificazione di prodotti e la richiesta sta aumentando fortemente negli ultimi anni (Van Huylenbroek, 2010).

In Europa la superficie complessiva destinata a fiori e piante in vaso supera i 90000 ha coltivati, ai quali vanno aggiunti circa 120000 ha per il vivaismo (Mipaaf, 2012). Come superfici investite in ambito europeo, l'Italia si trova al primo posto con circa 15000 ha (oltre 35000 se si include anche il vivaismo), seguita a netta distanza da Olanda, Gran Bretagna, Germania e Spagna con superfici comprese tra i 6000 e gli 8000 ha, Francia con circa 5000 ha e le altre regioni europee con superfici inferiori a 1000 ha (Mipaaf, 2010).

Il valore della produzione europea ha raggiunto 19.8 miliardi di euro nel 2011 (Ierugan, 2012); la produzione stessa è principalmente concentrata in Olanda (33%), Italia (13%), Francia (12%), Germania (12%) e Spagna (11%) (Recchia et al., 2013).

In Italia, il settore florovivaistico rappresenta circa il 7% della produzione lorda vendibile agricola nazionale (Minuto e Garibaldi, 2008); le principali produzioni attengono ai fiori recisi e piante in vaso, anche se in questi due settori l'Italia viene superata dall'Olanda. Nell'ambito del vivaismo, la Germania detiene il primato (ISMEA, 2011; Van Huylenbroek, 2010), mentre Danimarca e Belgio producono principalmente piante in vaso (Van Huylenbroek, 2010).

I flussi maggiori di importazioni per l'Europa giungono da Paesi Terzi passando per l'Olanda che funge da cerniera negli scambi intercomunitari; circa il 60-80% dei fiori recisi importati nell'Unione Europea tra il 2000 e il 2010 è provenuto da Kenia, Colombia, Israele e Ecuador (Mipaaf, 2011).

Tra i più importanti esportatori, oltre l'Olanda, si annoverano la Spagna, la Polonia e l'Ungheria che negli ultimi anni stanno aumentando la loro base produttiva (Mipaaf, 2013).

In ambito nazionale, le superfici investite a vivai e piante in vaso sono principalmente concentrate nelle regioni settentrionali (Sciortino, 2003); in particolare, la Toscana è al primo posto (23.1%), seguita da Lombardia (18.7%) e Veneto (10.2%). Invece, per le superfici destinate alla coltivazione di fiori recisi la Liguria passa al primo posto (41.3%) e, a netta distanza, seguono Lazio (16.3%) e Campania (16.0%) (ISMEA, 2011).

Per quanto riguarda la Sicilia, il florovivaismo occupa una superficie di circa 3000 ettari, di cui 2300 destinati a piante in vaso e 700 al fiore reciso. In questa regione, le superfici floricole insistono, in prevalenza, nelle province di Ragusa, Messina e Catania, mentre quelle vivaistiche sono concentrate nei territori di Messina, Catania e Trapani (Assessorato Agricoltura e Foreste, 2008).

Si deve tener conto che la maggior parte delle aziende italiane del settore (64%) sono caratterizzate da dimensioni ridotte (ISMEA, 2011; Regione Toscana, 2006), mediamente inferiori ad 1 ettaro per quelle floricole e a circa 2 ettari per quelle florovivaistiche (Mipaaf, 2011). Di conseguenza prevalgono le aziende con struttura elementare, generalmente a conduzione familiare non in grado di far fronte in maniera repentina ai cambiamenti necessari per poter rimanere competitive sul mercato (Mipaaf, 2011). A parte la piccola dimensione aziendale, altri punti deboli di questo settore sono la scarsa tendenza all'associazionismo, il limitato livello tecnologico, la mancanza di strutture commerciali di riferimento per le piccole aziende e la modesta formazione di base degli operatori (Badalà et al., 2008).

Per poter recuperare lo svantaggio competitivo che caratterizza le regioni italiane è necessario, in primo luogo, che le imprese si orientino verso standard qualitativi più elevati in modo che le produzioni florovivaistiche possano essere meglio apprezzate sui mercati che commercializzano prodotti di alto valore (Schimmenti et al., 2009). È auspicabile ridurre la spiccata polverizzazione aziendale del comparto, introdurre innovazioni tecnologiche nelle imprese (Schimmenti et al., 2009) e mirare ad una produzione di qualità che si possa realizzare in tempi brevi e a costi contenuti (Sciortino, 2003).

Anche la realizzazione di innovazioni, sia di prodotto che di processo, risulta indispensabile in quanto, oltre ad incrementare la competitività di questo settore, consentirebbe di soddisfare le richieste di un mercato sempre più globale.

Le innovazioni di prodotto svolgono una funzione trainante per l'economia del comparto, dato che contribuiscono alla formazione di un'offerta diversificata, qualificata e in continuo rinnovamento che attira l'interesse dei consumatori, stimolando la domanda e la competizione tra produttori di aree geografiche diverse. Nonostante la vastità di tipologie florovivaistiche esistenti sul mercato, la domanda di nuovi prodotti è in continua crescita e non sempre viene soddisfatta dall'offerta interna, dovendo ricorrere ai mercati esteri (Minuto e Garbaldi, 2008). Le innovazioni di processo si possono perseguire individuando soluzioni tecnicamente ed economicamente sostenibili al fine di rispondere alle nuove esigenze ambientali.

Le prospettive per questo comparto si possono sintetizzare in un ampliamento dei consumi, in una crescente concorrenza sui prodotti standard, nella esigenza di sviluppare nuovi prodotti specifici per i vari territori ed ecologicamente idonei per affrontare le sfide sia a livello ambientale che fitosanitario (Ferretti, 2010). Questo processo di innovazione non può prescindere da una valida azione di supporto a livello aziendale per ottimizzare l'impiego dei mezzi produttivi.

1.2. La sostenibilità del settore florovivaistico

Al giorno d'oggi, le preoccupazioni nei confronti della salvaguardia dell'ambiente rappresentano una delle principali questioni mondiali che interessano tutte le nazioni individualmente e/o collettivamente (Garg, 2006). Dal punto di vista dell'impiego dei fattori della produzione, il settore florovivaistico si contraddistingue per un elevato indice di intensificazione che pone numerosi problemi dal punto di vista ambientale (Berghage et al., 1999).

In particolare, il vivaismo ornamentale in contenitore rappresenta indubbiamente una forma molto specializzata di agricoltura, con una intensità di coltivazione spesso elevatissima (90000 vasi Ø 16 cm/ettaro), per la quale usi cospicui di substrati, acqua, concimi, diserbanti e fitofarmaci garantiscono un breve ciclo di coltivazione, un aumento della taglia delle piante e una elevata qualità estetica (Cabrera, 2000). Questa attività richiama un livello produttivo di tipo industriale piuttosto che agrario tale da richiedere un elevato sfruttamento di risorse ambientali non facilmente reintegrabili, provocando un livello residuale nelle acque e nei suoli interessati spesso preoccupante (AA.VV., 2001), un aumento notevole dell'emissione di gas serra e composti organici volatili (Aleandri et al., 2011). Tale fenomeno è amplificato da una gestione delle risorse suddette da parte dei produttori spesso lontana non solo dai principi di compatibilità ambientale, ma anche da quelli, più semplici, della razionalità.

Tuttavia, questo comparto è in grado di fornire un consistente contributo per attuare una strategia di filiera volta ad integrare tecniche produttive sempre meno impattanti (Aleandri et al., 2011). Al fine di poter avanzare da questo punto di vista è di importanza fondamentale individuare le possibili azioni "sostenibili" che si possono attuare nel settore florovivaistico, prefissandosi come obiettivo l'aumento dell'efficienza del processo e la riduzione dei costi, attraverso la diminuzione dei consumi energetici, idrici e dell'utilizzo dei pesticidi e la valorizzazione degli scarti (Snyder, 2011).

Nel passato, al momento di valutare la realizzazione di progetti, le questioni ambientali non venivano prese in considerazione, dato che il processo decisionale si focalizzava semplicemente sulla fattibilità tecnica a breve termine e sui vantaggi economici (Mekuriaw e Teffera, 2013). Queste negligenze congiunte

allo sfruttamento dei beni naturali hanno provocato la degradazione dell'ambiente, la scarsità di risorse (Katyal, 2001; Garg, 2006; Joshi et al., 2007; Adohinzin et al., 2011) e il deterioramento generale di molti ecosistemi. La presa di coscienza di queste problematiche ha portato all'affermazione del concetto di sviluppo sostenibile (Mekuriaw e Teffera, 2013).

La sostenibilità della produzione in floricoltura è un tema emergente per i produttori del settore, anche se la maggior parte di loro non posseggono un'idea chiara su questo argomento; in tal modo si possono venire a creare delle barriere che ostacolano l'incentivazione delle pratiche sostenibili (Hall et al., 2009).

Secondo un'indagine informale condotta da Greenhouse Grower (2008), i migliori 100 coltivatori degli Stati Uniti dichiarano opinioni conflittuali riguardo la sostenibilità e il suo ruolo nella produzione floricola. Alcuni coltivatori sostengono che il settore dovrebbe progredire verso pratiche di produzione sostenibili, mentre altri pensano che già sia stata avviata una politica rispettosa nei confronti dell'ambiente (Tambascio, 2008).

Riportando i risultati ottenuti da una ricerca condotta da Hall et al. (2009), il 65% dei floricoltori che sono stati coinvolti nell'indagine pensano che la sostenibilità sia molto importante per l'ambiente. Tuttavia si apprende, da altri risultati, che pochi produttori dell'industria del verde stanno conducendo in maniera continuativa pratiche di coltivazione sostenibili con l'obiettivo di gestire al meglio le risorse ambientali, sia quelle rinnovabili che non.

Anche da parte dei consumatori sta rapidamente aumentando la sensibilità nei confronti dell'ambiente e della gestione sostenibile delle risorse (Yue et al., 2011); infatti, studi hanno mostrato come i consumatori siano interessati all'acquisto di prodotti ecocompatibili e all'utilizzo dei cosiddetti "Ecolabel" (Basu et al., 2008). I consumatori sono sempre più preoccupati dell'origine dei prodotti che acquistano e delle loro modalità di produzione, e alcuni di essi sono anche disposti a pagare un prezzo addizionale o a recarsi in un negozio specializzato se sono a conoscenza che i prodotti sono stati realizzati localmente o in maniera sostenibile (Yue et al., 2009).

Si deve tenere in considerazione che la definizione di sostenibilità non è univoca. Secondo quanto riportato nel rapporto Bruntland delle Nazioni Unite (Anon., 1987) lo *"sviluppo sostenibile è quello che soddisfa i bisogni del presente*

senza compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri bisogni".

Come viene riportato da vari autori (Krug et al., 2008; Dennis et al., 2010; Snyder, 2011), negli ultimi anni l'attenzione si è focalizzata, oltre che sulla sostenibilità economica, anche su quella ambientale e sociale. Infatti, esiste un consenso generale sul sostenere che l'ambiente e l'economia interagiscono, e che tale interazione esige l'integrazione delle politiche ambientali e di quelle socio-economiche (Bartelmus, 1999). A conferma di ciò, il *World Summit* tenutosi nel 2005 dall'Organizzazione delle Nazioni Unite (Anon., 2005) ha preso atto che la sostenibilità deve tenere conto delle esigenze ambientali, sociali ed economiche; queste costituiscono i tre pilastri dello sviluppo sostenibile (Carlile e Coules, 2013). Il pilastro sociale si riferisce alla soddisfazione dei bisogni primari della società, la componente economica si riferisce alla gestione efficiente dell'economia al fine di soddisfare i bisogni materiali e, infine, la componente ambientale riguarda la conservazione e il miglioramento delle risorse di base fisiche e biologiche e degli ecosistemi (UN DESA, 2002). Quindi, i sistemi agricoli peculiari dell'agricoltura sostenibile devono essere in grado di conservare risorse, di rispettare l'ambiente e di competere sul mercato (Hall et al., 2010).

Nell'ambito del settore primario, il florovivaismo è una delle attività nelle quali l'integrazione tra le politiche ambientali e quelle economico-produttive risulta essere problematica e contraddittoria.

Hall et al. (2009) hanno condotto una ricerca per individuare le pratiche sostenibili maggiormente attuate dai produttori operanti nel settore florovivaistico. È emerso che il 72.7% dei coltivatori sottoposti al sondaggio realizzavano il riciclaggio di vasi di plastica e della vetratura delle serre, il 62.4% il riciclaggio e/o risparmio dell'acqua, il 58.2% il risparmio di energia, il 57.3% il compostaggio e il 56.9% pratiche afferenti all'agricoltura biologica.

Come già accennato precedentemente, la produzione commerciale della floricoltura e del vivaismo fa parte di un'agricoltura ad elevata intensità ed alti input (Berghage et al., 1999). In questo contesto, la produzione e la corretta gestione di ingenti quantità di residui colturali derivanti dall'attività vivaistica rappresenta un'importante sfida a livello di sostenibilità ambientale.

La produzione mondiale di residui è considerevolmente aumentata negli ultimi 30 anni, comportando la perdita di materiali e di energia (Herrera et al., 2008). Il quantitativo di scarti colturali prodotto annualmente ammonta a 2-3 t/ha per un vivaio di pieno campo, mentre per un vivaio che produce piante in contenitore si giunge a 10-12 t/ha (Sarri et al., 2013).

Oltretutto, nel caso delle aziende vivaistiche, gli scarti e i sottoprodotti derivanti dalle attività produttive sono gestiti solitamente con modalità poco compatibili con la salvaguardia dell'ambiente (Recchia et al., 2013), come la distruzione, l'abbandono o il conferimento a impianti di recupero/smaltimento. Evitare il conferimento in discarica e l'abbandono di materiali considerati rifiuti è parte integrante delle strategie mondiali che hanno l'obiettivo di favorire la sostenibilità (Carlile e Coules, 2013). Infatti, quando i residui colturali derivanti dall'attività vivaistica vengono sottoposti a combustione si hanno innumerevoli conseguenze negative, tra le quali l'emissione rilevante di inquinanti, la distruzione della sostanza organica, la perdita di composti azotati contenuti nei residui e il pericolo di propagazione accidentale del fuoco.

I settori nei quali si può ragionevolmente immaginare l'impiego di risorse derivanti da scarti di processi produttivi sono la preparazione di substrati a base di compost nella vasetteria, l'impiego di acque reflue per l'irrigazione e il riciclo di materiali plastici. Utilizzando rilevanti volumi di residui di potatura, precedentemente sottoposti a compostaggio, nella formulazione dei substrati come possibile alternativa alla torba si hanno sensibili miglioramenti della sostenibilità del processo produttivo. Infatti, questi scarti risultano prontamente disponibili e poco costosi rispetto ai tradizionali materiali usati per la composizione dei substrati (Chong, 2005). È risaputo che la torba non è una risorsa illimitata, il suo prezzo è in costante ascesa negli ultimi anni e, a conferma di ciò, in alcuni paesi produttori, come la Germania, sono state emanate leggi restrittive sull'estrazione di questo materiale (Bruns, 1994).

Al fine di poter gestire in maniera corretta i residui colturali prodotti da un'azienda è importante ricordare l'emanazione del Decreto Legislativo n. 205 del 03/12/2010, che ha recepito la nuova normativa europea sui rifiuti (Direttiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo) e che ha modificato le precedenti norme contenute nella parte quarta del Testo Unico Ambientale (Decreto Legislativo n.

152 del 03/04/06). L'articolo 13 di questa normativa, riscrivendo e sostituendo l'articolo 185 del Codice dell'Ambiente, stabilisce che *“paglia, sfalci e potature, nonché altro materiale agricolo o forestale naturale non pericoloso, se non utilizzati in agricoltura, nella selvicoltura o per la produzione di energia mediante processi o metodi che non danneggiano l'ambiente o ne mettono in pericolo la salute umana devono essere considerati rifiuti e come tali devono essere trattati”*. Pertanto, la combustione sul campo dei residui colturali configura reato di illecito smaltimento dei rifiuti.

Tuttavia, con il decreto legge 91 del 24 Giugno 2014 (Gazzetta Ufficiale n. 144 del 24/06/2014), convertito nella legge 116 dell'11 Agosto (Gazzetta Ufficiale n. 192 del 20/08/2014), la bruciatura dei residui colturali è diventata a tutti gli effetti una pratica ammessa dalla legislazione italiana, per il reimpiego dei materiali come sostanze fertilizzanti. È stata introdotta la possibilità di raggruppare e bruciare in piccoli cumuli e in quantità giornaliere non superiori a tre metri cubi per ettaro, materiale vegetale (paglia, sfalci, potature), purché le attività siano effettuate sul luogo di produzione. La disposizione vieta le operazioni di combustione nei periodi di massimo rischio per gli incendi boschivi, dichiarati dalle diverse regioni italiane.

Questa inversione di tendenza riduce l'opportunità di riutilizzare i residui colturali dopo il compostaggio per migliorare l'efficienza d'uso dei fattori di produzione (es. elementi nutritivi dei residui colturali disponibili nel compost ottenuto).

A prescindere dalle norme legislative, a lungo termine, l'incremento nell'utilizzo dei sottoprodotti derivati dagli scarti e dei compost in risposta alle pressioni ambientali e sociali posizionerà il vivaismo in cima alla classifica ecologica per l'incentivazione della gestione sostenibile dei rifiuti (Chong, 2005).

Si può affermare che, fra i possibili reimpieghi dei residui di potatura dell'attività vivaistica, il compostaggio rappresenta una valida e "sostenibile" alternativa alle modalità di smaltimento ammesse dalla legge, che risultano gravemente negative nei confronti degli ecosistemi.

2. Il processo di compostaggio

2.1. Definizione del processo

Molti produttori, in risposta alle pressioni ambientali, economiche e socio-politiche, sono spinti a rivalutare i sistemi di gestione delle risorse a loro disposizione, prendendo in considerazione altre tecnologie che diano la possibilità di combinare l'efficienza produttiva con la sostenibilità ambientale (Cambardella et al., 2003).

Indubbiamente alcune modalità di smaltimento degli scarti organici ampiamente applicate, come l'interramento e l'incenerimento, non si possono considerare dei sistemi di gestione ragionevoli, dato che risultano pericolose per i rischi sia abiotici che biotici che comportano (Badr EL-Din et al., 2000; Ait Baddi et al., 2004; Taleghani e Shabani Kia, 2005). Infatti, i materiali di natura organica non sono adatti all'incenerimento a causa del loro elevato contenuto in sostanza organica e acqua. Non si prestano neanche allo smaltimento in discarica perché questo sistema porta alla produzione di metano a seguito di una degradazione anaerobica (Jackson e Line, 1998), contribuendo ad incrementare l'effetto serra (Khalil et al., 2008). Inoltre, a seguito del conferimento in discarica si viene a generare anche del lisciviato che necessita un adeguato trattamento prima di poterlo smaltire definitivamente (Khalil et al., 2008).

Il compostaggio rappresenta l'alternativa di maggior rilievo al fine di smaltire in maniera sostenibile, e quindi di valorizzare, gli scarti derivanti sia dal settore agricolo (scarti vegetali e animali) che da quello industriale (raffineria dello zucchero, rifiuti delle aziende casearie) e residenziale (scarti di cucina e di giardino) (Kothari et al., 2010). Questa tecnica, oltre che rappresentare una strategia che può ridurre notevolmente l'apporto di rifiuti in discarica (Unmar e Mohee, 2008; Kumar et al., 2011), a livello vivaistico potrebbe fornire un materiale per la sostituzione della torba (Ribeiro et al., 2007), che rappresenta il componente maggiormente utilizzato per la formulazione di substrati di coltivazione impiegati per l'allevamento di piante in contenitore.

Molte tipologie di scarti organici compostabili contengono un'ingente quantità di sostanza organica e di nutrienti che può essere riutilizzata (Pascual et al., 1999) e quindi la loro applicazione a fini agricoli appare interessante. Infatti, è

risaputo che l'aggiunta di sostanza organica migliora la qualità dei suoli, riducendone l'erosione e migliorando la produttività delle colture (Sellami et al., 2008).

Esistono, però, alcune problematiche nella gestione di queste biomasse di recupero, tra le quali si annoverano l'instabilità intrinseca, derivante dalla sostanza organica fresca ancora soggetta a processi di degradazione, l'elevata salinità e la presenza di contaminanti. Al fine di evitare questi inconvenienti è fondamentale che la sostanza organica abbia raggiunto un sufficiente grado di maturità e stabilità con il processo di compostaggio. L'imaturità del materiale, infatti, determina un marcato processo di degradazione a carico dei composti organici, una considerevole crescita delle popolazioni microbiche e la temporanea immobilizzazione dell'azoto. In questa fase si avrebbero effetti negativi sulla crescita delle piante dovuti all'esaurimento dell'ossigeno, alla presenza di sostanze fitotossiche e a reazioni esotermiche che possono danneggiare l'apparato radicale delle colture (Zucconi e de Bertoldi, 1986; Iglesias-Jiménez e Pérez-García, 1989).

L'orientamento politico, sia a livello europeo che italiano, sostiene fortemente il riutilizzo degli scarti prodotti in agricoltura (Council Directive 91/156/EEC; 91/689/EEC; 94/62/CE; 99/31/EC; 2008/98/CE; DL n. 152/2006). Infatti, l'Unione Europea si è posta come obiettivo la riduzione del 50% della quantità di residui organici smaltiti in discarica entro il 2050, incoraggiando l'attuazione di trattamenti alternativi come il riciclaggio, il compostaggio o la produzione di biogas (Council Directive 1993/31/EC). A conferma di ciò, soltanto in Italia nel 2004 il compostaggio è stato utilizzato per il trattamento di 2.67 milioni di tonnellate di rifiuti municipali (A.N.P.A., 2005).

Il termine "compost", conformemente al suo significato etimologico (dal latino *compositum*, cioè miscelato), si forma a partire da un processo che ha come prerogativa la presenza di matrici organiche miscelate. Il compostaggio si può definire come un processo di biodegradazione della sostanza organica operato da microrganismi che implica la mineralizzazione e una parziale umificazione (Chen et al., 1994) e che permette di ottenere un prodotto che risulta biologicamente stabile, maturo, umico-simile, libero da microrganismi

patogeni e da semi di infestanti (Haug, 1993; Diaz et al., 2007; Ingelmo et al., 2012).

Il compostaggio è influenzato da alcuni parametri ambientali (es. temperatura, umidità, disponibilità di ossigeno, pH) che possono essere controllati in maniera tale che i microrganismi possano trovare le migliori condizioni per svolgere la loro attività biologica e che si possa accelerare la trasformazione della materia organica. In natura la sostanza organica può essere degradata in maniera aerobica o anaerobica, a seconda dell'ossigeno disponibile; il compostaggio, invece, avviene soltanto in presenza di condizioni aerobiche che permettono la presenza dei microrganismi responsabili del processo (Moreno et al., 2013).

Il processo di compostaggio si articola in due fasi principali:

- biossidazione ("*active composting time*") caratterizzata da intensi processi di degradazione delle componenti organiche più facilmente degradabili (Adani, et al., 1997). In pratica, durante questa prima fase i composti del carbonio organico semplice, che vengono utilizzati dai microrganismi come sorgente di energia e di nutrienti (Moreno et al., 2013), sono facilmente mineralizzati e si ha la produzione di anidride carbonica, ammoniaca, acqua, acidi organici e calore (Bernal et al., 2009). L'accumulo di calore porta all'innalzamento della temperatura della massa in fermentazione (Bernal et al., 2009). La frenetica attività microbica determina un'elevata richiesta di ossigeno indispensabile per le reazioni biochimiche (Leone, 2006). Grazie alle condizioni termofile che si instaurano durante questa fase avviene l'igienizzazione del materiale. Infatti, vengono uccisi vari patogeni (es. *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis*, *Clostridium botulinum*) e vengono distrutti anche i semi vitali di infestanti (Cooperband, 2000). In ogni caso, durante questa fase termofila si ha il temporaneo rilascio di composti fitotossici (cataboliti intermedi, ammoniaca, ecc.) (Leone, 2006). Questa fase è considerata conclusa quando la temperatura è stabile sui 40-45°C (Sellami et al., 2008; Gigliotti et al., 2012).
- maturazione ("*curing*"), durante la quale si completano i fenomeni degradativi a carico delle molecole meno reattive e si svolgono reazioni di trasformazione e polimerizzazione a carico delle stesse (con particolare

riferimento alla lignina) che portano alla sintesi delle sostanze umiche (Chen e Inbar, 1993). Questa seconda fase di stabilizzazione è caratterizzata da temperature prossime a quelle ambientali, dal minor consumo di ossigeno, legato alla riduzione dell'attività respiratoria della flora microbica (Bernal et al., 2009) e dalla ricolonizzazione della massa da parte di microrganismi mesofili (Tortarolo et al., 2008). Durante questa fase vengono degradati i metaboliti tossici che si erano prodotti durante la prima fase.

Ci sono cambiamenti chimici e fisici che si verificano durante il compostaggio. Dal punto di vista chimico, con la decomposizione della sostanza organica, si ha la perdita di carbonio organico in forma di anidride carbonica, il contenuto in ceneri aumenta, il rapporto tra carbonio e azoto (C/N) diminuisce e il contenuto in nutrienti primari e secondari (P, K, Ca, Mg) subisce un incremento (Tiquia e Tam, 2002; Michel et al., 2004; Wang et al., 2004; Zhu, 2006).

Durante l'intero processo di compostaggio si succedono differenti popolazioni microbiche che sono specializzate nell'operare in determinate condizioni ambientali e nel degradare specifiche componenti organiche. Nelle prime ore del processo si hanno condizioni mesofile e quindi si sviluppano i microrganismi che operano a temperature comprese tra 10°C e 45°C (batteri mesofili, funghi, attinomiceti e protozoi). Quando la temperatura inizia ad aumentare (45-70°C) per effetto dell'ossidazione dei composti del carbonio, si attivano i microrganismi termofili (Cooperband, 2000). A partire dai 60°C i funghi termofili lasciano il posto ai batteri sporigeni e agli attinomiceti, i quali sono responsabili della decomposizione delle cere, proteine ed emicellulose (Tortarolo et al., 2008). Le molecole così prodotte seguono destini diversi. In parte vengono liberate come acqua, anidride carbonica e ammoniaca, altre vengono mineralizzate, diventando subito disponibili per le colture (nitrati, fosfati e altri sali), altre ancora portano alla produzione di sostanza organica stabile seguendo il processo dell'umificazione (Leone, 2006).

Affinché il processo di compostaggio possa avere inizio è necessario procedere con la triturazione dei materiali di partenza e alla loro successiva miscelazione. La prima operazione risulta importante per ridurre il volume del materiale da sottoporre a compostaggio e aumentare la superficie di contatto (Eitzer, 1995). Ciò, inoltre, consente di agevolare la manipolazione dello stesso,

riducendo in tal modo il fabbisogno di spazio per il trattamento del materiale (Raviv, 1998). Il grado di triturazione deve far sì che si ottenga una porosità tale da garantire il deflusso dell'anidride carbonica verso l'esterno e l'ingresso di ossigeno all'interno della massa. La porosità deve inoltre evitare il possibile ristagno di acqua e quindi l'insorgere di fenomeni di putrefazione. Risultati soddisfacenti si ottengono normalmente quando il diametro delle particelle oscilla tra 0.5 e 5 cm. Per il compostaggio di residui solidi municipali Komilis e Ham (2000) hanno effettuato una trinciatura per ottenere particelle di 3-4 cm, mentre Chynoweth et al. (1991) hanno effettuato una trinciatura più grossolana ottenendo dimensioni di 2÷10 cm. Nel caso dei residui di potatura, buoni risultati sono stati ottenuti con una trinciatura tale da ottenere dei frammenti con dimensioni comprese tra 2 e 15 cm (Lopez et al., 2008; Ostos et al., 2008). La miscelazione è importante per assicurare che il materiale che si sta avviando a compostaggio sia il più omogeneo possibile in ogni sua parte e che, pertanto, il processo di degradazione possa interessare l'intera massa sottoposta a compostaggio.

Dal punto di vista fisico il compostaggio comporta una riduzione sia del volume che del peso della biomassa iniziale. La riduzione del volume (da $\frac{1}{4}$ a $\frac{1}{2}$ del volume originario, Bernal et al., 2009) dipende dalle caratteristiche della matrice di partenza (es. i residui vegetali freschi tendono a una marcata riduzione di volume) ed è dovuta all'evaporazione dell'acqua, alla perdita di anidride carbonica, a seguito dei processi di mineralizzazione (Unmar e Mohee, 2008) e alla riduzione delle dimensioni della matrice grossolana di partenza che si trasforma in un materiale friabile di fine tessitura. Il fattore principale dal quale dipende la diminuzione del peso dei materiali di partenza (perdita del 40-80% del peso originario) è la perdita di acqua a seguito dell'evaporazione (Kulcu e Yaldiz, 2004). La perdita di peso incrementa il contenuto salino nel compost finale, il quale raggiunge valori che variano a seconda della matrice di partenza. Ad esempio, Ostos et al. (2008) hanno riportato valori di conducibilità elettrica (CE), misurata su un estratto acquoso 1:5 (compost-acqua v/v), di 1.59 dS m^{-1} per compost derivante rifiuti solidi municipali e 3.23 dS m^{-1} per compost derivante da fanghi di depurazione. Valori di CE inferiori caratterizzano il compost ottenuto a partire da residui di potatura (es. 0.56 dS m^{-1} , Benito et al., 2005).

Il processo di compostaggio viene interrotto quando ancora il contenuto di sostanza organica è relativamente elevato (più del 50% della quantità iniziale). Infatti, in condizioni ambientali favorevoli, il processo potrebbe continuare fino a quando tutti i componenti organici sono mineralizzati (Diaz et al., 2007).

Al termine del compostaggio si effettua la vagliatura che consiste nella separazione meccanica delle particelle in funzione della loro dimensione (Viviani, 2011). In tal modo viene rimosso il materiale grossolano (pezzetti di legno, plastica, ecc.) che potrebbe ridurre la qualità del compost in base al suo utilizzo finale.

Sulla base dei volumi da trattare e delle tecnologie applicate, il compostaggio viene distinto in domestico (*home composting*), quello che si svolge a livello aziendale (*on-farm composting*), quello avviato a livello industriale (*industrial composting*) (Valentini, 2011) e infine i sistemi di compostaggio su piccola scala avviati in laboratorio (*laboratory-scale*). L'*home composting* viene effettuato utilizzando gli scarti dei giardini (comprese foglie e erba tagliata) e quelli alimentari (Cooperband, 2000). L'*on-farm composting* si svolge in aziende medio-piccole ed è la tecnologia tipicamente applicata per trattare le deiezioni animali di aziende zootecniche o gli scarti colturali. L'*industrial composting* è una tecnologia su larga scala applicata quando è previsto il trattamento di ingenti volumi di scarti al giorno e di conseguenza la sua gestione risulta essere di tipo intensivo (Cooperband, 2000). Il compostaggio *laboratory-scale* prevede l'utilizzo di reattori di diverse tipologie, i cui materiali costituenti possono variare (polietilene, acciaio, vetro Pyrex) a seconda della necessità; in tali procedure spesso l'aerazione viene fornita in maniera forzata oppure si applicano dei rivoltamenti della massa all'interno del reattore tramite delle maniglie mescolatrici (Kulcu e Yaldiz, 2004; Kaosol et al., 2012).

Le tecnologie di compostaggio variano anche a seconda del metodo di aerazione, del controllo della temperatura, della miscelazione e/o rivoltamento del materiale e del tempo richiesto per il compostaggio (Baeta-Hall et al., 2005).

I metodi di aerazione più comuni per fornire ossigeno sono il rivoltamento dei cumuli e l'aerazione forzata (Cayuela et al., 2006). In generale, il compostaggio con aerazione forzata è più veloce, porta ad un compost di alta qualità ed è una buona strategia per ridurre la perdita di azoto tramite

volatilizzazione (Cayuela et al., 2006). Di contro, rispetto al rivoltamento dei cumuli, comporta una minore omogeneità della massa sottoposta a compostaggio, si possono venire a creare gradienti di temperatura e c'è una maggiore necessità di effettuare bagnature a causa delle notevoli perdite di acqua per evaporazione.

Esiste un sistema denominato "Rutgers", che può attenuare gli svantaggi derivanti dall'applicazione dell'aerazione forzata. Questo sistema consiste nell'attivazione "automatizzata" dell'aerazione a seguito del controllo della temperatura. L'obiettivo è quello di non far superare alla temperatura dei cumuli un tetto massimo prestabilito (generalmente pari a 55°C) (Finstein et al., 1985).

Spesso l'aerazione forzata e i rivoltamenti vengono impiegati contemporaneamente.

Gajalakshmi e Abbasi (2008) in base al metodo di aerazione adottato, distinguono i metodi di compostaggio in cumuli rivoltati, cumuli statici, cumuli statici aerati (con aerazione passiva o attiva) e cumuli statici aerati e rivoltati.

2.2. I fattori chiave del processo di compostaggio

Nel passato il processo di compostaggio veniva concepito e considerato principalmente come una combinazione di elementi slegati tra loro, senza valutare che esso è in realtà un processo biologico, ecologicamente complesso, influenzato da un'ampia varietà di fattori ambientali (Mohammad et al., 2012) e che, quindi, può essere ottimizzato (Moral et al., 2013).

I fattori che interessano il processo di compostaggio si possono dividere in 2 gruppi: quelli dipendenti dal materiale da compostare, come il bilancio nutritivo (C/N), il pH, la dimensione delle particelle, la porosità e l'umidità, e quelli dipendenti dalla gestione del processo, come la concentrazione di ossigeno e la temperatura. Questi fattori vengono influenzati da altri elementi, quali il grado di omogeneità del materiale, che è determinato a sua volta dai pretrattamenti fisici che si effettuano per modificare la dimensione delle particelle e la porosità, la dimensione del cumulo, la frequenza dei rivoltamenti, le condizioni ambientali esterne, la tecnica di compostaggio impiegata e la natura del sistema di aerazione (Moreno et al., 2013; Zhang e Sun, 2014).

Il bilancio nutritivo è definito principalmente dal rapporto tra carbonio e azoto (C/N). Come accennato precedentemente, i microrganismi responsabili del processo utilizzano come nutrienti essenziali il carbonio, l'azoto, il fosforo, il potassio e altri elementi in minor quantità (Tuomela et al., 2000; Tortarolo et al., 2008). Il carbonio ha la funzione principale di sorgente d'energia per i microrganismi, poiché una piccola frazione viene incorporata nelle loro cellule. L'azoto è un altro elemento fondamentale per i microrganismi perché è un componente delle proteine, acidi nucleici, enzimi e co-enzimi necessari alla crescita e alla funzionalità della cellula (Tuomela et al., 2000). Questo rapporto è essenziale affinché il processo di compostaggio possa svolgersi in maniera appropriata (Moreno et al., 2013); infatti, da questo parametro dipende la velocità con cui crescono e operano i microrganismi coinvolti nel processo (Brito et al., 2008).

Il rapporto C/N adeguato per il compostaggio è compreso tra 25 e 35 (Bernal et al., 2009; Kumar et al., 2010), perché si considera che i microrganismi richiedano 30 parti di carbonio per unità di azoto (Bishop e Godfrey, 1983). Un

rapporto C/N elevato rende il processo molto lento in quanto vi è un eccesso di substrato degradabile per i microrganismi rispetto al contenuto di N indispensabile per la crescita dei microrganismi stessi (Bernal et al., 2009). Al contrario, con un basso rapporto C/N il ridotto contenuto di carbonio non fornisce sufficiente energia per i microrganismi e l'azoto sarà prodotto in eccesso e perso tramite volatilizzazione dell'ammoniaca, generando odori sgradevoli (Moreno et al., 2013).

Il pH è un parametro soggetto a notevoli oscillazioni nel corso del processo: all'inizio, a causa della formazione di anidride carbonica e di acidi organici, il pH arriva a valori acidi (5.0-6.0); successivamente, a seguito dell'aerazione applicata e della decomposizione delle proteine, il pH sale raggiungendo valori di 8.0-8.5. (Leone, 2006). Il range ottimale che sostiene l'attività dei batteri è 6.0-7.5, mentre per i funghi è 5.5-8.0 (Zorpas et al., 2003). Se il pH è vicino o supera 9 viene stimolata la conversione di azoto in ammoniaca e, di conseguenza, la crescita e l'attività dei microrganismi vengono influenzate negativamente (Moreno et al., 2013). Lo zolfo viene usato come correttivo per evitare valori di pH eccessivamente alti durante il compostaggio (Bernal et al., 2009). Se il pH scende al di sotto di 6, la decomposizione microbica, in particolar modo quella svolta dai batteri, si interrompe.

La dimensione delle particelle e la loro distribuzione sono dei fattori critici per il bilanciamento del rapporto tra la superficie e il volume delle particelle stesse, per la crescita dei microrganismi e per mantenere un'adeguata porosità (Bernal et al., 2009). Agendo su questi fattori il processo può essere accelerato, perché viene facilitata la degradazione della sostanza organica e, oltretutto, si favorisce l'omogeneità e la miscelazione dei materiali. Procedendo in tal maniera si facilita l'isolamento della massa; le perdite di energia verso l'esterno vengono ridotte, infatti, al minimo e di conseguenza si evita che i cumuli possano essere esposti ad un eccessivo raffreddamento (Moreno et al., 2013).

In presenza di particelle estremamente ridotte si ha il compattamento della massa, la riduzione della porosità e il verificarsi di condizioni anaerobiche (Bernal et al., 2009; Moreno et al., 2013). Per contro all'aumentare della dimensione delle particelle si avrà una diminuzione del rapporto superficie/volume. Quindi un compost caratterizzato da particelle grandi non

viene adeguatamente degradato perché l'interno delle particelle è di difficile accessibilità per i microrganismi. Oltretutto, se si verificano queste condizioni la decomposizione è resa ancora più difficoltosa perché con l'avanzare del processo la superficie delle particelle viene rivestita da uno strato impenetrabile umificato (Bernal et al., 1993).

La porosità è un parametro che esercita una grande influenza sull'esito del compostaggio; essa è definita come il rapporto tra il volume di pori e il volume totale della massa. Alcuni pori sono occupati da aria mentre altri da acqua (Cooperband, 2002). La percentuale di pori riempiti d'aria in una massa avviata a compostaggio dovrebbe essere in un range del 35-50% (Bernal et al., 2009). Se la porosità risulta maggiore del 50% all'interno del cumulo si mantiene una temperatura bassa perché l'energia persa supera il calore prodotto. Al contrario, se la porosità è troppo bassa si generano condizioni anaerobiche e odori sgradevoli, dato che non viene favorita l'aerazione della massa in fermentazione (Peigné e Girardin, 2004; Bernal et al., 2009).

Per quanto riguarda il contenuto d'umidità, si tratta di un fattore fondamentale dato che il compostaggio è un processo biologico che dipende fondamentalmente da un determinato livello di acqua presente nel sistema (McMahon et al., 2008). L'optimum del contenuto di acqua varia a seconda del materiale da compostare, ma generalmente la miscela dovrebbe presentare un livello di umidità del 50-60% (Verdonck et al., 1998; Liang et al., 2003; Gajalakshmi e Abbasi, 2008; Li et al., 2008). Il contenuto di acqua influenza anche lo scambio gassoso all'interno della massa. Infatti, all'aumentare del contenuto d'acqua la velocità di trasferimento del gas diminuisce e la velocità di trasferimento dell'ossigeno diventa insufficiente al fine di soddisfare le richieste metaboliche dei microrganismi (Mohammad et al., 2012). Un'umidità eccessiva (>65%), oltre che influenzare negativamente la disponibilità di ossigeno e generare condizioni anerobiche, porta anche alla lisciviazione dei nutrienti (Gajalakshmi e Abbasi, 2008). Un livello basso di umidità (<40-45%) impedisce il processo di compostaggio, perché i microrganismi rallentano la loro attività e quindi si riduce il tasso di decomposizione (Moreno et al., 2013). Un errore abituale che si ha nel monitoraggio del compostaggio è identificare la fine dell'attività bioossidativa con il primo decremento della temperatura a valori

prossimi a quella atmosferica. In molti casi, questo declino è associato soltanto alla riduzione dell'attività dei microrganismi causata dalla perdita di acqua e quindi alla non corretta gestione dell'umidità nei materiali sottoposti a compostaggio (Moral et al., 2013). Durante la seconda fase di stabilizzazione è richiesto un livello umidità pari al 45% (Zeng et al., 2009), dato che l'attività microbica decresce.

Per quanto riguarda le condizioni ambientali non legate al materiale di partenza, il contenuto di ossigeno è fondamentale per l'attività dei microrganismi aerobi operanti nel processo. L'ossigeno è indispensabile oltre che per la biodegradazione aerobica, anche per rimuovere l'eccesso di acqua, vapore, calore e dei vari gas (Li et al., 2008). Durante la prima fase, la percentuale di ossigeno dovrebbe essere compresa tra il 5% e il 15% (Epstein, 1976 e 1978; Haung, 1993), mentre durante il processo di maturazione tra l'1% e il 5% (Ruggieri et al., 2008). La percentuale di ossigeno non deve essere troppo elevata perché si avrebbe una eccessiva velocità dei processi con una perdita immediata di sostanze degradabili (Bernal et al., 2009), il trasferimento d'energia sarebbe troppo alto con conseguente decremento della temperatura (Rynk et al., 1992). In caso contrario, cioè con livelli bassi di ossigeno, si andrebbe incontro a processi anaerobici di putrefazione con formazione di sostanze fitotossiche e maleodoranti (Rynk et al., 1992; Bernal et al., 2009).

La temperatura è uno degli indici più importanti da tenere in considerazione al fine di monitorare l'evoluzione del processo di compostaggio (Diaz et al., 2002a; Moreno et al., 2013). Piccole variazioni di questo parametro possono influenzare notevolmente l'attività e la biomassa microbica rispetto a piccoli cambiamenti a carico di umidità, pH, sostanza organica o rapporto C/N. I cambiamenti della temperatura durante il compostaggio seguono la successione delle popolazioni microbiche, contribuiscono ad eliminare i patogeni e a modificare le proprietà fisico-chimiche dei substrati (Moreno et al., 2013). Diverse ricerche hanno mostrato che il range termofilo compreso tra 50 e 60°C favorisce un'attività maggiore dei microrganismi operanti nel processo (Schulze, 1962; Jeris e Regan, 1973; McGregor et al., 1981; Kipp, 1984; McKinley et al., 1985; Stentiford, 1996). Stentiford (1996) sostiene che temperature di 55-65°C sono

necessarie per distruggere i patogeni, ma che le temperature mesofile di 45-55°C sono le migliori al fine di mantenere il massimo grado di biodegradazione.

Quindi, si deve prestare attenzione al controllo di questo parametro perché, se si supera il range di tolleranza dei decompositori termofili, si può danneggiare l'evoluzione del processo. Infatti, Bernal et al. (2009) sostengono che a temperature al di sopra di 63°C, l'attività microbica diminuisce rapidamente e di conseguenza anche il tasso di decomposizione della sostanza organica. In pratica i microrganismi coinvolti nel processo muoiono e sopravvivono solo quelli in grado di produrre spore termoresistenti (Moreno et al., 2013). La rimozione dell'eccesso di calore può essere attuata migliorando l'aerazione e favorendo l'evaporazione dell'acqua (Bernal et al., 2009).

2.3. Gli impieghi del compost

L'utilizzo del compost risulta una soluzione economicamente sostenibile perché il prodotto può essere manipolato, conservato e trasportato con facilità (Van Heerden et al., 2002); la sua applicazione al suolo, inoltre, comporta un miglioramento della fertilità e della struttura fornendo elementi nutritivi e incrementando i microrganismi benefici (Amlinger et al., 2003; Sellami et al., 2008).

I vantaggi dell'aggiunta di compost al suolo, sotto forma di ammendante organico, derivano dal miglioramento generale delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche (Marinari et al., 2000; Vargas-Garcia et al., 2007).

Dal punto di vista fisico si ha l'incremento della capacità di ritenzione idrica, della porosità totale (Zhang, 1994; Cooperband, 2000; Cogger, 2005), della stabilità degli aggregati (Giusquiani et al., 1995); tutto ciò porta a una riduzione della densità apparente e della resistenza del terreno (Tester, 1990). In particolar modo, quest'ultimo cambiamento si traduce in una più facile germinazione, sviluppo delle radici e coltivazione delle colture (Raviv, 1998).

Dal punto di vista chimico, l'applicazione del compost comporta la riduzione della biodisponibilità dei metalli pesanti, l'incremento della capacità di scambio cationico e della capacità tampone (Cooperband, 2000); questo può portare a una maggiore concentrazione nel suolo di nutrienti disponibili per la pianta (De Lucia et al., 2013) e al miglioramento dell'efficienza d'uso dei nutrienti stessi, specialmente quando si verificano elevate precipitazioni o in presenza di un'eccessiva irrigazione (Raviv, 1998).

Dal punto di vista biologico, questo prodotto, oltre che fungere da sorgente di sostanza organica, fornisce regolatori di crescita delle piante (es. auxine, gibberelline, citochinine, Frankenberger e Arshad, 1995) e sostanze inibitrici che contribuiscono al controllo dei patogeni tellurici (es. *Pythium* spp., *Phytophthora* spp., *Rhizoctonia* spp., *Fusarium* spp.) (Epstein, 1976; Atiyeh et al., 2002; Cotxarrera et al., 2002; Tilston et al., 2002; Scheuerell et al., 2005; Suarez-Estrella et al., 2007; Borreo et al., 2013).

Sono stati condotti anche studi riguardanti l'efficacia di compost derivanti da sottoprodotti agro-industriali e di origine animale per il controllo di funghi

fitopatogeni e nematodi (Diáñez et al., 2007). Mostrando questa interessante attività antagonista nei confronti di organismi dannosi delle piante, i compost sono utilizzabili anche per limitare l'uso di pesticidi in agricoltura (Aleandri et al., 2011). Tuttavia si deve tener presente che questa proprietà "soppressiva" dei compost non è costante, dato che le caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del compost applicato variano a seconda dei materiali di partenza, dei tempi di maturazione e delle condizioni di conservazione (Moreno et al., 2013).

In ogni caso, il compost non si utilizza soltanto come ammendante del suolo, ma rappresenta anche un valido strumento per affrontare le problematiche legate al controllo degli inquinanti; in particolar modo si può utilizzare per il biorisanamento dei suoli contaminati da metalli pesanti e composti organici tossici (Cooperband, 2000; Mohammad et al., 2012). Oltre a ciò, il compost può essere impiegato per contrastare i fenomeni di erosione tipici delle scarpate situate lungo le autostrade (Mohammad et al., 2012).

Per quanto riguarda la sua azione fertilizzante, una frazione dei nutrienti forniti dal compost è prontamente disponibile (in particolare la maggior parte del potassio), mentre la restante parte viene trasformata con l'avanzare del tempo in forma disponibile con la mineralizzazione. L'applicazione del compost, oltre che dare un apporto diretto di nutrienti, induce anche effetti significativi indiretti. Uno dei più importanti consiste nell'aumentare la disponibilità di composti organici per l'attività microbica e ciò si riflette in un incremento dell'attività enzimatica, che stimola un più veloce tasso di mineralizzazione sia dell'azoto che del fosforo (Pankhurst et al., 1995; Falih e Wainwright, 1996; Oberson et al., 1996). Il compost si presta ad essere utilizzato come fertilizzante a lento rilascio anche per la bassa concentrazione in azoto minerale (Steger et al., 2007).

In generale, si può affermare che il compost, svolgendo la duplice funzione sia di ammendante che di fertilizzante, contribuisce al miglioramento del suolo, portando alla creazione di un ambiente che favorisce la crescita di un apparato radicale sano (Ferrini e Fini, 2011).

2.4. I parametri di qualità di un compost

Per valutare la qualità di un compost viene esaminato lo stato complessivo del compost stesso dal punto di vista fisico, chimico e biologico (Lasaridi et al., 2006).

Le caratteristiche che si valutano per un compost di alta qualità sono la maturità e la stabilità (Goyal et al., 2005; Sæbø e Ferrini, 2006).

La maturità del compost si riferisce alla decomposizione dei composti fitotossici, prodotti durante le prime fasi del processo (Wu et al., 2000) che inibiscono la germinazione dei semi, la crescita delle piante (Rie, 1988) e lo sviluppo delle radici (Brinton, 2000), e alla presenza delle sostanze umiche che si formano come conseguenza della modificazione della sostanza organica (Robin, 1997). L'inibizione legata all'effetto fitotossico, che può derivare dal compost, è correlata oltre che all'elevata concentrazione salina, al rilascio di acidi organici (Sæbø e Ferrini, 2006) e alla presenza di sostanze fenoliche e all'eccesso di ammonio (Garcia et al., 1992). Probabilmente, l'acido acetico è l'acido organico maggiormente dannoso, ma ci sono anche altri composti (es. acetaldeide, etanolo, acetoni, etilene) che possono essere nocivi per le piante (Ozores-Hampton, 1998).

La stabilità di un compost risiede nella sua capacità di sostenere l'attività biologica (Sæbø e Ferrini, 2006), quindi è strettamente legata al tasso di attività microbica nel compost stesso (Moral et al., 2009; Guo et al., 2012). Proprio per questo motivo, un compost si può definire stabile, e quindi non più in grado di sostenere l'attività microbica, se contiene un'elevata quantità di composti recalcitranti (es. cellulosa, lignina) (Barrena-Gomez et al., 2006). Questi composti lignocellulosici sono costituiti da una miscela di cellulosa (circa il 40%), emicellulosa (20-30%) e lignina (20-30%) (Sjöström, 1993). Cellulosa ed emicellulosa sono macromolecole costituite da differenti zuccheri, mentre la lignina è un polimero aromatico sintetizzato a partire dai precursori del fenilpropanoide (Sanchez, 2009). L'emicellulosa contribuisce al rafforzamento della parete cellulare, interagendo con la cellulosa e, in alcuni punti, anche con la lignina (Scheller e Ulvskov, 2010). In ogni caso, l'emicellulosa è più facilmente degradabile rispetto alla cellulosa, e ciò è dovuto al minore grado di

polimerizzazione e alla sua natura amorfa (Kuhad et al., 1997). La lignina è la frazione che mostra la maggiore resistenza nei confronti della biodegradazione (Vargas-Garcia et al., 2007) e che, quindi, fornisce resistenza alla degradazione operata dai microrganismi (Argyropoulos e Menachem, 1997). In conseguenza dell'elevata resistenza di questi composti nei confronti della biodegradazione che avviene durante il compostaggio, essi sono presenti in elevata quantità al termine del processo. Ciò risulta vantaggioso perché essi costituiscono i precursori delle sostanze umiche (Tuomela et al., 2000). Infatti, diverse sostanze che vengono rilasciate da questa frazione (polifenoli, zuccheri e aminocomposti) a seguito dell'attività microbica, promuovono la formazione di humus (Ji et al., 2005). L'humus è il prodotto finale del processo di umificazione ed è costituito principalmente da lignina, polisaccaridi e composti azotati (Varadachari e Ghosh, 1984; Fustec et al., 1989; Inbar et al., 1989), i quali vengono trasformati in sostanze umiche inerti. Queste ultime svolgono un ruolo fondamentale perché costituiscono la principale riserva di carbonio organico nei suoli (Aiken e al., 1985).

Procedere alla valutazione della maturità e della stabilità riveste un'importanza cruciale al fine di poter utilizzare con successo il compost a fini agricoli (Iannotti et al., 1994; Mondini e Insham, 2003). Infatti, l'applicazione al suolo o l'utilizzo come substrato di un compost instabile e immaturo possono danneggiare le piante, provocando la formazione di composti fitotossici, la fissazione di azoto nel suolo, la riduzione della crescita delle piante (Garcia et al., 1991; Marinari et al., 2000) a causa della competizione per l'ossigeno nella rizosfera (Iglesias-Jiménez e Pérez-Garcia, 1989; Brodie et al., 1994; Bernal et al., 1998; Shi et al., 1999; Bernal et al., 2009).

Sebbene la maturità e la stabilità si riferiscano a differenti processi, esse sono correlate tra loro poiché i composti fitotossici presenti nei materiali instabili e immaturi sono prodotti dai microrganismi (Zucconi et al., 1985).

Per valutare la maturità e la stabilità vengono presi in considerazione diversi parametri di natura fisica, chimica e biologica.

Per la maturità, in particolare, vengono presi in considerazione come parametri fisici l'odore e il colore (Lasaridi e Stentiford, 1998; Brewer e Sullivan, 2003) e dal punto di vista chimico il rapporto tra il contenuto in azoto

ammoniacale e azoto nitrico ($\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$) (Bernal et al., 1998; Sanchez-Monedero et al., 2001; Bernal et al., 2009) e i parametri di umificazione (Inbar et al., 1993), mentre tra i parametri biologici i test o i saggi attraverso i quali si valuta la fitotossicità (Zucconi et al., 1981; Lasaridi e Stentiford, 1998; Aparna et al., 2007; Said-Pullicino et al., 2007; Gomez-Brandon et al., 2008; Bernal et al., 2009; Gao et al., 2010).

L'odore e il colore assunti dal compost al termine del compostaggio sono tenuti in considerazione per avere un'idea generale dello stadio di decomposizione del prodotto finale; essi, però, non costituiscono dei parametri sufficienti al fine di poter stabilire con certezza il raggiungimento della maturità (Brewer e Sullivan, 2003; Bernal et al., 2009). Un compost, rispetto all'inizio del processo, mostra una riduzione marcata degli odori sgradevoli che diventano sempre meno simili a quelli dell'ammoniaca. In pratica, al termine del processo il compost maturo dovrebbe essere inodore o emanare un odore caratteristico di "terriccio" (Gotaas, 1956; Alexander, 1990; Brodie et al., 1994). Per determinare l'odore in maniera precisa si effettua un confronto con descrizioni dell'odore precedentemente effettuate, riportate in diverse metodologie (Brewer e Sullivan, 2003).

Il colore è in gran parte correlato al materiale di partenza ma, in ogni caso, l'imbrunimento del compost è associato ad un livello maggiore di maturità (Thompson, 2002). A conferma di ciò, Jiménez e Garcia (1989) affermano che il prodotto finale, a seguito di un periodo di maturazione sufficientemente lungo, dovrebbe assumere un colore marrone scuro o quasi nero. Alcuni materiali al termine del processo hanno un colore nero brunoastro o tendono al grigio, a seconda delle sostanze che erano presenti nei materiali di partenza all'origine del processo (es. tannini, melanina o altri composti contenenti pigmenti bruni) (Gotaas, 1956; Diaz et al., 1993). Il colore viene valutato in un ambiente luminoso, effettuando una comparazione del campione di compost con una scala di colori usati come standard. In pratica i pannelli con colori standard forati vengono appoggiati al di sopra del campione (Brewer e Sullivan, 2003).

Il rapporto $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ fornisce informazioni sulla maturità del compost perché, generalmente, con l'avanzare del processo diminuisce la concentrazione di N-NH_4^+ e si verifica la simultanea comparsa di N-NO_3^- . Ciò porta ad una

diminuzione del rapporto $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ in favore della forma ossidata (Brewer e Sullivan, 2003) e questo fenomeno è un chiaro indicatore dell'avanzamento del processo di nitrificazione (Sanchez-Monedero et al., 2001; Ko et al., 2008). Bernal et al. (1998), Pare et al. (1998) e Larney et al. (2000) sostengono che un rapporto tra queste due forme inferiore a 1 è indicativo di un compost maturo.

La capacità di scambio cationico (CSC), come proposto da Roig et al. (1988), è utilizzata per valutare la maturità del compost, perché è un indicatore del processo di umificazione (Brewer e Sullivan, 2003). Con l'avanzare del processo, i composti del carbonio rimanenti hanno un elevato contenuto strutturale di gruppi funzionali che possono assorbire cationi, quindi l'umificazione determina un incremento della CSC. Harada e Inoko (1980) hanno proposto che un valore di questo parametro superiore a 60 cmol kg^{-1} garantisce un buon grado di maturità.

I parametri di umificazione forniscono informazioni riguardanti il grado maturità della sostanza organica in via di degradazione (Gigliotti et al., 1999; Domeizel et al., 2004; Suzuki et al., 2004; Sellami et al., 2008). Questi parametri sono legati alle sostanze umiche che costituiscono, non soltanto la frazione più stabile della sostanza organica, ma anche una delle più importanti per quanto riguarda gli effetti diretti e indiretti sulla disponibilità dei nutrienti e sulla organizzazione della struttura (Tate, 1992).

Le sostanze umiche sono costituite da acidi fulvici (solubili in acqua a qualsiasi livello di pH), acidi umici (insolubili in acqua con pH acido) e umina (non solubile in acqua) (Aiken et al., 1985). Un compost immaturo contiene un'elevata quantità di acidi fulvici e bassi livelli di acidi umici. Man mano che la decomposizione avanza, gli acidi fulvici subiscono un decremento o rimangono invariati, invece gli acidi umici iniziano ad essere prodotti (Tuomela et al., 2000).

I parametri di umificazione determinati sono il tasso (HR), il grado (DH) e l'indice (HI) di umificazione. HR esprime la percentuale di carbonio umico rispetto al carbonio organico totale (Ciavatta et al., 1989); DH esprime la percentuale di carbonio organico umico rispetto al carbonio organico estraibile (Ciavatta et al., 1991); HI è il rapporto tra il carbonio estratto non umico e il carbonio umico totale (Sequi et al., 1996). Per HR valori che indicano un buon livello di maturità si aggirano su 40-45% (Baffi et al., 2007); DH indica un'elevata presenza di

sostanze umiche nel compost a partire dal 60% (Baeta-Hall et al., 2005); infine, valori di HI inferiori a 0.5 (Ciavatta et al., 1990; Ciavatta e Govi, 1993) confermano un buon grado di maturità raggiunto dal compost.

I test che si utilizzano per valutare la fitotossicità del compost possono essere classificati in: test di germinazione, che includono anche la misurazione della lunghezza delle radici (Zucconi et al., 1981; Zucconi et al., 1985); test di crescita, che prevedono la valutazione dell'altezza delle piante e a volte della massa delle radici; test sia di germinazione che di crescita; altri test biologici utilizzati hanno l'obiettivo, invece, di valutare l'attività di enzimi (es. lipasi, cellulasi) correlati con la maturità del compost (Herrmann e Shann, 1993).

I test di germinazione forniscono un'immagine puntuale della fitotossicità del materiale, mentre i test di crescita sono influenzati dai continui cambiamenti che avvengono a carico del compost testato (Bernal et al., 2009). I test, che prevedono la valutazione della germinazione dei semi e dell'allungamento delle radichette, sono utilizzati per identificare la tossicità di vari inquinanti ambientali, come ad esempio i metalli pesanti (Wong e Bradshaw, 1982) e i composti fenolici (Wong, 1985).

Il crescione comune (*Lepidium sativum* L.) è la pianta maggiormente utilizzata per gli studi riguardanti la fitotossicità (Zucconi et al., 1981, 1985; Wong et al., 2001; Hoekstra et al., 2002; Albuquerque et al., 2006; Walter et al., 2006; Oleszczuk, 2010). In ogni caso, diversi ricercatori hanno utilizzato altre specie, come l'orzo (Vassilev et al., 2004; Tariq et al., 2007; Widodo et al., 2009), il cavolo cinese (Aslam e VanderGheynst, 2008) e la lattuga (Inaba e Takenaka, 2005; Al-Maskri et al., 2010).

La valutazione dell'indice di germinazione (IG) è uno dei metodi più comuni per determinare la fitotossicità del compost. Zucconi et al. (1981) e Tiquia e Tam (1998) riportano che i compost con valori dell'indice di germinazione (IG) superiori all'80% si possono considerare maturi e liberi da fitotossine.

Per valutare il raggiungimento della stabilità, dal punto di vista fisico si considera la temperatura, per quello chimico il rapporto C/N (Iglesias-Jiménez e Pérez-García, 1992; Bernal et al., 1998;) e il rapporto tra la concentrazione in cellulosa e lignina (C/L) (Roig et al., 1988; Saharinen, 1998; Brewer e Sullivan,

2003), mentre dal punto di vista biologico vengono determinati diversi indici respirometrici (Gao et al., 2010).

Alcuni autori sostengono che la misurazione della temperatura indica il raggiungimento di un buon grado di stabilità perché per un compost maturo essa deve essere vicina ai valori della temperatura ambiente (Brodie et al., 1994; Satisha e Devaranjan, 2007). Infatti, è ampiamente riconosciuto che questo parametro ha un'importanza fondamentale per valutare il processo di compostaggio (Mckinley e Vestal, 1985; Strom, 1985), perché esso è correlato con l'attività microbica (Tiquia et al., 1996) e con altre importanti proprietà del compost, come il rapporto C/N (Tiquia et al., 1998).

Il rapporto C/N è uno dei parametri chimici più frequentemente considerati come criterio di stabilità, anche se a volte può risultare inadeguato al fine di prevedere l'evoluzione della decomposizione (Thuries, 2002). Questo rapporto dà un'indicazione sull'azoto disponibile per il processo di degradazione biologica e il suo decremento con l'avanzare del processo è indice di stabilizzazione del materiale (Gigliotti et al., 2012). Diversi autori riportano che se questo parametro risulta inferiore a 12 (Iglesias-Jiménez e Pérez-Garcia, 1992) è indice di un maggior livello di stabilità. Tortarolo et al. (2008) sostengono che durante il processo un rapporto minore di 15 si possa riferire ad un compost stabile, anche se il raggiungimento di un valore minore o uguale a 12 risulta più attendibile per affermare la stabilità del materiale. Secondo Rosen et al. (1993) un rapporto C/N tra 15 e 20 è ideale per un compost pronto per l'uso, mentre Golueke (1981) ha riportato che se esso è inferiore a 20 può essere assunto come indicatore di stabilità. Tuttavia, diverse ricerche affermano che questo rapporto non è un buon indicatore perché su un'ampia variabilità di materiali di partenza spesso può dare un'indicazione fuorviante sul raggiungimento della maturità (Ko et al., 2008). È quello che accade per i compost derivanti da scarti vegetali, che sono caratterizzati da un C/N di partenza molto elevato (40-60).

Anche il rapporto tra il contenuto in cellulosa e lignina (C/L) viene preso in considerazione per valutare il raggiungimento della stabilità del compost, poiché risulta indicativo dell'evoluzione della sostanza organica durante il compostaggio (Paradelo et al., 2013). Esso tende a diminuire con l'avanzare del processo e questo andamento è spiegato dal fatto che, sebbene la lignina venga

parzialmente degradata durante il processo, le perdite di cellulosa sono maggiori rispetto a quelle di lignina (Vargas-Garcia et al., 2007). I rifiuti verdi rispetto a materiali di minore consistenza, come i rifiuti solidi municipali o i fanghi di depurazione, hanno un rapporto C/L relativamente più basso, dato che il loro contenuto in lignina è molto elevato. Inoltre, questa tipologia di scarti subisce un incremento del contenuto in lignina, dovuto probabilmente all'aumento del rapporto lignina/humus, come risultato della degradazione minima della lignina, e alla generazione di humus a partire sia della lignina che della cellulosa (Komilis e Ham, 2003).

Diversi autori (Komilis e Ham, 2003; Vargas-Garcia et al., 2007) hanno riportato che alla fine del processo questo rapporto dovrebbe assumere un valore inferiore a 0.5, affinché il prodotto sia considerato stabile.

Con riferimento ai test respirometrici, che si effettuano per valutare la stabilità del compost, esistono diverse metodologie che si possono applicare a tal fine. Ad esempio, numerosi autori (Wu et al., 2000; Reinikainen e Herranen, 2001; Brewer e Sullivan, 2003) riportano tra questi test l'evoluzione dell'anidride carbonica (CO₂), il consumo di ossigeno e l'auto-riscaldamento. Queste misurazioni indicano la quantità di sostanza organica degradabile ancora presente e sono inversamente correlate alla stabilità del materiale (Zucconi e de Bertoldi, 1986).

Il test dell'auto-riscaldamento utilizza il metodo della beuta Dewar e misura l'innalzamento della temperatura dovuto all'attività chimica e biologica esotermica. Effettuando questo tipo di misurazione, questo test non valuta esclusivamente la respirazione, perché anche le reazioni chimiche e biologiche non connesse al tasso di respirazione sono esotermiche (Bernal et al., 2009). Reinikainen e Herranen (2001) riportano che il compost è considerato stabile se la temperatura massima all'interno della beuta risulta inferiore a 40°C.

L'evoluzione della CO₂ è direttamente correlata con la respirazione aerobica e viene ritenuta la misurazione più attendibile della respirazione e dell'attività biologica (Hue e Liu, 1995; CCQC, 2001). Per poterla valutare possono essere applicati diversi metodi (test Solvita, metodo della trappola alcalina, metodo del tubo Dräger). Hue e Liu (1995) hanno proposto un valore massimo di questo parametro pari a 120 mg CO₂ kg h⁻¹.

La misurazione del consumo di ossigeno viene effettuata per valutare la stabilità, perché a causa dell'intenso sviluppo dei microrganismi, in presenza di sostanze facilmente degradabili, si ha una forte domanda di ossigeno (Hue e Liu, 1995). Un metodo che viene applicato al fine di valutare questo parametro è quello che prevede l'ottenimento del *Dynamic Respiration Index* (DRI) (Adani et al., 2006).

Produrre compost di alta qualità implica, oltre alla valutazione di molteplici parametri di natura diversa, il sostegno di costi che devono essere affrontati dal settore di destinazione. Questo è il caso dei mercati ad elevato valore aggiunto (es. settore vivaistico, paesaggistico, orticolo, produzione di tappeti erbosi) che richiedono un compost di alta qualità e quindi sono disposti ad sostenere gli elevati costi. Ciò non accade per quei settori (es. aziende cerealicole, bonifica di siti contaminati) che generano prodotti di basso valore e che pertanto non riescono a giustificare un notevole impegno economico per la produzione di un compost (Cooperband, 2000).

3. I substrati di coltivazione

3.1. Definizione e classificazione dei substrati

Si definiscono substrati di coltivazione tutti quei materiali, utilizzati da soli o in miscela, che sono in grado di fornire al sistema radicale delle condizioni di sviluppo migliori rispetto a quelle offerte dal terreno agrario (Noto, 1993). Un substrato può essere utilizzato per sostituire il suolo naturale perché quest'ultimo può risultare poco adatto alla coltivazione a causa di limitazioni chimiche (reazione, disponibilità di nutrienti, ecc.), fisiche (densità, struttura, ritenzione idrica, ecc.) o biologiche (presenza di patogeni, ecc.).

Di contro, le piante che crescono in contenitore sono caratterizzate da un rapporto particolarmente elevato tra parte aerea e radicale e da un fabbisogno di acqua, aria e nutrienti notevole rispetto a quello che si verifica per piante che crescono nel suolo (Di Lorenzo et al., 2013).

Non esistono substrati universali che si possono considerare validi per tutte le specie e per tutte le situazioni di coltivazione. Quindi, è necessario selezionare attentamente i materiali a seconda delle differenti condizioni nelle quali saranno utilizzati (es. ambiente, fase di coltivazione, ecc.) (Di Lorenzo et al., 2013).

Con riferimento alla legislazione italiana, il decreto legislativo n. 75 del 29 aprile 2010 ha apportato modifiche al decreto n. 217 del 29 aprile 2006 e si è occupato del riordino e della revisione della disciplina in materia di fertilizzanti. In questo decreto è riportata la definizione dei substrati di coltivazione in linea con la decisione della Commissione Europea; i tipi e le caratteristiche di questi substrati sono elencati nell'allegato 4 (AIPSA, 2010).

I substrati di coltivazione possono essere distinti in diverse categorie. Raviv et al. (2002) suddividono i substrati in materiali organici e inorganici. I materiali organici comprendono i substrati sintetici (es. poliuretano) e quelli naturali (es. torba, fibra di cocco, scarti organici compostati). Quelli inorganici possono essere classificati in materiali naturali non trattati (es. pomice, tufo, sabbia), in materiali naturali trattati (es. argilla espansa, perlite, vermiculite) e in lane minerali (es. lana di roccia, lana di vetro).

Sequi e Tittarelli (2006) riportano un'altra classificazione dei substrati, i quali vengono suddivisi in base alla loro natura (organici o minerali) o in funzione della loro origine (naturali, sintetici o alternativi). I substrati naturali organici in gran parte sono costituiti da torbe; i substrati naturali inorganici sono la sabbia, la pomice, le argille, il tufo, i materiali vulcanici, ecc.; tra i substrati organici sintetici si ha il polistirolo; tra quelli inorganici sintetici la perlite e la lana di roccia; tra i substrati alternativi si annoverano gli ammendanti compostati (verdi o misti) e vari materiali di scarto (fibra di cocco, fibra di legno, cortecce).

La produzione di substrati di coltivazione in Europa nell'anno 2007 si è aggirata intorno ai 34.5 milioni di metri cubi (su 13 nazioni), di cui 26.8 milioni costituiti da torba, 3.1 milioni da compost e 2.3 da materiali minerali (Schmilewski, 2009). Soltanto in Germania si ha una produzione pari a 9 milioni di metri cubi, anche perché in questa nazione vi è una grande produzione di torba. L'Italia si trova al secondo posto con 5.3 milioni, seguita da Olanda (circa 4 milioni) e Francia (3.5 milioni) (Schmilewski, 2009).

In Italia il 60% dei substrati prodotti sono utilizzati nel settore professionale, mentre il 40% sono utilizzati in ambito hobbistico (Benza, 2009).

I substrati che sono utilizzati a livello professionale sono costituiti per l'83% da torba, 8% pomice, 4% argilla, 3% perlite, 1% sabbia e 1% compost.

Nel settore hobbistico, invece, il 67% dei substrati è rappresentato da torba, 18% da compost, 11% pomice, 2% argilla e 2% sabbia (Benza, 2009). In questo settore l'utilizzo della torba è minore per la maggiore sensibilità dell'utilizzatore verso l'impiego di materiali compostati provenienti da scarti organici.

3.2. Le caratteristiche dei substrati

Tra i molteplici fattori in grado di condizionare il successo di una coltura in contenitore particolare importanza riveste il tipo di substrato impiegato (Pardossi et al., 2009) poichè le sue caratteristiche influiscono in maniera rilevante sull'ottenimento di piante sane e vigorose (Tuttolomondo et al., 2010).

Per questo motivo, risulta di fondamentale importanza standardizzare le caratteristiche fisiche e chimiche dei substrati in maniera tale da fornire ai coltivatori materiali e miscugli di elevata qualità che siano in grado di soddisfare le esigenze della produzione (Pardossi et al., 2009), nonostante il volume limitato di substrato a disposizione delle radici (Raviv et al, 1986).

Le tre principali funzioni di un substrato di coltivazione sono: fornire un sostegno meccanico al sistema radicale e stabilità alla pianta; assicurare il rifornimento idrico e nutritivo; permettere il trasporto dell'ossigeno e dell'anidride carbonica tra le radici e l'esterno (Lemaire, 1995). Sebbene non ci sia un substrato di coltivazione ideale adeguato per tutte le piante da vaso, un substrato dovrebbe possedere i requisiti fisici, chimici e biologici necessari per una buona crescita della pianta, oltre ad essere prontamente disponibile e facilmente manipolabile (Landis et al., 1990; Heiskanen, 1993; Reinikainen, 1993).

La caratterizzazione dei substrati di coltivazione riguarda i principali parametri fisici (densità reale, densità apparente, porosità totale, parametri idrologici, bagnabilità, restringimento), chimici (pH, conducibilità elettrica, capacità di scambio cationico, potere tampone, contenuto in elementi minerali) e biologici (biostabilità).

Le caratteristiche fisiche giocano un ruolo molto importante per lo sviluppo dell'apparato radicale, perché influiscono sulla sua crescita e distribuzione delle radici nel contenitore (Polak e Wallach, 2001).

La densità reale o massa volumica reale è il rapporto tra il peso (massa) del materiale essiccato e il volume occupato dallo stesso, idealmente compresso così che non esistano spazi vuoti. Dal punto di vista pratico non ha alcun significato ma il dato viene utilizzato per calcolare la porosità totale (Zaccheo e Cattivello, 2009).

La porosità totale indica, per un determinato volume di substrato, il volume degli spazi vuoti ed è calcolata come la differenza tra l'unità e il volume totale occupato dalla materia solida: $P = 1 - (DA / DR)$, dove DA indica la densità apparente e DR quella reale del materiale (Pardossi et al., 2009). Una buona porosità dovrebbe essere maggiore all'85% del volume (Abad et al., 2001).

La densità apparente, o massa volumica apparente, di un substrato è il rapporto tra peso secco e il volume occupato dal substrato tal quale. Essa dipende dalla densità dei singoli componenti, dalla relativa distribuzione spaziale che è condizionata dalla forma e dalle dimensioni delle particelle, dalla suscettibilità alla compressione delle particelle che è pressoché nulla nelle componenti minerali come la sabbia e variabile nei materiali organici. La densità apparente è inversamente proporzionale alla porosità totale. Le differenze di densità fanno sì che le miscele a base organica, anche inumidite, abbiano densità apparenti molto inferiori rispetto a quelle a base minerale, che le fanno di conseguenza preferire per la maggiore "maneggevolezza" (Zaccheo e Cattivello, 2009). I valori ottimali per questo parametro sono inferiori a 0.4 g cm^{-3} , come riportato da Abad et al. (2001).

Le proprietà idrauliche sono legate alla densità apparente e alla porosità del materiale e sono descritte dalla curva di ritenzione idrica. La ritenzione idrica di un substrato dipende da alcuni fattori principali, quali la natura del materiale o dei materiali utilizzati per la sua preparazione, le caratteristiche geometriche del contenitore (volume, altezza e forma), l'irrigazione e la pianta stessa (cioè l'azione esercitata dall'apparato radicale) (Pardossi et al., 2009).

Nella curva di ritenzione idrica vengono rappresentate le quantità di acqua, espresse come percentuali del volume apparente, trattenute alle diverse tensioni. La tensione alla quale l'acqua è trattenuta può essere espressa con diverse unità di misura: quelle utilizzate più di frequente sono kPa, cm di colonna di acqua e pF (logaritmo in base 10 della colonna di acqua in cm) (Zaccheo e Cattivello, 2009).

Dai valori relativi alla curva di ritenzione idrica possiamo ricavare alcuni indici utili per la comprensione del comportamento idrico del substrato (De Boodt e Verdonck, 1972):

- la capacità per l'acqua (contenuto idrico o ritenzione idrica) misurata a -1 kPa;
- la capacità per l'aria (CA) alla tensione di -1 kPa, calcolata come differenza tra la porosità ed il contenuto idrico a -1 kPa;
- l'acqua disponibile (AD), cioè la differenza tra il contenuto idrico a -1 kPa e quello a -10 kPa;
- l'acqua facilmente disponibile (AFD), cioè la differenza tra il contenuto idrico a -1 kPa e quello a -5 kPa;
- l'acqua di riserva (AR), cioè la differenza tra il contenuto idrico a -5 kPa e -10 kPa;
- l'acqua non disponibile (AND), che corrisponde all'acqua trattenuta con tensioni superiori a -10 kPa.

Pardossi et al. (2009) riportano valori ottimali pari al 10-30% di volume per CA, 45-65% per AD e 25-35% per AND.

Altra caratteristica fisica è la bagnabilità che indica l'attitudine di un materiale a reidratarsi. La sua valutazione è importante perché in conseguenza dell'essiccazione del substrato insorgono fenomeni di idrofobicità che comportano un rallentamento dei tempi di idratazione e di ripresa delle caratteristiche fisiche originali (Zaccheo e Cattivello, 2009). Viene stimata effettuando una misura diretta (*Droplet Method* solo su materiali essiccati) o indiretta (metodo della risalita capillare, anche su materiali umidi) dell'angolo di contatto della goccia posta su una superficie solida (Michel et al., 2013).

Il restringimento è il fenomeno che si verifica quando si ha un compattamento del substrato, con conseguente riduzione del volume. Questa variazione del volume può essere causata dal costipamento o dalla attrazione reciproca delle particelle del substrato che diventa più intensa al diminuire dell'umidità (Zaccheo e Cattivello, 2009). Il range ottimale risulta inferiore al 30% di volume (Abad et al., 2001).

Le caratteristiche chimiche di maggiore significato dei substrati fanno riferimento al pH, alla conducibilità elettrica (CE), alla capacità di scambio cationico (CSC), al potere tampone e al contenuto in elementi nutritivi.

Il pH indica il grado di acidità o basicità di un substrato, misurando la concentrazione di ioni idrogeno presenti in una soluzione acquosa in cui è

disperso il substrato stesso. La concentrazione è espressa in forma logaritmica e può assumere valori compresi tra 0 e 14. I substrati, per la natura dei costituenti e l'uso a cui sono destinati, hanno pH che variano da valori minimi di circa 3, per torbe di sfagno, a valori intorno a 8 per perlite, argilla espansa o alcuni compost verdi (Zaccheo e Cattivello, 2009). Il pH del substrato assume importanza non solo in rapporto alle specifiche esigenze che alcune specie possono presentare ma anche alla influenza sulla disponibilità degli elementi minerali e quindi alla possibilità di assorbimento da parte delle piante. In rapporto a quanto detto, in genere, si ritiene ottimale un pH compreso tra 5.5 e 6.5 (Giuffrida e Michel, 2010).

La salinità è espressa dalla concentrazione di sali disciolti o dalla misura della conducibilità elettrica della soluzione (Lemaire, 1995). Il grado di salinità dei substrati riveste un grande interesse non tanto per la presenza di sali di per sé, quanto per il loro effetto sull'assorbimento dell'acqua da parte delle radici (Zaccheo e Cattivello, 2009). Dato che la conducibilità elettrica fornisce la stima del contenuto in sali, si possono ricavare informazioni circa il livello di fertilità dei substrati. Come per il pH, la conducibilità elettrica dipende dai materiali (le torbe, provenienti da torbiere alte, sono quasi prive di sali; il compost, invece, può avere contenuti salini anche cospicui), dai concimi e dalle modifiche che si verificano nel corso dell'utilizzo dei substrati (Crippa, 2013). I valori ottimali di conducibilità elettrica di un substrato di coltivazione dovrebbero essere inferiori a 0.35 dS m^{-1} (Fornes et al., 2010).

La capacità di scambio cationico indica la capacità del substrato di ritenere gli elementi nutritivi necessari per la nutrizione della pianta e che vengono applicati con la fertilizzazione (Lemaire, 1995). Questa caratteristica risulta essere variabile. Per i materiali come la torba bionda è molto elevata ($10\text{-}30 \text{ cmol L}^{-1}$). Per i materiali in cui è media o molto bassa risulta essere $5\text{-}10$ e $<3 \text{ cmol L}^{-1}$, rispettivamente (es. perlite) (Giuffrida e Michel, 2010).

Il potere tampone è la capacità del substrato di resistere ai cambiamenti del pH (Handreck e Black, 2005). Questi cambiamenti sono causati dal fatto che gli ioni idrogeno H^+ risentono dell'attrazione operata dalle superfici cariche. I materiali ad elevata CSC sono maggiormente efficienti nel controllo del pH (Zaccheo e Cattivello, 2009).

Tra i parametri chimici caratterizzanti i substrati di coltivazione è importante conoscere l'effettivo contenuto in nutrienti prontamente disponibili per le piante, per evitare da un lato problemi di carenza, e dall'altro il manifestarsi di fenomeni di tossicità (Zaccheo e Cattivello, 2009). Oltre che il contenuto, risulta importante anche la disponibilità di questi nutrienti, la quale dipende da fattori come la capacità di assorbimento, il pH, la stabilità biologica e la presenza di composti organici disciolti.

Fra le proprietà biologiche, un punto essenziale da prendere in considerazione nella caratterizzazione di un materiale è la biostabilità, cioè la resistenza alla naturale degradazione della micro-flora batterica e fungina, che dipende principalmente dalla lunghezza e dalla complessità delle catene carboniose (Giuffrida e Michel, 2010). La degradazione della sostanza organica nei substrati può essere dovuta a processi fisici, come l'azione meccanica esercitata dalla rottura delle radici, a effetti chimici, come il cambiamento del pH, o a effetti biologici che possono essere causati, ad esempio, dall'attività di microrganismi (Verhagen, 2009). In pratica, con l'avanzare del tempo il volume del substrato cambia e si verificano variazioni a carico delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche. Infatti, substrati organici con una moderata o bassa biostabilità rilasciano i nutrienti disponibili e modificano le loro caratteristiche, quali il pH, la conducibilità elettrica e la capacità di scambio cationico, come conseguenza della decomposizione della sostanza organica del substrato. La perdita di sostanza organica e di struttura del substrato può anche causare una diminuzione della sua capacità di aerazione, portando ad una carenza di ossigeno e alla morte radicale (Verhagen, 2009; Domeño et al., 2011).

Alla luce di ciò, il materiale organico da utilizzare come substrato dovrebbe presentare una biostabilità tale da mantenere inalterate le proprie caratteristiche iniziali durante la coltivazione (Giuffrida e Michel, 2010).

Misurazioni della biostabilità, basate su tecniche respirometriche, sulle variazioni della CSC, sulla composizione della sostanza organica e sul rapporto tra carbonio e azoto, non permettono di effettuare previsioni sul rilascio di nutrienti durante il periodo di crescita e questo è accentuato dalle interazioni con

la CSC e dalla soluzione nutritiva utilizzata per la fertilizzazione (Chen et al., 1996).

La biostabilità dei substrati può essere determinata con differenti metodi. Il metodo proposto da Lemaire et al. (1980) consiste nel determinare la perdita in sostanza organica dei materiali incubati per un certo tempo in contenitori senza piante e irrigati a capacità di contenitore. L'indice di biostabilità è calcolato sulla base della perdita in sostanza organica.

L'importanza della stima della biostabilità dei substrati organici è testimoniata, inoltre, da numerosi studi volti alla messa a punto di indici validi per molti materiali organici (Bernal et al., 1998; Adani et al., 2006; NiChualain e Prasad, 2009).

3.3. Il caso della torba e i materiali alternativi

La torba è la componente organica maggiormente utilizzata per la formulazione di substrati di coltivazione al fine di produrre piante ornamentali e piantine orticole (Morales-Corts et al., 2014).

Questo materiale si ottiene dalle aree paludose situate nelle zone climatiche fredde. È costituito dai residui parzialmente decomposti di specie vegetali che crescono in queste paludi (Handreck e Black, 2005), tra cui predominano i muschi, rappresentati in massima parte da sfagni, e piante superiori, sia erbacee che arbustive (Zaccheo e Cattivello, 2009).

Le torbiere rappresentano un habitat che ospita differenti tipologie di fauna e flora e costituiscono una sorgente naturale di carbonio. È stato stimato che il carbonio presente nelle torbiere delle zone boreali e temperate è circa un terzo del carbonio immagazzinato nei suoli di tutto il mondo (Gorham, 1991). È stato quantificato che le torbiere contengono 5000 t/ha di carbonio e portano all'accumulo di questo elemento in una quantità pari a 0.7 t/ha/anno (Foss et al., 2001).

La torba è ampiamente utilizzata, oltre che nel settore orticolo e vivaistico per la costituzione di substrati e come ammendante, anche a fini energetici (Boldrin et al., 2010). Per esempio, in Finlandia, Estonia e Irlanda una quota variabile tra il 2 e il 7% delle richieste energetiche è coperta con l'utilizzo della torba (Paappanen et al., 2006).

La *U.S. Geological Survey* (USGS, 2013) riporta che la produzione mondiale di torba per il 2012 è stata di 25.5 milioni di tonnellate. I principali paesi produttori sono la Finlandia, Irlanda, Svezia, Bielorussia, Germania, Lettonia, Russia e Canada (USGS, 2013). Anche se la torba si continua ad accumulare sul 55% delle torbiere mondiali, il volume globale di questa risorsa sta diminuendo a un ritmo dello 0.05% l'anno a causa delle attività umane (Joosten e Clarke, 2002).

Lo sfruttamento delle torbiere provoca la perdita di carbonio sotto forma di anidride carbonica, e ciò influenza notevolmente il cambiamento climatico (Boldrin et al., 2010; Mäkiranta et al., 2010; Bullock et al., 2012), perché l'emissione di questo gas, insieme a quella del metano e dell'ossido di azoto, determina un aggravamento dell'effetto serra. In ogni caso, la gravità dell'impatto

ambientale di queste sostanze dipende anche dalle condizioni ambientali (es. profondità della palude) e geografiche, dal tipo e dall'età della torbiera (Lappalainen, 1996).

Cleary et al. (2005) hanno valutato che il carbonio perso a causa dell'estrazione della torba potrebbe essere ripristinato in circa 2000 anni.

Alla problematica di natura ambientale si sommano anche questioni di natura economica. Infatti, a seguito delle politiche di protezione ambientale adottate dai Paesi produttori del Nord Europa, si è assistito a una minore disponibilità di torba di qualità e a un progressivo aumento del suo prezzo (De Lucia et al., 2009), su cui influiscono pesantemente anche i costi di trasporto, che possono rappresentare il 70% del prezzo finale (Rea, 2005).

Nell'Unione Europea, i Paesi che utilizzano maggiormente la torba sono i principali produttori di substrati di coltivazione, in particolar modo Germania, Italia, Olanda e a seguire Gran Bretagna e Francia (Schmiewski, 2009b). L'ampio utilizzo di questa componente nella UE è legata anche alla vicinanza dei centri di produzione e dei siti di estrazione alle aziende operanti nel settore dell'orticoltura (Carlile e Waller, 2013).

La torba è il materiale più impiegato nei substrati perché è caratterizzato da proprietà chimiche, fisiche e biologiche uniche nel loro genere, grazie alle quali si possono ottenere risultati eccellenti (Anon., 2001).

La torba è caratterizzata dal punto di vista chimico da un pH acido, da una ridotta conducibilità elettrica e da un elevato contenuto in sostanza organica e dal punto di vista fisico da una bassa densità apparente, da una buona porosità totale, da un'elevata capacità per l'aria e una discreta capacità per l'acqua (Pinamonti e Centemero, 1997).

Inoltre, questo materiale organico è caratterizzato da assenza di fitotossicità, buona comprimibilità, basso tasso di degradazione (Garcia-Gomez et al., 2002), facilità di trasporto, elevata omogeneità, uniformità e stabilità dal punto di vista fisico e chimico (Pinamonti e Centemero, 1997). Quest'ultima caratteristica ha reso possibile la standardizzazione delle tecniche colturali e delle pratiche agronomiche, quali irrigazione, concimazione e fertilizzazione.

Nonostante la torba rappresenti un substrato che potremmo definire "ideale", c'è una spinta sempre più forte verso l'utilizzazione di prodotti alternativi.

Infatti, la ricerca e l'applicazione di substrati organici economici e ricchi in nutrienti possono contenere l'impatto ambientale ed economico legato allo sfruttamento delle torbiere (Wilson et al., 2001).

Al fine di giungere alla possibile sostituzione totale o parziale delle torbe sono state studiate numerose materie prime.

L'utilizzo di substrati alternativi per la produzione di piante in vaso richiede la conoscenza delle caratteristiche fisiche e chimiche dei substrati in maniera tale da creare le migliori condizioni per la crescita della pianta (Chavez et al., 2008).

È importante prendere in considerazione anche la possibilità di combinare la torba con gli altri materiali disponibili, perché questo può minimizzare le proprietà negative (es. elevata salinità, eterogeneità, alto contenuto di contaminanti) che possono scaturire dall'utilizzo di una sola componente organica per la formulazione del substrato (Perez-Murcia et al., 2006).

Tra i potenziali substrati da utilizzare in alternativa alla torba si possono annoverare materiali organici, come le cortecce, fibre di legno, compost di diverse origini e la fibra di cocco (Mollitor et al., 2004).

Le cortecce sono un sottoprodotto della lavorazione del legno e possono provenire da diverse specie ed essere utilizzate fresche o, più frequentemente, previo compostaggio. Le cortecce più utilizzate sono quelle di *Pinus* spp. Utilizzando questo materiale nei substrati si ha un incremento della capacità per l'aria che aumenta proporzionalmente all'aumentare delle dimensioni delle particelle e, di conseguenza, diminuisce la capacità di ritenzione idrica. Con il compostaggio la dimensione delle particelle diminuisce e in tal modo viene migliorato l'equilibrio tra i pori occupati da aria e quelli occupati dall'acqua. Inoltre, la sua aggiunta può incrementare anche la capacità di scambio cationico e il potere tampone (Schmilewski, 2008). Dal punto di vista chimico, le cortecce sono caratterizzate da un elevato pH e da un contenuto in sali non irrilevante.

Le fibre di legno si ottengono a seguito di un processo meccanico di sfibratura che si effettua a elevate temperature. Si deve porre attenzione perché questo materiale può provocare fenomeni di immobilizzazione dell'azoto da parte dei microrganismi, rendendo difficile la coltivazione soprattutto in ambito orticolo (Schmilewski, 2009b; Zaccheo e Cattivello, 2009). Le fibre di legno hanno un pH moderatamente acido, un basso contenuto in elementi nutritivi e una bassa CSC

(Zaccheo e Cattivello, 2009). Dal punto di vista fisico sono caratterizzate da un'elevatissima porosità, occupata in larga parte da aria, un restringimento contenuto e una bassa capacità per l'acqua (Schmilewski, 2009b).

La fibra di cocco si ricava dalla noce di cocco di *Coco nucifera* L., in particolar modo dalle fibre più corte del mesocarpo (Salvador et al., 2005). Questo materiale, possedendo numerose caratteristiche in comune con la torba, può essere utilizzato tal quale (Lennartsson, 1997) per la coltivazione di numerose specie ortive e ornamentali. La fibra di cocco è caratterizzata da un'elevata variabilità delle proprietà chimiche e fisiche che risultano legate all'origine (Prasad, 1997) e alla dimensione delle fibre.

Con riferimento all'utilizzo di compost nei substrati, numerosi studi hanno dimostrato che i residui organici compostati possono essere utilizzati con ottimi risultati nei substrati di coltivazione (Raviv et al., 1986; Verdonck, 1998; Garcia-Gomez et al., 2002; Carlile, 2008; Giuffrida e Michel, 2010) in sostituzione della torba, esplicando anche effetti soppressivi nei confronti di patogeni (Raviv, 2005). Tra questi residui si possono annoverare i rifiuti solidi urbani (Moldes et al., 2007; Ostos et al., 2008), i fanghi di scarico (Perez-Murcia et al., 2006; Manas et al., 2009), funghi esausti (Medina et al., 2009) e scarti verdi (Mupondi et al., 2006; Grigatti et al., 2007).

3.4. L'utilizzo del compost nei substrati di coltivazione

Il ricorso al compost per la costituzione di substrati, oltre a comportare una minore utilizzazione dei materiali torbosi con conseguenti risparmi per le aziende del settore, permette il recupero di una notevole quantità di biomasse organiche di scarto concorrendo ad una più razionale gestione dei rifiuti (De Lucia et al., 2009).

L'utilizzo di compost assume interesse anche nella prospettiva di incrementare la sostenibilità del processo produttivo. In ambito Europeo, infatti, con la Decisione 2001/688/CE è stato assegnato un marchio di qualità ecologica ai substrati di coltivazione (ECOLABEL – certificazione volontaria del prodotto), per i quali è stata data una precisa definizione: “materiali diversi dai suoli in situ, dove vengono coltivati i vegetali” (Sequi et al., 2009). Tenendo in considerazione che la torba è un materiale non rinnovabile e il cui utilizzo pone interrogativi di compatibilità ambientale ed economica, l'UE ha escluso dal rilascio di questo marchio comunitario i substrati contenenti questa componente o suoi derivati (EU, 2006).

La combinazione della torba con il compost in un mezzo di crescita può essere sinergica (López et al., 2008; Jayasinghe et al., 2010) al fine di migliorare le caratteristiche fisiche e chimiche del substrato e minimizzare le proprietà negative che potrebbero scaturire dall'utilizzo di una singola componente (Raviv et al., 1986). Da prove sperimentali condotte si è visto che la miscela di materiali compostati e torba porta alla diminuzione dei valori di pH rispetto al compost e a all'incremento di questo parametro rispetto alla torba, migliora le caratteristiche fisiche (es. distribuzione delle particelle), aumenta l'indice di germinazione e la resa (Benito et al., 2005).

In generale, la torba migliora l'aerazione e la ritenzione idrica di un substrato, invece il compost apporta micro e macronutrienti, regolatori di crescita (Bragg et al., 1993; Nappi e Barberis, 1993), tende a ridurre la concentrazione di metalli pesanti nelle piante, come conseguenza degli elevati valori di pH (Perez-Murcia et al., 2006) e mostra repressività nei confronti di malattie causate da patogeni tellurici (Raviv, 2009). Il compost, in pratica, si propone come un materiale atto a correggere tutte le caratteristiche sub-ottimali della torba bionda

e, comportando un aumento del contenuto di elementi nutritivi (Zaller, 2007), consente di evitare il ricorso alle calcitazioni e di limitare le integrazioni chimiche (Pinamonti e Centemero, 1997).

Le caratteristiche del compost sono legate alla natura del materiale di base e alle condizioni che si instaurano durante il processo di compostaggio (temperatura, umidità, contenuto di ossigeno e nutrienti, ecc.). Con specifico riferimento alla natura del materiale di base, su un compost di residui di potatura è stata osservata una variabilità elevata delle caratteristiche chimiche, non solo con riferimento alla provenienza, ma anche al periodo di reperimento del materiale di partenza (Marfà, dati non pubblicati).

La proporzione di compost da utilizzare nel miscuglio è una scelta importante per attenuare i potenziali rischi derivanti dal suo impiego, a causa dell'elevata salinità (Perez-Murcia et al., 2006). Infatti, sono state condotte numerose ricerche per individuare in quale proporzione impiegare il compost nel miscuglio. Lamanna et al. (1991) hanno riportato che è possibile ottenere un substrato con caratteristiche fisiche ottimali riducendo la percentuale di torba fino ad 1/3 dell'intero volume. In ogni caso, la frazione di compost nelle miscele non eccede il 50%, sebbene esistano alcune eccezioni. Tali valutazioni sono di norma effettuate sulla base di risposte morfo-fisiologiche delle piante e sui fattori che limitano l'utilizzo del compost come substrato (salinità, proprietà fisiche) (Bragg et al., 1993; Evanylo e Daniels, 1999; Atiyeh et al., 2000; Bugbee, 2002; Papafotiou et al., 2004). Altri limiti dei substrati a base di compost sui quali occorre porre l'attenzione sono legati, oltre all'eccessiva salinità, alle proprietà fisiche (alta densità apparente e bassa quantità di acqua facilmente disponibile, Abad et al., 2001) e alla fitotossicità residua (Raviv, 2009).

La conducibilità elettrica elevata costituisce un fattore critico e un limite significativo, in particolar modo nella produzione vivaistica, perché i primi stadi di crescita della pianta sono i più sensibili alla salinità del substrato di coltivazione (Fornes et al., 2010). A causa di ciò, il compost spesso richiede una lisciviazione o una miscelazione con materiali meno ricchi in nutrienti, in maniera tale da ottenere un substrato con le migliori caratteristiche chimiche per la crescita in contenitore di piante sia orticole che ornamentali (Nouri Roudsari e Abkari, 2007).

L'impiego di matrici organiche compostate in sostituzione parziale o totale della torba nella coltivazione di piante in contenitore pone problemi legati all'elevata variabilità delle caratteristiche chimiche e fisiche di tali matrici organiche, il che rende difficile la standardizzazione della tecnica colturale (Hicklenton et al., 2001; Hernandez-Apaolaza et al., 2005). Quindi, per la coltivazione in vaso risulta importante l'impiego di substrati dotati di un'elevata biostabilità in maniera tale che le caratteristiche si possano mantenere stabili per l'intera durata del ciclo produttivo (Lemaire, 1998).

La maggior parte degli scarti organici non possono essere usati tal quali oltre che per l'elevata salinità, la potenziale fitotossicità (Chong, 2005) e la presenza di contaminanti (Verdonck et al., 1987; Ostos et al., 2008), anche per la instabilità della materia organica. Infatti, non è possibile utilizzare la sostanza organica fresca non stabilizzata a causa del processo di degradazione a suo carico, il quale può portare a considerevoli crescite microbiche, con una temporanea immobilizzazione dell'azoto e una possibile formazione di prodotti allelopatici e di reazioni esotermiche che possono danneggiare le radici delle piante (Badr El-Din et al., 2000).

Numerosi studi hanno dimostrato che diverse tipologie di residui organici, tradizionalmente considerati di poco valore, a seguito di un appropriato compostaggio, possono essere utilizzati con buoni risultati nei substrati in sostituzione della torba (Verdonck, 1984 e 1988; Raviv et al., 1986; Chen et al., 1988; Bugbee and Frink, 1989; Piamonti et al., 1997; Garcia-Gomez et al., 2002).

Lo scarto verde si può definire come la biomassa organica costituita da piante seccate o non vendibili, svasature e potature in percentuali variabili (Sarri et al., 2013). La specificità di questi scarti deriva principalmente dalla elevata presenza di lignocellulosa (Jurado et al., 2014). Infatti, i residui agricoli e più in generale gli scarti verdi sono comunemente chiamati materiali lignocellulosici (Yanez et al., 2010). La lignocellulosa è una macromolecola recalcitrante, la cui lenta trasformazione può portare alla produzione di metaboliti fitotossici lentamente degradabili (Gallardo-Lara e Nagales, 1987; Resquena et al., 1996; Yanez et al., 2010). Tuttavia, diversi autori sostengono che questa frazione rappresenta la componente più adeguata affinché possa svolgersi in maniera appropriata il processo di umificazione (Tuomela et al., 2000). Difatti, i composti

che vengono rilasciati (polifenoli, zuccheri, ammino composti) con la sua degradazione, come conseguenza dell'attività microbica, sembrano favorire la formazione dell'humus (Ji et al., 2005).

Il D.Lgs. n. 217/06 individua l'ammendante compostato verde (ACV) e l'ammendante compostato misto (ACM), i quali possono essere utilizzati come alternativa in sostituzione parziale o totale della torba per la formulazione di substrati di coltivazione.

L'ACV è il prodotto ottenuto dal compostaggio degli scarti della manutenzione del verde e altri scarti vegetali (sfalci di erba, foglie, ramaglie, materiale legnoso) e presenta buone caratteristiche fisiche e una limitata salinità. Fornisce al substrato un elevato apporto di sostanza organica che ne migliora anche l'attività biologica (Chen et al., 1988; Rea et al., 2009). Ciò rende possibile l'utilizzo di questa matrice organica in tutte le pratiche agronomiche che prevedono un contatto diretto con la radice. L'ACM è il compost derivante da scarti alimentari, agroalimentari, matrici zootecniche e fangose ed è in grado di garantire, oltre la funzione ammendante, anche un buono ed equilibrato apporto in macro e microelementi (Zaccheo e Cattivello, 2009).

Tra i materiali utilizzati in sostituzione della torba, il compost da scarti verdi rappresenta il 22% delle alternative utilizzate (Wallace et al., 2005) e, inoltre, mostra una buona predisposizione per l'utilizzo nel settore florovivaistico grazie al basso contenuto in sali (Marzioletti et al., 2006; Van der Gaag et al., 2007).

Alcune ricerche effettuate sull'utilizzo di substrati contenenti compost derivanti da residui di potatura, sia per la coltivazione di specie ornamentali che ortive (Hartz et al., 1996; Benito et al., 2005; Aleandri et al., 2011), hanno evidenziato la possibilità di sostituire la torba con questi materiali nella preparazione dei miscugli anche grazie all'attività antagonista che questi materiali mostrano nei confronti di patogeni tellurici.

B. Attività sperimentale

4. Scopo del lavoro

Dalla disamina precedente è apparsa evidente l'esigenza di ridurre l'impatto ambientale connesso all'attività produttiva nel settore floro-ornamentale attraverso un uso più efficiente e razionale degli input e output coinvolti nel processo. In considerazione della citata problematica ambientale, connessa all'uso della torba per la preparazione dei substrati di coltivazione, e della questione relativa allo smaltimento di biomasse quali rifiuti o sottoprodotti dell'attività agricola, uno degli orientamenti per il raggiungimento del suddetto obiettivo è legato all'uso delle biomasse di recupero, in quanto rinnovabili, facilmente reperibili e riciclabili, come componente organica nei substrati di coltivazione.

Nell'attività vivaistica di piante floro-ornamentali, la disponibilità di rilevanti volumi di residui della potatura da smaltire rende auspicabile un loro impiego nella formulazione dei substrati come possibile alternativa alle torbe, con sensibili miglioramenti della sostenibilità del processo. Il reimpiego di tali residui, a causa delle caratteristiche del materiale di partenza ed in particolare l'elevato rapporto C/N, rende indispensabile sottoporre il materiale stesso ad un opportuno compostaggio. La qualità del compost è legata alla natura del materiale di base e alla ottimizzazione dei parametri come temperatura, umidità, contenuto di ossigeno e nutrienti durante il processo di compostaggio.

Operando quindi esclusivamente sui residui della potatura di una azienda florovivaistica, sono stati affrontate sperimentalmente alcune questioni nodali che sembrano maggiormente condizionare il processo di compostaggio e la qualità del compost, in particolare l'aerazione sia nella fase bioossidativa che in quella di maturazione.

L'impiego di matrici organiche compostate, in sostituzione totale o parziale delle torbe nella coltivazione di piante in contenitore, pone tuttavia numerosi problemi legati soprattutto all'elevata variabilità delle caratteristiche chimico-fisiche delle matrici organiche che rende difficile l'impostazione di una tecnica colturale standardizzata soprattutto con riferimento all'alimentazione idrica e minerale. La caratterizzazione, attraverso la determinazione delle

principali caratteristiche fisiche e chimiche, dei substrati ottenuti utilizzando il compost in sostituzione della torba è, infatti, indispensabile per una loro corretta gestione. Trattandosi di materiali organici è altresì fondamentale determinare la biostabilità dei substrati per valutare un loro possibile impiego anche per piante caratterizzate da un lungo ciclo di coltivazione.

Su tali premesse e valutazioni è stato basato il programma di ricerca che ha avuto lo scopo di affrontare alcuni aspetti nodali della problematica legata all'impiego di materiali organici di scarto per la preparazione di substrati di coltivazione nel settore del florovivaismo. Tale programma è stato articolato sui seguenti tre temi generali:

- Messa a punto del processo di compostaggio di residui di potatura dell'attività florovivaistica per la produzione di un compost di qualità;
- Caratterizzazione del compost per comprendere se e in che misura il suddetto materiale possa essere utilizzato in sostituzione della torba per la formulazione di miscugli per la coltivazione di piante floro-ornamentali;
- Verifica della rispondenza agronomica dei miscugli che utilizzano tale compost per la coltivazione di piante floro-ornamentali.

5. Effetti del tasso di aerazione sul processo di compostaggio di residui di potatura

5.1. Presentazione della problematica

Nelle aziende vivaistiche diventa sempre più pressante il problema relativo allo smaltimento dei residui colturali. In particolare, l'ingente massa di materiali organici derivante dai residui di potatura reca alle aziende diverse problematiche sia di natura economica che ambientale.

In questo contesto, il compostaggio è ritenuto un approccio sostenibile al fine di riutilizzare gli scarti vegetali derivanti dall'attività vivaistica. Infatti, questo processo consente l'utilizzazione di scarti organici che non potrebbero essere utilizzati tal quali a causa dell'elevata concentrazione salina (Hoitink e Fahy, 1986), della presenza di contaminanti, della potenziale fitotossicità (Sellami et al., 2008) e, principalmente, per l'instabilità tipica della materia organica (Baffi et al., 2007; Zeng et al., 2009; Raviv, 2011).

Fra le variabili che influenzano il compostaggio l'aerazione è certamente il fattore più importante per il controllo di questo processo (Golueke e Diaz, 1987; Das e Keener, 1996; Diaz et al., 2002a; Bernal et al., 2009; Guo et al., 2012). L'ossigeno, infatti, risulta essenziale per l'attività dei microrganismi (Kulcu e Yaldiz, 2004), per mantenere una temperatura appropriata all'interno della massa (Wang et al., 2011) e anche perché influenza sensibilmente i cambiamenti fisici e chimici che avvengono durante il compostaggio (de Bertoldi et al., 1985; Martengani e Zoglia, 1985; Stentiford, 1996; Diaz et al., 2002b). Per assicurare l'aerazione del materiale da compostare, Lopez Real e Merillot (1996) riportano che, nel caso degli scarti agricoli, i metodi di compostaggio maggiormente utilizzati sono i cumuli rivoltati e quelli statici aerati.

I cumuli rivoltati determinano una maggiore omogeneizzazione della massa e minori perdite di acqua per evaporazione. Di contro, applicando questo metodo il controllo della temperatura risulta più difficile e si verificano maggiori perdite di azoto durante i rivoltamenti, rispetto a quello che accade applicando l'aerazione forzata (Cayuela et al., 2006).

Il sistema di aerazione forzata nei cumuli statici è ampiamente utilizzato per i bassi costi operativi e per il minore capitale da investire rispetto ad altri

sistemi (Leton e Stentiford, 1990; Mathur et al., 1990; Solano et al., 2001; Yue et al., 2008). Inoltre, questo metodo viene adottato anche per la sua efficacia nel favorire il metabolismo aerobico dei microrganismi, per rimuovere il vapore acqueo e controllare la temperatura del sistema (Leton e Stentiford, 1990; Ahn et al., 2007; Li et al., 2008; Gao et al., 2010; Wang et al., 2011).

L'aerazione forzata prevede l'utilizzo di un'unità di ventilazione (pompa soffiante) che immette aria all'interno di un sistema di tubi forati posto al di sotto del cumulo di compost. In tal maniera viene indotto un movimento di convezione all'interno della massa favorendo il ricambio dell'ossigeno necessario per i microrganismi (Epstein et al., 1976; Stentiford et al., 1985; Mathur et al., 1990; Stentiford, 1996; Tiquia e Tam, 2002).

Quando si sceglie di applicare l'aerazione forzata è fondamentale stabilire il tasso di aerazione ottimale e ciò dipende dal materiale di partenza e dal metodo di ventilazione applicato (aerazione intermittente o continua) (Guo et al., 2012). Se il tasso è troppo alto, il trasferimento d'energia all'interno del sistema aumenta e la temperatura decresce (Kulcu e Yaldiz, 2004). Se invece il tasso è insufficiente, la concentrazione di ossigeno diminuisce (Rynk et al., 1992; Kulcu e Yaldiz, 2004) con conseguenze negative sull'evoluzione del processo, dato che si vengono a instaurare condizioni anaerobiche (Brodie et al., 2000).

Effettuare la scelta più appropriata del metodo di ventilazione risulta importante perché l'aerazione, oltre a creare le condizioni che consentono la biodegradazione dei composti organici da parte dei microrganismi (Smet et al., 1999), serve a stabilire un bilancio nutritivo che non porti ad una eccessiva emissione di ammoniaca (NH_3). NH_3 è un composto maleodorante che può causare l'acidificazione del materiale e risultare impattante per l'ecosistema (Pearson e Stewart, 1993). Quindi, nella gestione del processo di compostaggio, la volatilizzazione di NH_3 costituisce una problematica rilevante e un'aerazione troppo elevata potrebbe provocare un'eccessiva perdita di questo gas (Korner et al., 2003; Liang et al., 2006). Inoltre, è necessario ridurre le perdite delle forme azotate in maniera tale che possano essere convertite in composti organici durante il processo di compostaggio (Liang et al., 2006), i quali costituiscono la sorgente di energia e nutrienti per i microrganismi.

A tal proposito, è stato dimostrato che l'applicazione dell'aerazione intermittente rispetto a quella continua può ridurre le emissioni di NH_3 (Elwell et al., 2002), il consumo energetico e le perdite di azoto e quindi risulta essere il metodo di ventilazione maggiormente utilizzato nei sistemi statici (Hong et al., 1998; Korner et al., 2003). L'aerazione intermittente si ottiene disattivando la pompa per un periodo di tempo sufficiente affinché l'ossigeno non si abbassi (Wang et al., 2011) al di sotto del livello ritenuto ottimale ($\geq 5\%$; Haung, 1993) e la temperatura della massa non si innalzi eccessivamente.

Per quanto l'aerazione forzata sia un metodo molto vantaggioso, si deve tener conto che le condizioni ambientali che influenzano il processo (es. temperatura, umidità, contenuto e diffusione dell'ossigeno) possono presentare significative differenze all'interno della massa a causa del flusso d'aria unidirezionale. Queste problematiche possono essere attenuate con l'applicazione di frequenti rivoltamenti della massa stessa (Wang et al., 2011).

Molte ricerche hanno avuto come obiettivo lo studio degli effetti del tasso di aerazione e di differenti metodi di aerazione sul processo di compostaggio di diverse tipologie di residui organici, tra cui gli scarti vegetali (Kulcu e Yaldiz, 2004; Cayuela et al., 2006; Li et al., 2008; Rasapoor et al., 2009; Gao et al., 2010; Guo et al., 2012), facendo emergere che la corretta scelta di questi fattori assume un'importanza fondamentale al fine di gestire il processo e anche per le conseguenze che si possono avere sul livello di stabilità e maturità raggiunto dal compost al termine del processo.

Per la realizzazione dell'impianto di compostaggio presso il vivaio "Piante Faro" si è dovuto tener conto dell'elevata articolazione dell'azienda in ordine alle specie coltivate e quindi dell'eterogeneità dei residui di potatura.

Il materiale di partenza da avviare a compostaggio è stato costituito da materiale legnoso, ramaglie, materiale erbaceo, cespugli e arbusti non ritenuti idonei alla vendita. I volumi maggiori sono pervenuti dall'allevamento di piante in piena terra e perlopiù dalla potatura di alberi (es. *Schinus molle*, *S. terebinthifolius*, *Olea europaea*, *Cynnamomun camphora*, *Ficus microcarpa*, *F. australis*) e arbusti (es. *Laurus nobilis*, *Metrosideros excelsa*). Più contenuti, invece, sono stati i volumi di potatura prodotti dall'allevamento di piante in contenitore. All'interno dell'azienda vivaistica in questione, gli interventi di

potatura sono concentrati nel periodo Marzo-Giugno per quanto riguarda le potature di mantenimento della forma, nel periodo Luglio-Settembre per le foglie di palme e cicadacee, tra Ottobre e Dicembre per le specie arboree e arbustive, a Gennaio e Febbraio per le specie caducifoglie.

Dall'analisi degli interventi di potatura che si realizzano in azienda e della tipologia di scarti vegetali che ne derivano, si sono potuti individuare dei periodi dell'anno nel corso dei quali avviare il compostaggio dei residui di potatura. Si è scelto di utilizzare come materiale di partenza i residui derivanti dagli interventi di potatura di mantenimento effettuati nel trimestre Aprile-Giugno 2012.

Lo scopo della presente ricerca è stato quello di studiare gli effetti dell'aerazione forzata sul compostaggio di residui di potatura di attività vivaistica. Durante la fase biossidativa si è scelto di confrontare diversi tassi di aerazione applicando una ventilazione con aerazione intermittente. Durante la maturazione, invece, sono stati posti a confronto differenti metodi di aerazione (cumulo aerato, cumulo rivoltato, cumulo né aerato né rivoltato).

Gli effetti dei diversi trattamenti sono stati esaminati monitorando l'evoluzione del processo e valutando il compost dal punto di vista fisico, chimico e biologico.

5.2. Materiali e metodi

La prova è stata condotta presso l'azienda "Piante Faro" sita in Carruba di Giarre (Catania, 37.3°N, 15.1°E; 90 m s.l.m.), vivaio che produce e commercializza piante ornamentali mediterranee, subtropicali e per climi aridi.

I residui di potatura raccolti nel periodo Aprile-Giugno 2012 sono stati stoccati in un'area libera e sono stati trinciati per l'ottenimento di un prodotto con dimensioni comprese tra 2 e 15 cm e successivamente si è proceduto alla miscelazione del trinciato al fine di renderlo più omogeneo (Foto 1).

Il materiale così trattato è stato trasferito in una struttura coperta per avviare il processo di compostaggio, il quale ha avuto inizio il 16 luglio 2012. Sono stati predisposti due cumuli per i quali si sono previsti due trattamenti da applicare durante la fase biossidativa:

- il cumulo C1 di 7 m³ (2.5 m x 2 m x 1.4 m di altezza) sottoposto ad un tasso di aerazione forzata pari a 0.45 L kg⁻¹ s.s. min⁻¹;
- il cumulo C2 di 14 m³ (3.2 m x 3.2 m x 1.4 m di altezza) sottoposto ad un tasso di aerazione forzata di 0.30 L kg⁻¹ s.s. min⁻¹.

Prima di avviare il processo è stata somministrata acqua ai due cumuli per raggiungere il livello ottimale di umidità (40-55%). Il sistema di aerazione (Foto 2) è stato realizzato mediante l'adozione di una pompa soffiante (modello DC 105 CFM Flexmount 3" Blower con flusso massimo di 2.9 m³ min⁻¹), attivata da una centralina che controllava l'accensione per 45 minuti con intervalli di 15 minuti; l'aria è stata insufflata tramite tubi in polietilene forati posti alla base dei cumuli. Il flusso d'aria differenziato è stato determinato dalla variazione del diametro dei fori. I tubi sono stati posizionati con i fori rivolti verso il basso in modo da evitare rischi di ostruzione e il drenaggio della condensa. I cumuli sono stati rivoltati in maniera meccanica periodicamente (Foto 3) al fine di rendere omogeneo il materiale in fermentazione, favorire la circolazione dell'aria ed evitare fenomeni di autocompattazione della massa. In maniera continuativa sono stati monitorati la temperatura e la concentrazione di ossigeno dei cumuli, tramite un sistema di acquisizione dati CR1000 (Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK) ponendo i sensori a diverse profondità (0.4 m, 0.7 m e 1 m)

così da ottenere dati rappresentativi per l'intera massa sottoposta a compostaggio.



Foto 1 – Miscelazione dei residui di potatura trinciati.



Foto 2 – Cumuli posizionati al di sopra del sistema di aerazione forzata.



Foto 3 – Rivoltamento meccanico della massa sottoposta a compostaggio.

Per l'intera durata della prima fase di bioossidazione è stata somministrata acqua per aspersione al fine di ottenere un livello di umidità pari al 40-55%, previa determinazione del contenuto d'acqua mediante essiccazione, fino a raggiungimento del peso costante, di campioni posti in stufa termoventilata a 70°C.

Quando la temperatura è iniziata a decrescere e si è stabilizzata su valori di $45 \pm 2^\circ\text{C}$ per due settimane (indice del decremento dell'attività respirativa dei microrganismi) la fase bioossidativa si è ritenuta conclusa e si è avuto il passaggio alla successiva fase di maturazione (*curing*).

Durante questa seconda fase del processo di compostaggio sono stati posti a confronto diversi trattamenti sul materiale proveniente dalla fase bioossidativa:

- C1 è stato rivoltato ogni 15 giorni (C1R);
- C2 è stato suddiviso in 3 sub-cumuli: cumulo non trattato (C2NT), cumulo aerato con un tasso di $0.20 \text{ L kg}^{-1} \text{ s.s. min}^{-1}$ (C2A); cumulo rivoltato ogni 15 giorni (C2R).

Il processo è stato considerato concluso quando la temperatura del cumulo è stata prossima a quella ambientale e dopo aver effettuato la valutazione della maturità e stabilità.

La vagliatura del compost, effettuata al termine del processo, ha consentito di ottenere un'ulteriore frammentazione del prodotto finale, dato che quest'ultimo è destinato ad essere utilizzato come mezzo di crescita vegetale. È stata effettuata una vagliatura manuale utilizzando un vaglio con maglie di dimensioni pari a 5 mm.

Settimanalmente sono stati prelevati 4-6 sottocampioni da punti diversi del cumulo così da ottenere un unico campione rappresentativo per ciascun cumulo.

Al fine di valutare l'evolversi del processo di compostaggio, sono stati determinati nel corso dell'intero processo su campione fresco il pH e la conducibilità elettrica (CE). Su materiale essiccato in stufa a 70°C fino a raggiungimento del peso costante, sono stati determinati il carbonio organico totale (TOC), il contenuto di sostanza organica, l'azoto totale (TN), il rapporto C/N, l'azoto nitrico (N-NO_3^-), l'azoto ammoniacale (N-NH_4^+), il contenuto relativo in emicellulosa, cellulosa e lignina.

Per determinare il pH e la conducibilità elettrica dei campioni si è proceduto alla preparazione di un estratto acquoso 1:10 compost-acqua (peso/volume) secondo il metodo proposto dall'ANPA (2001). È stata prelevata un'aliquota di campione fresco di 10 g alla quale sono stati addizionati 100 ml di acqua distillata. La miscela è stata tenuta in agitazione per 30 minuti, al termine dei quali la soluzione è stata lasciata riposare per 30 minuti, successivamente filtrata e sull'estratto ottenuto è stata effettuata la misurazione del pH e della conducibilità elettrica (WTW MultiLine).

Il carbonio organico totale (TOC) e il contenuto di sostanza organica sono stati determinati secondo il metodo di Walkley e Black (1934) e Sequi e De Nobili (2000). Il principio che sta alla base di questa determinazione è l'ossidazione in ambiente acido del carbonio organico presente nel campione da parte del bicomato di potassio. Si è prelevato una quantità di campione essiccato e macinato di 0.05 g, considerando l'elevato contenuto di sostanza organica in un compost. Al campione sono stati aggiunti 10 ml di una soluzione 0.1667 molare

di bicromato di potassio e 20 ml di acido solforico concentrato. Parallelamente è stata effettuata una prova in bianco, procedendo nella stessa maniera ma senza aggiungere il campione di compost. Dopo aver fatto trascorrere un periodo di 30 minuti la reazione è stata interrotta aggiungendo 200 ml di acqua distillata. Successivamente sono stati addizionati 10 ml di acido fosforico 85% e alcune gocce di indicatore redox (difenilammina solforica). A questo punto si è proceduto con la titolazione utilizzando il sale di Mohr (soluzione 0.5 moli L⁻¹ di ferro (II) ammonio solfato) al fine di titolare il bicromato di potassio che non ha reagito con il carbonio organico. La titolazione procede fino al viraggio della soluzione dal blu al verde.

Il contenuto di carbonio organico totale, espresso in g kg⁻¹ di sostanza secca, è stato calcolato applicando la seguente equazione:

$$\text{TOC (g kg}^{-1}\text{)} = \frac{3}{2} \cdot \frac{(B-A)}{1000} \cdot \frac{M\text{Fe}_{\text{II}}}{6} \cdot 12 \cdot \frac{1000}{M} \cdot 1.30$$

dove

- 3/2 è il rapporto molare della reazione di ossidoriduzione (2 moli di potassio bicromato reagiscono con 3 moli di C);
- B è il volume della soluzione di ferro (II) ammonio solfato utilizzato nella titolazione della prova in bianco (ml);
- A è il volume della soluzione di ferro (II) ammonio solfato utilizzato nella titolazione della soluzione del campione (ml);
- MFe_{II} è la molarità effettiva della soluzione di ferro (II) ammonio solfato;
- 12 è la massa atomica del carbonio;
- 1.30 è il fattore di correzione empirico che tiene conto della parziale ossidazione (70%) del carbonio organico;
- M è la massa del campione di compost (g).

Si è ottenuta quindi la seguente formula semplificata:

$$\text{TOC (g kg}^{-1}\text{)} = 3.9 \cdot \frac{(B-A)}{M} \cdot M\text{Fe}_{\text{II}}$$

Per trasformare il contenuto in carbonio organico nel corrispondente contenuto di sostanza organica si è proceduto moltiplicando il valore del TOC per il coefficiente di conversione 1.724 (fattore di Van Bemmelen):

$$\text{Sostanza organica (g kg}^{-1}\text{)} = \text{TOC} \cdot 1.724$$

L'azoto totale (TN) è stato determinato secondo il metodo Kjeldahl (Bremner, 1960) con l'ausilio di un'unità di digestione (BÜCHI 426 Type B-426RC) e di un'unità di distillazione (BÜCHI 316). Con questo metodo si è ottenuta la somma dell'azoto organico e di quello ammoniacale.

Si è proceduto pesando 0.1 g di campione essiccato e macinato, il quale è stato posto nell'apposito provettone. Il primo step che prende il nome di digestione, ha l'obiettivo di trasformare l'azoto organico in forma minerale. Durante questa prima fase, i provettoni vengono sistemati negli appositi vani digestori e si avvia la mineralizzazione, addizionando prima 2 ml di acido solforico concentrato e poi 3 ml di perossido di idrogeno. Una volta terminata questa prima fase di digestione si passa alla distillazione. I provettoni contenenti il campione mineralizzato vengono posti nell'apposito sito del distillatore e viene addizionato idrossido di sodio al 30%. Il prodotto della distillazione si raccoglie in un becher contenente 30 ml di acido borico al 2% al quale sono stati aggiunti alcune gocce di indicatore misto (verde bromocresolo-rosso metile). Al termine è stata effettuata la titolazione con una soluzione 0.005 N di acido solforico fino a viraggio dal verde al grigio-viola.

Il valore finale dell'azoto totale è stato calcolato applicando la seguente formula:

$$\text{TN (g kg}^{-1}\text{)} = \frac{T \cdot A \cdot 14.007}{P}$$

dove

- T è la normalità della soluzione di acido solforico 0.005 N utilizzata per la titolazione;
- A è il volume della soluzione di acido solforico 0.005 N di impiegato per la titolazione (ml);
- 14.007 è la massa atomica dell'azoto;
- P è il peso del campione di compost (g).

L'azoto nitrico e ammoniacale sono stati determinati per via cromatografica. Ad un campione essiccato e macinato di 0.5 g sono stati aggiunti

50 ml di acqua ultrapura e la miscela è stata posta ad agitare per 30 minuti a 180 rpm. Dopo aver filtrato l'estratto ottenuto e aver effettuato l'opportuna diluizione, si passa alla lettura con il cromatografo ionico (Dionex IC 25, 40 EG Eluent Generator, IonPac AS11-HC per gli anioni e IonPac CS-12A per i cationi; Dionex Corp., Sunnyvale, CA, USA).

La determinazione del contenuto relativo in emicellulosa, cellulosa e lignina è stata effettuata secondo il metodo di Van Soest (Van Soest e Wine, 1967) che prevede l'analisi sequenziale delle diverse frazioni costituenti la sostanza organica, mediante tre successive estrazioni. In un crogiolo filtrante in vetro borosilicato viene posto un campione secco e macinato di 0.5 g che è trattato con 50 ml acqua calda per 30 minuti e successivamente per 60 minuti viene portato ad ebollizione con 50 ml di soluzione di detergente neutro. In tal modo viene solubilizzato il contenuto cellulare. A seguito di una filtrazione sottovuoto del campione, effettuando tre lavaggi con acqua calda e tre lavaggi con acetone, il residuo rimanente viene posto in stufa a 100°C per 8 ore e, dopo averlo fatto raffreddare in essiccatore, si pesa. La differenza tra il peso iniziale del campione e quello ottenuto a seguito dell'essiccazione in stufa rappresenta l'NDF (Fibra Neutro Detersa), la quale è costituita da cellulosa, emicellulosa e incrostazioni silicee.

Il residuo che costituisce l'NDF viene trattato con 50 ml di soluzione di detergente acido per 60 minuti. In tal maniera verranno solubilizzate le emicellulose. Si segue la stessa procedura di filtrazione con acqua calda e acetone e successivamente si essicca in stufa a 100 °C per 8 ore. Si effettua la pesata, previo raffreddamento e questo residuo costituisce l'ADF (Fibra Acido Detersa) che comprende cellulosa, lignina e silice. Questo stesso residuo viene trattato al fine di ottenere la lignina. Vengono versati alcuni ml di acido solforico al 72% al fine di coprire il residuo e si agita con una bacchetta per ottenere una massa omogenea. Si aggiunge altro acido solforico fino a raggiungere metà crogiolo al fine di mantenere un volume costante e si a temperatura ambiente per 180 minuti. Ciò serve a solubilizzare la cellulosa. Successivamente viene effettuata la filtrazione sottovuoto e il residuo si pone a essiccare in stufa. Dopo averlo pesato, il residuo ottenuto viene posto in muffola a 550°C per 4 ore, trascorse le quali si pesa nuovamente. La differenza tra le due pesate costituisce

l'ADL (Lignina Acido deterosa) costituita da lignina e silice. L'ADL al netto delle ceneri costituisce la lignina. Le ceneri sono state ottenute ponendo un campione essiccato e macinato di 5 g in muffola a 550°C per 6 ore.

Quindi per calcolare le diverse frazioni si è proceduto nel seguente modo:

$$\text{Emicellulosa (g kg}^{-1}\text{)} = \text{NDF} - \text{ADF}$$

$$\text{Cellulosa (g kg}^{-1}\text{)} = \text{ADF} - \text{ADL}$$

$$\text{Lignina (g kg}^{-1}\text{)} = \text{ADL} - \text{ceneri}$$

Nel corso della seconda fase di maturazione sono stati determinati i parametri utili a valutare la stabilità e la maturità del compost, cioè l'indice di germinazione (IG), i parametri di umificazione (tasso di umificazione HR, indice di umificazione HI, il grado di umificazione DH), il rapporto tra il contenuto relativo in cellulosa e lignina (C/L) e il rapporto tra il contenuto in azoto ammoniacale e azoto nitrico ($\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$).

Per calcolare l'indice di germinazione (IG) è stato effettuato un test di fitotossicità utilizzando semi di *Lepidium sativum* L. (crescione comune). Questa pianta è usata frequentemente a questo scopo grazie alla sua capacità di valutare la maturità del compost e la perdita di tossicità dello stesso (Zucconi et al., 1985).

Il test di fitotossicità è stato condotto secondo il metodo descritto da Ostos et al. (2008), preparando un estratto 1:10 compost-acqua (peso/volume) e considerando come controllo l'acqua distillata. Si è proceduto aggiungendo 100 ml di acqua distillata a 10 g di compost e questa miscela è stata posta ad agitare per 15 ore a temperatura ambiente al buio. Dopo è stata effettuata la centrifugazione a 5000 rpm per 20 minuti e la successiva filtrazione con carta Wathman 1. Per la germinazione sono state utilizzate scatole Petri (Ø 90 mm) foderate con due strati di carta da filtro Wathman, che sono stati inumiditi con 4 ml dell'estratto o di acqua distillata nel caso del controllo. Le scatole Petri sono state incubate in camera di germinazione a 28°C. La conta dei semi germinati e la misurazione della lunghezza della radichetta dei semi sono state effettuate a 48 e a 72 ore dall'inizio della prova. Quando la radichetta del seme risulta visibile, il seme viene considerato germinato.

È stata calcolata la percentuale di germinazione relativa dei semi (RSG), la percentuale di crescita relativa delle radichette dei semi (RRG) e successivamente l'indice di germinazione (IG) sia a 48 che a 72 ore dall'inizio del test (Zucconi et al., 1985; Boluda et al., 2011) come di seguito riportato:

$$\text{RSG (\%)} = \frac{\text{numero di semi germinati sull'estratto del compost}}{\text{numeri di semi germinati sul controllo}} \cdot 100$$

$$\text{RRG (\%)} = \frac{\text{media della lunghezza delle radichette sull'estratto del compost}}{\text{media della lunghezza delle radichette sul controllo}} \cdot 100$$

$$\text{IG (\%)} = \frac{\text{RSG} \cdot \text{RRG}}{100}$$

Con riferimento ai parametri di umificazione, sono stati determinati il grado di umificazione (DH), il tasso di umificazione (HR) e l'indice di umificazione (HI). DH è la percentuale di carbonio umico presente nell'estratto rispetto al carbonio organico estraibile (Ciavatta, 1991); HR è la percentuale di carbonio umico presente nell'estratto rispetto al carbonio organico totale del campione (Ciavatta et al., 1998); HI è il rapporto tra il carbonio non umico e il carbonio umico presente nell'estratto (Sequi et al., 1996).

Per la determinazione di questi parametri di umificazione è necessario quantificare le frazioni del carbonio organico, in particolar modo il carbonio organico totale (TOC), il carbonio organico estraibile (TEC) e le sostanze umiche [acidi umici e fulvici (HA+FA)].

Per poter estrarre queste frazioni dal campione di compost si possono utilizzare diversi estraenti, tra i quali uno dei più efficaci è costituito da una soluzione alcalina 0.1 molare di sodio pirofosfato e sodio idrossido (Stevenson, 1994). Si è proceduto seguendo il metodo riportato dal Mipaaf (1991). Un campione essiccato e macinato di 1 g è stato posto in una beuta e sono stati aggiunti 50 ml di soluzione estraente. La miscela è stata tenuta in agitazione per 48 ore in un bagno termostatico con scuotimento (bagno Dubnoff) regolato a 65°C e a 80 rpm al minuto. Trascorso questo periodo la beuta è stata raffreddata con ghiaccio e successivamente il contenuto è stato centrifugato a 3000-3500

rpm per 20 minuti, al termine dei quali si è effettuata la filtrazione con filtri in acetato di cellulosa da 0.8 micron. In questo estratto è stato determinato il TEC prelevando un'aliquota di 10 ml ed operando con la stessa procedura, descritta precedentemente, prevista per il TOC.

Si deve tenere in considerazione che, al termine del periodo di estrazione, la soluzione estraente ha potuto solubilizzare oltre che le sostanze umiche anche quelle non umiche e, in particolare, carboidrati e aminoacidi provenienti da residui vegetali solo parzialmente decomposti. Quindi risulta necessario separare la frazione non umica (NH) da quella umica (HA+FA) mediante cromatografia di adsorbimento in fase solida (SPE) su resina di polivinilpirrolidone (PVP). Una volta preparate le colonnine cromatografiche, si procede prelevando 25 ml dell'estratto centrifugato e filtrato ottenuto precedentemente, al quale vengono aggiunti circa 0.5 ml di acido solforico al 50%, fino a pH<2. Si procede all'agitazione dell'estratto e alla successiva centrifugazione a 3000-3500 rpm per 20 minuti. Il surnatante ottenuto si pone nella colonnina per lasciar defluire il liquido facendo attenzione che la resina non vada a secco. Vengono effettuati 5 lavaggi della colonnina con porzioni di 5 ml di una soluzione 0.005 molare di acido solforico, al termine dei quali si aggiunge lentamente alla sommità la soluzione 0.1 molare di sodio idrossido al fine di eliminare il materiale adsorbito. Con 3-4 ml di questa soluzione avviene la migrazione degli acidi fulvici (FA) di colore giallo-rossastro all'estremità della colonnina. Questi acidi si raccolgono nel tubo da centrifuga che contiene gli acidi umici (HA) sotto forma di precipitato e si effettua un lavaggio con 20-25 ml della soluzione di sodio idrossido. Prelevando un'aliquota di 10 ml dalla soluzione contenente sia gli FA che gli HA si determina il carbonio organico umificato (HA+FA), applicando la procedura del TOC.

Dopo aver determinato il TOC, il TEC, il carbonio organico umificato (HA+FA) e il carbonio organico non umificato (NH) che si ottiene dalla differenza tra il TEC e HA+FA, si è potuto procedere al calcolo dei parametri di umificazione applicando le seguenti formule (Ciavatta et al., 1990; Sequi et al., 1996):

$$DH (\%) = \frac{(HA + FA)}{TEC} \cdot 100$$

$$HR (\%) = \frac{(HA + FA)}{TOC} \cdot 100$$

$$HI = \frac{NH}{(HA+FA)} \cdot 100$$

L'analisi statistica è stata effettuata con il programma CoStat release 6.311 (CoHort Software, Monterey, CA, USA). I dati ottenuti sono stati sottoposti all'analisi della varianza (ANOVA) a una via. La separazione tra le medie è stata determinata mediante il test di Student-Newman-Keuls (SNK).

5.3. Risultati e discussione

5.3.1. Effetti del differente tasso di aerazione durante la fase di bioossidazione

Per l'intera durata del processo, sono stati registrati i valori della temperatura e dell'umidità relativa (UR) all'interno della struttura coperta dove è stata condotta la prova sperimentale (Fig. 1). La temperatura di partenza è stata di 29.8°C ed è diminuita gradualmente fino a raggiungere alla fine del processo un valore di 11.3°C. L'umidità relativa all'inizio della prova è stata pari al 44.9% ed è aumentata con l'avanzare dei mesi fino a raggiungere un valore di 71.9%.

I risultati relativi al confronto fra diversi tassi di aerazione durante la fase di bioossidazione (C1 sottoposto a 0.45 L kg⁻¹ s.s. min⁻¹ e C2 a 0.30 L kg⁻¹ s.s. min⁻¹) hanno messo in evidenza che l'applicazione di un tasso di aerazione più elevato determina una riduzione della durata della prima fase e dell'intero processo di compostaggio. Per C1 la fase bioossidativa è terminata a 91 giorni dall'inizio del processo, contro i 133 giorni di C2 (Tab. 1). In particolare, la fase bioossidativa si è ritenuta conclusa quando le temperature si sono mantenute a 45±2°C per due settimane. La durata della fase di maturazione per C1R è stata di 79 giorni contro i 93 giorni di C2R (Tab. 1). Nel complesso, la durata dell'intero processo è stata minore per C1R (170 giorni) rispetto a C2R (226 giorni).

Al fine di favorire l'attività dei microrganismi durante il processo di compostaggio, si è proceduto alla somministrazione di acqua per mantenere l'umidità dei cumuli prossima al 40-55% (Sellami et al., 2008) (Fig. 2). Nella tabella 2 sono riportati i volumi di acqua apportati ai due cumuli. All'inizio della prova i quantitativi di acqua somministrati sono stati rilevanti, in considerazione del basso livello di umidità del materiale di partenza (16.2%) (Fig. 2). Successivamente sono stati apportati dei volumi di acqua tali da mantenere le condizioni ottimali di umidità ai fini del compostaggio. Il principale meccanismo che causa la rimozione dell'acqua durante il compostaggio è l'evaporazione in conseguenza della generazione di calore da parte dei microrganismi (Kulcu e Yaldiz, 2004). Durante la maturazione, non è stata apportata acqua ai due cumuli e il valore medio dell'umidità è stato pari a 51.2% (Fig. 3).

Per quanto riguarda il profilo della temperatura per i trattamenti C1 e C2 (Fig. 4), si è avuto un rapido incremento iniziale grazie alla marcata attività

microbica all'interno della massa in fermentazione. Dopo 21 giorni dall'inizio del processo i cumuli hanno superato i 60°C. In ogni caso, la temperatura del cumulo più arieggiato (C1) è apparsa più bassa rispetto a quella dell'altro trattamento. Entrambi i cumuli hanno raggiunto la temperatura massima al giorno 28, quando è stata pari a 61.7°C e 66.5°C, rispettivamente per C1 e C2. In C1 si è avuta una temperatura media prossima ai 60°C per 14 giorni, invece in C2 è stata registrata una temperatura media di 62.3° per 21 giorni. Queste temperature elevate hanno contribuito all'igienizzazione e alla disinfezione del materiale sottoposto a compostaggio, eliminando gli eventuali patogeni e semi infestanti presenti (Blanc et al., 1996; Zhang e He, 2006; Rasapoor et al., 2009).

Nonostante l'avvenuto passaggio alla fase di maturazione e quindi all'interruzione dell'aerazione forzata, in C1R (Fig. 5) è stato riscontrato un incremento della temperatura in corrispondenza del rivoltamento a 91 giorni, probabilmente per effetto di una ripresa parziale dell'attività fermentativa che ha determinato la produzione di calore (Khalil et al., 2008). Per questo trattamento a partire dal giorno 119 si è avuto un abbassamento repentino della temperatura che ha raggiunto al termine del processo un valore di 15.9°C. Per C2R l'abbassamento della temperatura ha avuto inizio il giorno 170 raggiungendo al termine del processo un valore pari a 15.5°C.

Un parametro che è stato valutato per comprendere più adeguatamente l'effetto del differente tasso di aerazione sul processo di compostaggio è la concentrazione di ossigeno.

Per C1 e C2 la concentrazione di ossigeno ha subito un rapido decremento nelle prime tre settimane (Fig. 6) a seguito dell'applicazione dell'aerazione forzata. L'andamento di questo parametro per i due trattamenti si è mantenuto, a partire dal giorno 21, in un range tra 9.4% e 5.5%. Questo livello di ossigeno rientra nell'intervallo ritenuto ottimale (5-15%) durante la biossidazione, proposto da Epstein (1976 e 1978) e Ruggieri et al. (2008). Per il cumulo più arieggiato (C1) dal giorno 77 la concentrazione si è abbassata in corrispondenza del graduale passaggio alla fase di maturazione. Per il trattamento che ha previsto un minor tasso di aerazione (C2) questa riduzione è apparsa più lenta e ha fatto registrare una concentrazione di ossigeno in media minore rispetto a C1

(-11.6%). L'applicazione di un tasso di aerazione minore porta ad un più lento passaggio alla fase di maturazione.

Durante la fase di maturazione l'attività microbica è diminuita e la degradazione dei composti organici è avvenuta a concentrazioni di ossigeno più basse rispetto alla prima fase termofila. I due trattamenti C1R e C2R (Fig. 7) hanno mostrato un andamento simile e non hanno fatto rilevare variazioni nel corso dell'intera fase, anche in corrispondenza dei rivoltamenti meccanici. Il valore medio registrato è stato pari a 5.2%. Diversi autori (Ruggieri et al., 2008) riportano che concentrazioni di ossigeno minori del 5% sono sufficienti per assicurare l'attività dei microrganismi durante questa fase, quindi nel caso considerato i livelli di ossigeno registrati risultano soddisfacenti.

I parametri chimici valutati per descrivere l'evoluzione del materiale sottoposto a compostaggio sono stati il carbonio organico totale (TOC), l'azoto totale, il rapporto tra carbonio e azoto (C/N), la sostanza organica, il contenuto relativo in emicellulosa, cellulosa e lignina, il contenuto in azoto ammoniacale (N-NH_4^+) e azoto nitrico (N-NO_3^-), il pH e la conducibilità elettrica (CE).

L'andamento del TOC per C1 e C2 (Fig. 8) è stato nel complesso sovrapponibile. A causa delle emissioni di anidride carbonica (Canet e Pomares, 1995; Atkinson et al., 1996; Beck-Fris et al., 2003), che si verificano come conseguenza della degradazione della sostanza organica non azotata (carboidrati, ecc.) (Rasapoor et al., 2009), i tassi di degradazione del TOC sono stati elevati durante la fase biossidativa (Guo et al., 2012). Infatti, durante questa fase termofila il TOC ha subito un decremento passando da 464.0 g kg⁻¹ a 353.5 e 328.9 g kg⁻¹, rispettivamente per C1 e C2. Durante la fase di maturazione entrambi i trattamenti C1R e C2R (Fig. 9) hanno fatto registrare un andamento variabile per il contenuto in TOC, che si è mantenuto fra 300 e 400 g kg⁻¹.

La concentrazione di azoto totale ha manifestato un andamento crescente nel corso della biossidazione (Fig. 10) con valori significativamente più elevati per il cumulo meno arieggiato. Per C1 si è registrato un aumento del 32.1%, mentre per C2 del 50.5%. L'incremento del contenuto in azoto totale è dovuto alla perdita di peso della massa in compostaggio, come risultato della degradazione della sostanza organica (Kapapetanos et al., 1993; Paredes et al., 2000; Huang et al., 2004; Gigliotti et al., 2012) e all'attività di fissazione dell'azoto ad opera dei

microrganismi, che risulta maggiore durante la bioossidazione e poi va a decrescere durante la maturazione (Paredes et al., 2000; Banegas et al., 2007). Questo aumento è stato principalmente osservato nel cumulo per il quale la riduzione della sostanza organica è risultata più marcata (C2) e risultati simili sono stati riscontrati da Banegas et al. (2007). Durante la fase di maturazione, l'incremento dell'azoto totale è risultato di minor entità per C1R (Fig. 11) (+12.0%), mentre per C2R è stato registrato un andamento pressoché costante. In ogni caso, il valore di C2R (26.5 g kg^{-1}) al termine del processo è stato più elevato rispetto all'altro trattamento (20.9 g kg^{-1}).

Il rapporto fra carbonio e azoto (C/N) ha manifestato nel corso della bioossidazione un andamento simile per i due trattamenti con valori leggermente più elevati in C1 (Fig. 12). Questo parametro ha subito un decremento evidente e tale fenomeno è diretta conseguenza della mineralizzazione della sostanza organica e dalla diminuzione del carbonio che si perde sotto forma di CO_2 (Rasapoor et al., 2009). Il decremento è stato pari al 48.3% e 64.9%, rispettivamente per C1 e C2. Si deve tenere in considerazione che per C2 la fase bioossidativa ha avuto una maggiore durata rispetto all'altro trattamento e questo ha influito sul più accentuato decremento di C/N.

Durante la fase di maturazione l'andamento di C/N non è stato lineare e si sono verificati lievi cambiamenti (Fig. 13) (Paradelo et al., 2013), analogamente a quello che è stato rilevato per il TOC. Ciò è dipeso dalla difficoltà con cui avviene la degradazione dei composti organici caratterizzati da un'elevata concentrazione di lignina (Francou et al., 2008; Rasapoor et al., 2009). Al termine del processo, il trattamento sottoposto ad un tasso di aerazione minore durante la bioossidazione (C2R) ha fatto registrare un valore di C/N pari a 12.7, significativamente più basso del valore di C1R pari a 17.7. Un risultato analogo è stato riportato da Rasapoor et al. (2009).

Per la sostanza organica è stata rilevata una riduzione marcata (Fig. 14) soprattutto nella prima fase del processo e ciò è dovuto all'abbondanza di sostanze facilmente degradabili a disposizione dei microrganismi (Benito et al., 2003). Il contenuto in sostanza organica ha manifestato una riduzione in entrambi i trattamenti pari al 17.8% e 26.7% dall'inizio del compostaggio, rispettivamente per C1 e C2 (Fig. 14). Per C1 i valori si sono mantenuti

leggermente superiori (in media 738.9 g kg^{-1}) rispetto a C2 (in media 672.5 g kg^{-1}) e, al termine della fase, C2 ha fatto registrare valori pari a 566.9 g kg^{-1} , contro 635.9 g kg^{-1} del C1. Nella successiva fase di maturazione, i valori per C1R e C2R si sono mantenuti pressoché costanti (Fig. 15), anche perché la degradazione della sostanza organica con l'avanzare del processo è direttamente correlata alla respirazione microbica (Paredes et al., 2002). Al termine del processo, C2R ha fatto rilevare un valore significativamente più basso per il contenuto in sostanza organica (563.7 g kg^{-1}), rispetto a C1R (684.4 g kg^{-1}). In generale, il tasso di degradazione della sostanza organica di questo compostaggio è risultato inferiore rispetto a quanto che si è verificato in altri processi di compostaggio (Chefetz et al., 1996; Benito et al., 2003; Garcia-Gomez et al., 2003); questo tipo di evoluzione è tipica del compostaggio degli scarti di natura lignocellulosica, i quali mostrano una proporzione molto bassa di carbonio prontamente idrolizzabile (Komilis, 2006).

Per monitorare nel miglior modo la degradazione delle componenti organiche e l'evoluzione del processo in generale, si è proceduto al frazionamento della sostanza organica in emicellulosa, cellulosa e lignina.

Il contenuto relativo in emicellulosa ha subito un decremento accentuato durante la fase bioossidativa (Fig. 16). Per C1 il decremento è stato pari al 43.3%, contro 57.0% di C2. Durante la maturazione, il contenuto relativo in emicellulosa si è mantenuto stabile in C1R (da 99.2 g kg^{-1} a 95.7 g kg^{-1} al termine del processo), mentre in C2R ha subito un leggero decremento, passando da 67.5 g kg^{-1} a 42.8 g kg^{-1} (Fig. 17). L'emicellulosa viene maggiormente degradata nella fase bioossidativa perché i microrganismi che si occupano della sua decomposizione sono termofili (Huang et al., 2010). L'andamento della concentrazione di emicellulosa ha fatto rilevare accentuate variazioni, come riportato da diversi autori (Atkinson et al., 1996 e 1997) e ciò viene attribuito principalmente ai limiti del metodo Van Soest che viene applicato per la sua determinazione. Con questo metodo può accadere che i composti solubili derivanti dalla decomposizione della frazione cellulosica vengono stimati come facenti parte della frazione emicellulosica e, in tal modo, il tasso con cui avviene la decomposizione dell'emicellulosa viene alterato (Swift et al., 1979).

Nella fase di bioossidazione, il contenuto in cellulosa (Fig. 18) è diminuito in entrambi i trattamenti, facendo registrare una degradazione simile in C1 e C2 (in media -30.1%). Durante la maturazione (Fig. 19), C2R ha subito un decremento del 79.6%, contro il decremento del 46.0% di C1R. Percentuali molto elevate di degradazione della cellulosa sono state rilevate anche da Harada et al. (1981), Pichler e Kögel-Knaber (2000), Komilis e Ham (2003) e da Francou et al. (2008). Al termine del processo C2R ha fatto registrare un valore pari a 53.8 g kg^{-1} , che è risultato significativamente minore rispetto a C1R. La degradazione della concentrazione in cellulosa durante il compostaggio è principalmente dovuta all'attività dei microrganismi che attaccano la cellulosa stessa (Gabhane et al., 2012), rappresentati principalmente da funghi che operano in un range di temperatura di $35\text{-}50^{\circ}\text{C}$, che è tipico della fase di maturazione. Proprio per questo motivo, nel caso considerato, la degradazione di maggiore entità della frazione cellulosica avviene durante la maturazione.

La forte degradazione del contenuto relativo in emicellulosa e cellulosa ha portato ad una riduzione maggiore del 50% di queste frazioni rispetto al valore iniziale e risultati analoghi sono stati riportati da Cayuela et al. (2006). La degradazione di questi polimeri è stata maggiore in C2R e ciò riflette l'effetto del tasso di aerazione sulla loro degradazione.

Il contenuto relativo in lignina durante la bioossidazione (Fig. 20) è aumentato in entrambi i trattamenti, in maniera accentuata (in media 65.8%). Durante la maturazione, per C1R (Fig. 21) è stato registrato un andamento variabile che, alla fine del processo, non ha portato ad un aumento rilevante del contenuto in lignina (da 340.0 g kg^{-1} a 349.2 g kg^{-1}). Al contrario, per C2R è stato rilevato un incremento del 35.5% (da 269.9 g kg^{-1} a 418.5 g kg^{-1}), indice della maggiore degradazione della sostanza organica. Diversi autori (Brouillette et al., 1996; Charest e Beauchamp, 2002) riportano che con l'avanzare del processo il contenuto relativo in emicellulosa e cellulosa diminuisce e contestualmente la concentrazione di lignina aumenta. L'aumento di questa frazione avviene per il netto incremento che si verifica a carico del rapporto lignina/humus, come risultato della minima degradazione della lignina e della formazione di humus derivante da lignina e cellulosa (Komilis e Ham, 2003).

Per quanto riguarda il contenuto di N-NH_4^+ , si rileva una rapida riduzione fin dall'inizio del processo (Fig. 22). Un andamento simile è stato osservato da Ko et al. (2008). La mancanza di un incremento di N-NH_4^+ all'inizio del processo avviene per i materiali ricchi in cellulosa, emicellulosa e lignina e caratterizzati da una bassa degradazione (Gigliotti et al., 2012). Al termine della bioossidazione N-NH_4^+ risulta pari a 121.0 e 61.2 mg kg^{-1} , rispettivamente per C1 e C2. Difatti, da esperimenti precedentemente condotti (Tiquia e Tam, 2002; Cayuela et al., 2006) è emerso che l'applicazione di un'aerazione minore provoca una maggiore riduzione del contenuto di N-NH_4^+ . Ciò è legato al raggiungimento di temperature più alte che causano maggiori perdite per volatilizzazione di NH_3 .

Durante la maturazione N-NH_4^+ subisce un leggero decremento (Fig. 23). Questo parametro si è mantenuto a basse concentrazioni nella fase di maturazione a causa della bassa intensità di degradazione della sostanza organica tipica della fase considerata. Al termine del compostaggio il contenuto di N-NH_4^+ è molto basso (valori di 76.6 e 36.0 mg kg^{-1} per C1R e C2R) e ciò è dovuto oltre che alla nitrificazione (ossidazione dell'ammonio in nitrato), anche alla volatilizzazione e immobilizzazione dell'ammonio da parte dei microrganismi durante la decomposizione della sostanza organica (Sanchez-Monedero et al., 1999; Raj e Antil, 2011; Gigliotti et al., 2012).

Il contenuto di N-NO_3^- durante la bioossidazione (Fig. 24) inizia a aumentare dal giorno 70 per C1 e dal giorno 56 per C2, per effetto del processo di nitrificazione. Questo incremento di N-NO_3^- per C1 e C2 è stato in media del 33.2%.

Durante la maturazione, per N-NO_3^- si rileva un incremento più marcato rispetto alla fase precedente (in media del 42.4%) (Fig. 25) e, in particolare, per il trattamento C2R si è registrato un aumento maggiore rispetto a C1R anche in relazione alla maggiore durata del processo. Ciò conferma che la nitrificazione avviene con maggiore facilità durante la maturazione, quando le temperature iniziano gradualmente ad avvicinarsi ai valori ambientali (Bernal et al., 1998; Ko et al., 2008), perché i microrganismi responsabili di questo processo sono fortemente inibiti da valori della temperature superiori a 40°C (Jiménez e Garcia, 1989; Bernal et al, 1998; Raj e Antil, 2011).

Il pH di partenza è stato pari a 6.95 (Fig. 26) e al termine della fase di bioossidazione ha fatto registrare valori di 7.36 e 7.11, rispettivamente per C1 e C2. Le condizioni aerobiche fornite attraverso l'applicazione dell'aerazione forzata hanno causato l'incremento del pH, a seguito della degradazione degli acidi organici e dell'ossidazione dei composti fenolici (Gigliotti et al., 2012). Inoltre, l'aumento del pH è dovuto alla formazione dell'ammonio causata dalla solubilizzazione dell'ammoniaca, che è conseguenza dell'intensa attività microbica e della degradazione della sostanza organica (Sanchez-Monedero et al., 2001). Durante la maturazione, C1R (Fig. 27) ha avuto un andamento più lineare rispetto a C2R e al termine del processo i due trattamenti non si sono differenziati significativamente. Le variazioni che avvengono a carico del pH, sono dovute ai processi di acidificazione (rilascio di CO_2 e acidi organici), che si verificano all'inizio del processo, e a processi di alcalinizzazione (rilascio di NH_3 e perdite di acidi organici), che solitamente avvengono nella fase di maturazione (Sanchez-Monedero et al., 2001).

La conducibilità elettrica (CE) riflette il grado di salinità del materiale sottoposto a compostaggio (Lin, 2008). Il valore iniziale di questo parametro nel materiale di partenza è stato di 0.45 dS m^{-1} (Fig. 28). Per C1 l'andamento è stato variabile e al termine della fase bioossidativa, non è stato registrato nessun aumento. Il mancato aumento a carico di C1 è dovuto, probabilmente al raggiungimento di temperature meno elevate che ha determinato a una riduzione di minor entità della massa e una minore concentrazione di sali. Invece per il trattamento C2 si è rilevato un incremento, giungendo ad un valore di 0.62 dS m^{-1} . Durante la maturazione sia per C1R che per C2R (Fig. 29) è stato registrato un incremento marcato per questo parametro, giungendo al termine del processo a valori pari a 0.82 e 0.95 dS m^{-1} , rispettivamente. I valori più elevati di CE vengono raggiunti alla fine del processo perché, come risultato della degradazione della sostanza organica (Campbell et al., 1997, Fang e Wong, 1999), si registra il massimo livello di riduzione della massa totale che causa un aumento accentuato della concentrazione in sali solubili (es. ioni fosfato e ammonio) (Gigliotti et al., 2012).

Al fine di determinare il raggiungimento di un livello adeguato di maturità e stabilità da parte dei materiali sottoposti a compostaggio, si è proceduto alla

determinazione dei parametri di umificazione, dell'indice di germinazione (IG), del rapporto C/N, del rapporto tra la concentrazione in cellulosa e lignina (C/L) e il rapporto tra il contenuto in azoto ammoniacale e azoto nitrico ($\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$).

Nelle tabella 3 sono riportati i valori dei parametri che sono stati presi in considerazione per valutare la stabilità e la maturità del compost.

I parametri di umificazione sono solitamente utilizzati per valutare l'evoluzione delle sostanze umiche della sostanza organica del materiale sottoposto a compostaggio (Dell'Abate et al., 1998, 2000; Dell'Abate e Tittarelli, 2002; Mondini et al., 2003) e la maturità del prodotto finale (Roletto et al., 1985; Senesi, 1989; Ciavatta et al., 1990; Iglesias-Jiménez e Pérez-García, 1992). Sono stati determinati il grado di umificazione (DH), il tasso di umificazione (HR) e l'indice di umificazione (HI).

Tenendo in considerazione che l'indice HI per un compost maturo dovrebbe assumere valori inferiori a 0.5 (Ciavatta et al., 1990; Ciavatta e Govi, 1993), si può affermare che per i trattamenti C1R e C2R questo indice ha fatto rilevare valori che indicano il raggiungimento della maturità. In particolar modo, C1R ha mostrato un valore significativamente più basso rispetto a C2R pari a 0.33 (Tab. 3). Un HI così basso indica che nella sostanza organica rimanente c'è un'elevata presenza di carbonio umico rispetto a quello non umico.

Il valore di HR di 40-45% indica un buon tasso di umificazione. L'HR più elevato pari a 38.1% è stato raggiunto da C2R (Tab. 3) ed è stato significativamente più elevato rispetto a C1R (31.9%), facendo rilevare in questo trattamento una maggiore presenza di carbonio umico rispetto a quello organico totale.

Un buon valore di DH si attesta su valori del 60-65%. Il DH più elevato è stato rilevato per C1R (75.3%) (Tab. 3), il quale si è differenziato significativamente da C2R (70.6%). Questi valori sono maggiori rispetto a quelli ottenuti da Baffi et al. (2007). L'ottenimento di valori elevati di DH è indice di un'elevata degradazione della sostanza organica (Baeta-Hall et al., 2005).

L'IG è un parametro sensibile per valutare la fitotossicità dei compost (Tiquia et al., 1996; Raj e Antil, 2011). Zucconi et al. (1981) riportano che i compost con valori di IG superiori a 80% sono liberi da fitotossine e si può

considerare completata la maturazione (Tang et al., 2006; Sellami et al., 2008; Raj e Antil, 2011).

Il trattamento che ha mostrato il valore significativamente più alto di IG, sia per la valutazione a 48 che a 72 ore è stato C2R. Ciò ha messo in evidenza che la minore aerazione ha avuto un effetto positivo sulla decomposizione delle sostanze tossiche.

Per quanto riguarda C/N, i valori sono stati maggiori di 12, limite stabilito per l'idoneità del compost da Iglesias-Jiménez e Pérez-Garcia (1992) e da Bernal et al. (1998). Invece, i valori sono stati minori di 20, limite stabilito da Golueke (1981) e Hirai et al. (1983) per individuare il raggiungimento della stabilità.

Il rapporto tra cellulosa e lignina (C/L) viene definito da Komilis e Ham (2003) un accurato indicatore di maturità. Questo rapporto ha subito un forte decremento fin dall'inizio del processo (Fig. 30), andamento riportato da numerosi autori (Komilis e Ham, 2003; Vargas-Garcia et al., 2007). Sono stati rilevati valori finali inferiori a 0.5, indice del raggiungimento della maturità del compost (Komilis e Kam, 2003; Vargas-Garcia et al., 2007; Paradelo et al., 2013). C1R e C2R per C/L si sono differenziati significativamente (Tab. 3; Fig. 31). Il trattamento C2R ha fatto registrare valori minori di 0.5 a partire dal giorno 147. Questo trattamento al termine del processo ha mostrato un valore più basso (0.13) che indica una maggiore degradazione.

Il rapporto $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ è un chiaro indice dell'avanzamento del processo di nitrificazione (Sanchez-Monedero et al., 2001). La diminuzione maggiore è stata registrata a partire dal giorno 56 (Fig. 32), mostrando un andamento simile riportato da Ko et al. (2008). Durante la maturazione la riduzione è stata, invece, di lieve entità rispetto alla fase precedente (Fig. 33), indice della bassa attività di degradazione. Valori inferiori a 1 indicano la maturità del compost (Pare et al., 1998) e sono stati rilevati per entrambi i trattamenti (Tab. 3). C2R ha fatto registrare un valore di questo rapporto significativamente più basso rispetto a C1R.

5.3.2. Effetti di differenti metodi di aerazione durante la fase di maturazione

Con riferimento ai tre trattamenti previsti durante la fase di maturazione per il materiale proveniente da C2, l'applicazione dell'aerazione forzata durante questa fase (C2A) ha avuto un effetto sulla durata del processo. Infatti, per C2A la fase di maturazione è durata 37 giorni e l'intero processo 170 giorni (Tab. 4). Per C2NT e C2R la durata della maturazione è stata di 93 giorni e quella dell'intero processo di 226 giorni.

L'umidità (Fig. 34) ha subito un lieve decremento, ma non è stato necessario effettuare somministrazioni di acqua. In media questo parametro si è mantenuto a 55.8%.

Per questi tre trattamenti, il profilo della temperatura è mostrato nella figura 35. C2A ha subito un abbassamento rapido della temperatura dal momento del passaggio alla fase di maturazione (giorno 133) fino a raggiungere un valore di 14.1°C prossimo a quello della temperatura ambientale. Per il trattamento C2NT, la temperatura ha subito un decremento marcato a partire dal giorno 175 fino a raggiungere un valore di 16.2°C. Per C2R la diminuzione è stata registrata a partire dal giorno 170 raggiungendo 15.5°C. Le temperature dei trattamenti C2NT e C2R hanno avuto un andamento sovrapponibile a partire dal giorno 175 fino al raggiungimento della maturità. Per C2A, rispetto agli altri trattamenti, la più elevata perdita di calore e quindi il più veloce abbassamento della temperatura, probabilmente sono dovuti alla maggiore superficie delle particelle esposte all'aria (Diaz et al., 2002b).

Valori prossimi alla temperatura ambientale sono indice della conclusione del processo e del raggiungimento di un buon grado di stabilità da parte del compost (Satisha e Devaranjan, 2007). Inoltre, non è stato rilevato nessun cambiamento di temperatura a seguito dell'applicazione dei rivoltamenti e ciò indica la stabilizzazione del materiale (Diaz et al., 2002b).

Con riferimento alla concentrazione di ossigeno registrata per i tre trattamenti (Fig. 36), si può notare che C2NT mostra il livello più basso di ossigeno (in media 4.8%) soprattutto con il protrarsi del tempo. Infatti, come riportato da Diaz et al. (2002b), in un sistema statico si ha la compattazione del materiale e ciò rende difficile l'ingresso e la distribuzione dell'aria all'interno del

cumulo. C2A, essendo il trattamento sottoposto ad aerazione forzata, mostra il livello più alto di ossigeno (in media 6.5%), mentre C2R ha mantenuto un livello medio pari a 5.5%. In ogni caso, i valori rilevati rientrano nel range ottimale per la concentrazione di ossigeno durante la fase di maturazione (Ruggieri et al., 2008).

Per il TOC, i tre trattamenti (Fig. 37) hanno fatto registrare un andamento simile fra di loro e i valori rilevati sono stati compresi nell'intervallo 300-400 g kg⁻¹. Il valore medio al termine del processo è stato pari a 350.4 g kg⁻¹. Questo parametro non ha subito forti cambiamenti a causa dell'elevata concentrazione di composti difficilmente degradabili (Cayuela et al., 2006; Francou et al., 2008).

Per quanto riguarda il contenuto in azoto totale (Fig. 38) sono state registrate variazioni contenute per l'intera durata della maturazione, indice della minima attività di degradazione. I tre trattamenti hanno fatto rilevare valori simili (valore medio di 18.9 g kg⁻¹).

I trattamenti C2A e C2NT hanno mostrato un andamento sovrapposto per C/N (Fig. 39) e alla fine del processo è stato C2R a far registrare il valore più basso, pari a 12.8. Ciò conferma che l'applicazione del rivoltamento durante questa fase ha portato ad una migliore degradazione dei composti organici.

Il contenuto in sostanza organica si è mantenuto pressochè costante (Fig. 40). Alla fine del processo, C2R ha fatto rilevare un contenuto in sostanza organica minore (563.7 g kg⁻¹), rispetto a C2NT e C2A, che hanno concluso il processo con valori simili. Questi risultati indicano, analogamente a quelli ottenuti per C/N, che le perdite totali di sostanza organica e quindi la biodegradazione sono maggiori nel sistema rivoltato rispetto a quello statico (Diaz et al., 2002b). Ciò si può spiegare con la migliore distribuzione dell'aria in un sistema sottoposto a rivoltamenti rispetto ad un sistema statico.

Il contenuto relativo in emicellulosa (Fig. 41) ha fatto registrare un diminuzione. C2R e C2NT sono stati i cumuli che hanno fatto rilevare il decremento più marcato, pari a del 36.6% e 42.1%, rispettivamente. Questi due trattamenti hanno raggiunto valori significativamente più bassi al termine del processo rispetto a C2A, mettendo in evidenza che, in presenza di una minore aerazione, si verifica una maggiore degradazione di questa componente. Oltre a ciò, si deve considerare che la maggiore durata del processo per C2R e C2NT rispetto a C2A (56 giorni in più) ha consentito di ottenere una maggiore

degradazione. Oltretutto, C2R e C2NT, rispetto a C2A, hanno mostrato temperature più elevate durante la maturazione e ciò ha contribuito alla maggiore decomposizione della cellulosa (Yu, 2003).

Per il contenuto relativo in cellulosa (Fig. 42), C2R e C2NT hanno raggiunto i valori più bassi (53.8 e 50.2 g kg⁻¹ rispettivamente) e si sono differenziati significativamente rispetto a C2A. C2A e C2NT hanno manifestato un decremento più rapido a partire dal giorno 157. C2R ha manifestato un andamento decrescente che è apparso più graduale. La maggiore aerazione applicata durante la maturazione determina una minore degradazione della frazione cellulosica, anche in relazione al fatto che un'aerazione più elevata ha portato ad una minore durata del processo.

I trattamenti C2R, C2A e C2NT hanno avuto un andamento simile per il contenuto in lignina (Fig. 43) e hanno fatto rilevare, al termine del processo, dei valori che non differiscono significativamente tra loro. La concentrazione in lignina tende ad aumentare durante il compostaggio a causa della sua elevata resistenza nei confronti della biodegradazione (Inbar et al., 1989; Baca et al., 1992; Lynch, 1993; Tseng et al., 1996).

Il contenuto di N-NH₄⁺ (Fig. 44) non ha fatto rilevare variazioni durante l'intera fase di maturazione. Il valore medio registrato è stato pari a 46.2 mg kg⁻¹.

Il contenuto di N-NO₃⁻ (Fig. 45) ha subito un forte incremento, soprattutto per C2R e C2NT per i quali la fase di maturazione si è prolungata maggiormente. Questi due trattamenti hanno mostrato un andamento sovrapponibile e alla fine hanno fatto rilevare un valore medio di 271.3 mg kg⁻¹. C2A ha mostrato un valore di 178.5 mg kg⁻¹. Quindi, l'applicazione dell'aerazione forzata durante la maturazione ha determinato un minore incremento di N-NO₃⁻, considerando anche che per questo trattamento il processo di compostaggio è terminato prima rispetto agli altri due.

Per quanto riguarda il pH (Fig. 46), per i tre trattamenti l'andamento di questo parametro si è mantenuto simile. Al termine del processo i tre diversi cumuli non hanno fatto registrare differenze significative.

Per la CE (Fig. 47), è stato rilevato un incremento e il valore significativamente più elevato è stato raggiunto da C2R (0.95 dS m⁻¹), seguito da C2NT (0.84 dS m⁻¹) e C2A (0.70 dS m⁻¹). I valori meno elevati di CE rilevati per il

trattamento sottoposto alla maggiore aerazione (C2A) sono dipesi dal raggiungimento di temperature meno elevate che hanno portato a minori perdite di acqua per evaporazione e alla minore concentrazione di sali (Baeta-Hall et al., 2005).

Per HI non ci sono rilevate differenze significative e in ogni caso i valori sono stati inferiori a 0.5, indicando il raggiungimento della maturità (Tab. 5).

Per quanto riguarda il parametro HR, i trattamenti C2R e C2A si sono differenziati significativamente (Tab. 5), evidenziando che il cumulo sottoposto a rivoltamenti ha portato alla produzione di un compost con una maggiore presenza di carbonio umico. Sono stati registrati valori simili con quelli ottenuti da Baffi et al. (2007).

Con riferimento a DH, i tre trattamenti non hanno mostrato differenze significative e i valori raggiunti sono indice di un buon processo di umificazione. Come riportato da Dell'Abate et al. (1998) un valore medio di DH pari a 69.7% e un HI medio di 0.44 indicano un livello intermedio di maturità.

Il valore dell'indice di germinazione (IG), a 48 ore è stato simile per C2R e C2NT e significativamente più basso per C2A (Tab. 5). Per l'IG, valutato a 72 ore, i tre trattamenti della maturazione non hanno mostrato differenze significative.

Il rapporto C/L (Fig. 48) è indicativo dell'evoluzione dei composti organici durante il compostaggio (Paradelo et al., 2013). C2R, C2A e C2NT hanno subito un decremento marcato per l'intera durata della maturazione, mettendo in evidenza la maggiore degradazione della cellulosa rispetto a quella della lignina. Valori inferiori a 0.5 sono stati rilevati per C2A a circa 10 giorni dal termine del processo, per C2R a partire dal giorno 147 e per C2NT dal giorno 157 (Fig. 48). Non sono state evidenziate differenze significative fra i tre trattamenti (Tab. 5).

Per il rapporto $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ (Fig. 49), i tre trattamenti hanno subito una riduzione più marcata a partire dal giorno 157 ed è stato C2A a far rilevare al termine del processo il valore più alto (Tab. 5). Ciò indica che C2R e C2NT hanno mostrato una maggiore evoluzione del processo di nitrificazione. Per i tre trattamenti, questo rapporto si è mantenuto inferiore a 1 fin dall'inizio della fase di maturazione.

*

I risultati ottenuti, considerati nel loro complesso, hanno evidenziato che l'applicazione di un tasso di aerazione maggiore durante la fase di biossidazione ha determinato una riduzione della durata dell'intero processo di compostaggio. Invece, il trattamento sottoposto a un tasso di aerazione minore ha mostrato il raggiungimento di valori più bassi del rapporto C/N, una maggiore degradazione della sostanza organica e anche delle frazioni ad essa collegate (emicellulosa, cellulosa), un maggior contenuto di N-NO_3^- e una CE più elevata. Questi risultati portano a ritenere che l'applicazione di un differente tasso di aerazione durante la prima fase influenza l'evoluzione del compostaggio durante sia la biossidazione che la maturazione.

A riguardo dell'applicazione di diversi metodi di aerazione durante la maturazione, il trattamento sottoposto a rivoltamenti ha evidenziato una maggiore degradazione della sostanza organica e valori più bassi del rapporto C/N. Il trattamento sottoposto ad aerazione forzata ha determinato una riduzione della durata della maturazione. Quindi, la maggiore aerazione durante la fase maturazione riduce la durata del processo ma determina la produzione di un compost meno degradato.

In definitiva, si può ritenere che l'applicazione di una moderata aerazione durante la biossidazione e di rivoltamenti della massa durante la maturazione, possano promuovere il processo di biodegradazione migliorando la maturità e la stabilità del compost.

Tab. 1 – Durata delle singole fasi e dell'intero processo in funzione del differente tasso di aerazione applicato durante la fase di biossidazione.

Durata (giorni)	C1(R)	C2(R)
Biossidazione	91	133
Maturazione	79	93
Intero processo	170	226

Tab. 2 – Quantità di acqua ($L\ m^{-3}$) distribuita ai cumuli nel corso della prova.

Giorno	C1 ($L\ m^{-3}$)	C2 ($L\ m^{-3}$)
0	28.6	28.6
7	321.4	200
14	42.9	28.6
21	28.6	35.7
35	42.9	50.0
42	21.4	32.1
49	21.4	28.6
56	28.6	28.6
63	14.3	21.4
91	-	21.4
105	-	14.3
112	-	14.3
Totale	550.1	503.6

Tab. 3 – Effetti del differente tasso di aerazione applicato durante la fase di biossidazione sui parametri di maturità e la stabilità del compost.

Parametro	C1R	C2R	Significatività
HI	0.33 b	0.42 a	*
HR (%)	31.88 b	38.10 a	*
DH (%)	75.29 a	70.57 b	**
IG 48 h (%)	83.32 b	229.55 a	***
IG 72 h (%)	115.72 b	137.49 a	*
C/N	17.71 a	12.76 a	*
C/L	0.38 a	0.16 b	**
$N-NH_4^+/N-NO_3^-$	0.45 a	0.13 b	*

HI = indice di umificazione; HR = tasso di umificazione; DH = grado di umificazione; IG 48 h = indice di germinazione a 48 ore paragonato con semi trattati con acqua distillata (controllo); IG 72 h = indice di germinazione a 72 ore paragonato con semi trattati con acqua distillata (controllo); C/N = rapporto tra carbonio e azoto; C/L = rapporto tra il contenuto relativo di cellulosa e quello di lignina; $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ = rapporto tra il contenuto di azoto ammoniacale e quello di azoto nitrico.

NS: indica differenze non significative; *, **, ***: indicano differenze significative per $0.01 < P \leq 0.05$; $0.001 < P \leq 0.01$; e $P \leq 0.001$ rispettivamente. In ogni colonna, i valori seguiti da lettere diverse, differiscono in modo significativo per $P = 0.05$ (test SNK).

Tab. 4 – Durata delle singole fasi e dell'intero processo in funzione dei trattamenti applicati durante la fase di maturazione.

Durata (giorni)	C2R	C2A	C2NT
Biossidazione	133	133	133
Maturazione	93	37	93
Intero processo	226	170	226

Tab. 5 – Effetti dei differenti trattamenti applicati durante la fase di maturazione sui parametri di maturità e la stabilità del compost.

Parametro	C2R	C2A	C2NT	Significatività
HI	0.42	0.47	0.42	NS
HR (%)	38.10 a	34.17 b	35.33 ab	*
DH (%)	70.57	68.20	70.27	NS
IG 48 h (%)	229.55 a	86.87 b	206.31 a	***
IG 72 h (%)	137.49	125.10	133.37	NS
C/N	12.76 b	14.20 a	14.81 a	*
C/L	0.13	0.18	0.10	NS
N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻	0.13 b	0.26 a	0.16 b	*

HI = indice di umificazione; HR = tasso di umificazione; DH = grado di umificazione; IG 48 h = indice di germinazione a 48 ore paragonato con semi trattati con acqua distillata (controllo); IG 72 h = indice di germinazione a 72 ore paragonato con semi trattati con acqua distillata (controllo); C/N = rapporto tra carbonio e azoto; C/L = rapporto tra il contenuto relativo di cellulosa e quello di lignina; N-NH₄⁺/N-NO₃⁻ = rapporto tra il contenuto di azoto ammoniacale e quello di azoto nitrico.

NS: indica differenze non significative; *, **, ***: indicano differenze significative per $0.01 < P \leq 0.05$; $0.001 < P \leq 0.01$; e $P \leq 0.001$ rispettivamente. In ogni colonna, i valori seguiti da lettere diverse, differiscono in modo significativo per $P = 0.05$ (test SNK).

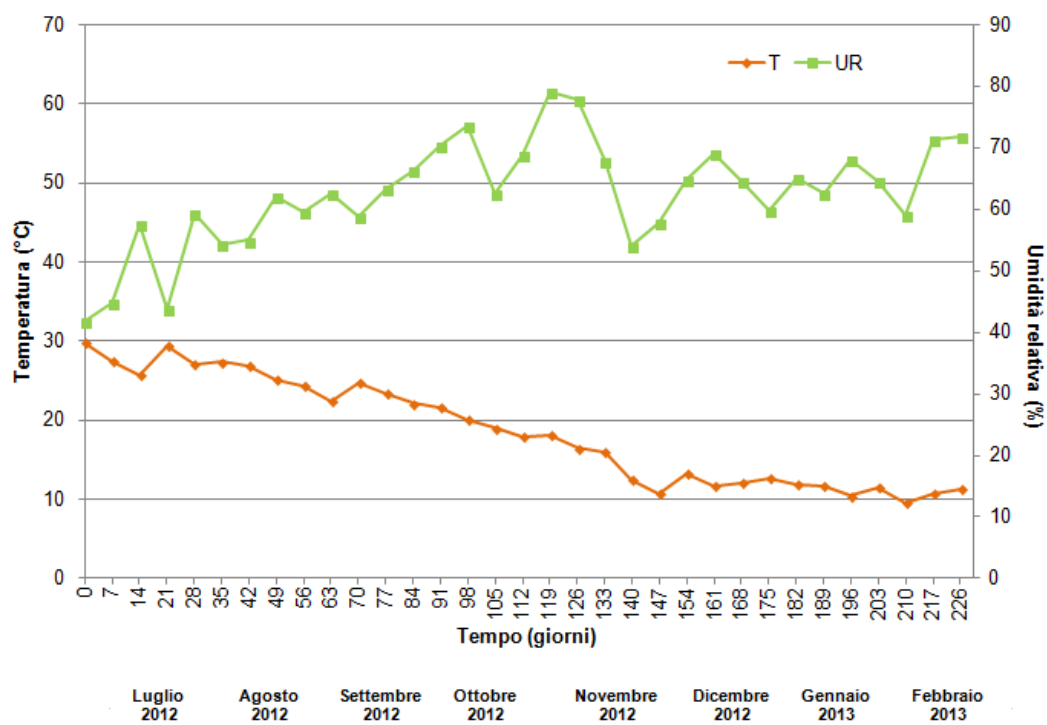


Fig. 1 – Andamento della temperatura e dell'umidità relativa all'interno della struttura coperta dove è stata condotta la prova sperimentale.

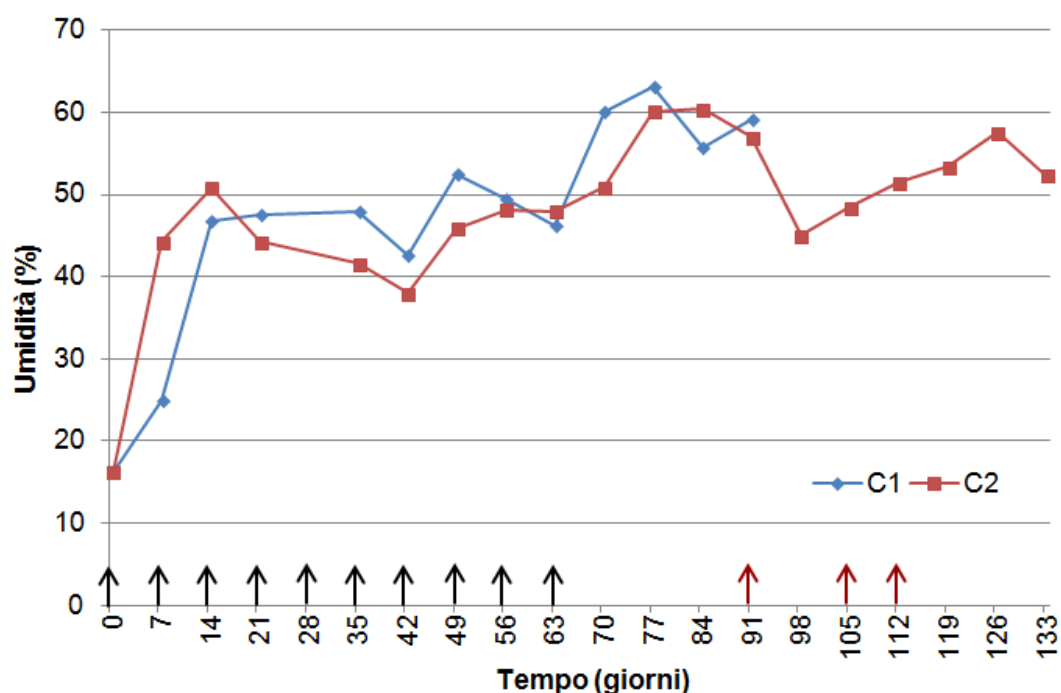


Fig. 2 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento dell'umidità. Le frecce nere indicano le somministrazioni di acqua effettuate per entrambi i cumuli. Le frecce rosse le somministrazioni effettuate solo per C2.

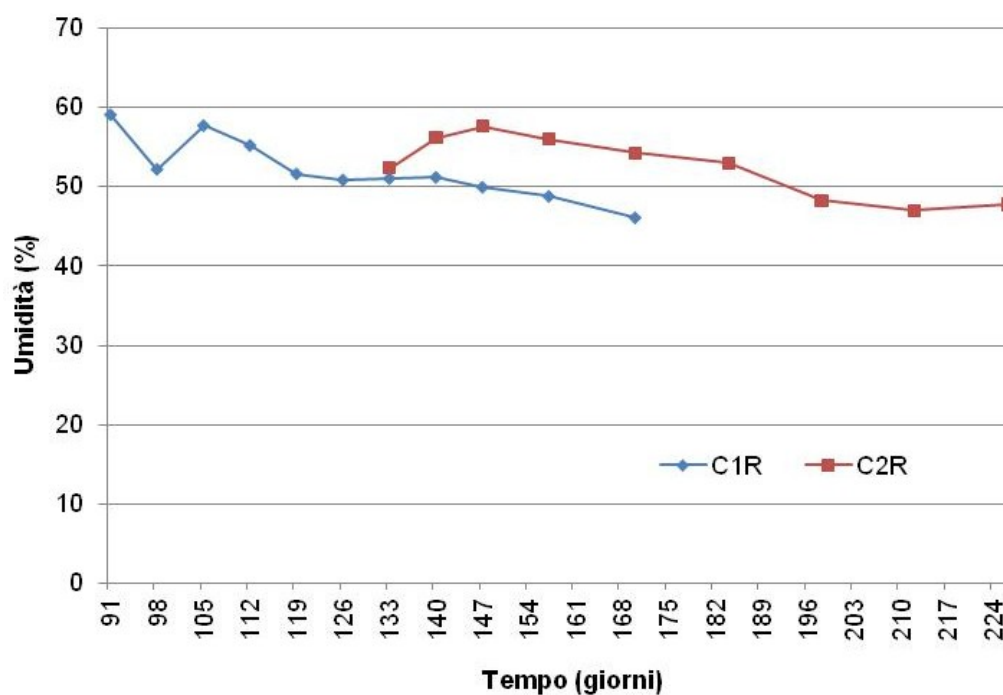


Fig. 3 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento dell'umidità durante la maturazione.

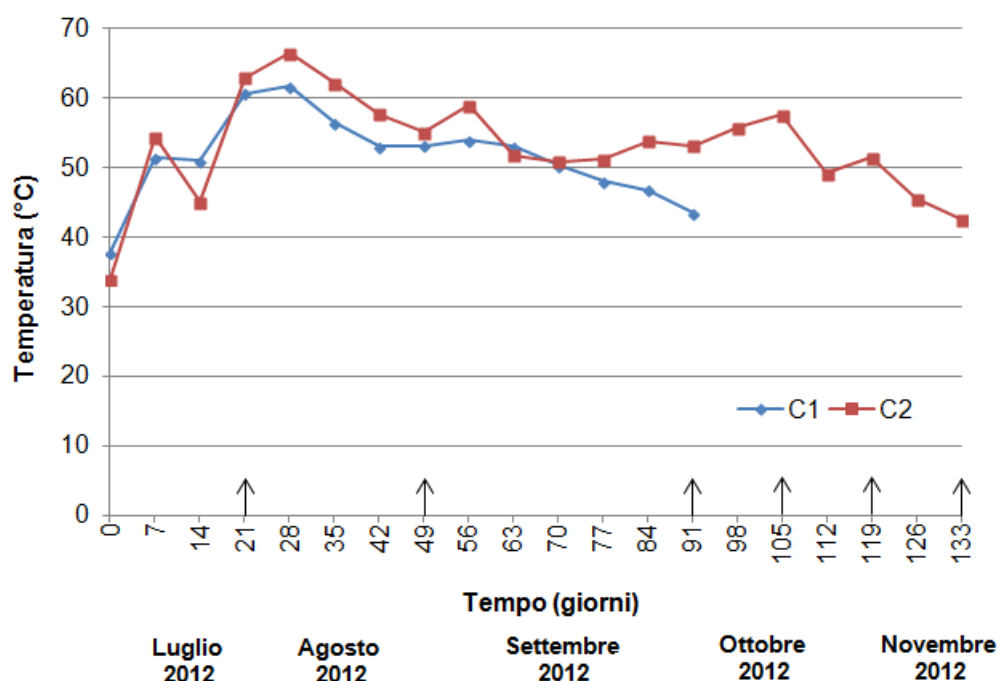


Fig. 4 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento della temperatura. Le frecce indicano le somministrazioni di acqua effettuate per entrambi i cumuli.

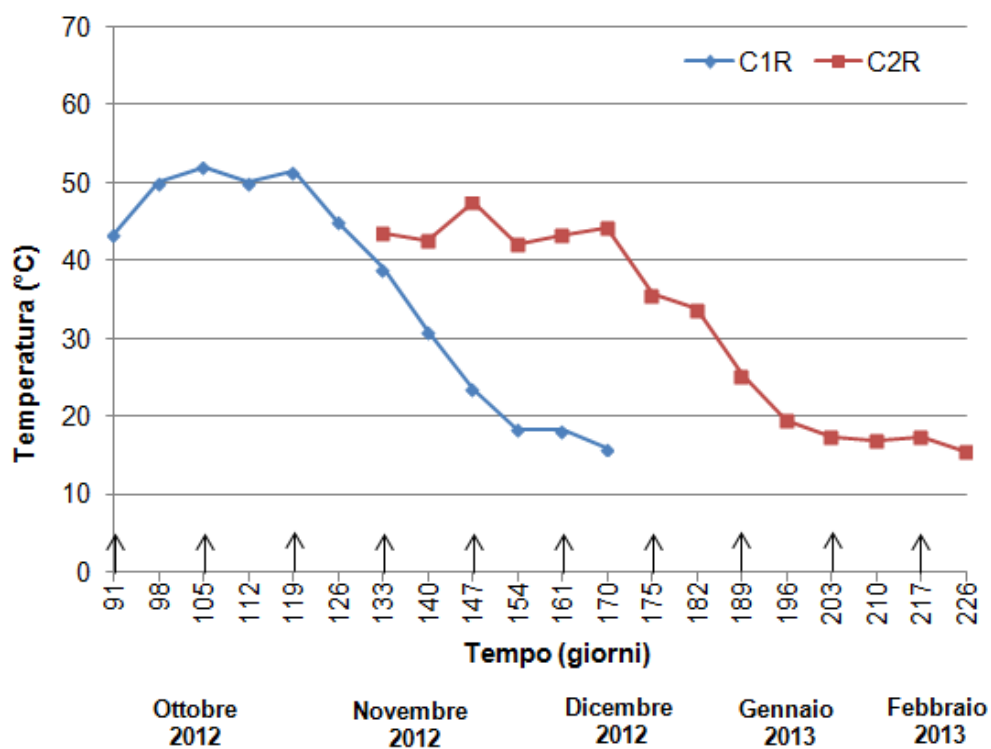


Fig. 5 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento della temperatura durante la maturazione. Le frecce indicano i rivolamenti effettuati nel corso del processo.

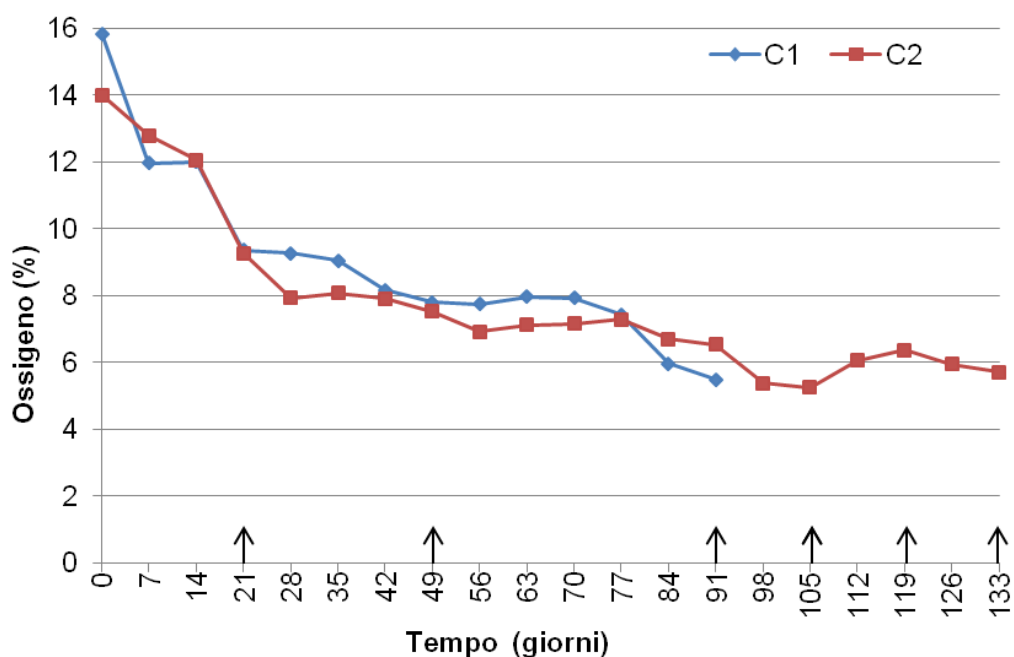


Fig. 6 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la bioossidazione sull'andamento della concentrazione di ossigeno. Le frecce indicano i rivolamenti effettuati nel corso del processo.

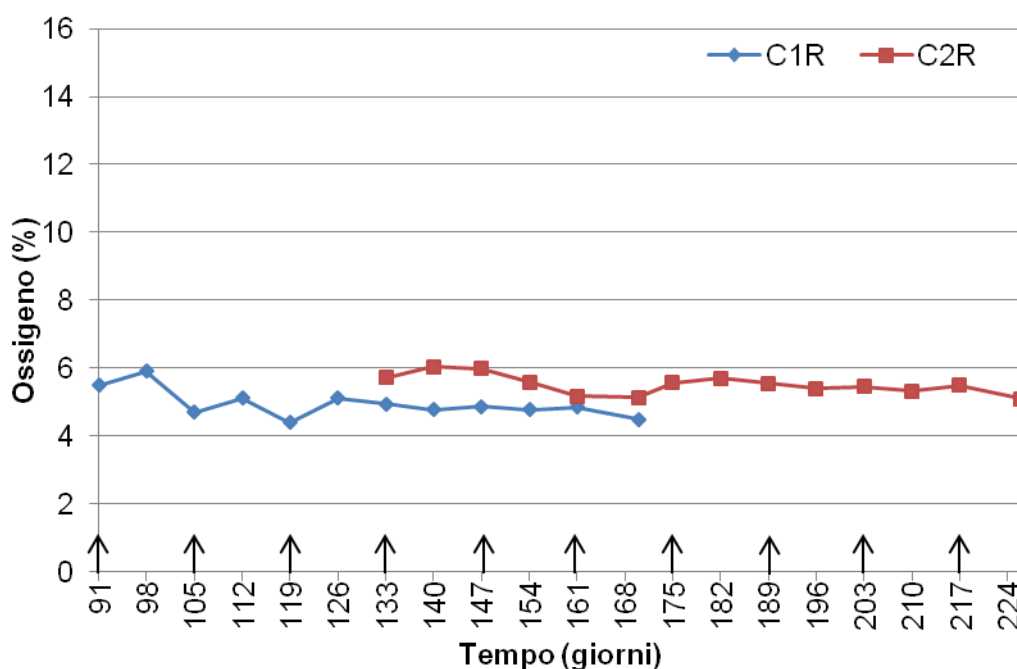


Fig. 7 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la bioossidazione sull'andamento della concentrazione di ossigeno durante la maturazione. Le frecce indicano i rivolamenti effettuati nel corso del processo.

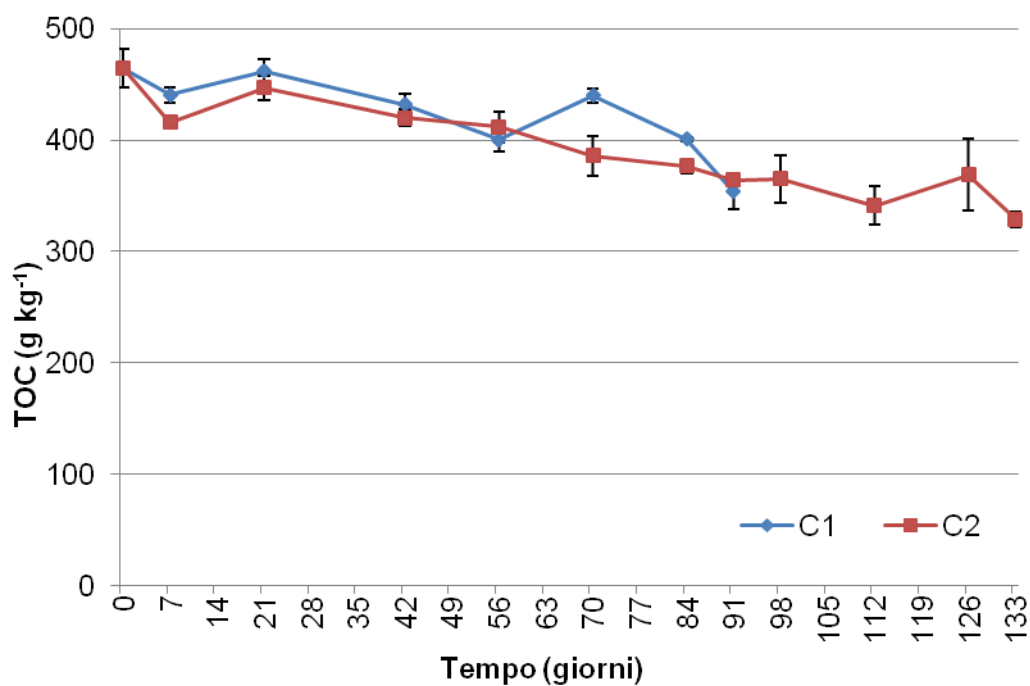


Fig. 8 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del TOC. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

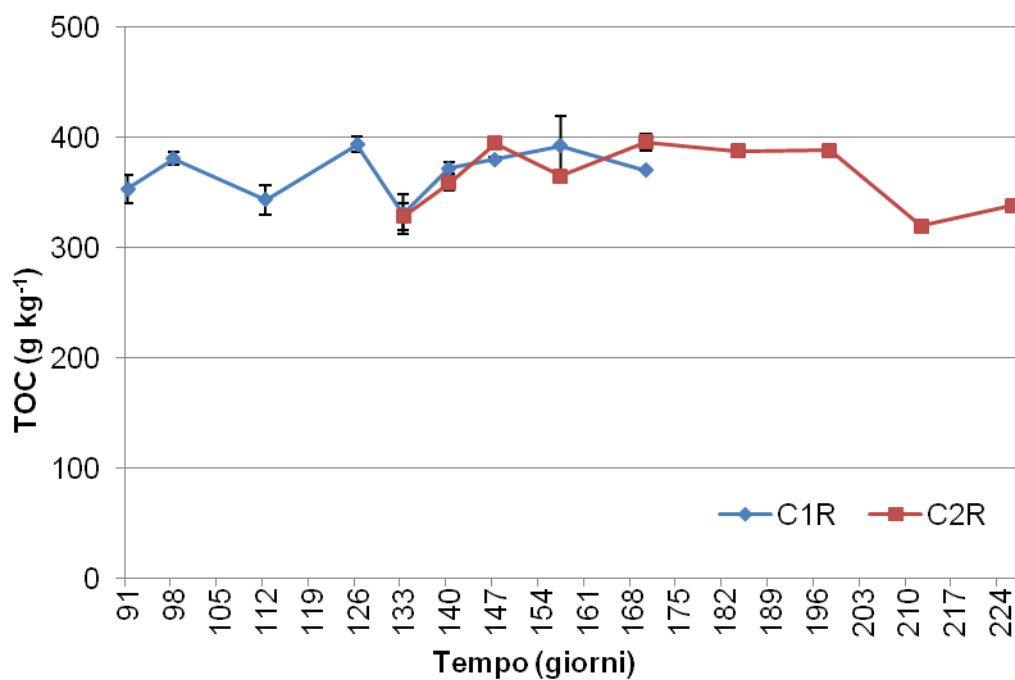


Fig. 9 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del TOC durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

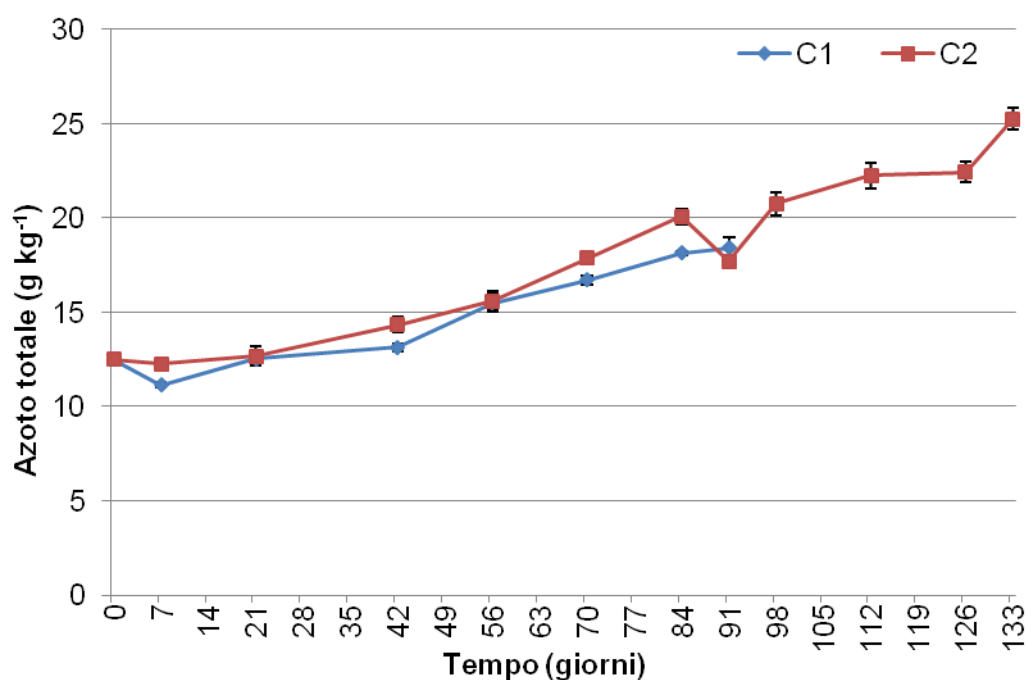


Fig. 10 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento dell'azoto totale. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

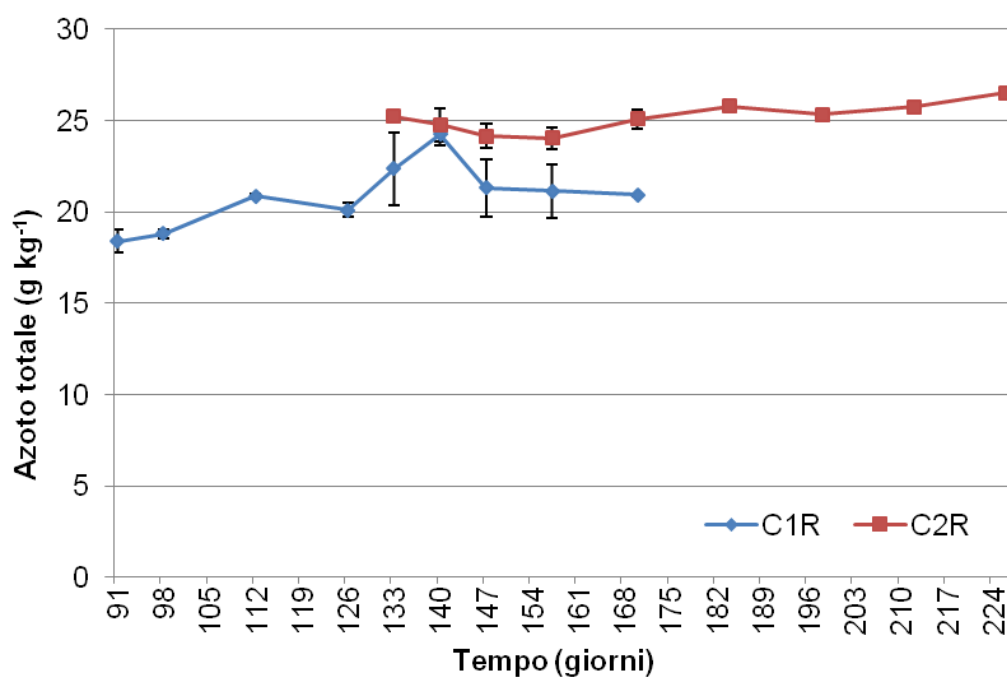


Fig. 11 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento dell'azoto totale durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

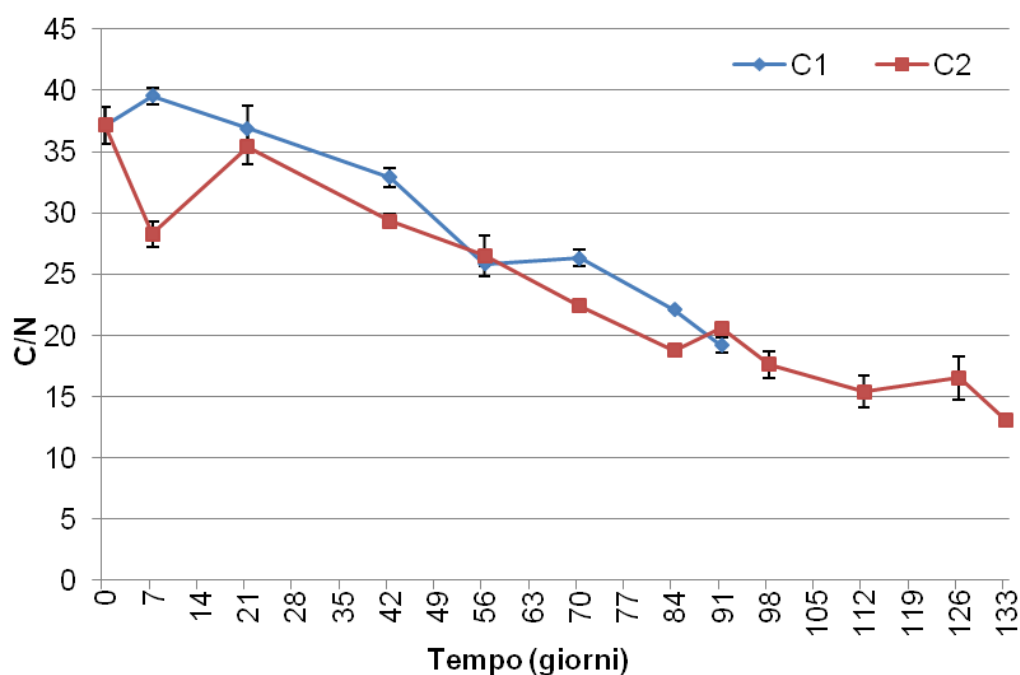


Fig. 12 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del rapporto C/N. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

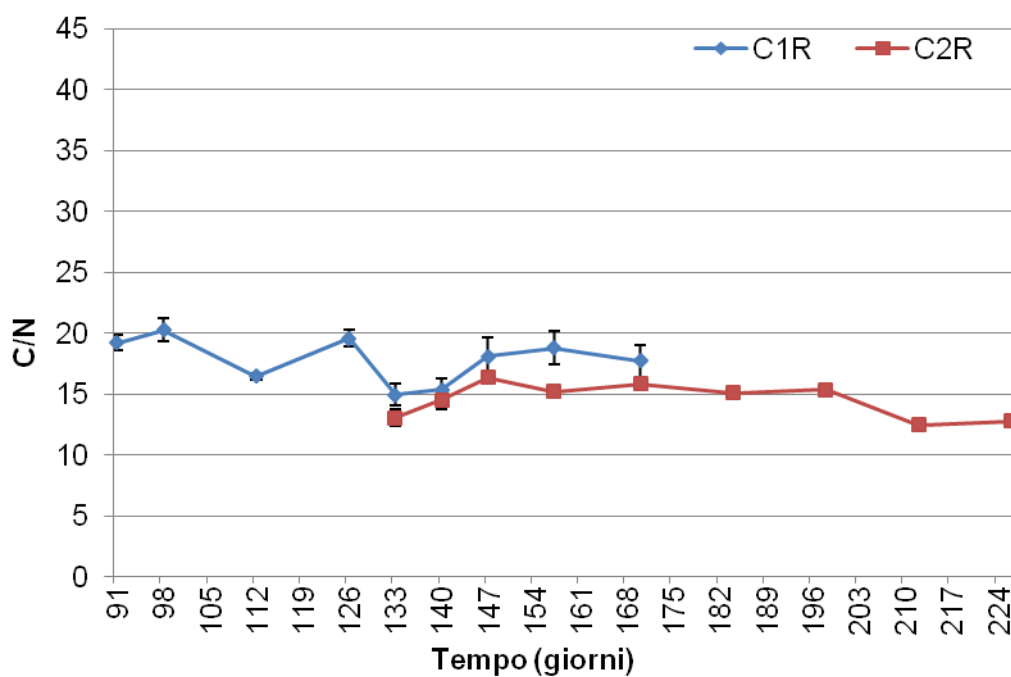


Fig. 13 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del rapporto C/N durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

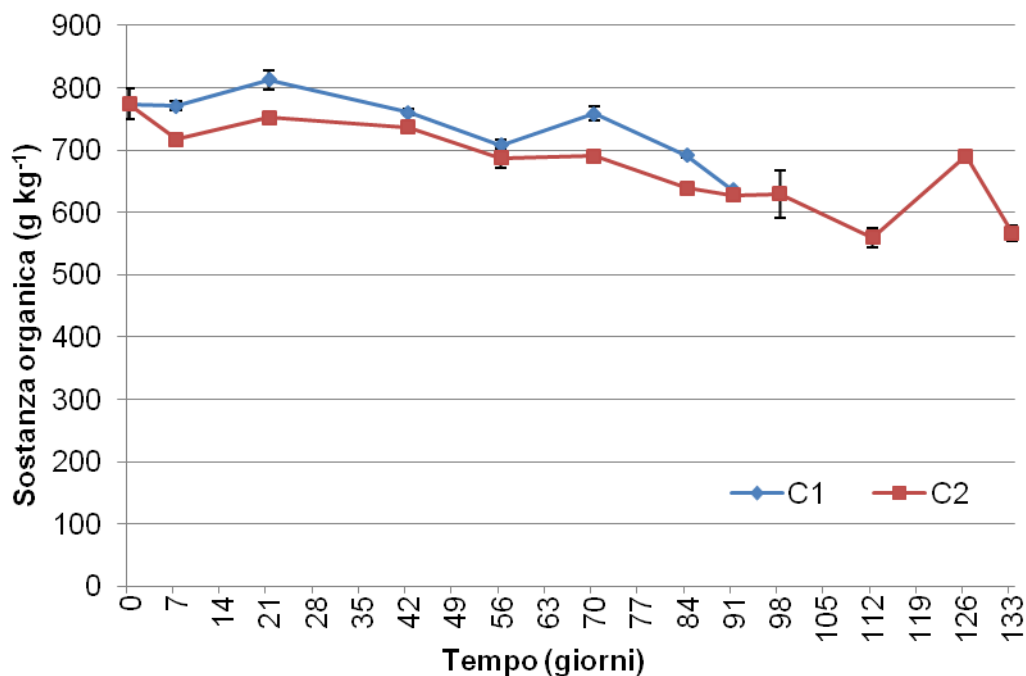


Fig. 14 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto di sostanza organica. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

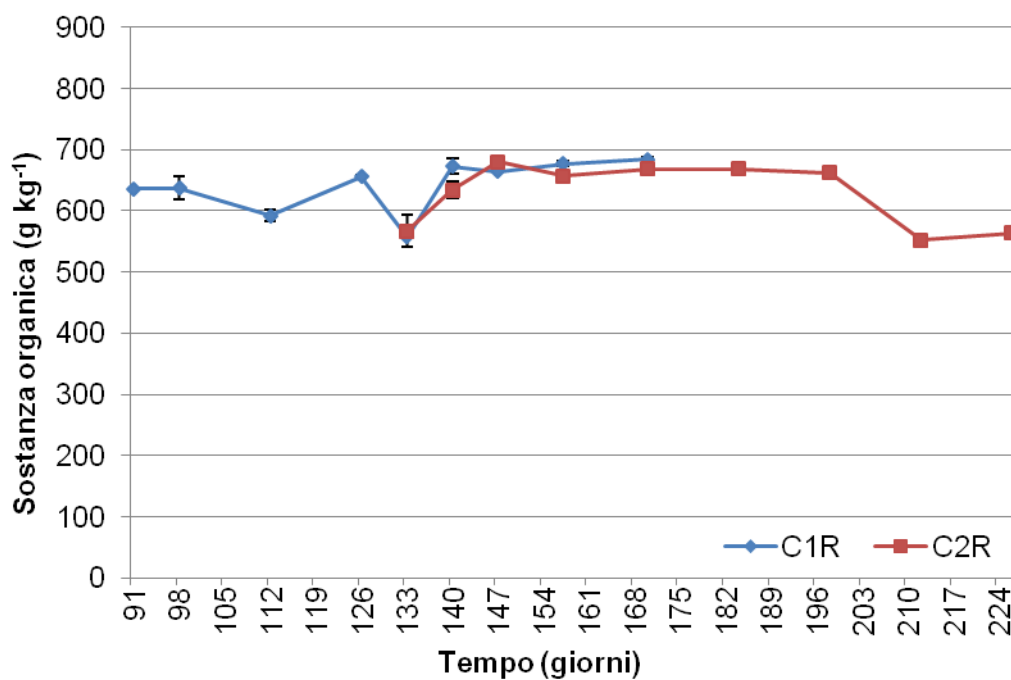


Fig. 15 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto di sostanza organica durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

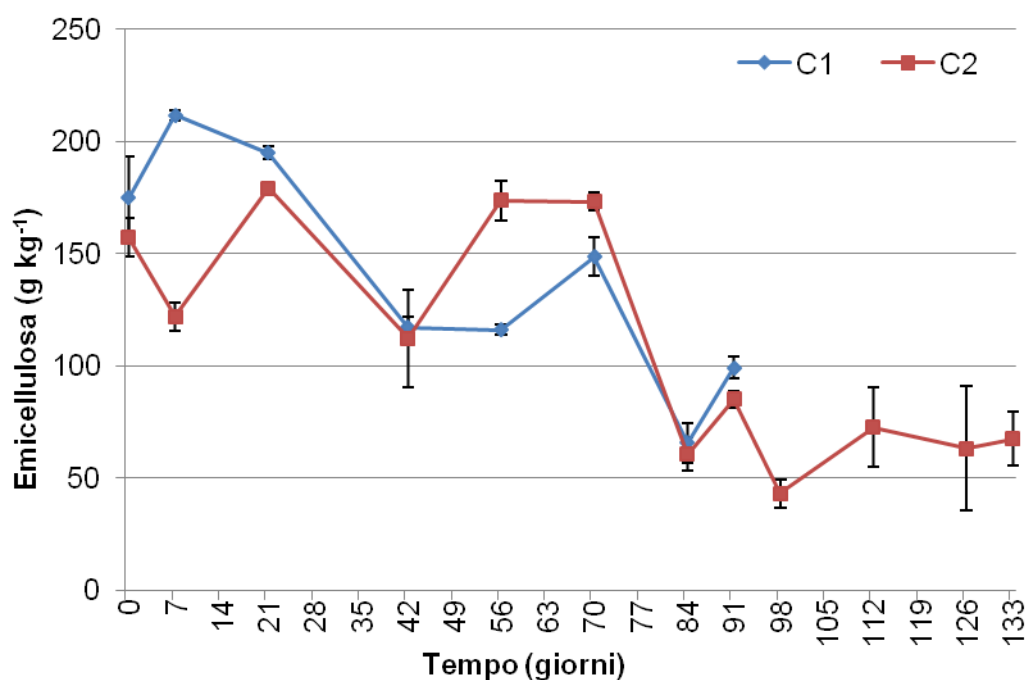


Fig. 16 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto relativo di emicellulosa. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

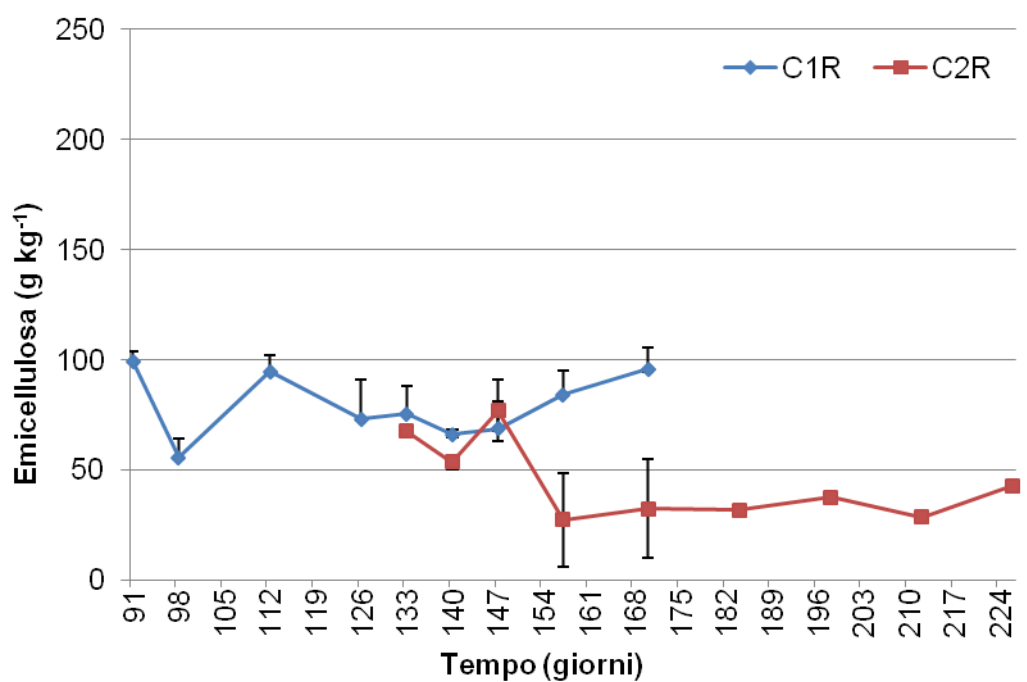


Fig. 17 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto relativo di emicellulosa durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

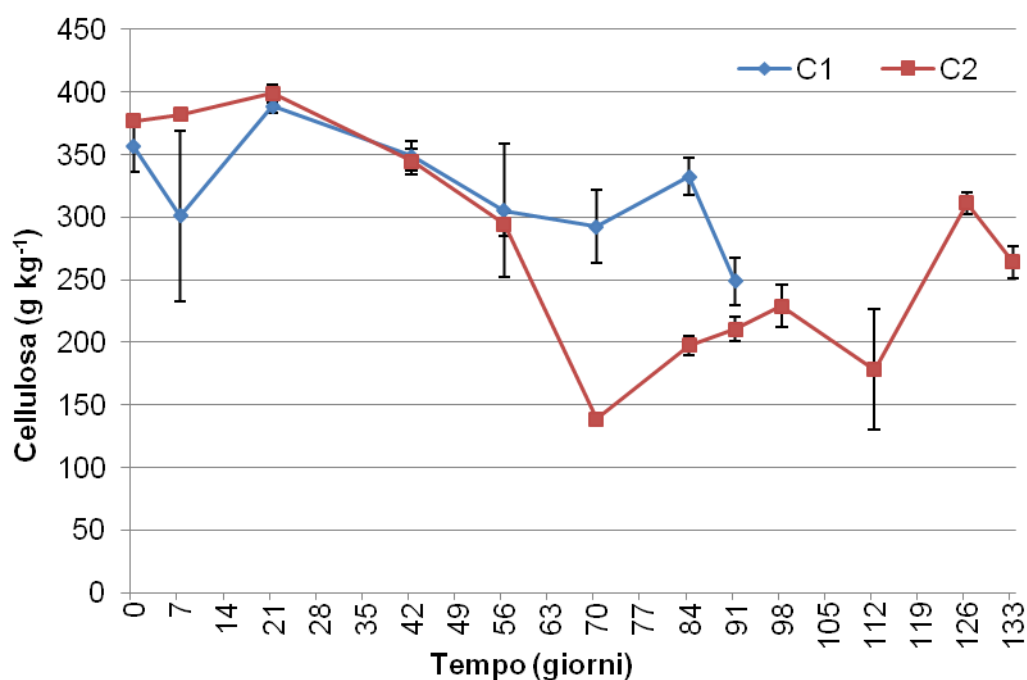


Fig. 18 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto relativo di cellulosa. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

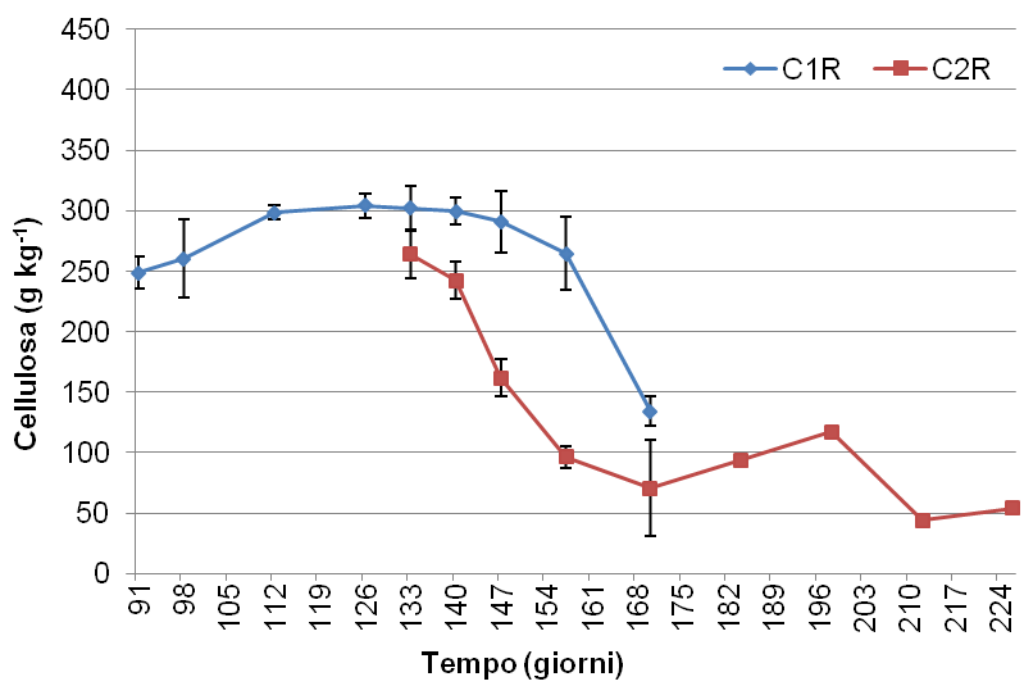


Fig. 19 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto relativo di cellulosa durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

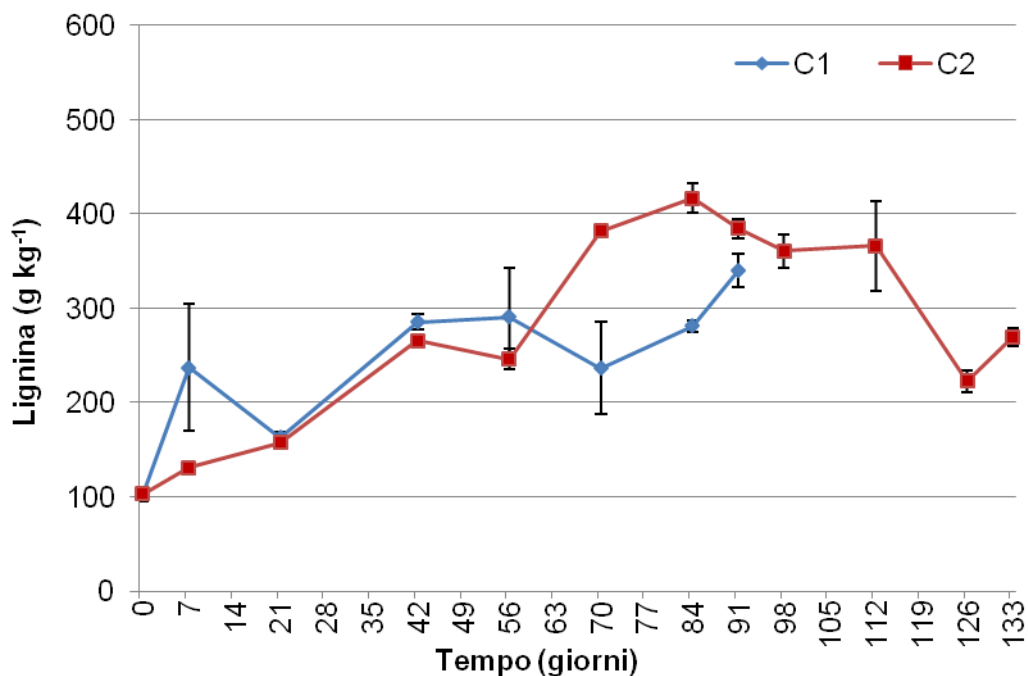


Fig. 20 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto relativo di lignina. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

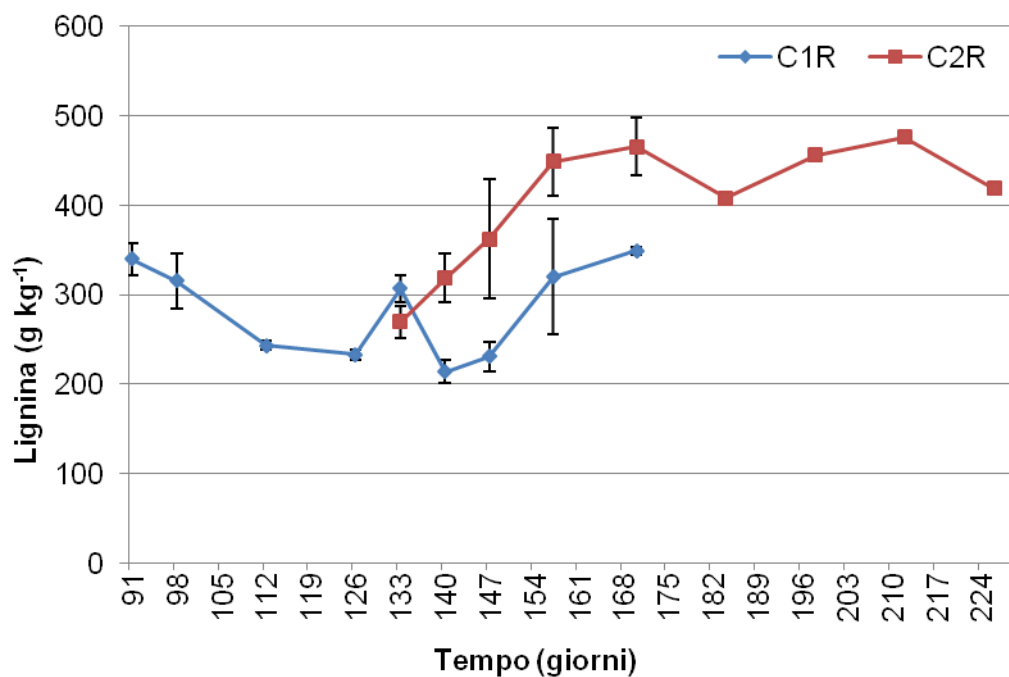


Fig. 21 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto relativo di lignina durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

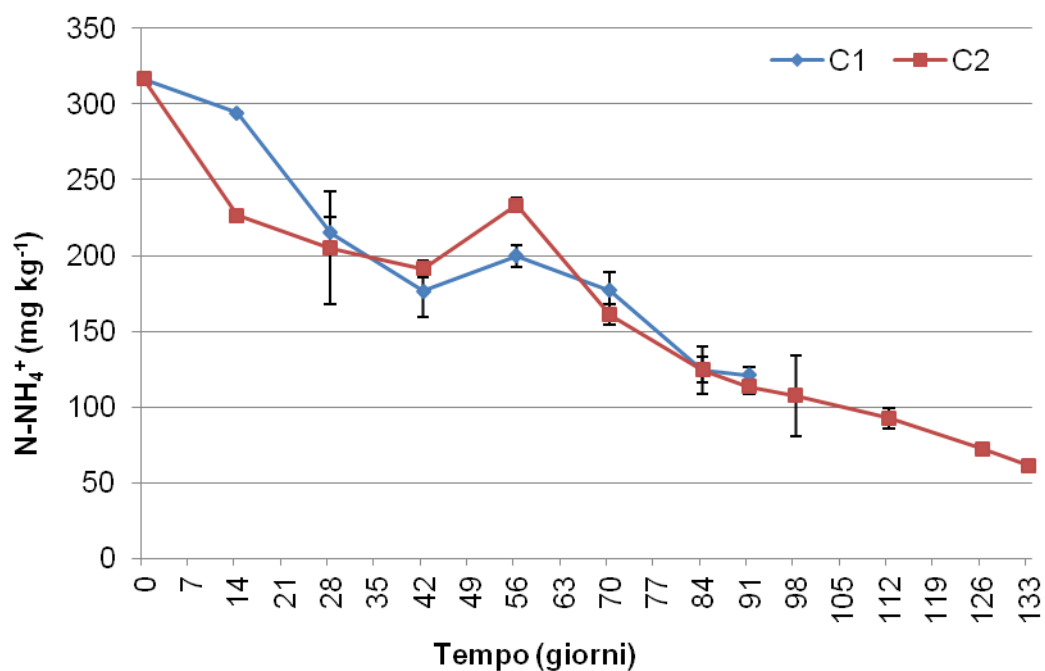


Fig. 22 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto di N-NH_4^+ . I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

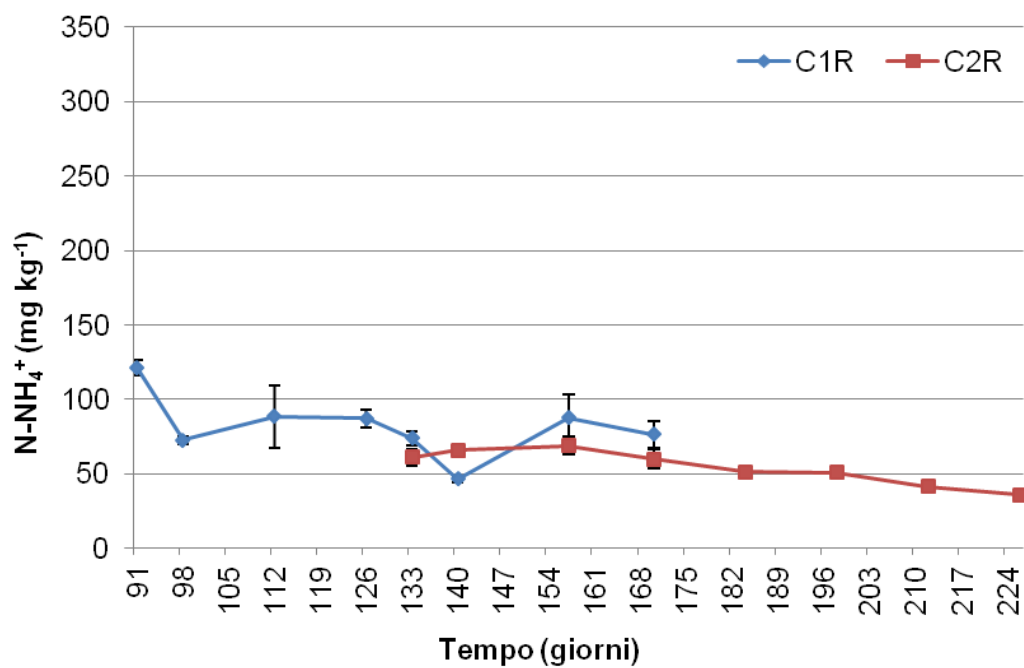


Fig. 23 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto di N-NH_4^+ durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

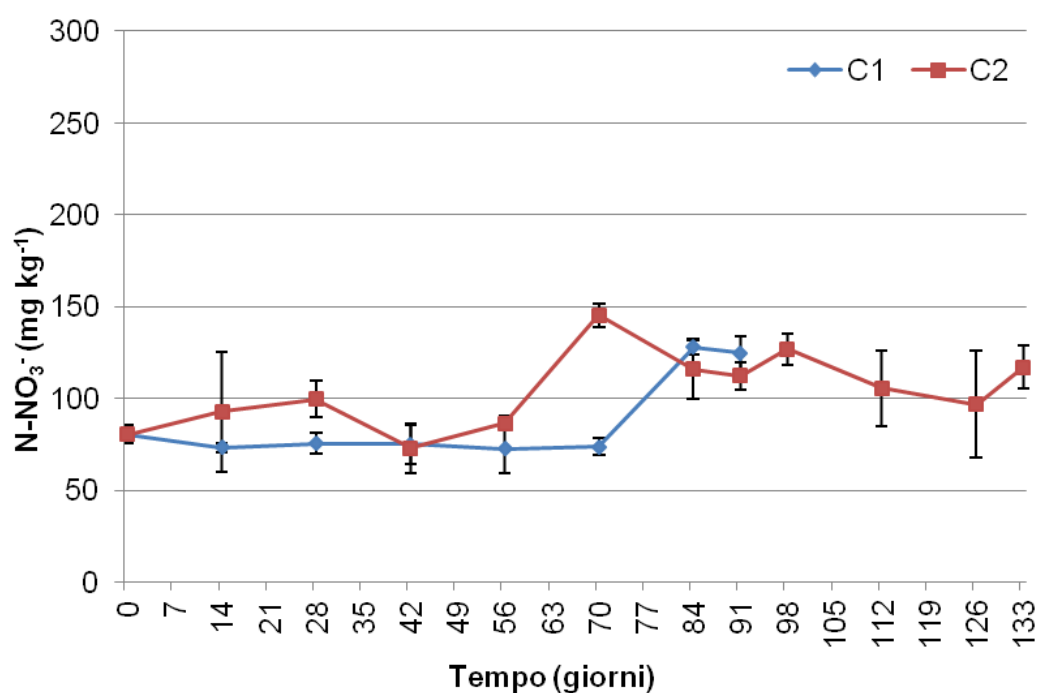


Fig. 24 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto di N-NO_3^- . I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

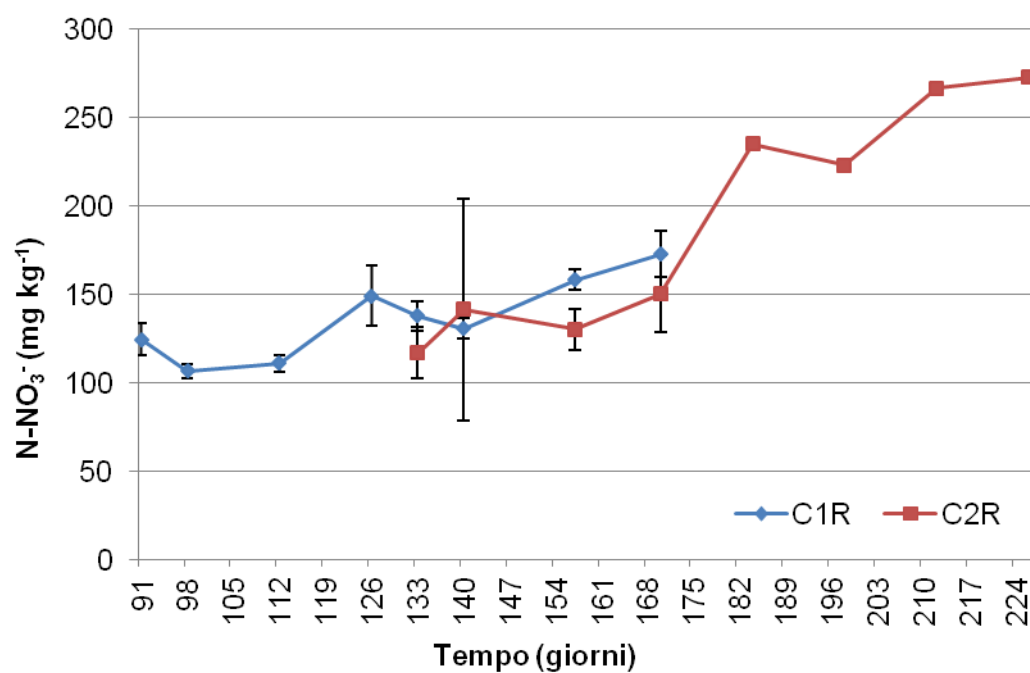


Fig. 25 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del contenuto di N-NO_3^- durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

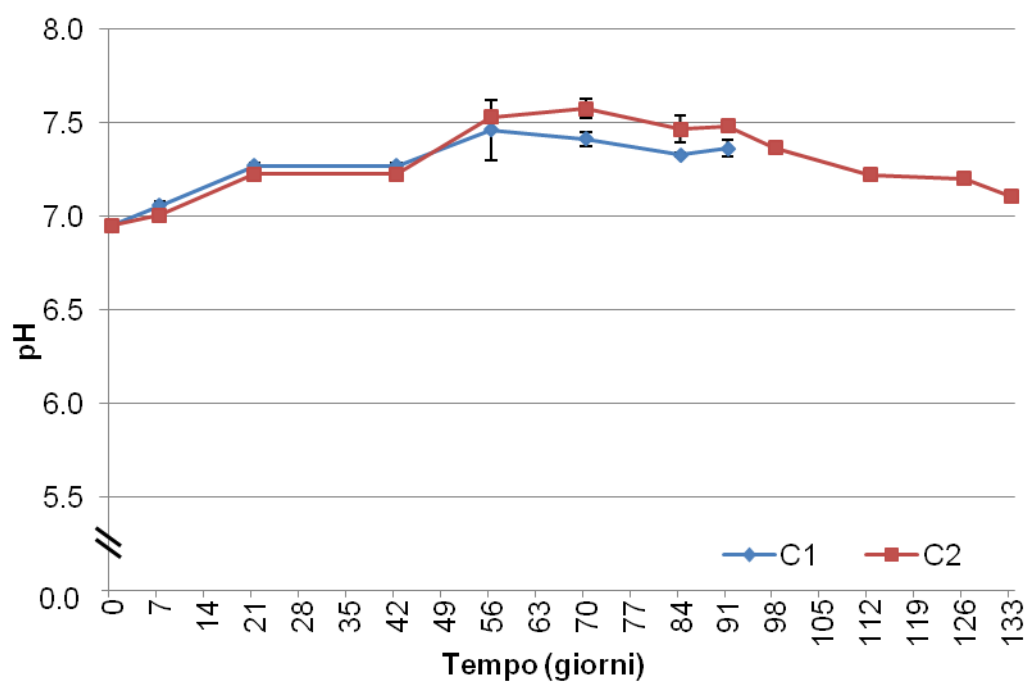


Fig. 26 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del pH. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

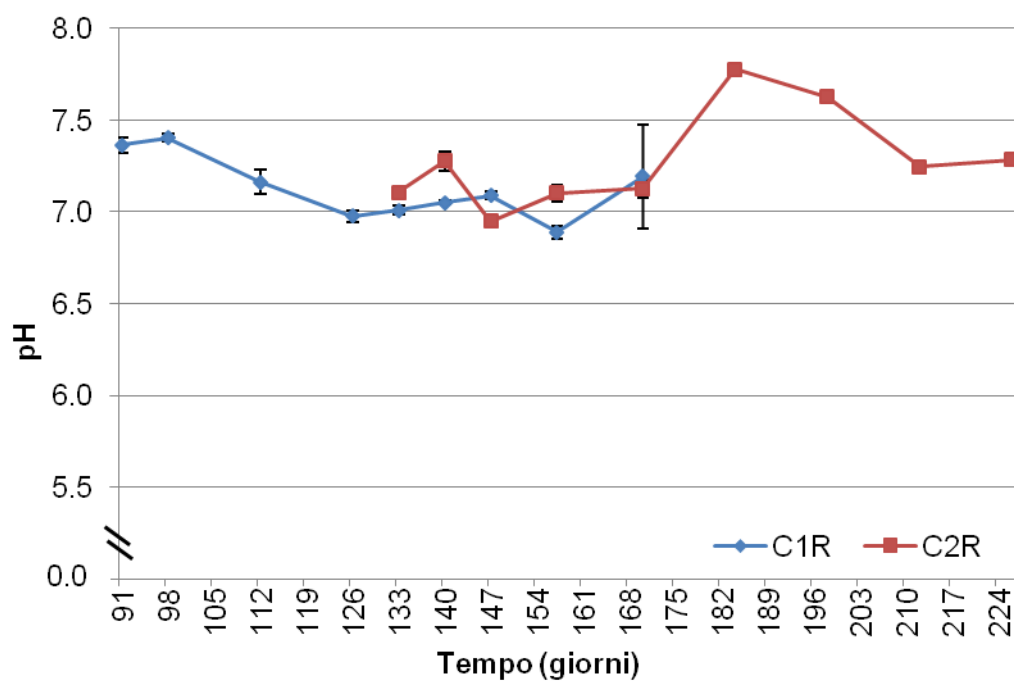


Fig. 27 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del pH durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

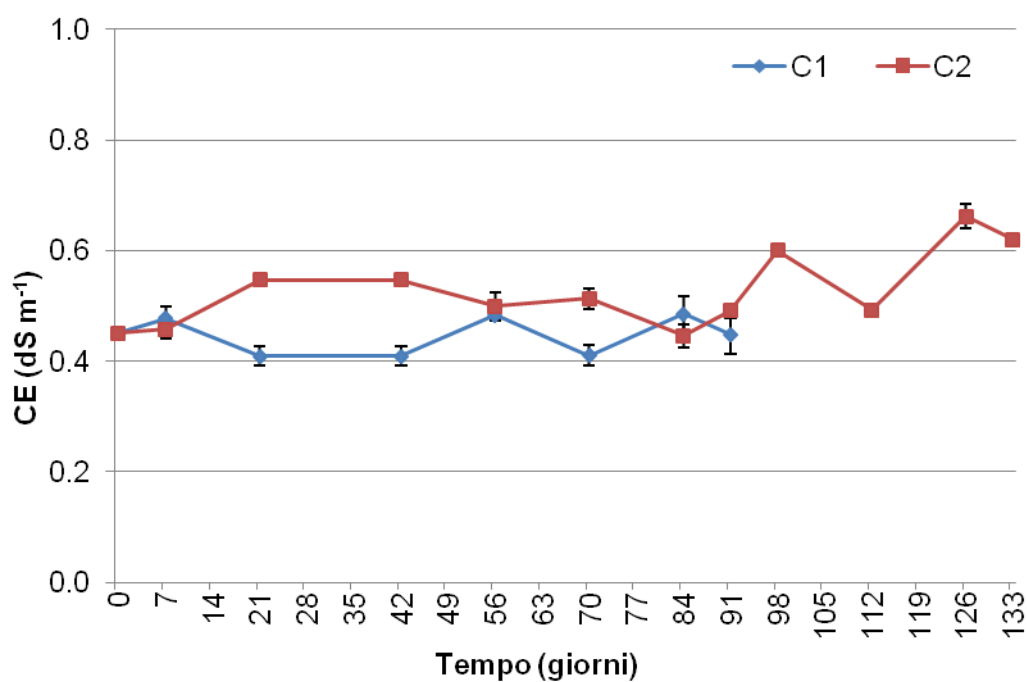


Fig. 28 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento della CE. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

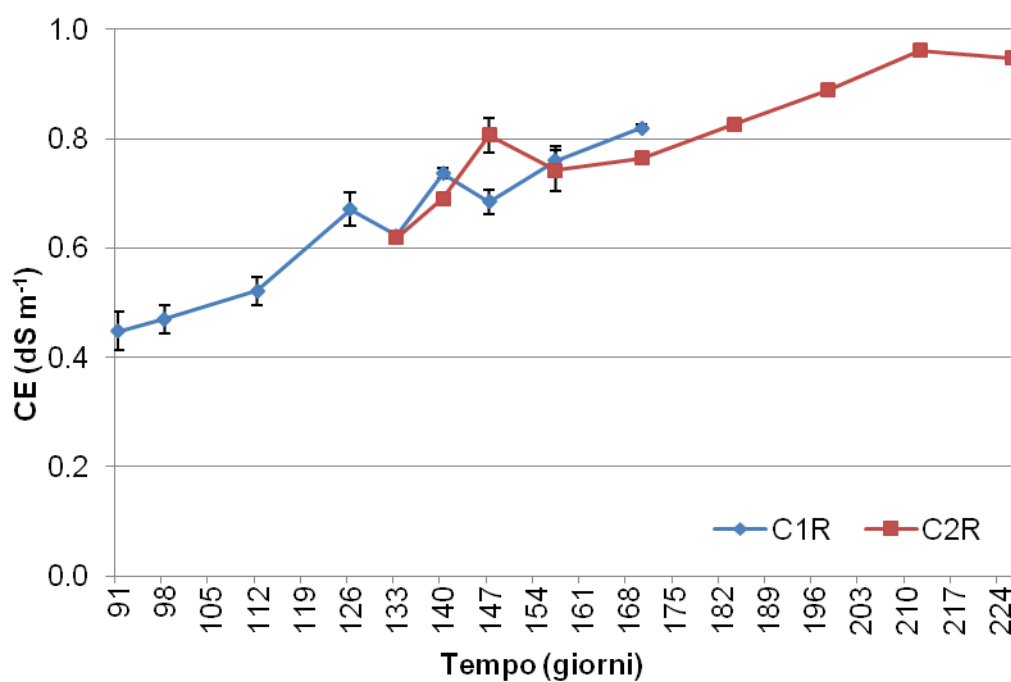


Fig. 29 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento della CE durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

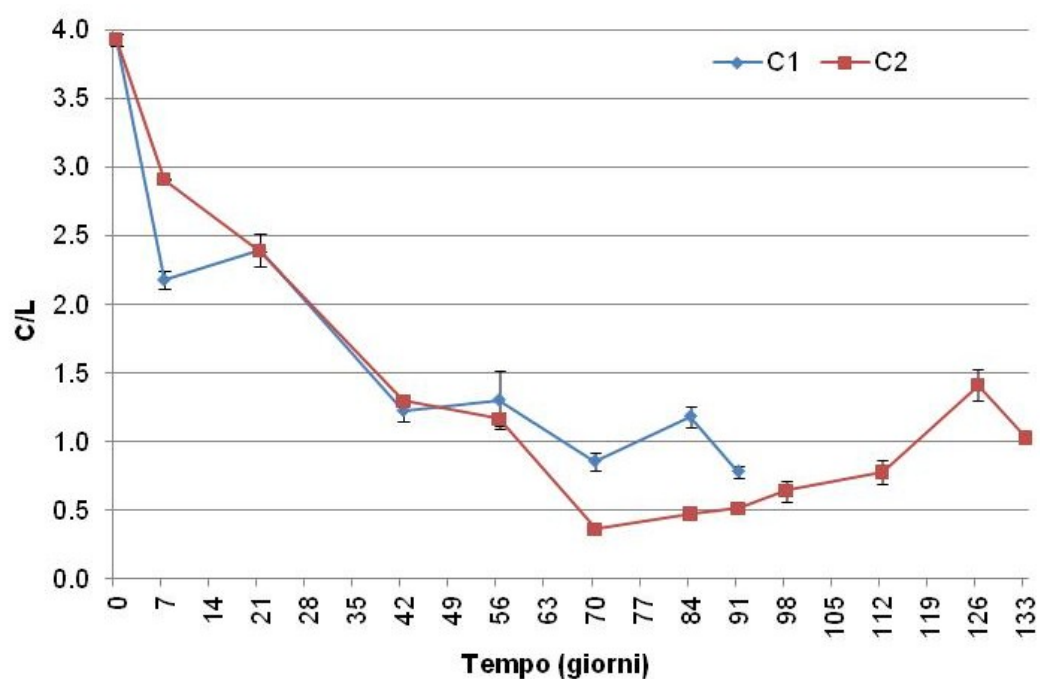


Fig. 30 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del rapporto C/L. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

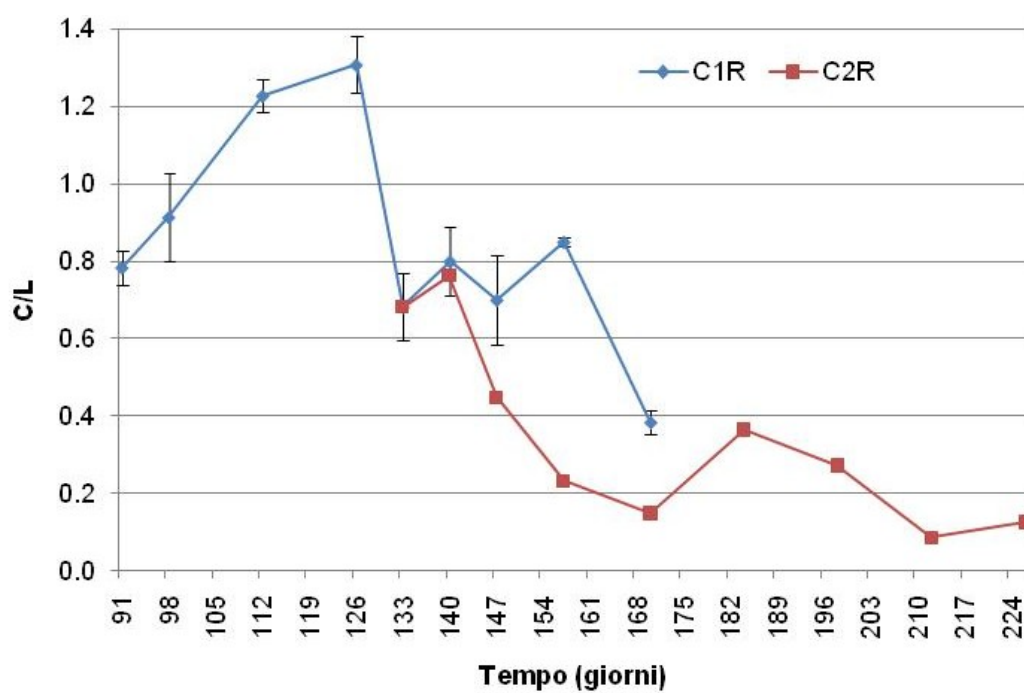


Fig. 31 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del rapporto C/L durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

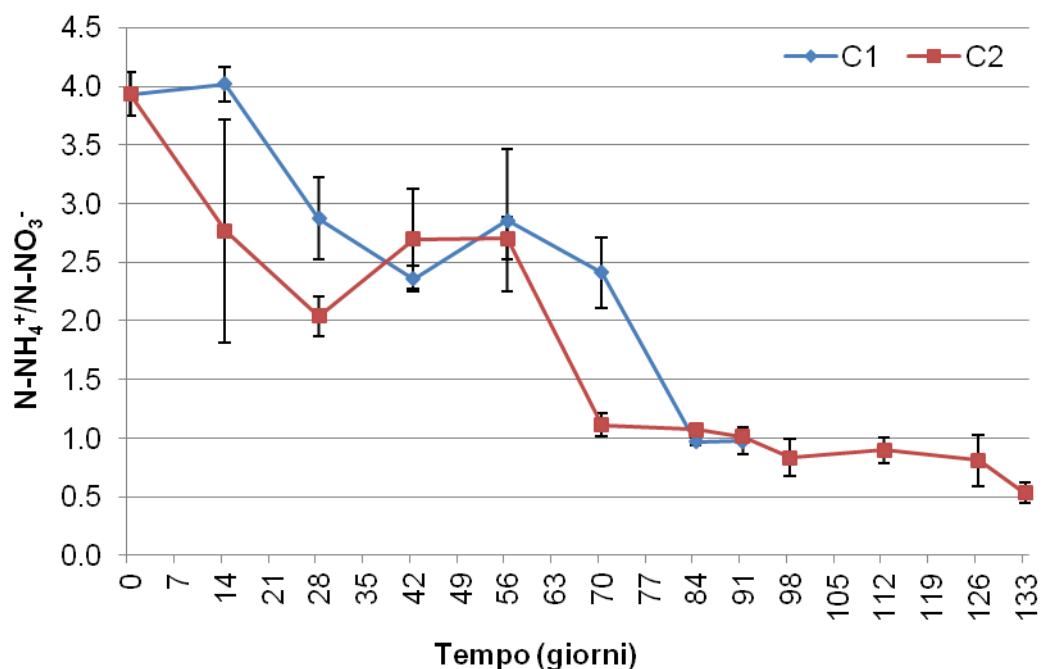


Fig. 32 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del rapporto $N-NH_4^+/N-NO_3^-$. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

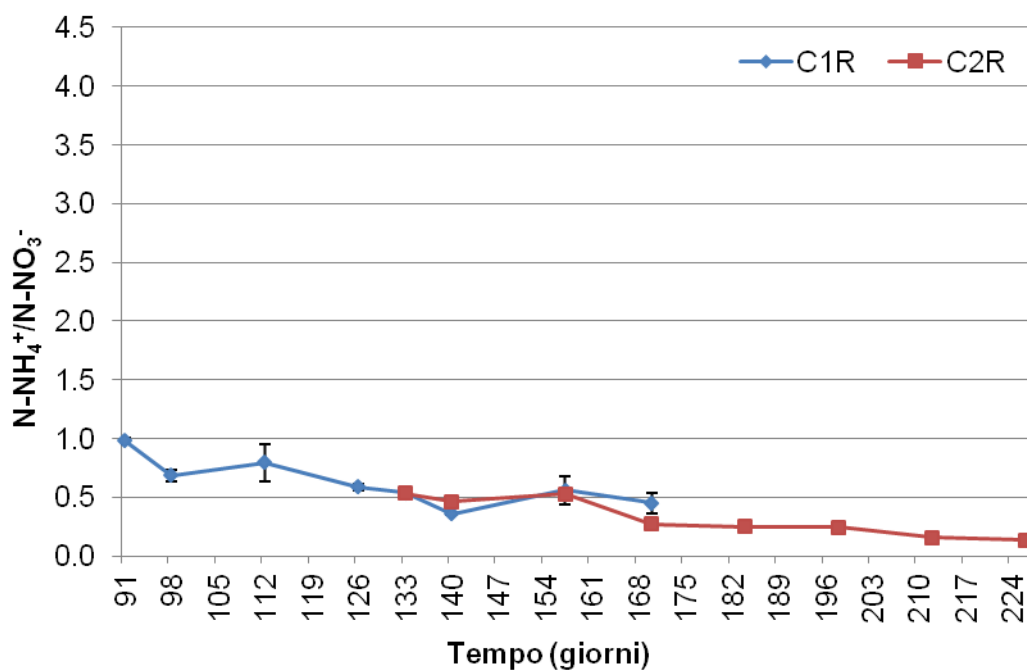


Fig. 33 – Effetto del tasso di aerazione applicato durante la biossidazione sull'andamento del rapporto $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ durante la maturazione. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

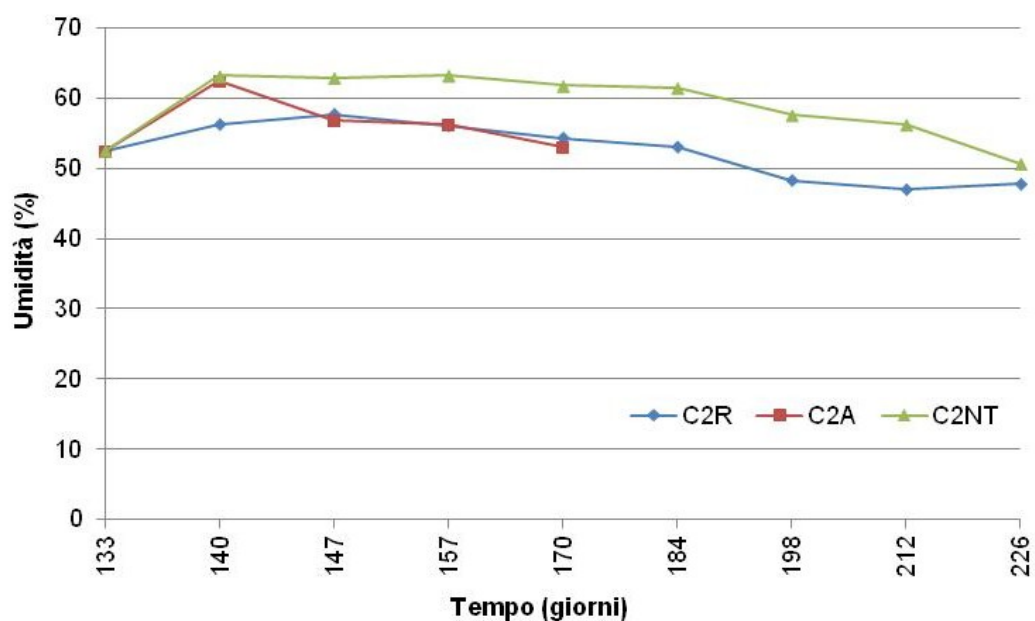


Fig. 34 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento dell'umidità.

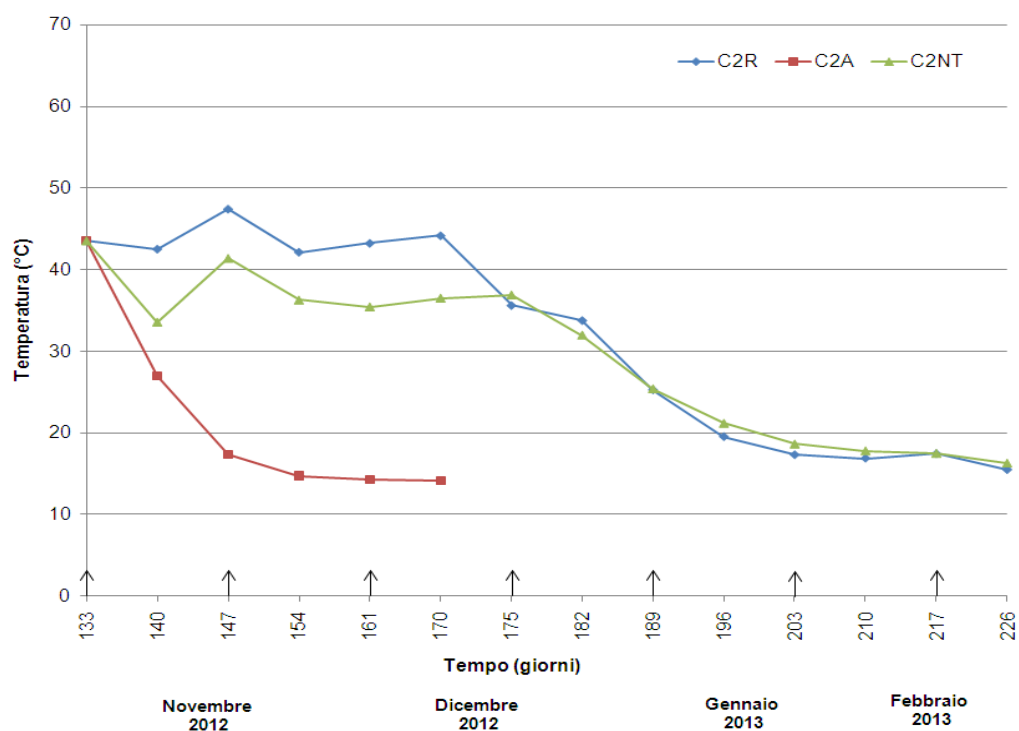


Fig. 35 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento della temperatura. Le frecce indicano i rivoltamenti effettuati nel corso del processo.

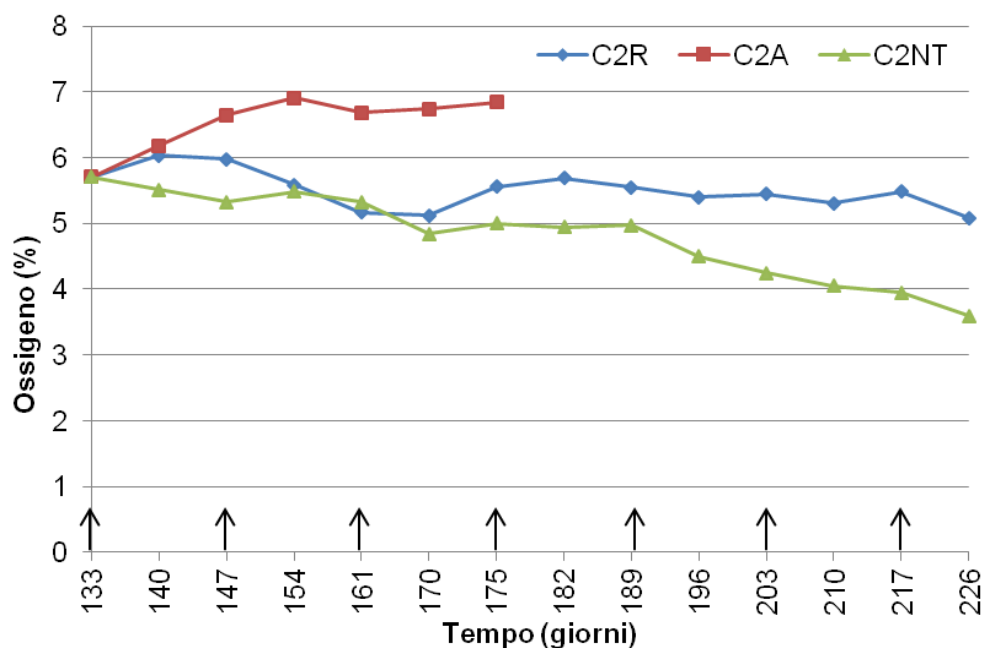


Fig. 36 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento della concentrazione di ossigeno. Le frecce indicano i rivoltamenti effettuati nel corso del processo.

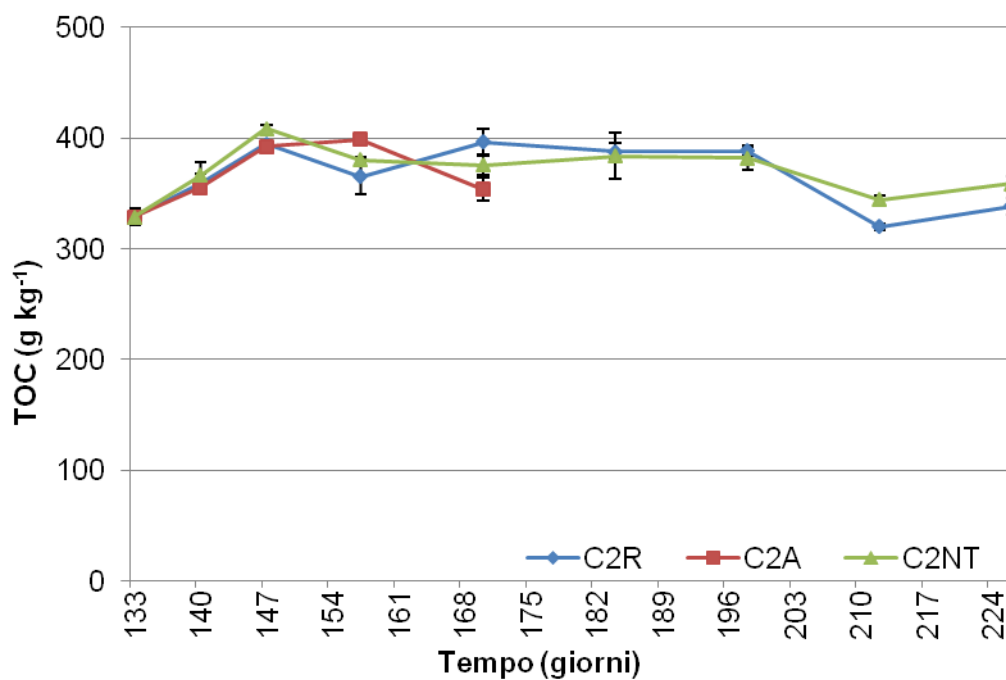


Fig. 37 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del TOC. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

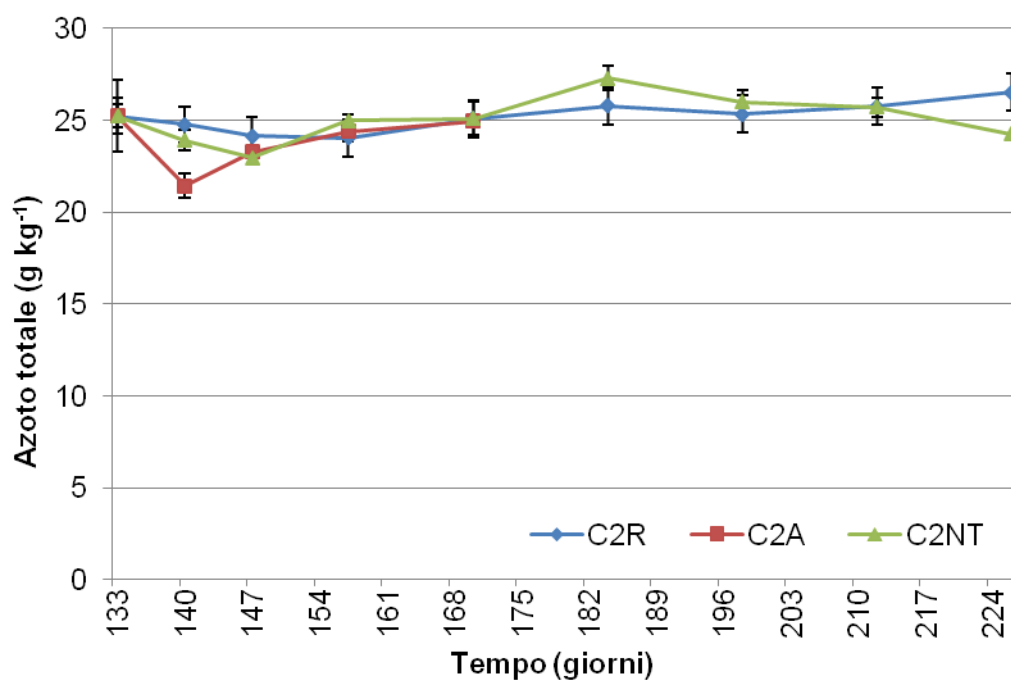


Fig. 38 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento dell'azoto totale. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

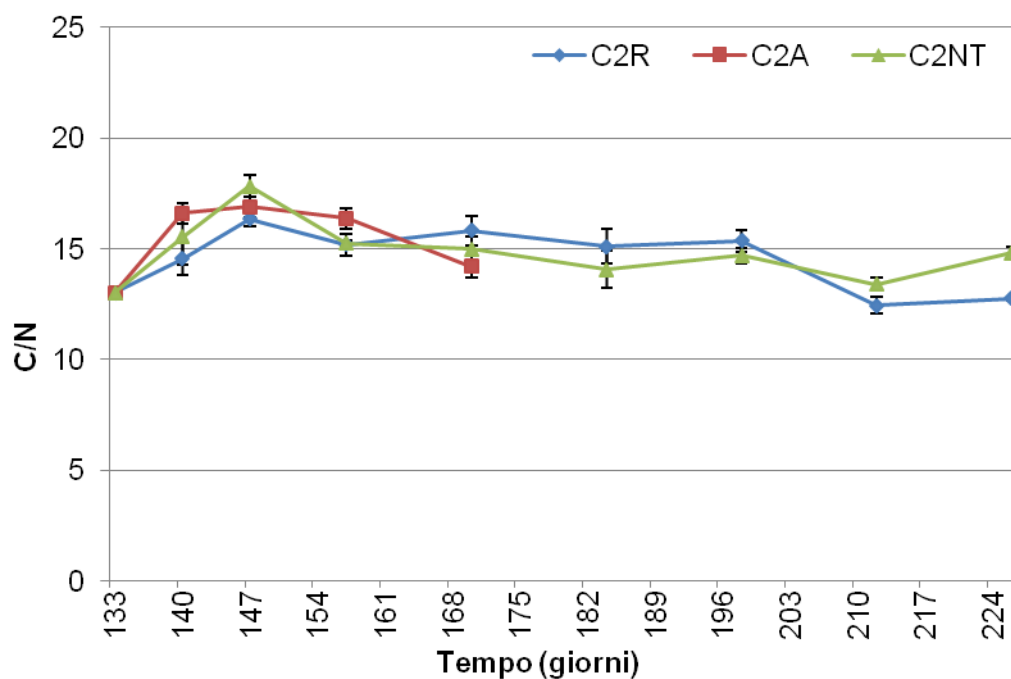


Fig. 39 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del rapporto C/N. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

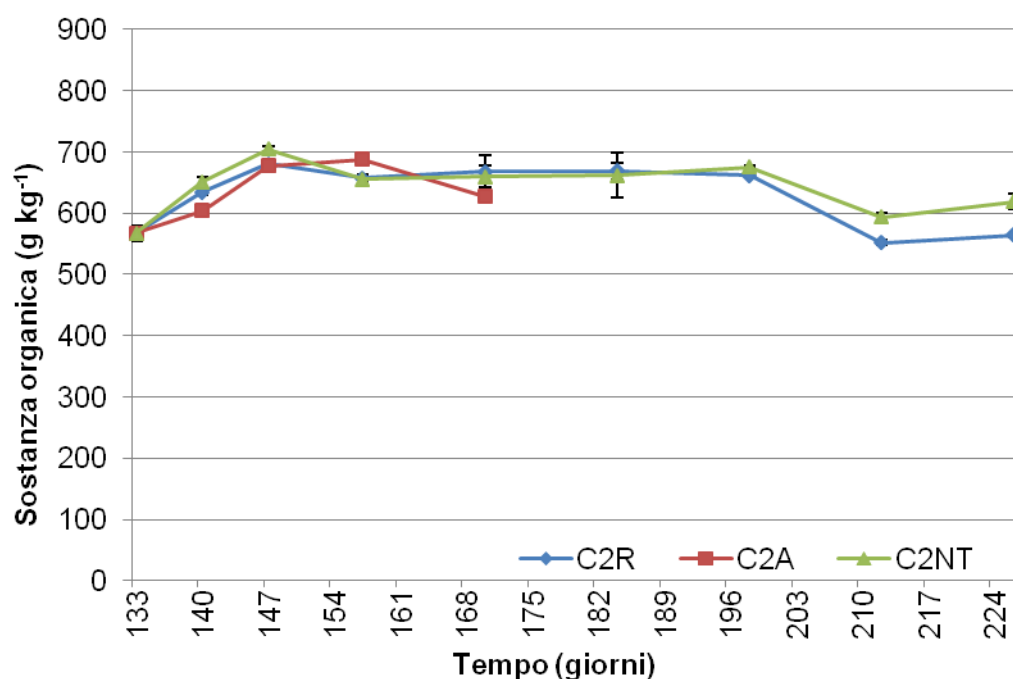


Fig. 40 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del contenuto di sostanza organica. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

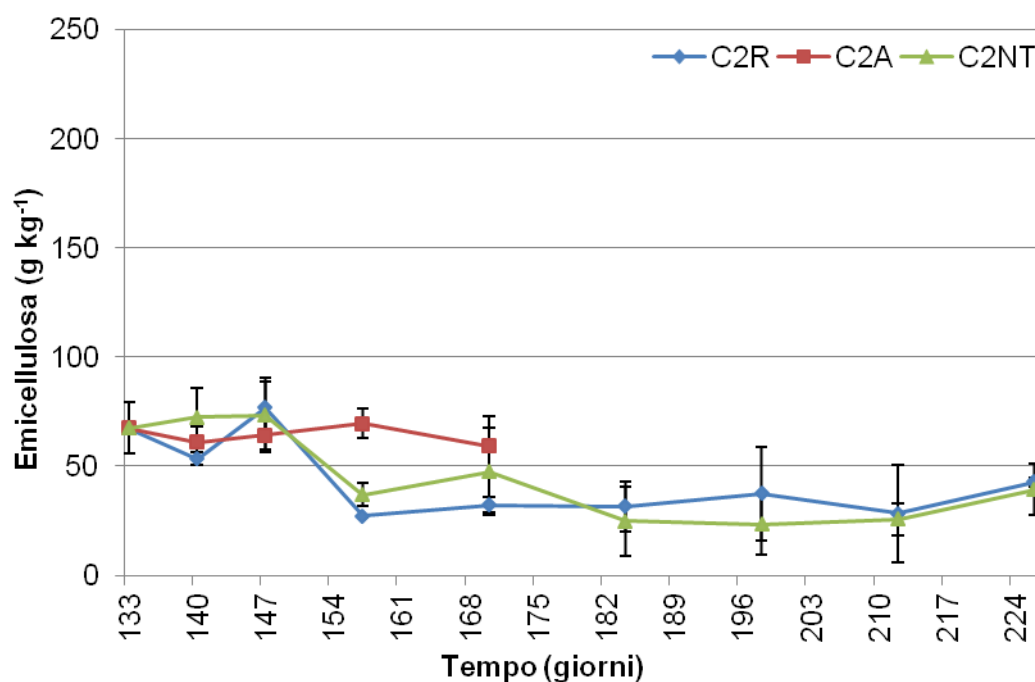


Fig. 41 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del contenuto relativo di emicellulosa. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

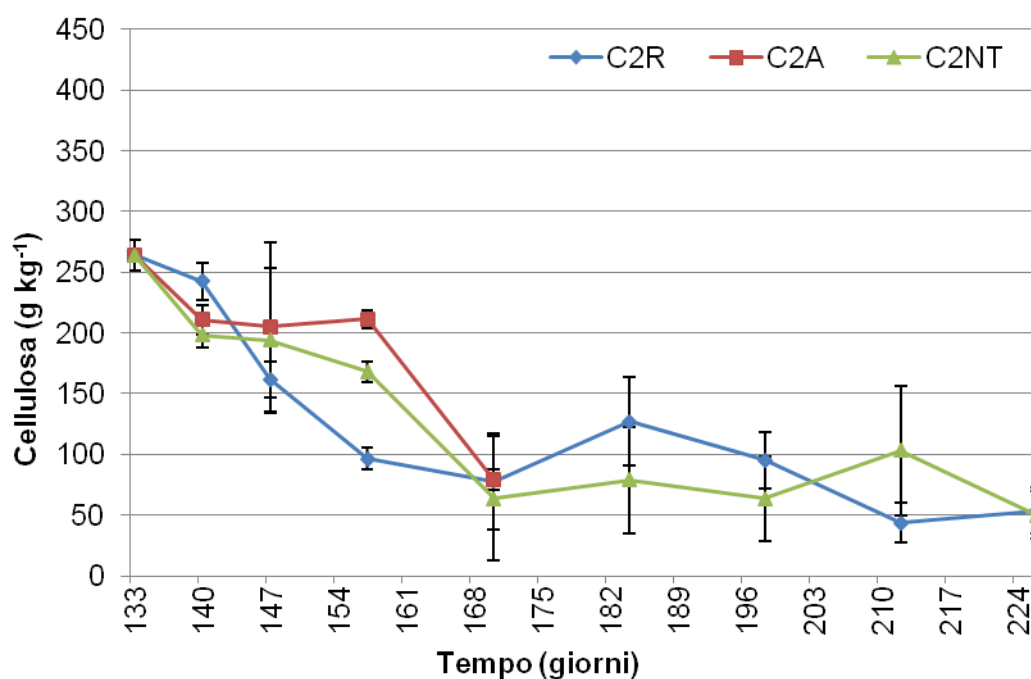


Fig. 42 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del contenuto relativo di cellulosa. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

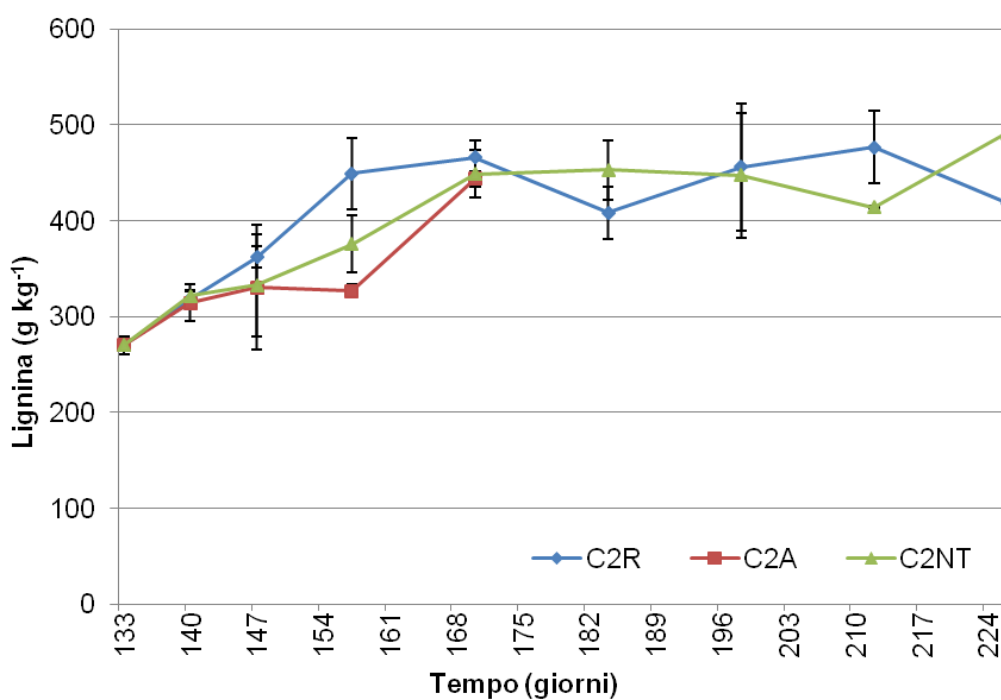


Fig. 43 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del contenuto relativo di lignina. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

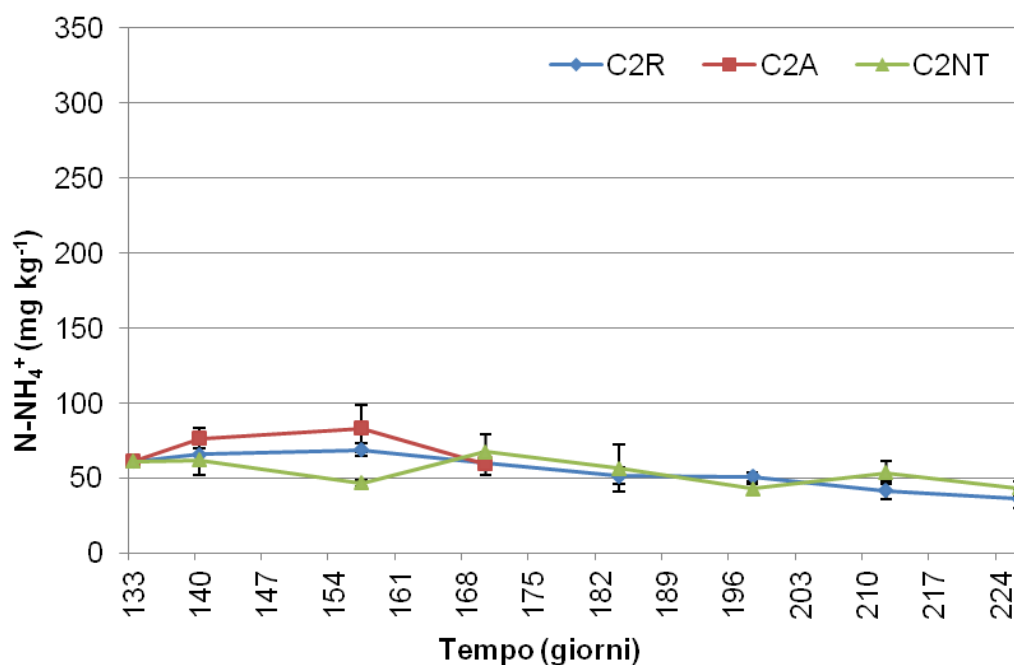


Fig. 44 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del contenuto di N-NH_4^+ . I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

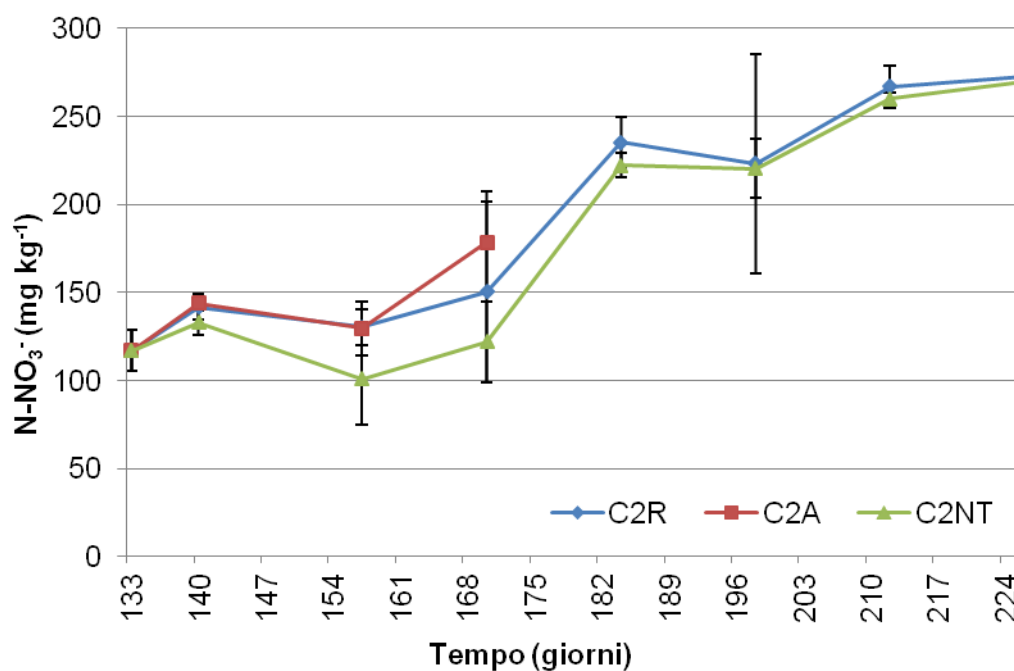


Fig. 45 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del contenuto di N-NO_3^- . I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

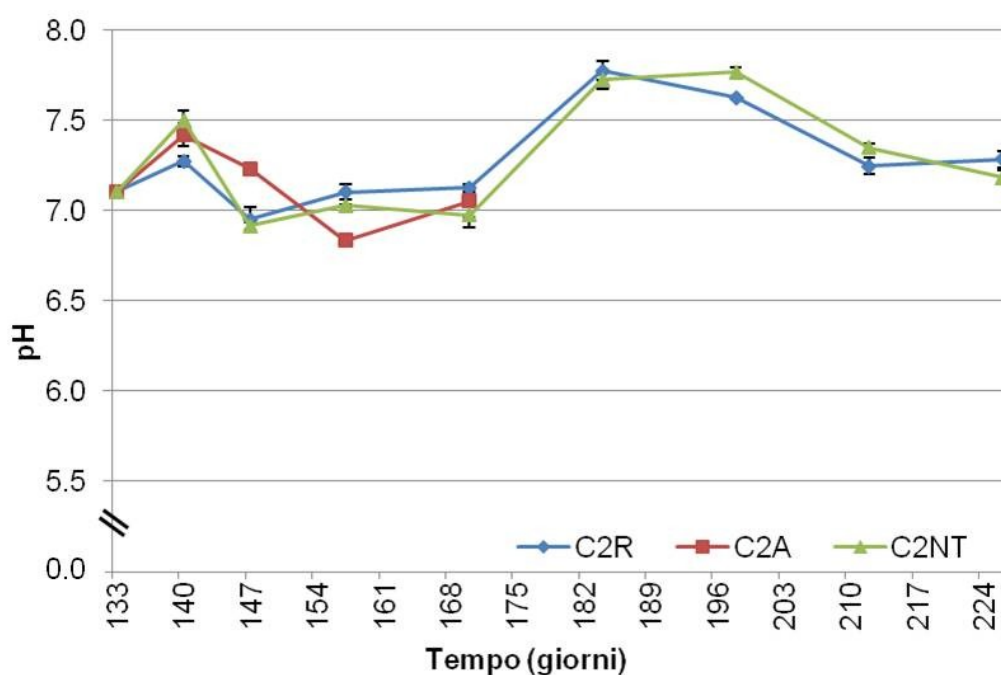


Fig. 46 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del pH. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

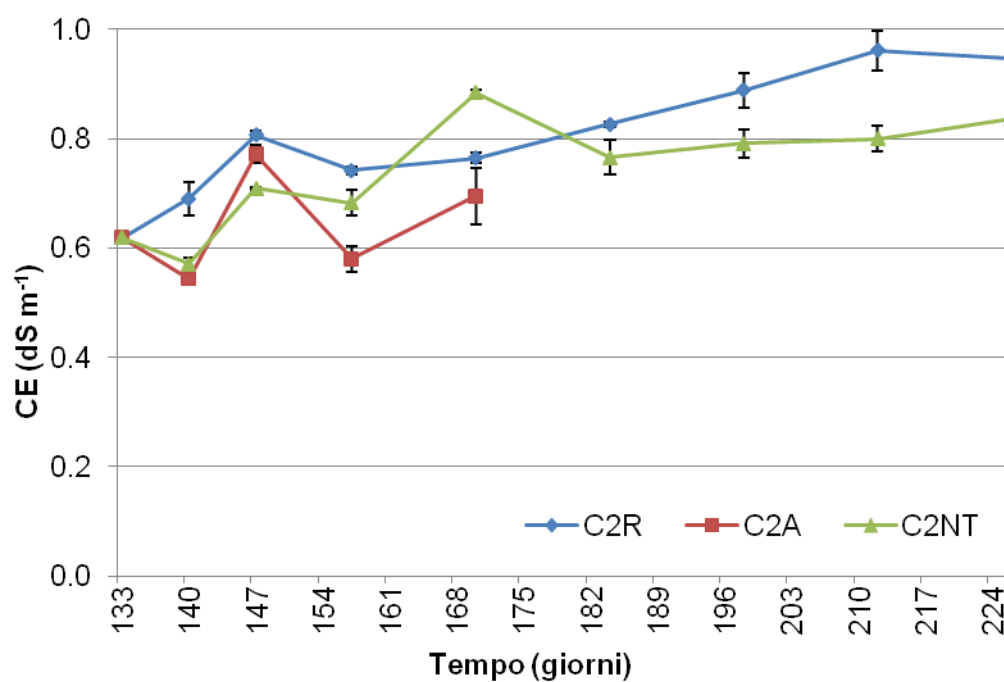


Fig. 47 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento della CE. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

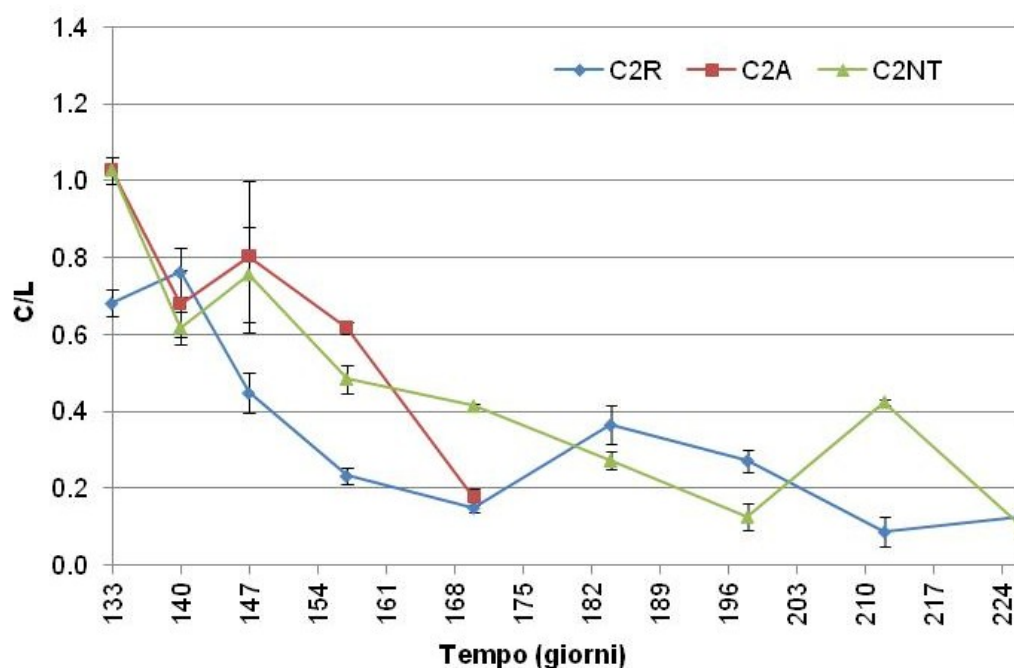


Fig. 48 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del rapporto C/L. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

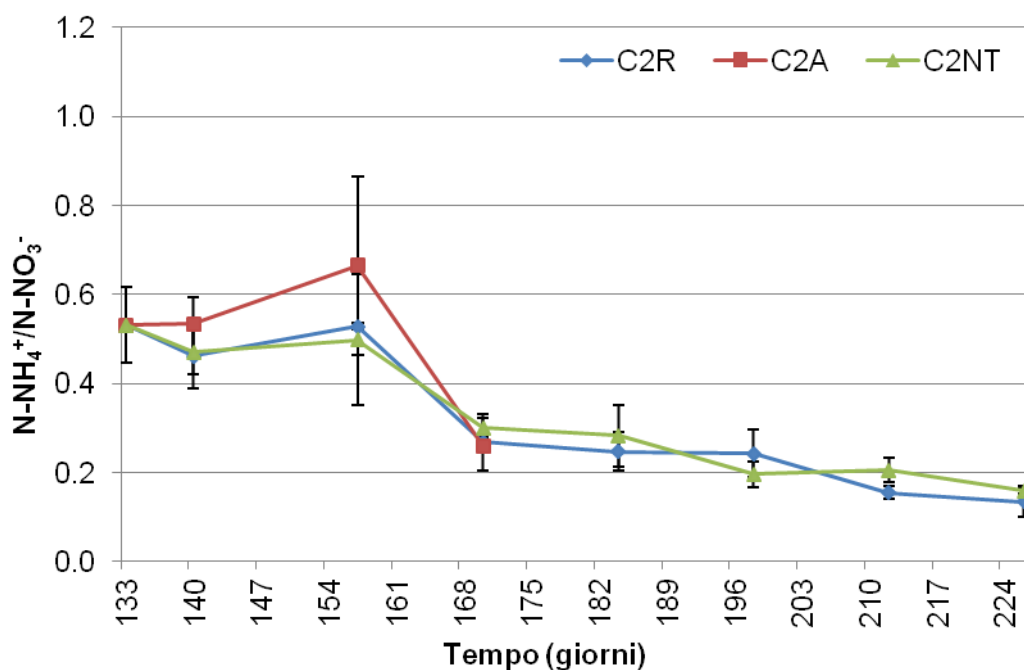


Fig. 49 – Effetto dei differenti metodi di aerazione applicati durante la maturazione sull'andamento del rapporto di $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$. I dati si riferiscono alle medie $\pm$ ES.

6. Impiego di compost da residui di potatura per la coltivazione su substrato di specie ornamentali

6.1. Presentazione della problematica

La torba rappresenta il substrato maggiormente richiesto dagli operatori del settore florovivaistico (Accati Garibaldi e De Ambrogio, 1992; Rea et al., 2009). Essa è considerata la miglior componente organica da utilizzare nei substrati di coltivazione, perché contribuisce ad ottimizzare e standardizzare molte tecniche colturali favorendo il miglioramento della produzione sia dal punto di vista della resa che della qualità del prodotto finale (Robertson, 1993). A conferma di ciò, la “*International Peat Society*” (IPS, 2013) riporta che, nell’ambito dell’Unione Europea, circa l’80% dei substrati utilizzati sono costituiti da torba.

Tuttavia, l’uso di substrati a base di torba comporta alti costi ambientali a causa dell’aumento delle emissioni di gas serra (Boldrin et al., 2010), a scapito di delicati “*sink*” di carbonio quali le torbiere. L’impatto sia ambientale che economico derivante dallo sfruttamento di queste risorse è ulteriormente aggravato, in alcuni contesti produttivi, dai costi del trasporto dai lontani siti di estrazione.

Infatti, in Italia la torba di alta qualità rappresenta un materiale di importazione, per un totale di circa 3.9 milioni di metri cubi (Schmilewski, 2009) e ha visto negli ultimi anni un considerevole aumento dei prezzi.

Nella prospettiva di definire protocolli tecnici a basso impatto ambientale, molte regioni hanno stabilito severe restrizioni per ridurre l’utilizzo di questo materiale organico (Lazcano et al., 2009). A tal fine si sta puntando l’attenzione su materiali alternativi in sostituzione parziale o totale della torba, che siano di alta qualità, disponibili localmente e competitivi dal punto di vista economico (Mininni et al., 2013). Alexander et al. (2008) riportano che negli ultimi anni, la disponibilità di substrati *peat-free* o di prodotti con ridotto contenuto di torba hanno subito un forte incremento.

Questa maggiore consapevolezza delle problematiche ambientali nell’ambito del settore florovivaistico sta incoraggiando il riutilizzo, tramite il compostaggio, dei grandi quantitativi di scarti organici che derivano dal settore agricolo (Papafotiou et al., 2004).

Sono stati condotti numerosi esperimenti su varie colture, utilizzando substrati che hanno previsto la sostituzione parziale o totale della torba con compost. Da queste ricerche è emerso che i compost derivanti da differenti scarti organici possono essere convenientemente usati in alternativa alla torba, essendo disponibili in elevata quantità e presentando caratteristiche fisiche e chimiche ottimali per la preparazione dei substrati (Fischer e Schmitz 1997; Benito et al., 2006; Grigatti et al., 2007; Ostos et al., 2008; Mami e Peyvast, 2010; Oberpaur et al., 2010). Tuttavia, a causa dell'elevata eterogeneità dei materiali utilizzati per la produzione dei compost e quindi delle caratteristiche del compost stesso (es. salinità, biostabilità, ecc.), questi materiali possono essere utilizzati per la preparazione dei miscugli in percentuali diverse. Anche utilizzando una stessa matrice organica come i residui di potatura, le caratteristiche del compost possono differire sulla base delle essenze che costituiscono i residui.

L'obiettivo della prova sperimentale è stato quello di comprendere se e in che misura il compost derivante da residui di potatura possa essere utilizzato in sostituzione della torba per la formulazione di miscugli. A questo scopo si è proceduto preliminarmente alla caratterizzazione dei diversi miscugli ottenuti e, successivamente, alla verifica della rispondenza agronomica di questi substrati a base di compost per la coltivazione di specie ornamentali caratterizzate da esigenze diverse e cicli di coltivazione di durata differente.

6.2. Materiali e metodi

In accordo con gli obiettivi della ricerca, partendo dal substrato utilizzato in azienda (testimone), sono stati preparati tre miscugli nei quali sono stati utilizzate diverse proporzioni di compost per sostituire la componente organica rappresentata dalla torba.

Nello specifico, la formulazione dei quattro miscugli è stata la seguente:

- T1 (controllo): 60% torba, 20% pomice e argilla espansa, 10% terreno agrario, 10% letame maturo;
- T2: 20% compost, 40% torba, 20% pomice e argilla espansa, 10% terreno agrario, 10% letame maturo;
- T3: 40% compost, 20% torba, 20% pomice e argilla espansa, 10% terreno agrario, 10% letame maturo;
- T4: 60% compost, 20% pomice e argilla espansa, 10% terreno agrario, 10% letame maturo.

Il compost utilizzato per la formulazione di questi substrati è stato ottenuto dai residui di potatura derivanti dall'attività vivaistica dell'azienda "Piante Faro" nel periodo compreso tra Aprile e Giugno 2012 (C1R – vedi paragrafo 5.2). Il suddetto compostaggio ha avuto una durata pari a 170 giorni e il compost è stato analizzato al fine di valutare il raggiungimento della maturità e della stabilità, requisito fondamentale per poterlo impiegare nella formulazione di substrati di coltivazione. Il compost maturo è stato successivamente sottoposto a vagliatura in maniera da eliminare le parti più grossolane utilizzando un vaglio con dimensioni delle maglie pari a 5 mm.

Caratterizzazione dei substrati

La caratterizzazione dei substrati ha riguardato la determinazione delle principali caratteristiche fisiche (densità reale, densità apparente, porosità totale, parametri idrologici), chimiche (pH, conducibilità elettrica, contenuto in elementi minerali) e biologiche (biostabilità).

La densità reale (DR) dei diversi miscugli è stata calcolata tramite il metodo indiretto UNI EN 13039:2002 che prevede la determinazione della sostanza organica e delle ceneri. Il campione essiccato e macinato è stato posto

in un crogiolo, precedentemente pesato (m_0), messo in stufa a 105°C e pesato al raggiungimento del peso costante (m_1). Successivamente, il crogiolo è stato posto in muffola a 450°C per 6 ore e, previo raffreddamento, è stato pesato (m_2). Il contenuto in ceneri e in sostanza organica è stato calcolato nel seguente modo:

$$\text{Ceneri (\%)} = \frac{m_2 - m_0}{m_1 - m_0} \cdot 100$$

$$\text{Sostanza organica (\%)} = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_0} \cdot 100$$

La densità reale è stata determinata tramite la seguente formula:

$$\text{DR (g L}^{-1}\text{)} = \frac{100}{\frac{SO}{1.55} + \frac{\text{Ceneri}}{2.65}}$$

attribuendo alla sostanza organica un peso specifico di 1.55 g cm⁻³ e alle ceneri un peso specifico di 2.65 g cm⁻³.

La densità apparente e i parametri idrologici sono stati determinati secondo il metodo UNI EN 13041:2007, utilizzando una cassetta tensiometrica "08.01 sand box" (Eijkelkamp, EM Giesbeek, The Netherlands) che consente di applicare un range di pressione che va da pF 0 (saturazione) a pF 2 (-100 hPa) (Klute, 1986; Eijkelkamp, 2005).

Questo sistema è costituito da una cassetta metallica che presenta sul fondo un sistema di drenaggio costituito da un tubo in PVC (Fig. 50). La cassetta viene riempita con sabbia inerte che viene saturata e mescolata con acqua deionizzata per rimuovere l'aria.

I campioni da porre nella cassetta vengono preparati riempiendo degli anelli in acciaio inox (diametro di 53 mm) con i substrati di coltivazione da analizzare. Essi vengono posizionati nella cassetta e sottoposti a saturazione.

Dopo aver saturato i campioni, si è proceduto all'applicazione di tre diverse tensioni al fine di poter calcolare il contenuto idrico dei substrati a -1 kPa, -5 kPa e -10 kPa.

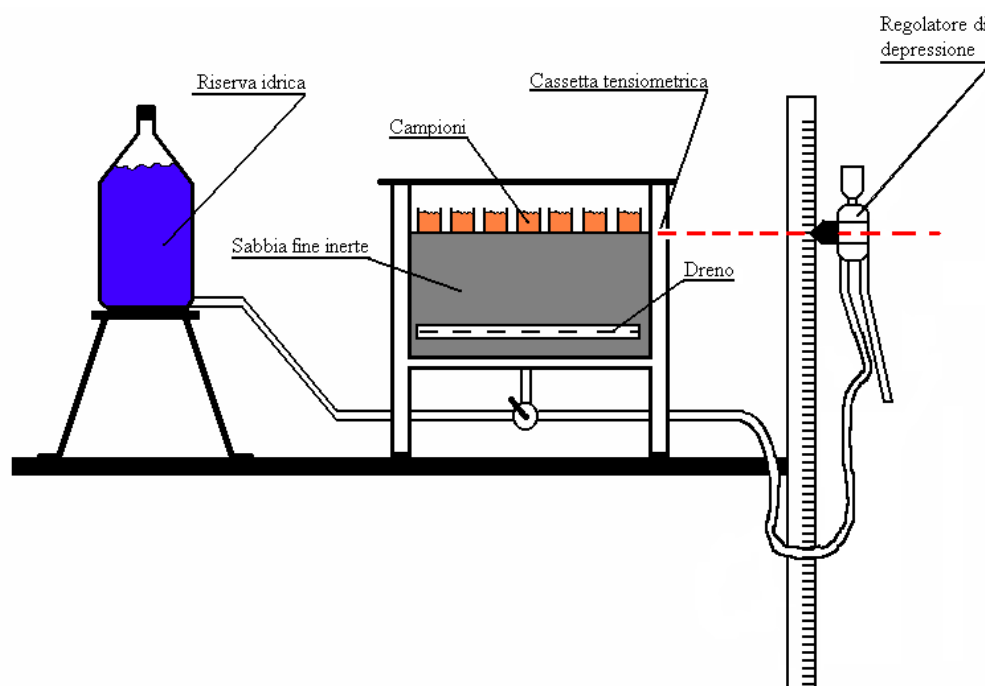


Fig. 50 – Schema e elementi costituenti della cassetta tensiometrica.

La differenza in altezza tra il regolatore di tensione e il punto medio dell'altezza degli anelli contenenti i campioni di substrato determina l'entità della tensione applicata. A ciascuna misurazione i campioni devono raggiungere l'equilibrio (variazione di peso ≤ 0.002 g in 24 ore) per poter registrare il peso e applicare la tensione successiva.

Dopo aver effettuato le tre misurazioni, i campioni vengono essiccati in stufa termoventilata a 105°C , fino al raggiungimento del peso costante, e pesati.

La densità apparente è stata calcolata applicando la seguente formula:

$$DA \text{ (g L}^{-1}\text{)} = \frac{S}{V}$$

dove

- S è il peso del substrato secco (g);
- V è il volume dell'anello all'interno del quale è stato posto il campione di substrato (L).

La porosità totale è stata determinata con la seguente equazione:

$$PT \text{ (ml ml}^{-1}\text{ 100)} = 1 - \left(\frac{DA}{DR}\right)$$

Dopo aver misurato il contenuto idrico a -1 kPa, -5 kPa e -10 kPa, si è proceduto al calcolo della capacità per l'aria (CA), dell'acqua disponibile (AD), dell'acqua facilmente disponibile (AFD), e dell'acqua di riserva (AR) nel seguente modo:

$$CA \text{ (ml ml}^{-1} \text{ 100)} = (PT) - (\text{contenuto idrico -1 kPa})$$

$$AD \text{ (ml ml}^{-1} \text{ 100)} = (\text{contenuto idrico -1 kPa}) - (\text{contenuto idrico -10 kPa})$$

$$AFD \text{ (ml ml}^{-1} \text{ 100)} = (\text{contenuto idrico -1 kPa}) - (\text{contenuto idrico -5 kPa})$$

$$AR \text{ (ml ml}^{-1} \text{ 100)} = (\text{contenuto idrico -5 kPa}) - (\text{contenuto idrico -10 kPa})$$

Con riferimento alle caratteristiche chimiche, il pH e la conducibilità elettrica sono stati determinati rispettivamente secondo le metodiche UNI EN 13037:2002 e 13038:2002. Queste metodologie prevedono la preparazione di un estratto acquoso prendendo una quantità di substrato pari a 60 ml, al quale vengono aggiunti 300 ml di acqua deionizzata. Il campione viene posto ad agitare per 1 ora e sull'estratto acquoso ricavato si effettua la misurazione del pH e della conducibilità elettrica (WTW MultiLine).

L'azoto ammoniacale (N-NH_4^+) è stato calcolato mediante solubilizzazione in acqua del campione e successiva distillazione.

L'azoto minerale ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) è stato determinato effettuando la solubilizzazione in acqua del campione e la successiva distillazione, aggiungendo la lega di Devarda (miscela in polvere di Al, Cu e Zn) che viene impiegata per ridurre i nitriti e i nitrati in ammoniaca.

L'azoto nitrico (N-NO_3^-) è stato ottenuto per differenza fra l'azoto minerale e ammoniacale.

Con il metodo Kjeldahl (vedi paragrafo 5.2) è stata determinata la somma dell'azoto organico e dell'azoto ammoniacale ($\text{N}_{\text{org}} + \text{N-NH}_4^+$).

L'azoto organico (N_{org}) si è ottenuto per differenza fra l'azoto ottenuto con il metodo Kjeldahl e l'azoto ammoniacale.

Infine, è stato determinato l'azoto totale come somma dell'azoto ottenuto con il metodo Kjeldahl e di quello nitrico.

Il contenuto in basi di scambio (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+), è stato determinato secondo il metodo descritto da Gessa e Ciavatta (2000). È stata preparata una soluzione di bario cloruro e trietanolamina a pH 8.2, sciogliendo 100 g di bario cloruro ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e 22.5 ml di trietanolamina in 1000 ml di acqua deionizzata. Questa soluzione successivamente è stata aggiustata a pH 8.2 con l'aggiunta di una soluzione 1 molare di acido cloridrico. A un campione di substrato di 2 g sono stati aggiunti 40 ml della soluzione di bario cloruro e si è tenuto in agitazione per 1 ora. La soluzione ottenuta è stata filtrata con carta Whatman n°42, e a seguito dell'opportuna diluizione, si è proceduto alla lettura con il cromatografo ionico (Dionex IC 25, 40 EG Eluent Generator, IonPac CS-12A; Dionex Corp., Sunnyvale, CA, USA).

Il contenuto in fosforo assimilabile è stato determinato applicando il metodo Olsen (Olsen et al., 1954). Per l'estrazione è stata preparata una soluzione 0.5 molare di sodio bicarbonato a pH 8.5. A un campione di substrato di 2 g sono stati aggiunti 0.5 g di carbone attivo e 40 ml della soluzione di sodio bicarbonato, si è tenuto in agitazione per 30 minuti ed è stata effettuata la filtrazione con carta Whatman n°42. Si è proceduto alla preparazione del bianco omettendo il campione di substrato e seguendo le stesse modalità operative. Dopo aver prelevato un'aliquota di campione contenente da 2 a 40 μg di P, sono state addizionate alcune gocce di indicatore *p*-nitrofenolo e una certa quantità di acido solforico fino a scomparsa del colore giallo dell'indicatore. Successivamente, si sono aggiunti 8 ml del reagente solfo molibdico e dopo 10 minuti è stata effettuata la lettura per via spettrofotometrica dell'assorbanza a 720 nm contro un bianco che contiene tutti i reagenti esclusa la soluzione di fosforo.

La biostabilità dei substrati è stata valutata secondo il metodo di Lemaire (1980). La prova è durata nel complesso 180 giorni e sono stati effettuati quattro campionamenti (30, 60, 120 e 180 giorni). I miscugli sono stati posti in contenitori di 1.2 L di volume e portati a capacità di contenitore. L'umidità è stata monitorata settimanalmente al fine di mantenerla pressoché costante. Per ciascun campionamento sono stati prelevati tre contenitori per miscuglio e si è proceduto

all'essiccazione a 105°C in stufa termoventilata fino al raggiungimento del peso costante.

L'indice di biostabilità è stato calcolato come la quantità di sostanza secca, espressa come percentuale di quella iniziale, che rimane dopo sei mesi di permanenza del substrato in condizioni standard (Lemaire et al., 1998; Marfà et al., 1998).

Inoltre, sui campioni prelevati a 180 giorni, sono stati determinati i parametri fisici e chimici per stabilire in che misura i substrati oggetto di studio sono in grado di mantenere nel tempo le loro proprietà iniziali.

Valutazione agronomica dei substrati

Al fine di valutare la rispondenza agronomica dei substrati a base di compost, sono state condotte due prove in serra su *Eugenia uniflora* 'Etna Fire' e di *Gazania rigens*. Queste due specie sono state selezionate in base alla durata del ciclo di coltivazione. L'eugenia è una specie arbustiva caratterizzata da un ciclo di coltivazione lungo, usualmente della durata di circa 12 mesi; la gazania, invece, è una specie a ciclo breve (circa 3 mesi) che fa parte delle “*bedding plants*”.

Per l'eugenia il trapianto è stato effettuato nell'Aprile 2013, in vasi di diametro di 18 cm (3.3 L di volume), mentre per la gazania è stato effettuato nell'Aprile 2014 in vasi di diametro di 14 cm (1.5 L di volume). Per entrambe le specie, lo schema sperimentale adottato è stato a blocchi randomizzati con tre repliche da 10 piante ciascuna per ciascun miscuglio (per un totale di 120 piante per specie).

L'irrigazione è stata effettuata tramite un sistema a goccia ed è stata regolata alle caratteristiche idrologiche di ciascun substrato. A tale scopo si è fatto ricorso ad un sistema di gestione automatizzato utilizzando sensori dielettrici EC 5TE (Decagon Device), in grado di determinare il contenuto volumetrico di acqua nel substrato. Sono stati utilizzati 2 sensori per tesi e i dati relativi sono stati registrati tramite un sistema di acquisizione dati (data logger) CR1000 (Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK). Le sonde sono state calibrate attraverso la determinazione del contenuto in acqua in campioni dei quattro miscugli allo studio, i quali sono stati bagnati fino a saturazione e poi posti a

sgocciolare per 24 ore al fine di raggiungere la capacità di contenitore (CC). Dopo aver effettuato la misurazione con i sensori a CC, i campioni sono stati posti in stufa a 70°C fino al raggiungimento del peso costante. Dopodiché, è stata aggiunta la quantità d'acqua necessaria, al fine di effettuare la misurazione in corrispondenza dei potenziali idrici di -1 kPa, -5 kPa e -10 kPa. I valori dei sensori ottenuti da queste letture sono stati utilizzati nell'equazione di calibrazione in modo tale da convertire l'output del sensore nel contenuto idrico corrispondente.

L'intervento irriguo ha avuto inizio nel momento in cui i sensori della stessa tesi raggiungevano la soglia minima stabilita per l'irrigazione, pari al contenuto volumetrico di acqua corrispondente a -5 kPa. Il volume irriguo apportato con ciascun intervento è stato pari al volume necessario a far riportare il potenziale idrico del substrato a -1 kPa. Per evitare l'accumulo di sali nel substrato tale volume è stato incrementato del 15% per la prova dell'eugenia. Invece, per la gazania settimanalmente è stato raccolto il drenato e misurata la conducibilità elettrica. Sulla base di queste indicazioni, il volume irriguo è stato incrementato del 15% per T1 e T2, del 30% per T3 e del 45% per T4.

Per l'esperimento con l'eugenia, i quattro diversi miscugli caratterizzati precedentemente sono stati concimati prima del trapianto con OsmocoteFicote® Total (17% N, 9% P₂O₅, 10% K₂O, 2% MgO, 0.01% B, 0.025% Cu, 0.03% Mn, 0.010% Mo, 0.008% Zn, 0.22% Fe) in quantità di 4 g L⁻¹ di substrato. La dose applicata rientra nel range generalmente considerato ottimale per la produzione vivaistica in vaso. Durante il ciclo di coltivazione sono state eseguite le normali pratiche colturali (concimazioni, interventi di potatura, trattamenti fitosanitari) adottate dall'azienda. La concimazione di copertura è stata effettuata due volte nell'arco del ciclo di coltivazione ed è stato utilizzato Nitrophoska Gold 15-9-15 (+2+20) (15% N, 9% P₂O₅, 15% K₂O, 2% MgO, 20% SO₃, 0.01% B, 0.02% Cu, 0.01% Mn, 0.002% Zn, 0.3% Fe) in quantità di 2 g L⁻¹.

Per l'esperimento condotto con la Gazania, a differenza della precedente prova, i miscugli sono stati preventivamente trattati per portare il pH e il contenuto in nutrienti in un range ritenuto ottimale per la coltura.

Il pH dei miscugli tal quale è stato misurato sull'estratto saturo 1:5 (substrato:acqua v v⁻¹) e sono stati riscontrati i seguenti valori:

- per il trattamento T1: 4.7;
- per il trattamento T2: 5.6;
- per il trattamento T3: 6.4;
- per il trattamento T4: 7.5.

Si è proceduto alla correzione dei trattamenti che più si discostano dal range ritenuto ottimale (5.2-6.3; Noguera et al., 2003; Sanchez-Monedero et al., 2004) e cioè T1, T3 e T4 (Tab. 6).

La correzione dei valori del pH è stata effettuata mediante l'aggiunta di una soluzione di carbonato di calcio (CaCO_3) alla concentrazione di 3 g L^{-1} per T1 e di una soluzione di acido solforico concentrato (H_2SO_4 95-98%) alla concentrazione di 2 e 6 ml L^{-1} , rispettivamente per T3 e T4. Sia per l'acidificazione che per l'alcalinizzazione sono stati apportati 300 ml di soluzione per ogni litro di substrato.

Successivamente si è effettuato un lavaggio dei miscugli per dilavare il carbonato di calcio e l'acido solforico in eccesso. Il pH dei diversi miscugli è stato verificato dopo 7-10 giorni dalla correzione (Tab. 6).

Per quanto riguarda il contenuto in elementi nutritivi dei substrati, è stata effettuata una concimazione di fondo differenziata per ricondurre i valori dei trattamenti a base di compost a quelli del controllo (T1) che, come già detto, rappresenta il substrato aziendale (Tab. 7). In T2 è stata apportata la stessa dose di concime Nitrophoska Gold 15-9-15 (+2+20) applicata dall'azienda per T1, e cioè 1 g L^{-1} . In T3 è stata applicata una dose pari a 0.7 g L^{-1} , mentre in T4 0.5 g L^{-1} . Le minori dosi di concime in T3 e T4 sono legate al maggior contenuto di nutrienti apportato dal compost.

I rilievi distruttivi sono stati effettuati al raggiungimento delle caratteristiche commerciali di vendita del prodotto stabilite in azienda (circa 12 mesi per l'eugenia e circa 3 mesi per la gazania). Per l'eugenia è stato, inoltre, effettuato un rilievo intermedio a 180 giorni dal trapianto.

Su entrambe le specie sono stati determinati la biomassa fresca e secca delle diverse porzioni organografiche, il numero di foglie per pianta, l'area fogliare, l'indice SPAD e il contenuto in elementi minerali dei tessuti fogliari.

Per l'eugenia è stato calcolato anche l'indice di crescita RGR (*Relative Growth Rate*), la statura delle piante e il diametro dello stelo; per la gazania, è stato determinato anche il numero di fiori per pianta.

Il peso secco delle diverse porzioni organografiche è stato determinato in stufa termoventilata a 70°C fino a raggiungimento del peso costante.

L'area fogliare è stata calcolata per mezzo di un elaboratore di immagini della Delta T-Devices.

L'intensità del colore delle foglie è stata valutata mediante l'utilizzo di uno strumento portatile, SPAD-502 (Minolta).

L'indice di crescita RGR (*Relative Growth Rate*) è stato calcolato secondo Rodríguez et al. (2005) come segue:

$$RGR = \frac{\ln W_2/W_1}{t_2-t_1}$$

dove

W è il peso secco totale;

t è il tempo;

1 e 2 rappresentano rispettivamente l'inizio e la fine del periodo sperimentale.

La determinazione degli anioni (Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) e dei cationi (Ca^{++} , K^+ , Mg^{++} , Na^+) dei tessuti fogliari è stata effettuata secondo il metodo descritto da Elia e Santamaria (1995).

Per quanto riguarda gli anioni, la determinazione è avvenuta tramite la preparazione di un'estrazione acquosa, ottenuta pesando 0.5 g di sostanza secca macinata a cui sono stati aggiunti 50 ml di acqua ultrapura. Successivamente i campioni sono stati posti ad agitare per 30 minuti e dopo averli filtrati è stata effettuata l'opportuna diluizione.

La determinazione dei cationi ha previsto l'estrazione acida a partire dalle ceneri. Si è pesato un campione secco macinato di 2 g che è stato posto in muffola per 4-6 ore a 550 °C. Le ceneri bianche ottenute sono state trattate con 20 ml di soluzione 1 molare di acido cloridrico e 80 ml di acqua ultrapura in un bagnetto termostato a 100 °C per 30 minuti. L'estratto ottenuto è stato filtrato e opportunamente diluito. La lettura è stata effettuata con mediante cromatografia

ionica (Dionex IC 25, 40 EG Eluent Generator, IonPac AS11-HC per gli anioni e IonPac CS-12A per i cationi).

Il contenuto di azoto totale dei tessuti fogliari è stato determinato sommando l'azoto ridotto mediante Kjeldahl e l'azoto nitrico (N-NO_3^-).

L'analisi statistica è stata effettuata utilizzando il programma CoStat release 6.311 (CoHort Software, Monterey, CA, USA). I dati ottenuti sono stati sottoposti all'analisi della varianza (ANOVA) a una via. La separazione tra le medie è stata determinata mediante il test di Student-Newman-Keuls (SNK).

Tab. 6 – Valori di pH dei miscugli prima e dopo la correzione per la coltivazione di *Gazania rigens*.

Miscuglio	pH iniziale	Concentrazione soluzione	pH finale
T1	4.7	3 g L ⁻¹ CaCO ₃	5.2
T2	5.6	/	5.6
T3	6.4	2 ml L ⁻¹ H ₂ SO ₄	5.4
T4	7.5	6 ml L ⁻¹ H ₂ SO ₄	5.3

Tab. 7 – Concimazione di base dei miscugli per la coltivazione di *Gazania rigens*.

Miscuglio	Contenuto in nutrienti dei miscugli				Concime apportato* (g L ⁻¹)	Contenuto in nutrienti dopo la concimazione			
	N (g L ⁻¹)	P (g L ⁻¹)	K (g L ⁻¹)	Mg (g L ⁻¹)		N (g L ⁻¹)	P (g L ⁻¹)	K (g L ⁻¹)	Mg (g L ⁻¹)
T1	2.59	0.02	0.02	0.01	1	2.74	0.06	0.14	0.02
T2	2.62	0.03	0.02	0.01	1	2.77	0.07	0.15	0.02
T3	2.71	0.03	0.04	0.02	0.7	2.82	0.06	0.13	0.03
T4	3.13	0.04	0.06	0.03	0.5	3.20	0.06	0.12	0.04

* Nitrophoska Gold 15-9-15 (+2+20).

6.3. Risultati e discussione

6.3.1. Caratterizzazione dei substrati

Per quanto concerne i parametri chimici, il pH (Tab. 8) ha fatto rilevare un incremento proporzionale all'aumento della percentuale di compost nella miscela. Risultati analoghi sono stati osservati da numerosi autori che hanno condotto esperimenti su diverse specie ortive (Orquin et al., 2001; Castaldi e Melis, 2002; Ribeiro et al., 2007; Herrera et al., 2008; Cocozza et al., 2011; Mininni et al., 2013).

I trattamenti si sono differenziati significativamente tra loro e in T4 il pH ha raggiunto i valori più alti presentando un valore di 7.43 contro 4.81 del controllo (T1). T2 con un valore di 6.04 è il miscuglio che rientra nell'intervallo di pH ritenuto ottimale (5.2-6.3; Noguera et al., 2003; Sanchez-Monedero et al., 2004).

Analogo risultato si evidenzia per la conducibilità elettrica (CE) (Tab. 8), i cui valori sono aumentati da 0.35 dS m⁻¹ a 0.69 dS m⁻¹, passando da T1 a T4. T1 e T2 sono i trattamenti che hanno fatto registrare valori che si possono considerare ideali per un substrato di coltivazione (≤ 0.5 dS m⁻¹, Abad et al., 2001). L'incremento della CE è legato all'alto contenuto in sali solubili, associato tipicamente ai substrati a base di compost (Chong e Rinker, 1994; Raymond et al., 1998).

In ogni caso, l'innalzamento della CE non è stato eccessivo nei miscugli con le maggiori percentuali di compost e i valori si sono mantenuti decisamente al di sotto dei limiti fisiologici delle diverse specie ornamentali. Diverso è il discorso che riguarda il pH, poiché l'innalzamento e il passaggio dalla sub-acidità all'alcalinità dei miscugli contenenti compost potrebbe determinare l'immobilizzazione o la precipitazione di alcuni macro e microelementi fondamentali per le piante.

Con riferimento alle proprietà fisiche dei miscugli considerati, i trattamenti contenenti volumi crescenti di compost hanno mostrato una densità apparente (DA) maggiore rispetto al controllo (Tab. 9). Questo incremento della DA a seguito dell'aggiunta di compost è stato osservato da altri autori che hanno utilizzato compost di origine agroindustriale per la formulazione di substrati (Garcia-Gomez et al., 2002; Bustamante et al., 2008). In ogni caso, tutti i miscugli

presentano valori di DA che risultano inferiori al limite considerato (400 g L^{-1} ; Abad et al., 2001).

DA risulta inversamente proporzionale alla porosità totale (PT) (Tab. 9), per la quale, appunto, il valore più alto si è riscontrato per T1 ($88.8 \text{ ml ml}^{-1} 100$). Il valore maggiore di PT nel substrato aziendale rispetto agli altri trattamenti dipende dall'elevata presenza di torba, che è tipicamente caratterizzata da valori di PT elevati ($95 \text{ ml ml}^{-1} 100$; Bibbiani e Pardossi, 2004). Risultati simili sono riportati da Hernandez-Apaolaza et al. (2005), Ribeiro et al. (2007) e Bustamante et al. (2008). Per questo parametro tutti i trattamenti hanno mostrato valori maggiori di $85 \text{ ml ml}^{-1} 100$, che è il valore ritenuto ottimale per un substrato (De Boodt e Verdonck, 1972; Abad et al., 2001; Noguera et al., 2003).

I valori della curva di ritenzione idrica mostrano come il compost utilizzato nella prova abbia determinato una variazione significativa dei parametri idrologici nei miscugli. Il contenuto idrico misurato alla tensione di -1 kPa (Tab. 9) ha mostrato i valori più elevati per T1 e T2 (in media $60.0 \text{ ml ml}^{-1} 100$). Per gli altri due trattamenti il valore di questo parametro è diminuito, in particolar modo per T4 ($38.0 \text{ ml ml}^{-1} 100$). Sia per il contenuto idrico determinato a -5 kPa che per quello determinato alla tensione di -10 kPa , il valore maggiore è stato evidenziato per T2 (43.5 e $41.2 \text{ ml ml}^{-1} 100$ rispettivamente), mentre quello più basso è stato registrato per il trattamento T4 (31.8 e $30.0 \text{ ml ml}^{-1} 100$ rispettivamente). Questi risultati indicano che la sostituzione totale della torba con il compost comporta una minore capacità da parte del substrato di ritenere acqua (Corti et al., 1998; Zubillaga e Lavado, 2001).

Per la capacità per l'aria (CA) è stato rilevato un incremento (Tab. 9) applicando le percentuali più elevate di compost nella miscela, come precedentemente osservato da Bustamante et al. (2008). I trattamenti che si discostano di più dal range ottimale ($20\text{-}30 \text{ ml ml}^{-1} 100$; Abad et al., 2001) sono T3 e T4 con valori di 36.0 e $47.5 \text{ ml ml}^{-1} 100$, rispettivamente.

L'acqua disponibile (AD) e l'acqua facilmente disponibile (AFD) sono diminuite linearmente all'aumentare della proporzione di compost (Tab. 9).

Per AFD soltanto il controllo (T1) è rientrato nell'intervallo considerato ottimale per un substrato ($20\text{-}30 \text{ ml ml}^{-1} 100$; Mininni et al., 2013). La diminuzione proporzionale di AD e AFD, a seguito dell'aggiunta di compost, è stata già

osservata in diversi esperimenti che hanno previsto la sostituzione della torba con compost derivante da scarti lignocellulosici (Sanchez-Monedero et al., 2004; Grigatti et al., 2007; Medina et al., 2009).

La maggiore capacità per l'aria unita ad una minore quota d'acqua facilmente disponibile che caratterizza il compost, rende i miscugli più leggeri e drenanti e di conseguenza i substrati caratterizzati da elevate percentuali di compost dovranno essere gestiti in maniera molto attenta con turni irrigui più frequenti e volumi irrigui minori (Pasquini e Mugnai, 2006; Garcia-Gomez et al., 2002; Benito et al., 2006).

Per quanto riguarda l'acqua di riserva (AR) (Tab. 9) che rappresenta la quantità di acqua che si rende disponibile per le piante in condizioni avverse (Zubillaga e Lavado, 2001), T1 e T2 sono stati i trattamenti che si sono differenziati significativamente con valori di 1.4 e 2.2 ml ml⁻¹ 100, rispettivamente.

Con riferimento al contenuto in elementi nutritivi, i risultati delle analisi evidenziano un incremento proporzionale dei nutrienti in relazione alla quantità di compost presente nel miscuglio, ad eccezione dell'azoto. Per quest'ultimo si hanno valori più elevati solo in T4 (Tab. 10).

In particolare, nel caso del potassio il valore aumenta notevolmente al crescere della percentuale di compost nel miscuglio. Si è passati, infatti, da valori di 64.0 mg kg⁻¹ a 210.8 mg kg⁻¹, rispettivamente per T1 e T4 (Tab. 10). Eklind et al. (1998) riportano che i compost che derivano da residui vegetali risultano molto ricchi per il contenuto in potassio. Il livello di nutrienti caratterizzante un compost, infatti, dipende anche dalla tipologia del materiale di partenza che è stato avviato a compostaggio (Barker e Brison, 2006).

È stato rilevato un incremento significativo anche per il contenuto di calcio e magnesio (Tab. 10) a seguito dell'aggiunta di compost, come precedentemente osservato da Ribeiro et al. (2007). Per il sodio e il fosforo l'incremento registrato passando da T1 a T4 è stato del 45.7% e del 40.2%, rispettivamente (Tab. 10).

L'influenza significativa che ha avuto la diversa proporzione di compost presente nel miscuglio sul contenuto di macro e microelementi conferma che questo materiale costituisce un'importante fonte di nutrienti per il substrato (Restrepo et al., 2013).

Per quanto riguarda la determinazione dell'indice di stabilità nel corso dell'esperimento non sono state evidenziate differenze significative tra i miscugli posti allo studio nella media dei campionamenti effettuati (Fig. 51). Per tutti i miscugli, è stata riscontrata una riduzione più accentuata a 30 giorni dall'inizio dell'esperimento con un indice medio di biostabilità di $87.8 \text{ mg mg}^{-1} 100$. L'indice di biostabilità misurato a 60 e 120 giorni si è mantenuto pressoché stabile nella media dei quattro trattamenti (86.4 e $85.2 \text{ mg mg}^{-1} 100$, rispettivamente). A 180 giorni dall'inizio della prova, tale indice ha subito una maggiore riduzione giungendo ad un valore medio di $81.4 \text{ mg mg}^{-1} 100$.

Questa determinazione ha messo in luce che tutti i miscugli sono caratterizzati da un alto indice di biostabilità secondo il sistema di classificazione proposto da Lemaire (1997) di seguito riportato:

- livello 1: $100-95 \text{ mg mg}^{-1} 100$ (materiali con elevato indice di biostabilità);
- livello 2: $94-80 \text{ mg mg}^{-1} 100$ (materiali con alto indice di biostabilità);
- livello 3: $80-0 \text{ mg mg}^{-1} 100$ (materiale con basso indice di biostabilità).

I valori ottenuti appaiono, inoltre, ben al di sopra dei valori ritenuti non ottimali per un substrato ($<70 \text{ mg mg}^{-1} 100$), in quanto determinanti considerevoli alterazioni delle caratteristiche fisiche e chimiche dello stesso.

Con riferimento alle caratteristiche chimiche e fisiche dei miscugli valutate a 180 giorni dall'inizio della prova della biostabilità, i risultati mostrano (Tabb. 11 e 12) che ci sono stati dei cambiamenti delle caratteristiche considerate durante lo svolgimento dell'esperimento.

DA (Tab. 11) è stata soggetta a cambiamenti di segno opposto nell'arco dei 180 giorni, a seconda del miscuglio considerato.

PT si è mantenuta stabile per T1 (Tab. 11), mentre per gli altri trattamenti ha subito lievi variazioni, manifestando un certo incremento.

Per CA è stato rilevato un incremento più accentuato per T1 e T3 (in media $+14\%$), passando da un valore iniziale di $29.3 \text{ ml ml}^{-1} 100$ ad uno finale di $34.0 \text{ ml ml}^{-1} 100$ per T1 e da $36.0 \text{ ml ml}^{-1} 100$ a $41.9 \text{ ml ml}^{-1} 100$ per T3. La capacità per l'aria è aumentata in T1 a scapito della sola ritenzione idrica, mentre in T3 anche grazie all'aumento della PT.

AD e AFD (Tab. 11) sono diminuite significativamente in T1, T2 e T3 (in media del 19% e 29%, rispettivamente).

AR ha subito un incremento in tutti i trattamenti e quello di maggior entità è stato evidenziato per T1 (+47%).

Per quanto riguarda il pH (Tab. 12) si è avuto in generale un innalzamento dei valori al termine dell'esperimento, anche se le variazioni sono state contenute in T1 e più evidenti in T3 e T4 (aumento medio del 6.9%). Anche la conducibilità elettrica (Tab. 12) ha subito un incremento, ma in questo caso la variazione è stata più omogenea nei diversi trattamenti (in media +11%).

*

I risultati ottenuti dalla caratterizzazione dei miscugli oggetto di studio hanno messo in evidenza che i trattamenti contenenti percentuali crescenti di compost si sono differenziati in maniera significativa dal substrato aziendale, sia dal punto di vista chimico che fisico.

Si può affermare che l'aggiunta di compost comporta un decremento della PT a prescindere della percentuale di compost. Nonostante queste riduzioni, la capacità di aerazione aumenta significativamente all'aumentare della percentuale di compost a scapito della capacità di ritenzione idrica.

Con riferimento alla biostabilità, i miscugli formulati con il compost hanno mostrato un indice di biostabilità che non si è differenziato da quello del testimone. A riguardo del cambiamento nel tempo delle proprietà fisiche e chimiche, tutti i trattamenti hanno subito variazioni nell'arco del periodo considerato (180 giorni). Di conseguenza, per periodi di coltivazione lunghi, si dovrebbe procedere adattando la gestione dell'alimentazione idrica alle variazioni a carico del substrato di coltivazione che si susseguono nel tempo.

Tab. 8 – Principali parametri chimici dei diversi miscugli.

Miscuglio	pH	CE (dS m ⁻¹)
T1	4.81 d	0.35 d
T2	6.04 c	0.50 c
T3	6.65 b	0.59 b
T4	7.43 a	0.69 a
ANOVA ⁽¹⁾	***	***

⁽¹⁾ In questa e nelle successive tabelle NS: indica differenze non significative; *, **, ***: indicano differenze significative per $0.01 < P \leq 0.05$; $0.001 < P \leq 0.01$; e $P \leq 0.001$ rispettivamente. In ogni colonna, i valori seguiti da lettere diverse, differiscono in modo significativo per $P = 0.05$ (test SNK).

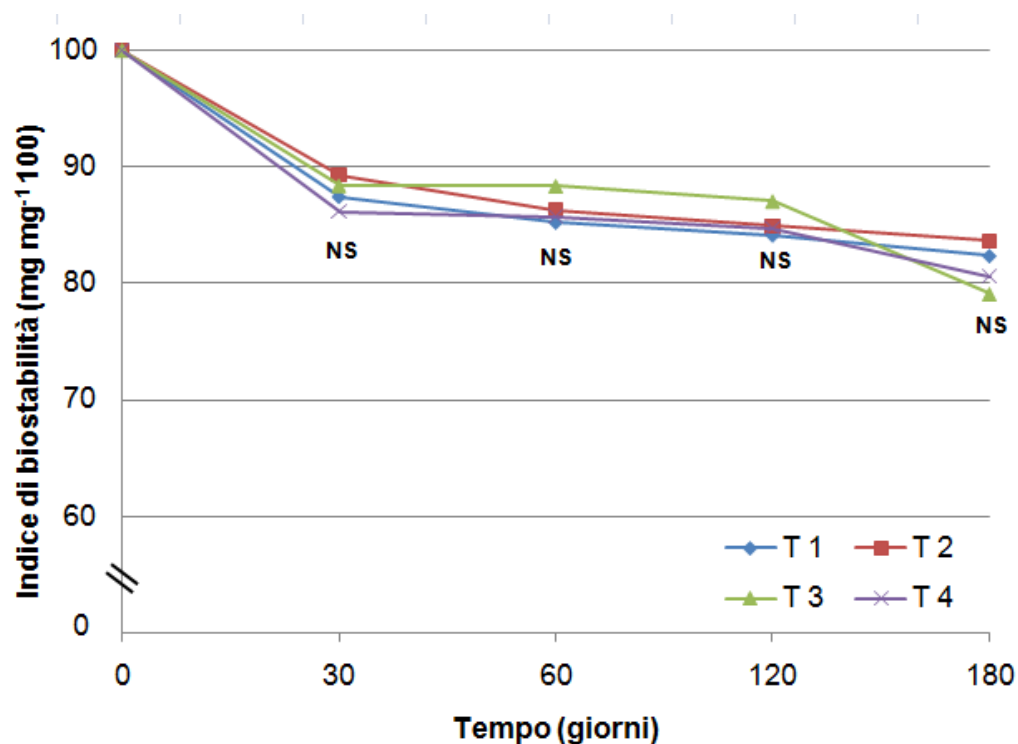


Fig. 51 – Andamento dell'indice di biostabilità dei quattro miscugli oggetto di studio.

Tab. 9 – Principali parametri fisici e idraulici dei diversi miscugli.

Miscuglio	DA (g L ⁻¹)	PT (ml ml ⁻¹ 100)	Contenuto idrico (ml ml ⁻¹ 100)			CA (ml ml ⁻¹ 100)	AD (ml ml ⁻¹ 100)	AFD (ml ml ⁻¹ 100)	AR (ml ml ⁻¹ 100)
			-1 kPa	-5 kPa	-10 kPa				
T1	228 b	88.8 a	59.5 a	37.0 b	35.6 b	29.3 c	23.8 a	22.4 a	1.4 b
T2	309 a	85.7 b	60.5 a	43.5 a	41.2 a	25.2 d	19.3 b	17.1 b	2.2 a
T3	301 a	86.1 b	50.1 b	37.3 b	35.6 b	36.0 b	14.5 c	12.8 c	1.7 ab
T4	310 a	85.5 b	38.0 c	31.8 c	30.0 c	47.5 a	8.0 d	6.2 d	1.8 ab
ANOVA	***	**	***	***	***	***	***	***	*

In questa tabella: DA = densità apparente; PT = porosità totale; CA = capacità per l'aria; AD = acqua disponibile; AFD = acqua facilmente disponibile; AR = acqua di riserva.

Tab. 10 – Contenuto di elementi minerali nei diversi miscugli.

Miscuglio	K (mg kg ⁻¹)	Na (mg kg ⁻¹)	Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)	N (mg kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)
T1	64.0 d	50.3 d	282.0 c	37.4 d	9.71 b	84.2 d
T2	79.4 c	62.3 c	277.3 c	41.9 c	9.82 b	107.8 c
T3	153.7 b	73.7 b	316.1 b	70.5 b	10.17 b	125.2 b
T4	210.8 a	92.6 a	387.8 a	105.0 a	11.72 a	140.9 a
ANOVA	***	***	***	***	***	***

Tab.11 – Principali parametri idrologici dei miscugli valutati ad inizio (0 giorni) e a fine esperimento (180 giorni).

Miscuglio	0 giorni						180 giorni					
	DA (g L ⁻¹)	PT (ml ml ⁻¹ 100)	CA (ml ml ⁻¹ 100)	AD (ml ml ⁻¹ 100)	AFD (ml ml ⁻¹ 100)	AR (ml ml ⁻¹ 100)	DA (g L ⁻¹)	PT (ml ml ⁻¹ 100)	CA (ml ml ⁻¹ 100)	AD (ml ml ⁻¹ 100)	AFD (ml ml ⁻¹ 100)	AR (ml ml ⁻¹ 100)
T1	228±1.0	88.8±0.1	29.3±0.9	23.8±0.2	22.4±0.2	1.4±0.1	231±1.4	88.9±0.3	34.0±0.7	17.9±0.3	15.3±0.4	2.6±0.2
T2	309±10.6	85.7±0.5	25.2±1.8	19.3±0.9	17.1±1.0	2.2±0.3	335±2.6	89.3±0.2	27.3±0.9	16.5±0.3	12.0±0.3	2.9±0.1
T3	301±10.7	86.1±0.5	36.0±1.1	14.5±0.5	12.8±0.6	1.7±0.2	337±1.4	90.0±0.3	41.9±0.7	11.6±0.2	9.4±0.3	2.3±0.2
T4	310±10.3	85.5±0.5	47.5±0.6	8.0±0.4	6.2±0.4	1.8±0.1	286±3.0	90.4±0.2	52.0±0.8	7.9±0.4	6.1±0.2	1.9±0.2

In questa tabella: DA = densità apparente; PT = porosità totale; CA = capacità per l'aria; AD = acqua disponibile; AFD = acqua facilmente disponibile; AR = acqua di riserva.

Tab.12 –Parametri chimici dei miscugli valutati ad inizio (0 giorni) e a fine esperimento (180 giorni).

Miscuglio	pH		CE (dS m ⁻¹)	
	0 giorni	180 giorni	0 giorni	180 giorni
T1	4.81±0.02	4.83±0.1	0.35±0.01	0.41±0.05
T2	6.04±0.02	6.25±0.1	0.50±0.02	0.57±0.06
T3	6.65±0.06	7.15±0.4	0.59±0.02	0.65±0.02
T4	7.43±0.03	7.98±0.1	0.69±0.01	0.78±0.03

6.3.2. Coltivazione di eugenia su substrati a base di compost

Nella tabella 13 sono riportati i valori medi della temperatura e di umidità relativa all'interno dell'apprestamento dove è stata condotta la prova sperimentale che ha avuto una durata di 364 giorni (da 03/04/2013 a 01/04/2014).

I volumi di acqua somministrati alle piante fino al completamento della prova sono apparsi più contenuti all'aumentare della percentuale di compost presente nel substrato (Tab. 14). I volumi sono, infatti, variati da 87.1 L pianta⁻¹ per T1 a 53.1 L pianta⁻¹ per T4.

Dal punto di vista biologico, dopo sei mesi di coltivazione, si sono evidenziate differenze significative tra le piante allevate sui diversi miscugli in termini di produzione (Tab. 15). Sia per la biomassa secca epigea che per quella totale, i trattamenti T2 e T3 (in media 50.4 e 55.9 g pianta⁻¹, rispettivamente) hanno evidenziato valori significativamente maggiori rispetto a T4 (38.3 e 44.1 g pianta⁻¹, rispettivamente). In termini di ripartizione della biomassa secca tra parte ipogea ed epigea non sono state rilevate differenze significative (Tab. 15).

Al termine della prova (Tab.16) è stata riscontrata una riduzione del 15.9% per la biomassa epigea passando da T2 al valore medio di T1 e T4; T3 non ha fatto registrare variazioni significative di biomassa secca epigea rispetto a tutti i miscugli considerati (Tab. 16). Per quanto riguarda la biomassa secca totale, le piante allevate su T2 hanno fatto registrare valori più elevati (117.8 g pianta⁻¹) rispetto a T1 (+17%) e T4 (+21%), mentre il T3 ha fatto registrare differenze significative solo nei confronti delle piante allevate su T4 (+16%). Il rapporto tra biomassa secca ipogea ed epigea è variato da 0.20 di T4 a 0.31 di T1 (Tab. 16). Tali variazioni potrebbero essere imputabili alle caratteristiche del T4 che, mostrando una maggiore capacità per l'aria e un minor volume d'acqua facilmente disponibile, potrebbero determinare repentine variazioni dell'umidità del substrato.

Differenze non significative sono state osservate per l'indice RGR (Tab. 16).

Dopo 6 mesi di coltivazione, la biomassa fresca totale è apparsa più elevata per le piante allevate su T2 e T3 con valori medi di 239.2 g pianta⁻¹

(Tab. 17). Al termine della prova (Tab. 18) tuttavia, le piante allevate su T2 hanno presentato un incremento della biomassa totale pari a 18.3% e 28.1% rispetto a T1 e T4, mentre T3 ha determinato variazioni significative solo rispetto a T4. Con riferimento alle caratteristiche morfo-biometriche dopo sei mesi di coltivazione, la statura delle piante allevate sul substrato T3 è apparsa significativamente più elevata solo nei confronti del controllo con un incremento del 29% (Tab. 17). Piuttosto contenute sono state le differenze fra gli altri trattamenti, che si sono del tutto annullate al termine del ciclo di coltivazione (Tab. 18). L'impiego di una più elevata percentuale di compost nel miscuglio (T4) ha determinato una riduzione significativa dell'area fogliare da valori medi di 1929 cm² pianta⁻¹ delle piante allevate su T1, T2 e T3, a 1616 cm² pianta⁻¹ (Tab. 17). Al termine della prova, tale riduzione è apparsa significativa solo per T2, le cui piante presentavano valori significativamente più elevati del 23.1% rispetto a T4 (Tab. 18). Tali differenze sono da imputare, per entrambi i periodi di campionamento, alle variazioni del numero delle foglie e non alla loro dimensione (Tabb. 17-18).

Infine, la misurazione del diametro dello stelo e dell'indice SPAD impiegato per la determinazione indiretta dell'intensità del colore della foglie, non hanno fatto registrare differenze significative in rapporto ai miscugli adottati in nessuno dei due rilievi (Tabb. 17 e 18).

Per quanto riguarda il contenuto in elementi minerali nelle foglie determinati alla fine del ciclo di coltivazione nessuna differenza significativa è stata osservata per N, PO₄ e K. Differenze statisticamente significative sono state riscontrate per il calcio e il magnesio. In particolare, il contenuto di calcio nelle foglie è apparso più elevato del 23.7% in T1 rispetto al miscuglio T4 (Tab. 19). Per contro, nei miscugli con una più elevata incidenza di compost (T3 e T4) (Tab. 19) la concentrazione di magnesio ha fatto registrare valori significativamente più elevati rispetto a T2. Tale risultato appare analogo a quanto riscontrato da Perez-Murcia et al. (2006) su broccolo.

Appare evidente come, nonostante il contenuto crescente di calcio nel miscuglio all'aumentare dell'incidenza di compost, le piante allevate su T4 mostrino il più ridotto contenuto di questo elemento nelle foglie (Tab. 19). Tale differenza può essere dovuta alla conducibilità elettrica elevata caratterizzante i miscugli con il più elevato contenuto di compost, che porta alla riduzione del

flusso traspirativo e di conseguenza ad una minore traslocazione del calcio nelle foglie.

*

I dati ottenuti hanno evidenziato che il compost derivante dai residui di potatura di attività vivaistica può sostituire almeno in parte la torba come componente organico dei miscugli per la coltivazione in vaso di *Eugenia uniflora* 'Etna Fire'.

I risultati migliori in termine di accrescimento e qualità delle piante sono stati riscontrati allevando le piante sul miscuglio T2, contenente il 20% di compost in sostituzione della torba.

In ogni caso, un maggiore impiego di compost nei miscugli, anche in sostituzione totale della torba, sebbene non comprometta l'accrescimento delle piante, richiede la messa a punto di un protocollo che tenga conto delle principali caratteristiche del compost stesso, con particolare riferimento alle proprietà idrologiche, al contenuto in elementi minerali e al pH.

Tab. 13 – Dati climatici della serra all'interno della quale si è svolto il ciclo di coltivazione di *Eugenia uniflora* 'Etna Fire'.

Mese	Temperatura media (°C)	Umidità relativa media (%)
Aprile 2013	17.9	76.4
Maggio 2013	20.0	77.5
Giugno 2013	22.9	73.6
Luglio 2013	25.3	78.5
Agosto 2013	26.5	79.9
Settembre 2013	23.3	87.3
Ottobre 2013	21.0	91.3
Novembre 2013	16.2	89.0
Dicembre 2013	13.2	93.5
Gennaio 2014	13.5	91.6
Febbraio 2014	15.5	89.5
Marzo 2014	16.3	85.6

Tab. 14 – Volumi di acqua somministrata alle piante coltivate nei diversi miscugli durante l'intero ciclo di coltivazione.

Miscuglio	Acqua somministrata (L pianta ⁻¹)
T1	87.1
T2	78.6
T3	57.9
T4	53.1

Tab. 15 – Produzione della biomassa secca delle piante di *Eugenia uniflora* 'Etna Fire' dopo 6 mesi di coltivazione in funzione dei miscugli adottati.

Miscuglio	Biomassa epigea (g pianta ⁻¹)	Biomassa totale (g pianta ⁻¹)	Ipogea/epigea (g g ⁻¹)
T1	43.9 ab	49.9 ab	0.14
T2	47.5 a	53.3 a	0.12
T3	53.2 a	58.5 a	0.10
T4	38.3 b	44.1 b	0.15
ANOVA ¹	*	*	NS

⁽¹⁾ In questa e nelle successive tabelle NS: indica differenze non significative; *, **, ***: indicano differenze significative per $0.01 < P \leq 0.05$; $0.001 < P \leq 0.01$; e $P \leq 0.001$ rispettivamente. In ogni colonna, i valori seguiti da lettere diverse, differiscono in modo significativo per $P = 0.05$ (test SNK).

Tab. 16 – Produzione della biomassa secca delle piante di *Eugenia uniflora* 'Etna Fire' al termine del ciclo di coltivazione in funzione dei miscugli adottati.

Miscuglio	Biomassa epigea (g pianta ⁻¹)	Biomassa totale (g pianta ⁻¹)	Ipogea/epigea (g g ⁻¹)	RGR g g ⁻¹ d ⁻¹
T1	81.5 b	100.9 bc	0.31 a	0.0052
T2	99.8 a	117.8 a	0.23 ab	0.0058
T3	93.3 ab	113.7 ab	0.29 ab	0.0050
T4	83.9 b	97.7 c	0.20 b	0.0055
ANOVA	*	*	*	NS

Tab. 17 – Principali parametri morfo-biometrici delle piante di *Eugenia uniflora* 'Etna Fire' dopo 6 mesi di coltivazione in funzione dei miscugli adottati.

Miscuglio	Biomassa fresca totale (g pianta ⁻¹)	Area fogliare totale (cm ² pianta ⁻¹)	Foglie (n pianta ⁻¹)	Statura (cm)	Diametro stelo (mm)	SPAD
T1	187.6 b	1927 a	412.3 a	37.7 b	8.49	62.6
T2	223.9 a	1947 a	390.8 a	41.8 ab	9.37	62.3
T3	254.4 a	1913 a	347.4 a	48.6 a	9.92	66.0
T4	178.6 b	1616 b	234.2 b	41.3 ab	9.37	69.1
ANOVA	*	*	**	*	NS	NS

Tab. 18 – Principali parametri morfo-biometrici delle piante di *Eugenia uniflora* 'Etna Fire' al termine del ciclo di coltivazione in funzione dei miscugli adottati.

Miscuglio	Biomassa fresca totale (g pianta ⁻¹)	Area fogliare totale (cm ² pianta ⁻¹)	Foglie (n pianta ⁻¹)	Statura (cm)	Diametro stelo (mm)	SPAD
T1	300.9 bc	4617 ab	734.0 ab	51.8	12.1	62.0
T2	356.1 a	5440 a	837.5 a	51.0	12.3	61.3
T3	331.3 ab	4876 ab	751.7 ab	53.4	13.5	59.5
T4	278.0 c	4184 b	593.3 b	49.2	11.0	61.3
ANOVA	*	*	*	NS	NS	NS

Tab. 19 – Contenuto in elementi minerali nei tessuti fogliari in *Eugenia uniflora* 'Etna Fire'.

Miscuglio	N (mg g ⁻¹)	PO ₄ (mg g ⁻¹)	K (mg g ⁻¹)	Ca (mg g ⁻¹)	Mg (mg g ⁻¹)	Na (mg g ⁻¹)	Cl (mg g ⁻¹)	SO ₄ (mg g ⁻¹)
T1	36.23	2.80	10.77	9.33 a	2.30 ab	2.75	2.24	3.20 c
T2	35.51	2.12	10.48	8.45 ab	2.16 b	2.93	2.60	2.93 c
T3	35.57	2.96	10.86	8.45 ab	2.52 a	2.98	3.03	5.24 b
T4	36.12	2.39	10.83	7.54 b	2.55 a	2.67	2.43	6.76 a
ANOVA	NS	NS	NS	*	*	NS	NS	***

6.3.3. Coltivazione di gazania su substrati a base di compost

Per l'intero ciclo di coltivazione della gazania, che ha avuto una durata di 82 giorni (dal 17/04/2014 al 07/07/2014), sono stati registrati i dati medi della temperatura e dell'umidità relativi della serra all'interno della quale si è svolta la prova (Tab. 20).

Con riferimento ai volumi di acqua somministrati alle piante coltivate utilizzando i quattro miscugli (Tab. 21), il range è variato da 24.1 L pianta⁻¹ (T1) a 30.8 L pianta⁻¹ (T2).

Dai rilievi effettuati sulla biomassa secca epigea in gazania, è emerso come le piante coltivate sui miscugli T2 e T4 abbiano mostrato un aumento significativo del 25% (nella media dei trattamenti) rispetto al controllo T1. Gli stessi risultati sono stati ottenuti da ricerche condotte su specie ornamentali da diversi autori (Benito et al., 2005; Caballero et al., 2007; Ostos et al., 2008), che hanno riscontrato una maggiore produzione di biomassa secca in piante coltivate su substrati a base di compost rispetto a quelle allevate su miscugli a base di torba. Questa maggiore produzione conferma la capacità fertilizzante del compost, così come riportato da Pinamonti et al. (1997) e Pérez-Murcia et al. (2006). Analogo trend è stato registrato anche in relazione alla biomassa secca totale, dove è stato rilevato un incremento del 30% (37.8 g vs. 29.1 g, nella media dei trattamenti) (Tab. 22). Nessuna differenza significativa è stata mostrata per il rapporto tra la frazione ipogea ed epigea (Tab. 22).

Per quanto riguarda i principali parametri morfo-biometrici determinati alla fine del ciclo di coltivazione, differenze significative sono state riscontrate per la biomassa fresca epigea e totale (Tab. 23). Per entrambi i parametri, i valori più elevati sono stati mostrati nelle piante coltivate con i miscugli T2 e T4, seguite da quelle coltivate con il miscuglio T3 e controllo T1, che ha fatto registrare la minore quantità di biomassa.

I risultati ottenuti, sulla maggiore produzione di biomassa delle piante coltivate sui miscugli sperimentali a base di compost, possono essere attribuiti alla minore compattazione di questi substrati che risulta legata al compost derivante da scarti verdi (Fitzpatrick e Verkade, 1991); infatti, una minore

compattazione del substrato determina una migliore capacità per l'aria e porta a una diminuzione della resistenza meccanica alla crescita radicale.

L'area fogliare totale ha mostrato un incremento significativo nelle piante coltivate con i miscugli T2 e T4, pari al 18% rispetto al valore medio registrato nei trattamenti T1 e T3 (2634 g pianta⁻¹ vs. 2172 g pianta⁻¹) (Tab. 23). Questa differenza è legata al maggiore numero di foglie riscontrato nei trattamenti T2 e T4 (Tab. 23).

L'utilizzo dei diversi miscugli non ha influenzato parametri qualitativi quali lo SPAD e il numero di fiori (Tab. 23), non compromettendo il valore ornamentale della pianta.

In accordo con gli obiettivi della ricerca, è stato analizzato il contenuto in elementi nutritivi nei tessuti fogliari.

Con riferimento all'azoto, si è riscontrato un valore minore nelle foglie delle piante coltivate sui miscugli a base di compost rispetto al controllo utilizzato in azienda (-19% rispetto alla media degli altri trattamenti) (Tab. 24). Questo minor contenuto di azoto dei tessuti fogliari può essere legato ad un effetto di diluizione a carico di questo elemento (Jarrel e Beverly, 1981), dovuto alla marcata crescita della porzione epigea della pianta rispetto a quella ipogea. Nel presente studio ciò viene confermato dal basso rapporto ottenuto tra le due frazioni ma non differente tra i vari trattamenti.

Il contenuto in potassio all'interno dei tessuti fogliari è rimasto invariato nelle piante trattate con T1 e T2 (35.59 mg g⁻¹); al contrario un aumento del 22% e del 41% si è avuto con la coltivazione su T3 e T4, rispettivamente, rispetto alla media dei trattamenti T1-T2 (Tab. 24). Questo incremento proporzionale del potassio all'aumentare della percentuale di compost presente nei miscugli è stato riscontrato nello studio condotto da Ostos et al. (2008).

Un simile trend è stato riscontrato anche per calcio e sodio. Per il primo, è stato osservato un incremento del 18% in T3 e del 37% in T4, rispetto al valore medio osservato nelle piante coltivate con i miscugli T1-T2 (Tab. 24). Per il sodio, l'incremento è stato del 22% con T3 e del 42% con T4 rispetto alle piante coltivate su T1 e T2 (Tab. 24).

Il maggior contenuto di calcio riscontrato nelle foglie delle piante coltivate con T4 può dipendere dalla maggiore dotazione di azoto presente nel miscuglio

in oggetto (vedi Tab. 10), che porta ad un incremento dell'assorbimento del calcio nei tessuti vegetali (Marschner, 1995).

Il contenuto di cloro più elevato è stato raggiunto da T4 (30.65 mg g⁻¹), trattamento che si è differenziato significativamente rispetto a T1 e T3 (in media 25.41 mg g⁻¹) (Tab. 24).

*

I dati ottenuti hanno messo in evidenza che la valutazione della rispondenza agronomica dei miscugli oggetto di studio per la coltivazione di *Gazania rigens* ha dato ottimi risultati dal punto di vista dell'accrescimento e della qualità delle piante.

In particolar modo, i trattamenti T2 e T4 (sostituzione del 20% e 60% della torba, rispettivamente) hanno influenzato positivamente la produzione di biomassa secca sia epigea che totale, l'accrescimento, la produzione di foglie e quindi anche l'area fogliare delle piante. Questo risultato è dipeso anche dal fatto che l'applicazione di una maggiore percentuale di compost nei substrati ha determinato un elevato contenuto di elementi nutritivi importanti (K e Ca).

Tutto ciò conferma che questa “*bedding plant*” può essere allevata su miscugli a base di compost, con la possibilità di utilizzare questo materiale in sostituzione della torba sia parzialmente che totalmente.

Tab. 20 – Dati climatici della serra all'interno della quale si è svolto il ciclo di coltivazione di *Gazania rigens*.

Mese	Temperatura media (°C)	Umidità relativa media (%)
Aprile 2014	19.0	82.1
Maggio 2014	20.5	84.4
Giugno 2014	23.7	83.3
Luglio 2014	25.0	84.8

Tab. 21 – Volumi di acqua somministrata alle piante coltivate nei diversi miscugli durante l'intero ciclo di coltivazione.

Miscuglio	Acqua somministrata (L pianta ⁻¹)
T1	24.1
T2	30.8
T3	25.0
T4	29.9

Tab. 22 – Produzione della biomassa secca delle piante di *Gazania rigens* al termine del ciclo di coltivazione in funzione dei miscugli adottati.

Miscuglio	Biomassa epigea (g pianta ⁻¹)	Biomassa totale (g pianta ⁻¹)	Ipogea/epigea (g g ⁻¹)
T1	24.9 b	29.1 b	0.14
T2	33.3 a	38.2 a	0.15
T3	29.3 ab	33.1 ab	0.13
T4	33.5 a	37.4 a	0.12
ANOVA ¹	**	**	NS

⁽¹⁾ In questa e nelle successive tabelle NS: indica differenze non significative; *, **, ***: indicano differenze significative per $0.01 < P \leq 0.05$; $0.001 < P \leq 0.01$; e $P \leq 0.001$ rispettivamente. In ogni colonna, i valori seguiti da lettere diverse, differiscono in modo significativo per $P = 0.05$ (test SNK).

Tab. 23 – Principali parametri morfo-biometrici delle piante di *Gazania rigens* al termine del ciclo di coltivazione in funzione dei miscugli adottati.

Miscuglio	Biomassa fresca epigea (g pianta ⁻¹)	Biomassa fresca totale (g pianta ⁻¹)	Area fogliare totale (cm ² pianta ⁻¹)	Foglie (n pianta ⁻¹)	SPAD	Fiori (n pianta ⁻¹)
T1	233.1 c	263.0 c	2105 b	306.3 b	60.7	28.0
T2	310.9 a	349.2 a	2715 a	353.7 a	57.7	34.2
T3	273.1 b	304.6 b	2238 b	317.2 b	59.4	31.2
T4	338.8 a	374.4 a	2553 a	334.2 a	57.9	35.3
ANOVA	***	***	**	*	NS	NS

Tab. 24 – Contenuto in elementi minerali nei tessuti fogliari di *Gazania rigens*.

Miscuglio	N (mg g ⁻¹)	PO ₄ (mg g ⁻¹)	K (mg g ⁻¹)	Ca (mg g ⁻¹)	Mg (mg g ⁻¹)	Na (mg g ⁻¹)	Cl (mg g ⁻¹)	SO ₄ (mg g ⁻¹)
T1	35.65 a	12.07	35.79 c	10.96 c	2.61	26.13 c	24.68 b	26.73
T2	29.40 b	10.82	35.29 c	10.00 c	3.23	24.15 c	29.02 ab	25.92
T3	30.21 b	12.54	46.05 b	12.78 b	3.72	31.73 b	26.14 b	23.39
T4	27.15 b	12.55	60.84 a	16.79 a	4.67	43.25 a	30.65 a	25.87
ANOVA	***	NS	***	***	NS	***	*	NS

7. Impiego del compost per la produzione di piante di peperone in vivaio

7.1. Presentazione della problematica

La richiesta di materiali alternativi ai substrati tradizionali, come la torba e la perlite, da utilizzare nei mezzi di crescita è in costante aumento nel settore del vivaismo ortofloricolo. Infatti, l'utilizzo della torba implica un forte impatto ambientale, trattandosi di una risorsa non rinnovabile. Inoltre, le torbiere sono zone umide di alto valore ecologico non soltanto per l'habitat naturale che costituiscono, ma anche per la funzione importante che svolgono nel contribuire alla conservazione e alla fissazione del carbonio atmosferico (Maher et al., 2008). È quindi opportuno ricercare materiali alternativi di alta qualità, basso costo e ridotto impatto ambientale che possono essere utilizzati nei substrati di coltivazione.

In questo senso, il compost in generale è caratterizzato da proprietà fisiche e chimiche adeguate per l'applicazione nei substrati, e ciò lo rende idoneo per la sostituzione della torba (Bustamante et al., 2008). Tuttavia, il compost può, in alcuni casi, presentare aspetti che possono essere limitanti per il suo utilizzo nei substrati di coltivazione, come ad esempio l'elevato contenuto in sali solubili (Chong, 2005; Ostos et al., 2008) o in nutrienti (Abad et al., 2001; Fitzpatrick, 2001; Moore, 2005), specialmente per i compost che derivano da letame di bestiame (Restrepo et al., 2013). Affrontare il problema dell'eccessiva salinità dei substrati di coltivazione è essenziale perché essa rappresenta il principale fattore che limita la crescita e la produttività delle piante (Allakhverdiev et al., 2000).

Sono stati condotti diversi esperimenti per valutare l'effetto sul compost di metodi per attenuare l'elevata salinità del compost prima dell'utilizzazione nei substrati. La combinazione di torba e compost rappresenta il metodo più comune per ridurre il contenuto in sali (Sanchez-Monedero et al., 2004; Perez-Murcia et al., 2006; Bustamante et al., 2008; Ostos et al., 2008). Un altro metodo che può essere applicato a tal fine è il lavaggio del compost con acqua (Lianhui et al., 2008; Illera-Vives et al., 2013). Tuttavia, a causa dell'elevata eterogeneità dei compost disponibili, non si hanno sufficienti informazioni circa i metodi da utilizzare per dilavare i sali contenuti nel compost (Fornes et al., 2010; Gonani et al., 2011; Liu et al., 2014).

In questo ambito, l'obiettivo della prova è stato quello di valutare l'utilizzo di cinque differenti compost, derivanti da residui del settore agricolo e zootecnico, per la

sostituzione parziale della torba al fine di formulare substrati di coltivazione da utilizzare in vivaio per la produzione di piantine di peperone, sia nella fase di germinazione che in quella di crescita. Sono stati oggetto di studio anche gli effetti del tipo di compost, della proporzione di compost applicata nella miscela e di un trattamento di lavaggio con acqua sulle proprietà chimiche e fisiche dei substrati elaborati e sui parametri produttivi e qualitativi delle piante di peperone.

7.2. Materiali e metodi

Per la costituzione delle miscele impiegate nella prova sperimentale sono state utilizzate cinque diverse tipologie di compost, la cui composizione è descritta di seguito.

- *Compost PL*: 75% frazione solida di letame suino + 25% di residui della sgranatura del cotone;
- *Compost AP*: 87% frazione solida di letame suino + 13% di residui della sgranatura del cotone;
- *Compost Z*: 90% frazione solida di digestato derivante dalla digestione anaerobica di letame suino + 10% di residui di fusto di mais;
- *Compost CIG*: 85% miscela di letame ovino e caprino (50:50 v/v) + 8% residui di sfalcio di prato + 7% residui di paglia di cereali;
- *Compost C61*: 90% frazione solida di digestato derivante dalla digestione anaerobica di letame bovino + 10% residui di potatura di vigneto.

I compost Z e PL sono stati prodotti a livello industriale sottoponendo il materiale a rivoltamenti periodici. I restanti compost sono stati ottenuti applicando il sistema Rutgers (Finstain et al., 1985) che prevede la costituzione di cumuli statici che vengono sottoposti ad aerazione forzata. Tutti i cumuli hanno attraversato una fase termofila più o meno prolungata, che ha portato all'igienizzazione della massa, e una fase di stabilizzazione per raggiungere un livello adeguato di maturità.

Per la riduzione del contenuto in sali dei compost è stato effettuato, su una parte di ciascun compost, un lavaggio con acqua in proporzione 1:1 (compost:acqua v v⁻¹) e una successiva agitazione per 30 minuti. Questa proporzione è stata scelta come quella ottimale in base a prove sperimentali di dilavamento di residui e/o compost precedentemente condotte (Illera-Vives et al., 2013; Liu et al., 2014). Il lavaggio è stato effettuato in una betoniera (Foto 4) e successivamente la filtrazione del compost è avvenuta utilizzando un setaccio con dimensione della maglia di 1 cm (Foto 5). Successivamente i compost sono stati sistemati in delle casse in maniera da farli essiccare all'aria. I cinque differenti compost, sia quelli tal quali che quelli sottoposti a dilavamento, sono stati miscelati con torba bionda in tre diverse percentuali (25%, 50%, 75%) ottenendo un totale di 30 trattamenti.



Foto 4 – Lavaggio del compost all'interno di una betoniera.



Foto 5 – Filtrazione del compost sottoposto a lavaggio.

Le miscele così preparate sono state caratterizzate determinando le principali caratteristiche chimiche e fisiche.

Il pH e la conducibilità elettrica sono stati determinati applicando le metodiche UNI-EN 13037:1999 e 13038:1999 rispettivamente, che prevedono la preparazione di un estratto acquoso 1:5 (compost:acqua v/v).

L'azoto totale è stato ottenuto misurando il diossido di carbonio prodotto per combustione secca, da un campione bruciato a 950°C in un analizzatore elementare precedentemente calibrato con EDTA (Truspec CN, LECO, St Joseph, MI) (Navarro et al., 1991).

Per la determinazione degli elementi minerali si è realizzata la mineralizzazione del campione, applicando il metodo proposto da Abrisqueta e Romero (1969). Sia nell'estratto ottenuto dalla mineralizzazione che nell'estratto acquoso 1:5 (v v⁻¹) è stato determinato il contenuto di sodio, potassio e fosforo. Per il fosforo la misurazione è stata effettuata mediante spettrofotometria UV-V, basata sulla formazione del complesso fosfomolibdico-vanadato di color giallo nel mezzo nitrico e misurabile a 460 nm (Kitson e Mellon, 1944). Invece, il sodio e il potassio sono stati determinati mediante fotometria a fiamma (Jenway PFP7 Flame Photometer; Jenway Ltd., Felsted, Dunmow, UK).

Gli anioni solubili (Cl⁻, SO₄⁻, NO₃⁻) sono stati determinati per cromatografia ionica nell'estratto acquoso 1:5, mediante l'utilizzo di un cromatografo ionico (ICS-1000 Dionex; Dionex Corp., Sunnyvale, CA, USA).

La densità reale è stata calcolata applicando il metodo descritto da De Boodt et al. (1974), secondo il quale viene attribuito alla sostanza organica un peso specifico di 1.45 g cm⁻³ e alle ceneri un peso specifico di 2.65 g cm⁻³. L'equazione utilizzata per il calcolo della densità reale (DR) è:

$$DR \text{ (g cm}^{-3}\text{)} = \frac{100}{\frac{SO}{1.45} + \frac{C}{2.65}}$$

dove

- SO è il contenuto totale di sostanza organica;
- C sono le ceneri.

Anche la densità apparente (DA) è stata determinata secondo il metodo proposto da De Boodt et al. (1974), basato sul calcolo del peso secco del substrato contenuto in un cilindro di volume noto, dopo che è stato sottoposto ad una suzione di 10 cm di colonna di acqua. Sono stati utilizzati degli anelli di acciaio inossidabile di 90

mm di diametro e di 52 mm di altezza e una tela di nylon. Con i valori medi dell'umidità, si è stimata la densità apparente mediante l'equazione di seguito riportata:

$$DA \text{ (g cm}^{-3}\text{)} = \frac{\frac{(B-A)}{V}}{\frac{(100-X)}{100}}$$

dove

- A è il peso del complesso anello-tela di nylon (g);
- B è il complesso anello-substrato umido (g);
- C è il peso del complesso anello-substrato secco (g);
- V è il volume dell'anello (cm³);
- X è l'umidità del substrato dopo che è stato sottoposto ad una suzione di 10 cm di colonna di acqua [(X (%)) = (B-C)/(B-A) * 100].

La porosità totale (PT) è stata calcolata a partire dai dati della DR e della DA, applicando la seguente equazione (Martinez, 1992):

$$PT \text{ (%) = } \frac{1-DA}{DR} * 100$$

La capacità di ritenzione dell'acqua (CRA) è stata determinata secondo la modifica del metodo di De Boodt et al. (1974) proposta da Martinez (1992), applicando la seguente equazione:

$$CRA \text{ (ml acqua L}^{-1}\text{ di substrato)} = \frac{B-C}{V} * 1000$$

dove

- V è il volume dell'anello utilizzato per la determinazione della densità apparente (cm³);
- B e C sono i pesi che si sono utilizzati per il calcolo della DA (g).

La capacità per l'aria (CA) è stata calcolata a partire dalla determinazione del volume di aria presente nel campione, dopo aver applicato una pressione idrostatica di -10 cm. È stata applicata l'equazione di seguito riportata:

$$CA \text{ (%) = } PT - CRA$$

Il restringimento (R) dei substrati è stato determinato misurando la contrazione di volume secondo il metodo di Martinez (1992), a partire dalla perdita in volume

misurata per il substrato contenuto all'interno dell'anello, dopo l'essiccamento a 105°C. È stata utilizzata la seguente equazione:

$$R (\%) = \frac{V - V_{ss}}{V} * 100$$

dove

- V è il volume dell'anello utilizzato per la determinazione della DA (cm³);
- V_{ss} è il volume del substrato contenuto all'interno dell'anello dopo l'essiccamento a 105°C (cm³); quest'ultimo è stato calcolato a partire dall'equazione del volume del cilindro ($\pi r^2 h$), dove r e h si ottengono dal valore medio di due misurazioni del diametro e da quattro misurazioni dell'altezza, effettuate nel substrato contenuto nell'anello a seguito dell'essiccamento.

Dopo aver effettuato la caratterizzazione delle miscele è stata avviata la prova nel vivaio commerciale "El Raal-Cox S.L." (Orihuela, Alicante, Spagna).

La coltura utilizzata è stata *Capsicum annuum* L. 'Largo de Reus Pairal'. La scelta è ricaduta sul peperone perché è una specie che presenta una bassa tolleranza nei confronti della salinità (Maas, 1986).

Il disegno sperimentale ha previsto otto ripetizioni (ciascuna ripetizione suddivisa in quattro sub-zone del contenitore) per trattamento. Sono stati utilizzati contenitori alveolati in polistirolo che sono stati riempiti con le miscele preparate (Foto 6) e successivamente è stata effettuata la semina, ponendo un seme per ciascun alveolo. Al termine della semina, i vassoi sono stati ricoperti con vermiculite al fine di mantenere l'umidità, è stata effettuata la bagnatura e sono stati posti in camera di germinazione per circa due giorni in condizioni controllate (27°±1°C e umidità del 90-95%).

Alla fine della fase in camera di germinazione, i contenitori sono stati portati in serra fino alla fine dell'esperimento.

Per l'intera durata della prova è stata effettuata quotidianamente l'irrigazione per asperione, apportando un volume di acqua di 14 L su 60 contenitori alveolati occupanti una superficie di 14.4 m². In caso di necessità, essa è stata integrata con irrigazioni effettuate manualmente.



Foto 6 – Riempimento dei contenitori alveolati con le miscele preparate.

La fertirrigazione è stata effettuata due volte a settimana con una soluzione contenente 136 mM N ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), 49.4 mM P_2O_5 , 23.4 mM K_2O , 22.8 mM CaO, 6.25 mM Fe, 0.24 mM Cu, 3.18 mM Mn, 0.54 mM Zn, 0.16 mM Mo.

Per valutare l'effetto dei diversi trattamenti sulla germinazione del peperone, è stata determinata la percentuale di germinazione.

Settimanalmente è stata misurata la statura raggiunta da quattro piantine, scelte casualmente in ciascuna sub-zona del contenitore, a partire dal momento in cui hanno fatto registrare una statura di almeno 0.5 cm. In totale, sono state realizzate sei misurazioni e, in corrispondenza dell'ultima, la maggior parte delle piantine avevano raggiunto la dimensione commerciale (statura della pianta di 7-10 cm a partire dal primo nodo fogliare) e ciò ha consentito di procedere il campionamento delle stesse (86 giorni dall'inizio della prova).

Sono state prelevate in maniera casuale 16 piantine per replica, escludendo quelle poste alle estremità del contenitore.

Al fine di determinare l'incidenza dei diversi trattamenti sulla morfologia e produzione di biomassa, si è quantificata la biomassa fresca e secca sia della parte epigea che ipogea delle piante e si è valutata visivamente la qualità degli apparati radicali. A questo scopo, sono stati scelti, come riferimento, in maniera casuale otto apparati radicali derivanti da piante allevate su torba bionda, i quali sono stati paragonati con quattro apparati radicali per ciascun trattamento.

La qualità degli apparati radicali è stata stabilita in accordo con i seguenti criteri:

- Densità della radice visibile sulla superficie del substrato (1 bassa – 5 alta);
- Tipologia della radice (1 sottile e debole – 5 grossa e robusta);
- Colore della radice (1 scura – 5 bianca).

Successivamente è stata pesata la parte aerea delle piante raccolte per conoscere la biomassa fresca. Preliminarmente, le piante sono state lavate con acqua distillata e asciugate con carta per eliminare l'acqua in eccesso e eventuali residui di substrato. È stata determinata anche la biomassa fresca delle radici delle piante. A tal fine, si è proceduto al lavaggio delle stesse così da eliminare il substrato e ad asciugarle con carta assorbente per eliminare l'acqua in eccesso. Al fine di determinare la biomassa secca, i campioni sono stati pesati e posti in stufa termoventilata a 65°C fino al raggiungimento del peso costante.

Lo schema sperimentale adottato è stato a parcelle suddivise. L'analisi statistica è stata effettuata con il programma CoStat release 6.311 (CoHort Software, Monterey, CA, USA). I dati ottenuti sono stati sottoposti all'analisi della varianza (ANOVA). La separazione tra le medie è stata determinata mediante il test di Student-Newman-Keuls (SNK).

7.3. Risultati e discussione

7.3.1. Caratteristiche dei substrati

L'aggiunta ai diversi substrati di dosi crescenti di compost ha portato a un aumento proporzionale del pH, ad eccezione dei substrati preparati con il compost Z (Fig.52). Questo incremento proporzionale del pH è stato osservato in altri esperimenti che hanno previsto l'utilizzo di compost derivanti da residui agroindustriali per la sostituzione parziale della torba (Garcia-Gomez et al., 2002; Bustamante et al., 2008; Altieri et al., 2014). Per questo parametro il valore medio più alto pari a 7.86 è stato rilevato per le miscele contenenti i compost CIG e PL al 75%. Osservando i valori di pH in funzione del tipo di compost e del lavaggio (Fig. 53), è stato osservato che il lavaggio ha provocato un leggero incremento del pH, ad eccezione della miscela con il compost PL per la quale il valore del pH si è mantenuto stabile. In generale, tutti i substrati hanno mostrato valori superiori al range ottimale (5.2-6.3) proposto da differenti autori (Bunt, 1988; Noguera et al., 2003; Sanchez-Monedero et al., 2004).

Per la conducibilità elettrica (CE) è stato riscontrato un notevole incremento (Fig. 54) applicando dosi crescenti dei vari compost, come è stato osservato da Sanchez-Monedero et al. (2004) e da Bustamante et al. (2008). In particolar modo, le miscele contenenti il compost Z hanno fatto registrare i valori medi più alti (2.15, 3.47 e 4.26 dS m⁻¹, rispettivamente per 25%, 50% e 75%). Le miscele preparate con il compost CIG al 25% (Fig. 54) o con CIG sottoposto a lavaggio nella media delle tre percentuali (Fig. 55) hanno mostrato valori di CE che più si avvicinano a quelli di un substrato ideale (<0.5 dS m⁻¹) (Abad et al., 2001; Noguera et al., 2003). Il lavaggio (Fig. 55) ha causato una riduzione della salinità nella media dei substrati del 31.5%; risultati analoghi sono stati riportati da esperimenti precedentemente condotti (Fornes et al., 2010; Gonani et al., 2011). Questa marcata diminuzione della CE è dipesa dalla parallela riduzione che si è registrata, a seguito del lavaggio, a carico degli elementi minerali solubili (principalmente K⁺, Ca⁺⁺, Cl⁻, SO₄⁻, Na⁺) (Fornes et al., 2010).

Il contenuto in azoto totale ha mostrato un aumento al crescere della percentuale di compost presente nella miscela (Fig. 56). Il compost AP è stato il materiale che ha apportato il maggior contenuto in azoto totale, seguito da CIG. Al contrario, le miscele con il compost Z hanno fatto rilevare i valori più bassi per questo elemento. Il lavaggio ha determinato un leggero incremento dell'azoto totale solo nel

substrato contenente C61 (Fig. 57). L'azoto rappresenta un macroelemento chiave per la crescita vegetale (Casado-Vela et al., 2006), quindi l'ottenimento di miscele caratterizzate da un alto contenuto in azoto è vantaggioso per coltivazione della pianta (Le Bot, 1998).

Il contenuto in sodio totale (Fig. 58), ha fatto rilevare un incremento proporzionale all'aumentare del compost nella miscela. I valori più alti sono stati riscontrati nelle miscele con il compost PL al 75% (7.0 g kg^{-1}). Le miscele contenenti i compost sottoposti a lavaggio hanno fatto registrare un decremento del sodio totale variabile in rapporto al compost utilizzato per la miscela (Fig. 59). Questa diminuzione risulta importante per la fase di coltivazione su substrato, perché il sodio, se presente in elevata quantità, crea problemi di fitotossicità (Kuehuy e Morales, 1998; Hu et al., 2005).

Per il contenuto in potassio totale (Fig. 60), l'incorporazione dei vari compost ha portato ad un notevole aumento di questo elemento soprattutto per i substrati contenenti AP e PL. In particolare, passando dal 25% al 75% di compost nelle miscele, l'incremento di questo elemento, sia per i substrati con AP che per quelli con PL, è stato in media del 49.8% (Fig. 60). Questi due compost presentano nella loro costituzione iniziale una percentuale più elevata di residui di origine vegetale rispetto ai restanti compost e, come riportano Cocozza et al. (2011) e Mininni et al. (2013), questa tipologia di scarti apporta di norma un'elevata quantità di potassio. Il lavaggio ha avuto un effetto rilevante comportando un notevole decremento di questo nutriente che ha raggiunto valori analoghi in tutti i substrati a prescindere dai valori di partenza significativamente differenti nei diversi substrati (Fig. 61). Questa perdita è legata soprattutto alla elevata solubilità di questo elemento che tende ad essere lisciviato facilmente.

L'incorporazione di diverse percentuali di compost nelle miscele ha portato all'aumento del contenuto in fosforo totale (Fig. 62). Le miscele formulate con il compost Z passando dal 25% al 75% hanno subito un incremento di questo elemento del 57.6% (Fig. 62). A seguito del lavaggio le miscele contenenti Z hanno subito un decremento sensibile del fosforo (Fig. 63). La riduzione del contenuto in fosforo nelle altre miscele a seguito del lavaggio è risultata di minor entità o, in alcuni casi non si è verificata, a differenza a differenza degli altri nutrienti, a causa della formazione di legami chimici o di processi di adsorbimento nei materiali compostati (Fornes et al.,

2010). Oltretutto, Milligan et al. (2008) riportano che il fosforo può reagire con elementi come Mg^{++} e Ca^{++} in condizioni alcaline, formando dei complessi insolubili (es. fosfati di magnesio e calcio).

Anche il cloruro ha subito un notevole incremento all'aumentare della percentuale di compost presente nei substrati. Le miscele contenenti il compost AP e PL hanno mostrato i livelli più elevati di questo ione (Fig. 64). Al contrario, le miscele contenenti C61 hanno fatto registrare il contenuto più basso. Questo è probabilmente dovuto all'origine diversa dei compost considerati: AP e PL sono costituiti in massima parte dalla frazione solida di letame suino, mentre C61 deriva principalmente da letame di tipo bovino. Il materiale organico derivante dal letame suino generalmente presenta un alto contenuto in cloruro, perché negli alimenti della dieta dei suini viene aggiunto cloruro di sodio con l'obiettivo di aumentare la ritenzione idrica della carne (Bustamante, 2007). Il lavaggio (Fig. 65) ha avuto un effetto positivo perché ha determinato un decremento in media del 43% del contenuto di questo ione, il quale risulta associato con gli alti livelli di salinità e con gli effetti fitotossici derivanti dall'utilizzo del compost nei substrati di coltivazione (Kuehuy e Morales, 1998; Hu et al., 2005). L'elevato contenuto in cloruro, oltre che di sodio, causa inoltre uno squilibrio nell'assorbimento dei nutrienti (Hu e Schmidhalter, 2005), a seguito dell'interferenza che si viene a creare con i trasportatori della membrana cellulare delle radici, come il potassio e il nitrato (Tester e Davenport, 2003).

L'applicazione di dosi crescenti dei vari compost ha comportato un aumento proporzionale del contenuto in nitrato (Fig. 66). Infatti, nei compost maturi si rileva un alto contenuto di questo elemento, che rappresenta la forma chimica principale di assorbimento dell'azoto da parte della pianta. Il maggior contenuto è stato evidenziato per le miscele contenenti i compost Z e AP, i quali in massima parte derivano da letame suino. Il lavaggio ha provocato una diminuzione di questo elemento soprattutto nel miscuglio contenente il compost Z (-26%) (Fig. 67). Anche questo ione, similmente al potassio, presenta un'elevata solubilità in mezzo acquoso.

Il solfato ha subito un incremento con l'aumentare della proporzione di compost (Fig. 68) e i valori più alti sono stati rilevati per AP e C61. Anche in questo caso, il lavaggio ha determinato un decremento del contenuto di questo ione, ad eccezione dei substrati con AP (Fig. 69).

Le caratteristiche fisiche dei miscugli, per effetto dell'aggiunta dei vari compost in diverse percentuali hanno subito effetti variabili sulla porosità totale (PT) a seconda del tipo di compost considerato (Fig. 70). Per la miscela con CIG è stato registrato un decremento del valore all'aumentare del compost. Nei substrati con AP le variazioni sono state piuttosto contenute e non sempre significative al variare del compost. Nei miscugli contenenti Z, PL e C61 la porosità minore si è avuta con l'aggiunta al 50% del compost. In generale, l'aggiunta del compost ha determinato una riduzione della porosità che in alcuni casi è risultata inferiore al valore ottimale per un substrato (>85% vol) (De Boodt e Verdonck, 1972; Abad et al., 2001).

Il lavaggio (Fig. 71) ha determinato un incremento della porosità ad eccezione della miscela preparata con il compost AP. L'aumento di maggiore entità è stato registrato per il substrato formulato con CIG (+9.7%). Queste variazioni sono riconducibili all'allontanamento delle particelle più fini determinate dal lavaggio stesso.

Il restringimento fornisce indicazioni riguardanti il grado di variazione del volume del materiale nei cicli di umidificazione-disseccamento e quindi la compattazione dello stesso. L'applicazione di dosi crescenti di compost ha avuto un effetto variabile su questo parametro, a seconda del tipo di compost utilizzato nella miscela (Fig. 72). Solo per i miscugli con PL e C61 è stata osservata una riduzione del restringimento all'aumentare della percentuale di compost. Comunque, considerando che i valori ottimali del restringimento per un substrato sono inferiori a 30% in volume (Abad et al., 2001), tutti i substrati oggetto di studio hanno fatto registrare valori medi che non superano questo limite.

Anche il lavaggio ha avuto un effetto variabile sul restringimento dei vari substrati (Fig. 73). La miscela con il compost CIG sottoposto a lavaggio ha subito un incremento del restringimento pari al 33.2%, mentre si è avuto un decremento per i substrati con AP.

La capacità di ritenzione dell'acqua (CRA) (Fig. 74) ha subito una diminuzione per il miscuglio contenente il compost Z al 50% (-10.5% rispetto alla media dei miscugli con Z al 25% e 75%) e per i miscugli con PL e C61 al 50% e 75%.

Il lavaggio ha comportato un innalzamento di questo parametro (Fig. 75) in tutte le miscele, ad eccezione di quella contenente AP.

La capacità per l'aria (CA) è una proprietà importante per i substrati perché indica la facilità con cui l'ossigeno si muove all'interno del substrato stesso. Il valore

ottimale di questa caratteristica è del 20-30% in volume (Abad et al., 1992; Noguera et al., 2003). L'aggiunta dei differenti compost nelle miscele ha determinato una diminuzione significativa di questo parametro per i substrati contenenti CIG al 75%, rispetto alle miscele con lo stesso compost al 25% e 50%. Un decremento è stato rilevato anche per i miscugli con C61 e PL al 50% rispetto alle percentuali 25% e 50% (Fig. 76).

A seguito del trattamento di lavaggio è stato osservato un decremento significativo di CA per le miscele con Z, PL e C61 pari a -23.4% (Fig. 77).

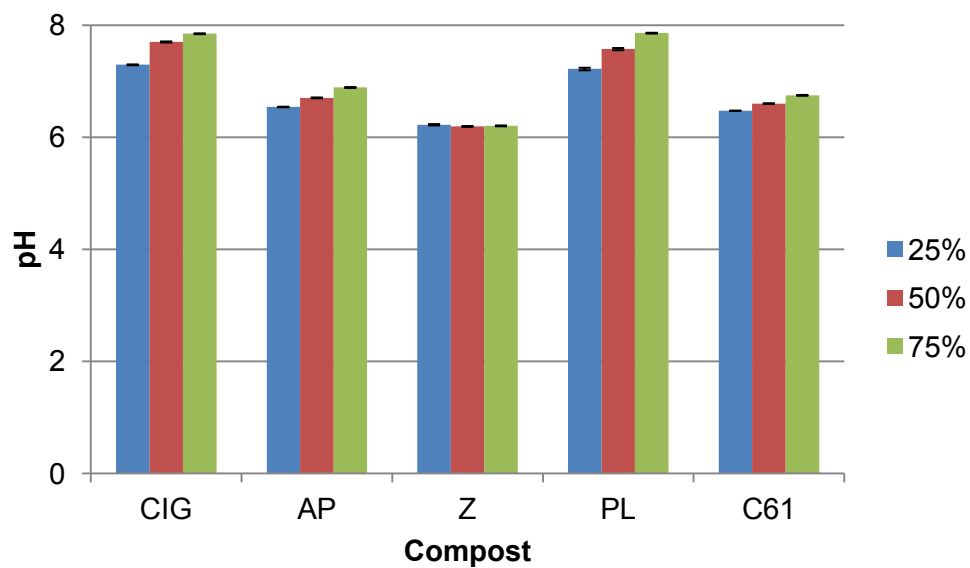


Fig. 52 – Effetti della diversa percentuale di compost sul pH dei miscugli.

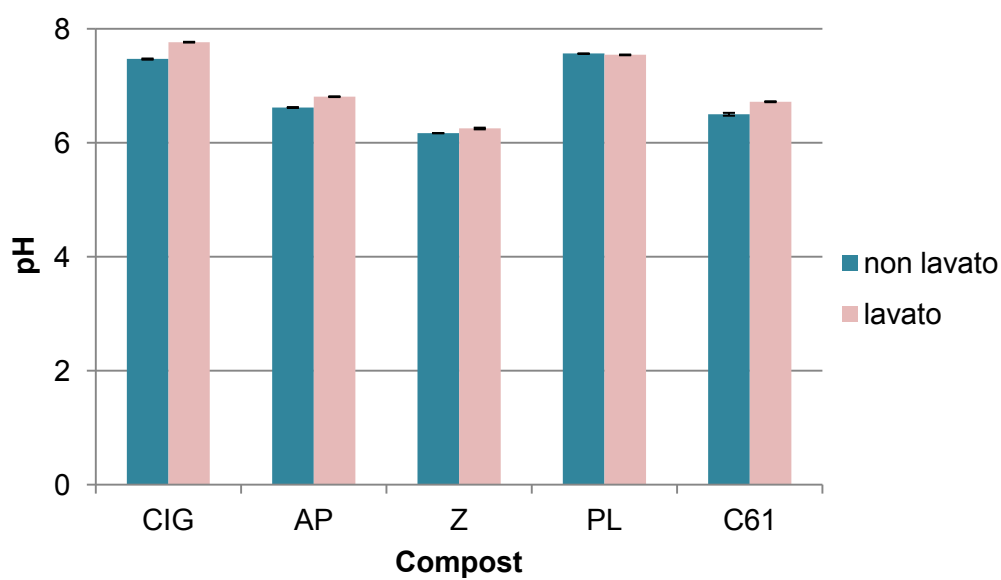


Fig. 53 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sul pH dei miscugli.

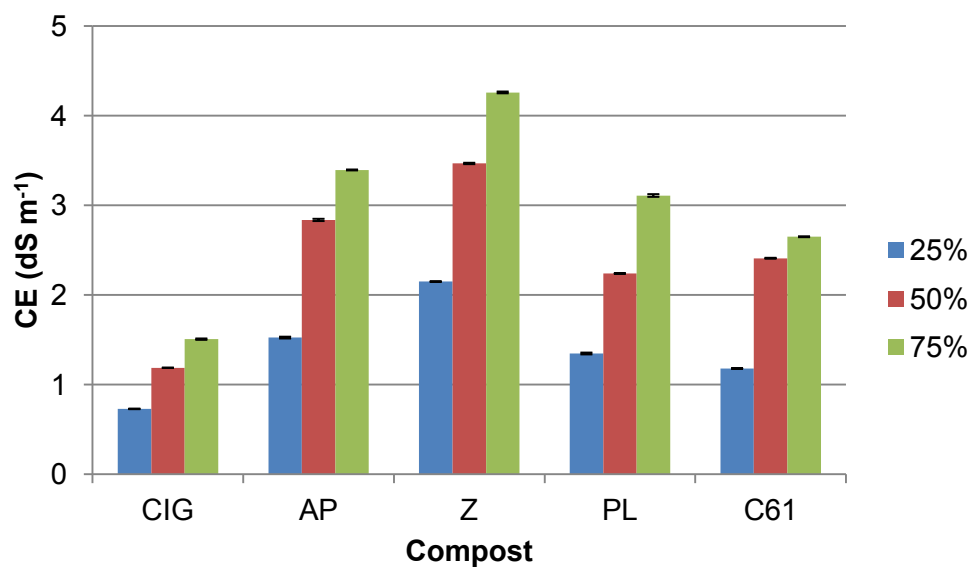


Fig. 54 – Effetti della diversa percentuale di compost sulla CE dei miscugli.

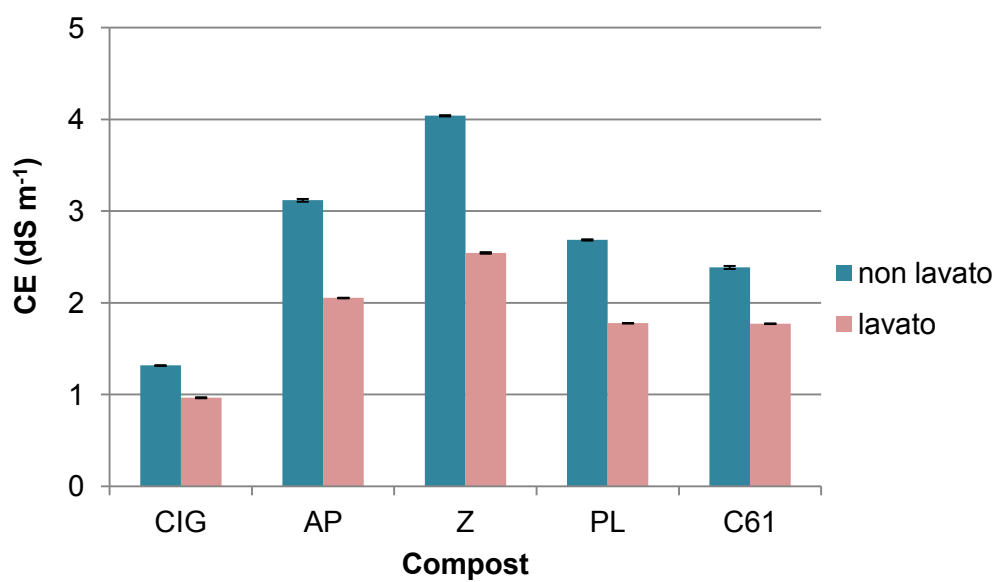


Fig. 55 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sulla CE dei miscugli.

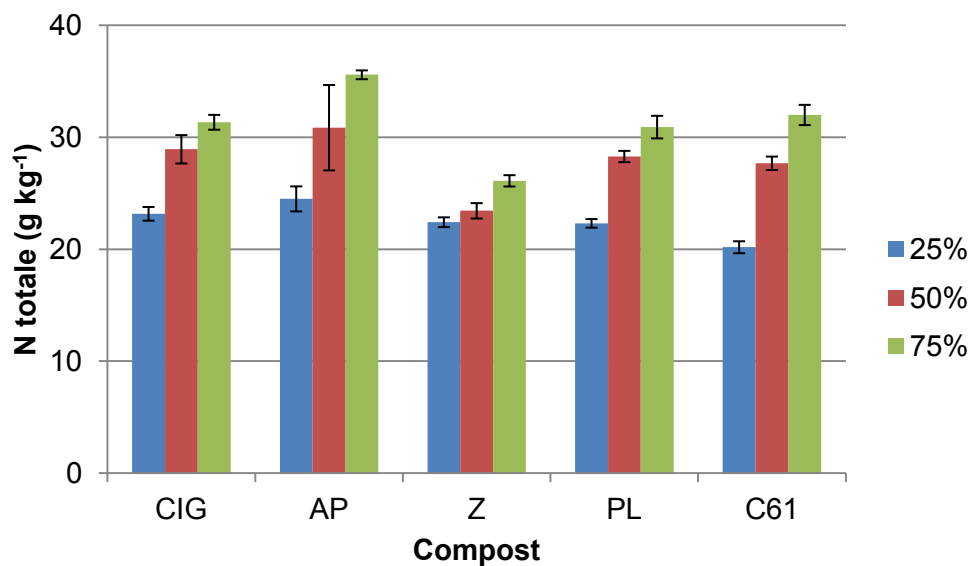


Fig. 56 – Effetti della diversa percentuale di compost sul contenuto di azoto totale dei miscugli.

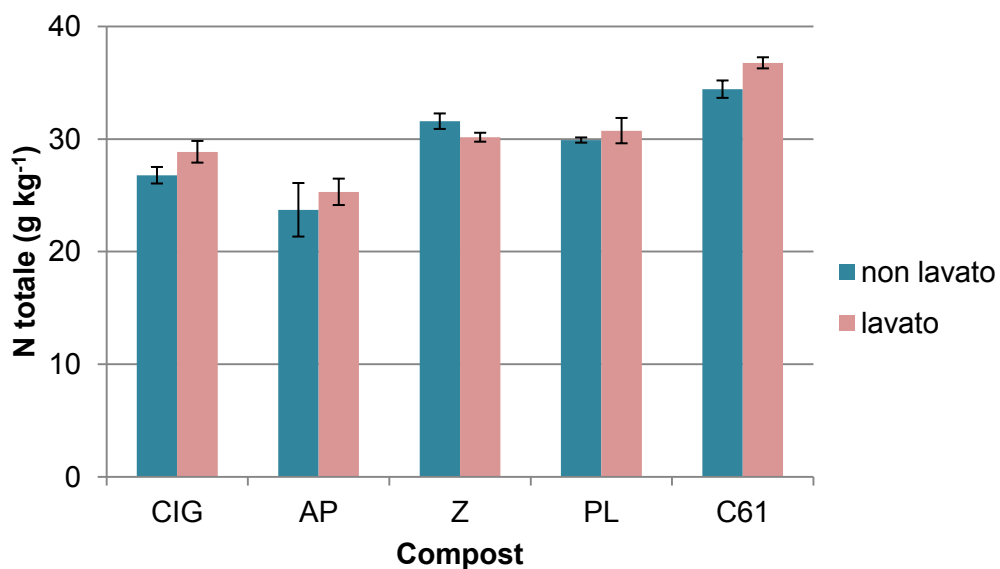


Fig. 57 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sul contenuto di azoto totale dei miscugli.

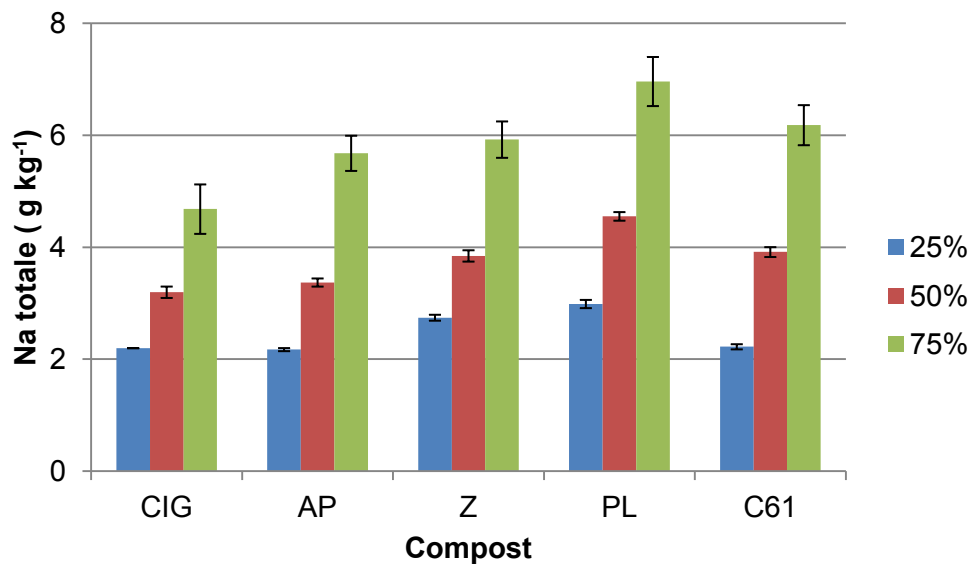


Fig. 58 – Effetti della diversa percentuale di compost sul contenuto di sodio totale dei miscugli.

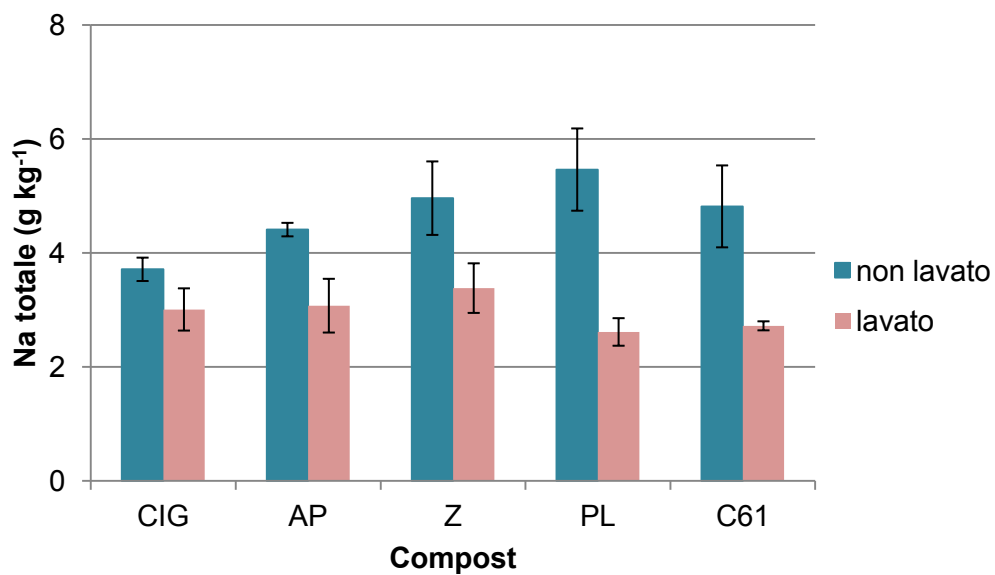


Fig. 59 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sul contenuto di sodio totale dei miscugli.

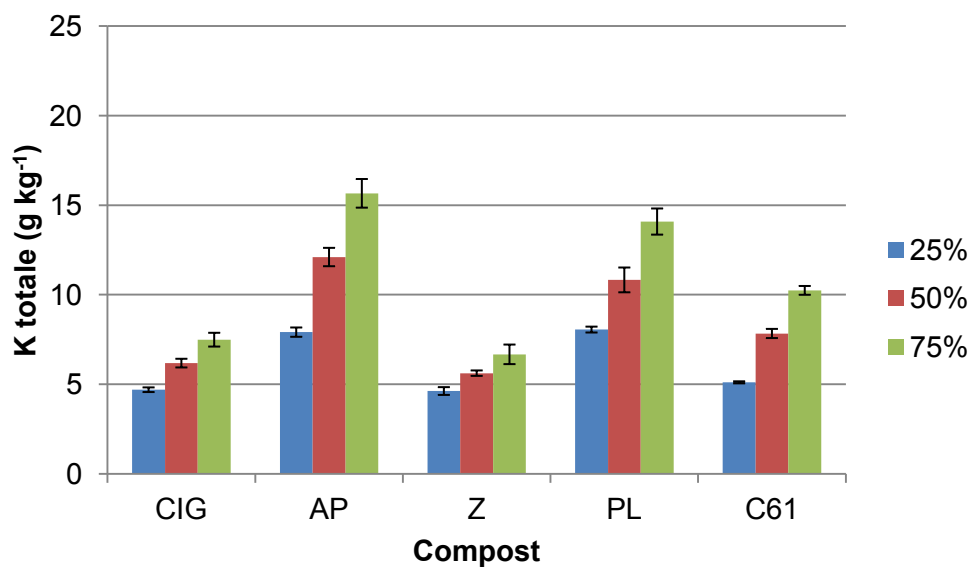


Fig. 60 – Effetti della diversa percentuale di compost sul contenuto di potassio totale dei miscugli.

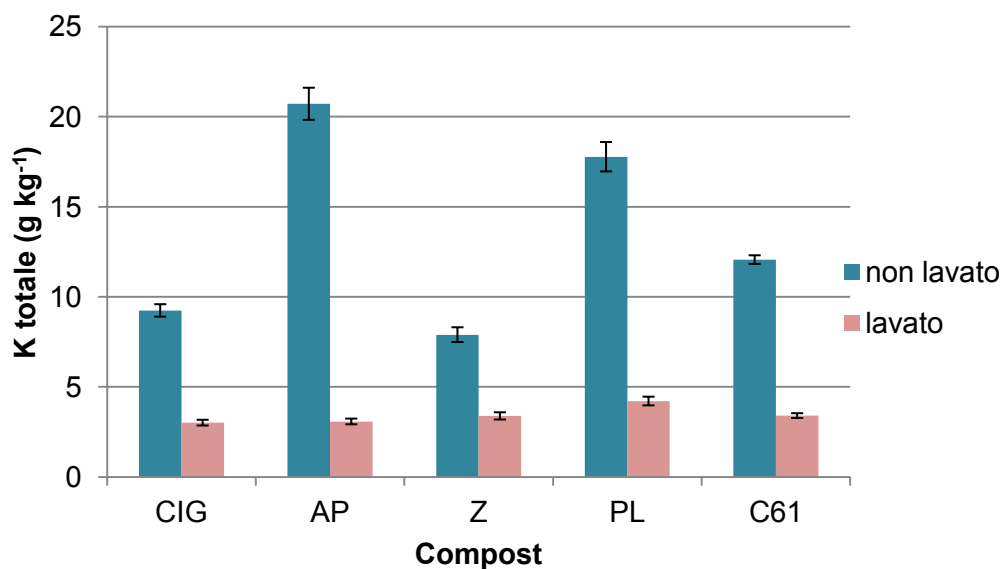


Fig. 61 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sul contenuto di potassio totale dei miscugli.

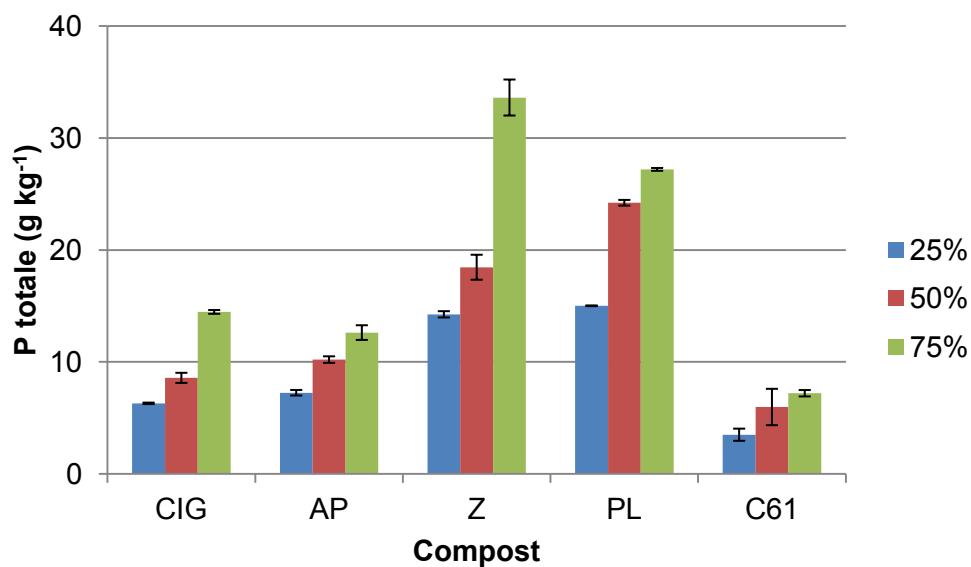


Fig. 62 – Effetti della diversa percentuale di compost sul contenuto di fosforo totale dei miscugli.

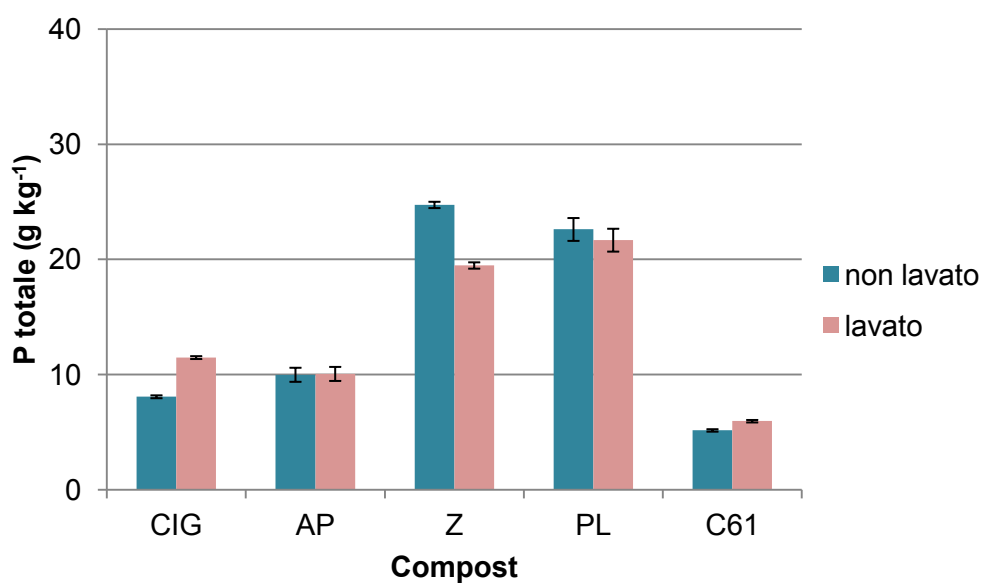


Fig. 63 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sul contenuto di fosforo totale dei miscugli.

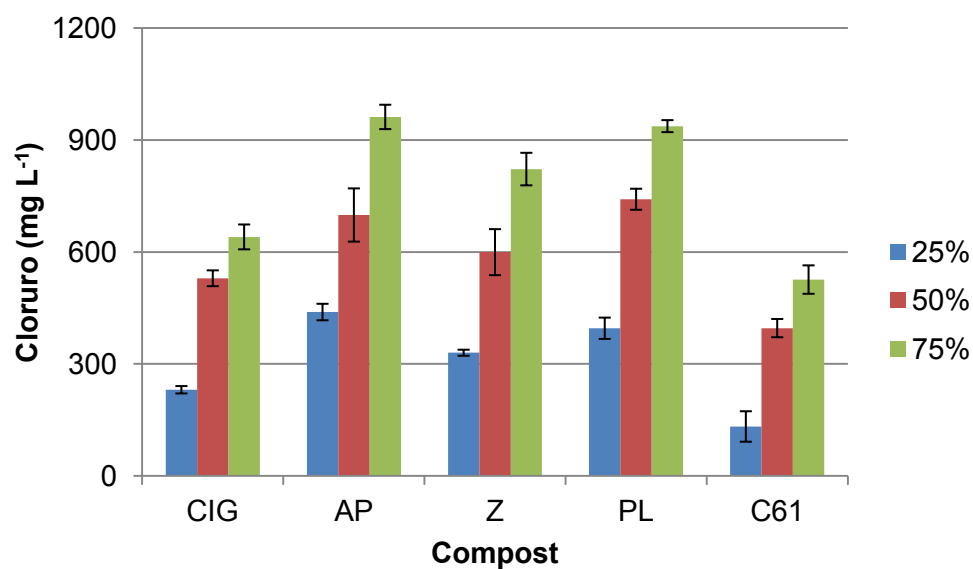


Fig. 64 – Effetti della diversa percentuale di compost sul contenuto di cloruro dei miscugli.

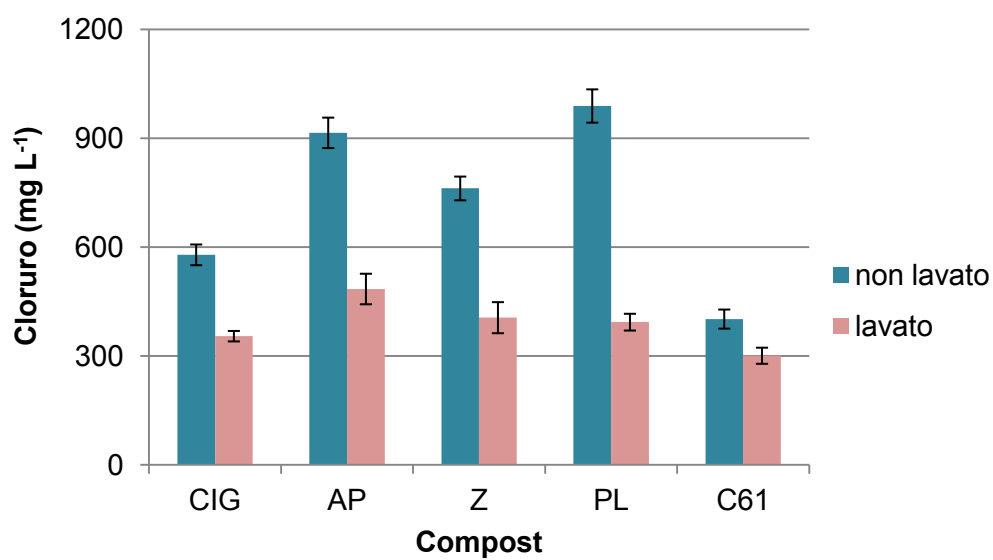


Fig. 65 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sul contenuto di cloruro dei miscugli.

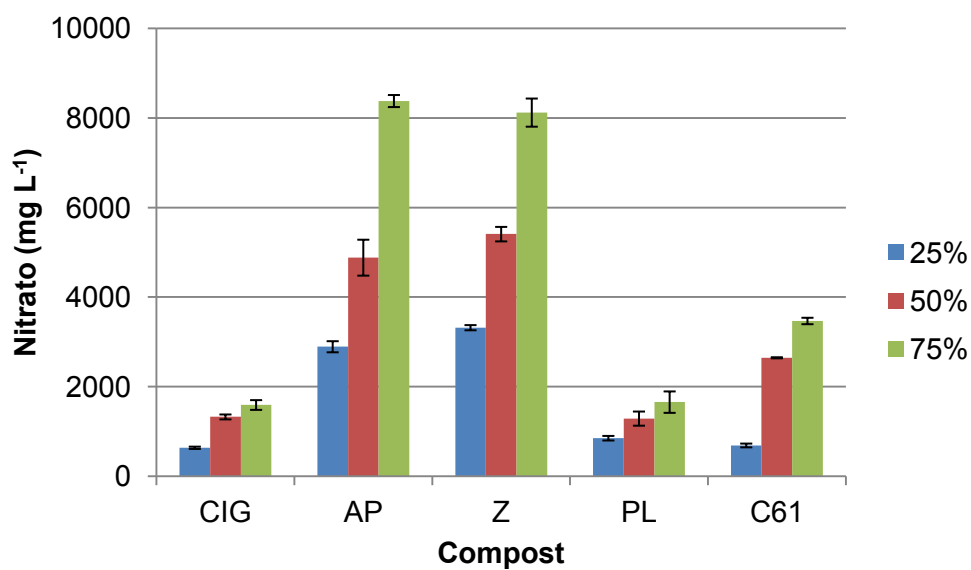


Fig. 66 – Effetti della diversa percentuale di compost sul contenuto di nitrato dei miscugli.

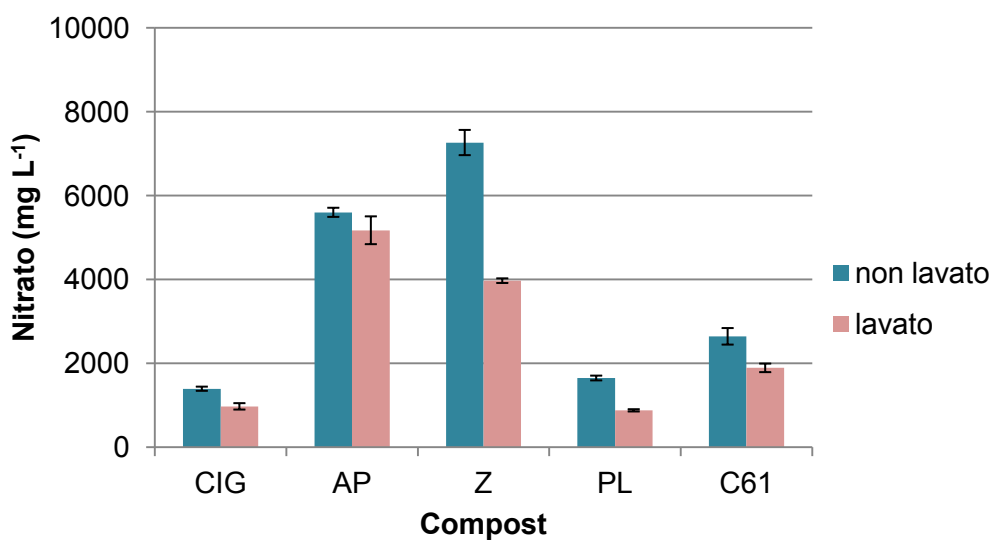


Fig. 67 – Effetti del trattamento dei compost di lavaggio sul contenuto di nitrato dei miscugli.

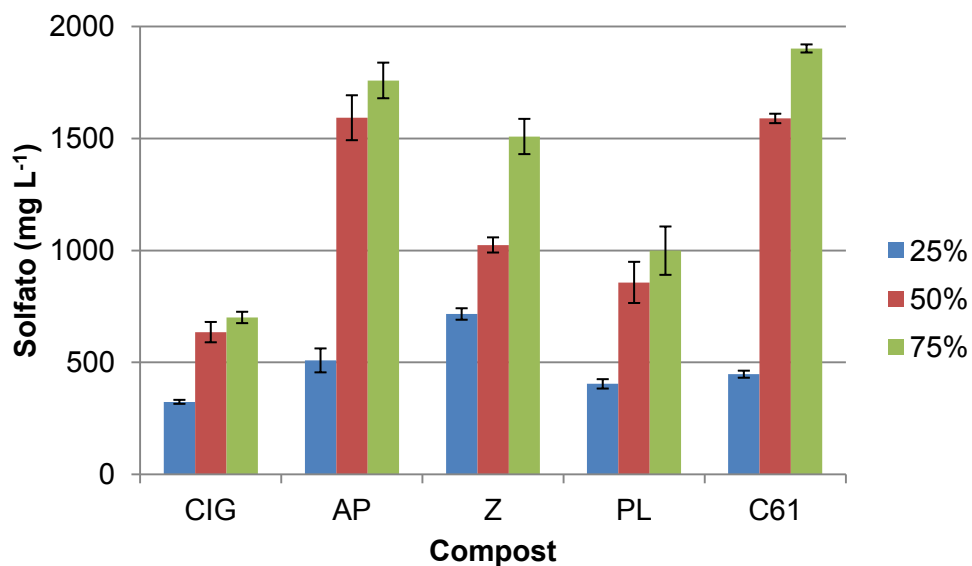


Fig. 68 – Effetti della diversa percentuale di compost sul contenuto di solfato dei miscugli.

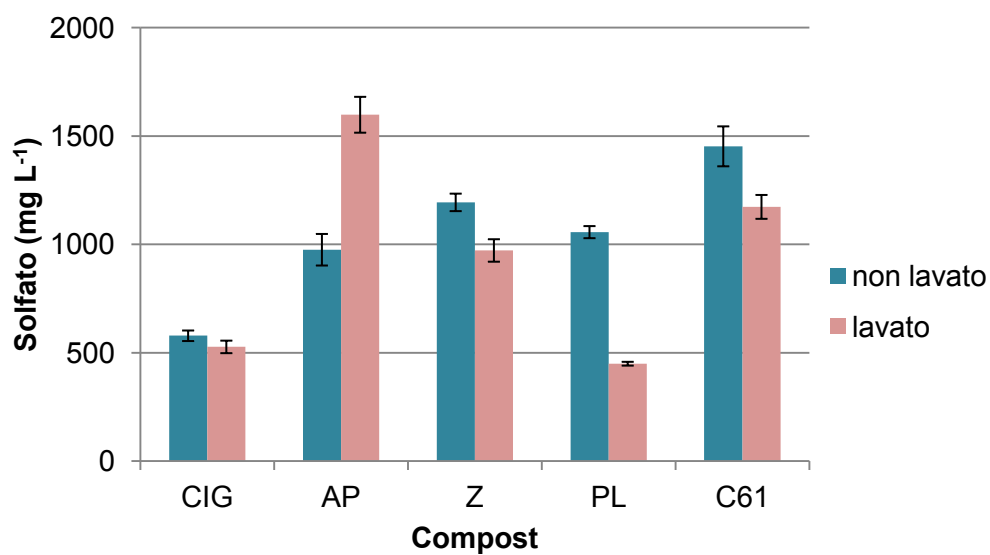


Fig. 69 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sul contenuto di solfato dei miscugli.

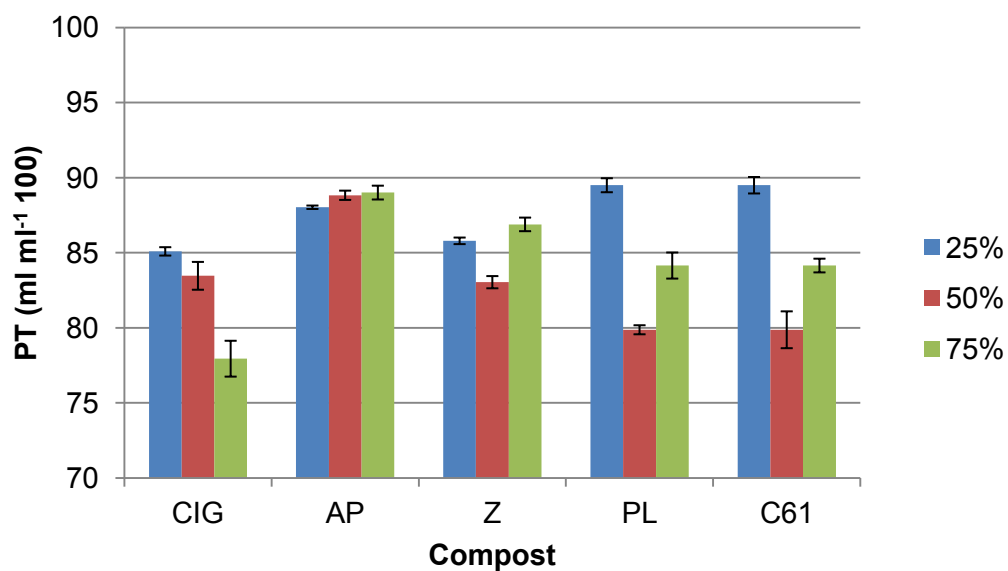


Fig. 70 – Effetti della diversa percentuale di compost sulla porosità totale dei miscugli.

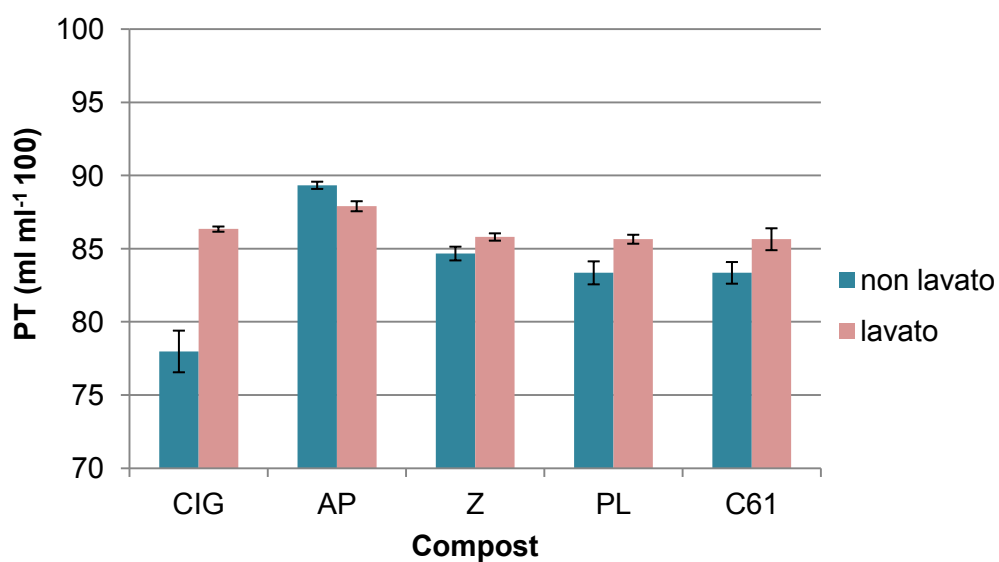


Fig. 71 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sulla porosità totale dei miscugli.

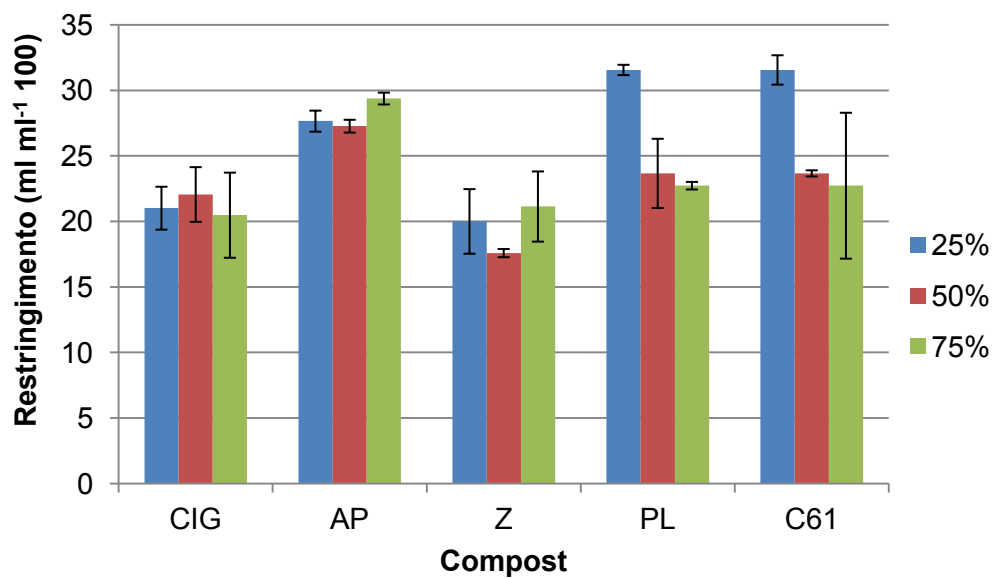


Fig. 72 – Effetti della diversa percentuale di compost sul restringimento dei miscugli.

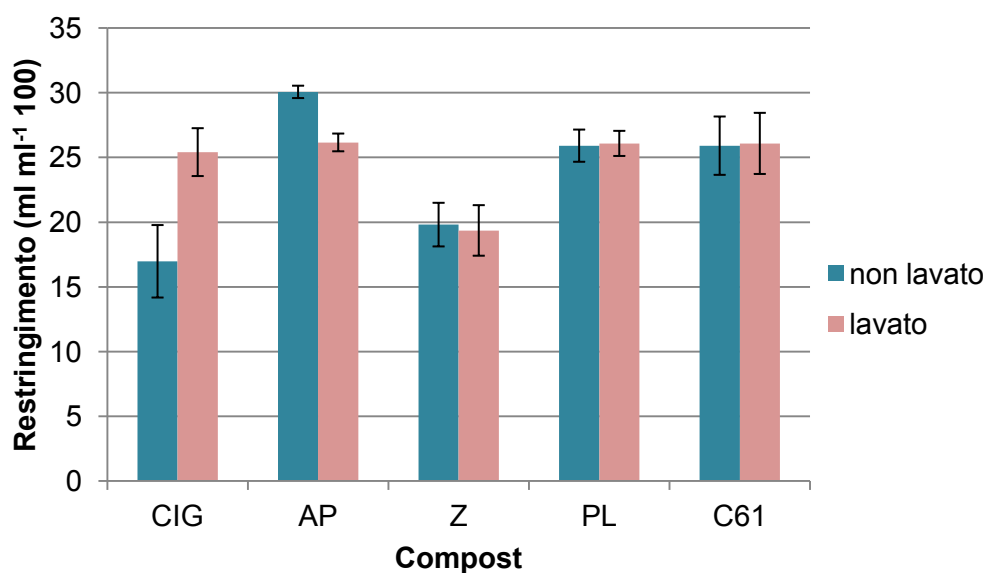


Fig. 73 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sul restringimento dei miscugli.

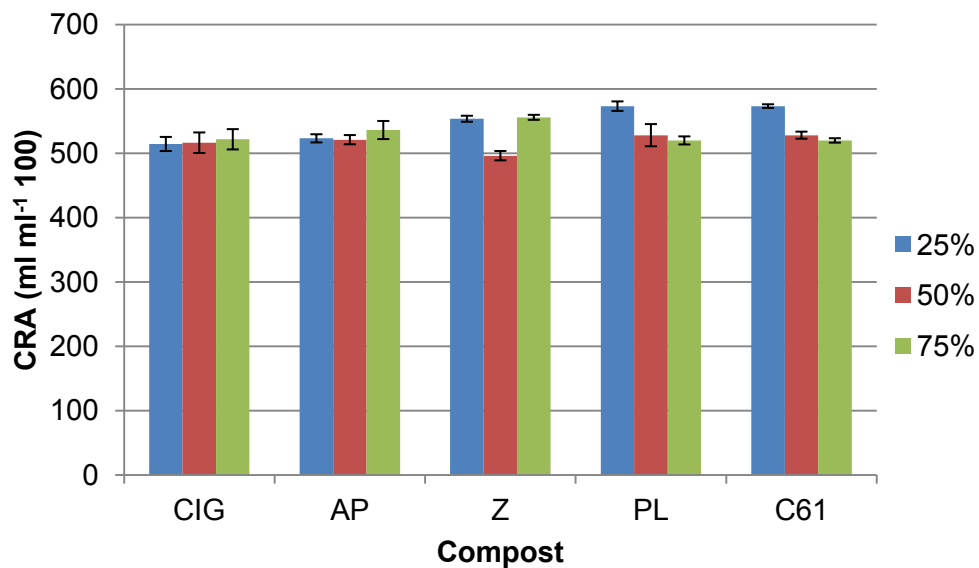


Fig. 74 – Effetti della diversa percentuale di compost sulla capacità di ritenzione dell'acqua dei miscugli.

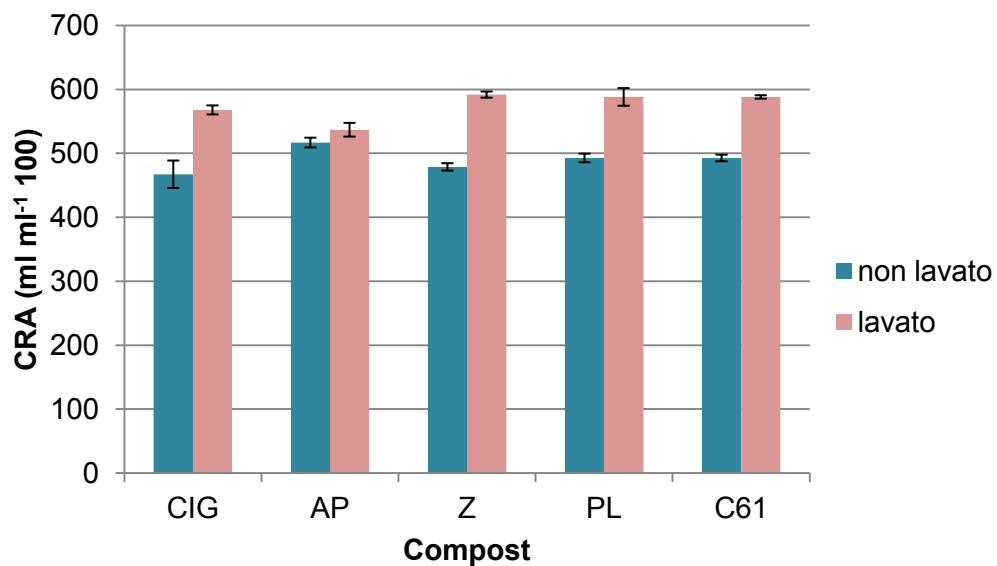


Fig. 75 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sulla capacità di ritenzione dell'acqua dei miscugli

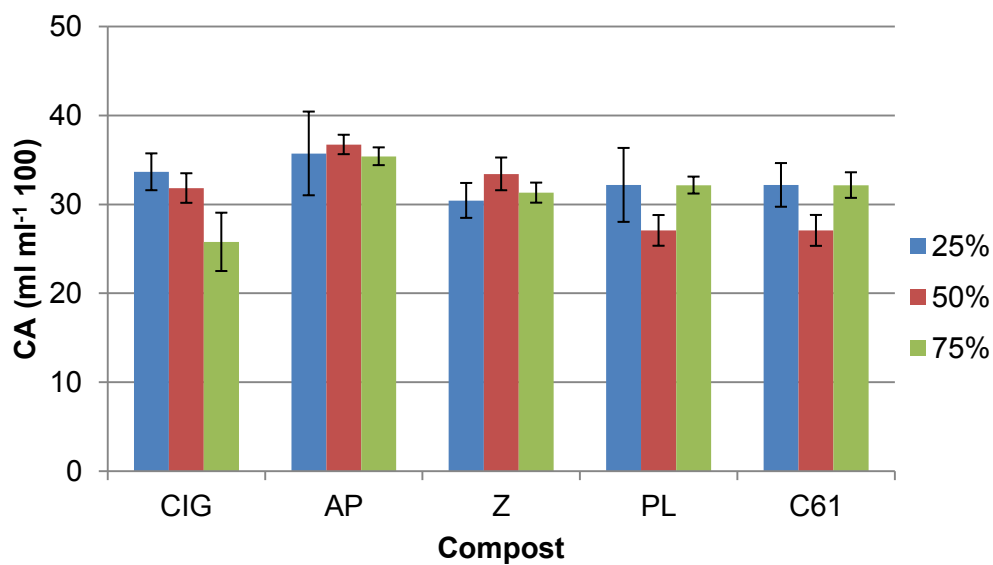


Fig. 76 – Effetti della diversa percentuale di compost sulla capacità per l'aria dei miscugli.

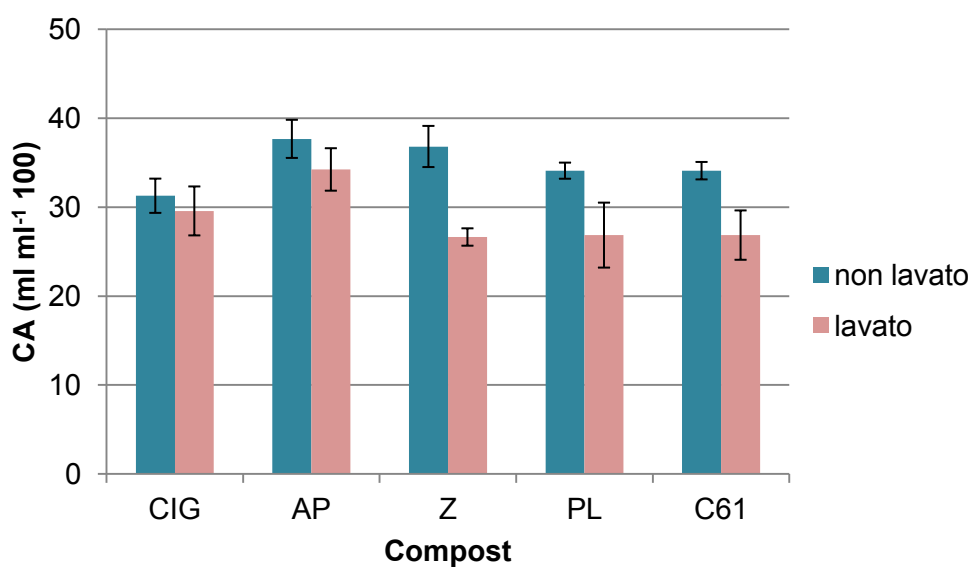


Fig. 77 – Effetti del trattamento di lavaggio dei compost sulla capacità per l'aria dei miscugli.

7.3.2. Germinazione, parametri morfo-biometrici e accrescimento del peperone

Considerando l'interazione tipo compost x % compost, il substrato che ha mostrato una percentuale di germinazione significativamente più bassa rispetto agli altri è stato quello contenente il compost PL al 75% (55.3%) (Tab. 25). Questo risultato è dovuto probabilmente agli elevati valori di CE raggiunti dalla miscela con PL al 75% (3.1 dS m^{-1}) e all'elevato contenuto in cloruro di questa miscela (937.2 mg L^{-1}). Risultati analoghi sono stati osservati da Bustamante et al. (2008).

In riferimento all'interazione % compost x lavaggio (Tab. 25), la percentuale di germinazione più bassa è stata rilevata per i substrati contenenti i compost al 75%, sia non lavati che lavati (in media 78.0%). Ciò è dovuto all'elevata percentuale di compost impiegata nel substrato che porta a un elevato contenuto in sali e al fatto che l'assenza di lavaggio non ha consentito la dilavazione dei sali (Argullò et al., 2009).

Per i valori medi della biomassa fresca della parte epigea e della biomassa fresca totale delle piantine di peperone (Tab. 25), in riferimento al tipo di compost utilizzato nella miscela, non sono state rilevate differenze significative. Per contro, la proporzione di compost applicata nei substrati e il trattamento di lavaggio hanno determinato differenze significative. A riguardo della produzione di biomassa fresca (Tab. 25), la proporzione di compost al 25% ha fatto rilevare il valore più alto per entrambi i parametri rispetto alle altre proporzioni, pari a 8.6 e $10.4 \text{ g pianta}^{-1}$ rispettivamente per la biomassa epigea e per quella totale. Risultati analoghi sono stati osservati da Eklind et al. (2001), Sanchez-Monedero et al. (2004) e Medina et al. (2009), che hanno condotto prove su specie orticole utilizzando compost derivanti da residui sia di origine animale che vegetale. Per quanto riguarda il lavaggio, questo trattamento ha portato a un incremento significativo della biomassa, facendo registrare un valore di 8.4 e $10.2 \text{ g pianta}^{-1}$, rispettivamente per la biomassa della parte epigea e per la biomassa totale (Tab. 25). Tale risultato è da ricondurre alla minore salinità del substrato e quindi a un effetto positivo del lavaggio sulla crescita delle piante.

Per la statura media, ottenuta dalla media delle sei stature misurate durante l'esperimento, e finale delle piantine l'interazione tipo compost x lavaggio è risultata significativa (Tab. 25). Per la statura media, le piantine cresciute sulle miscele con C61 lavato e AP non lavato (4.3 cm nella media dei due trattamenti) si sono differenziate significativamente rispetto a quelle coltivate sui miscugli contenenti Z non lavato, PL

non lavato e AP lavato (in media 3.1 cm). Per la statura finale i valori delle piantine allevate sui substrati preparati con PL lavato, C61 lavato e AP non lavato (in media 8.8 cm) sono risultati significativamente maggiori rispetto a quelli ottenuti con i miscuglio contenente Z non lavato, PL non lavato e AP lavato (Tab. 25).

Per la produzione di biomassa secca della parte epigea e di quella totale (Tab. 26) sono state registrate differenze significative per la proporzione di compost applicata nella miscela e per il trattamento di lavaggio. La proporzione al 25% di compost e l'applicazione del lavaggio hanno determinato i valori maggiori per i due parametri considerati. Con la proporzione al 25% i valori sono stati di 0.98 e 1.15 g pianta⁻¹, rispettivamente per la biomassa della parte epigea e per quella totale.

Le miscele contenenti i compost sottoposti a lavaggio si sono differenziate significativamente rispetto a quelle con compost non lavati, raggiungendo valori pari a 0.96 e 1.13 g pianta⁻¹ per la biomassa della parte epigea e quella totale, rispettivamente (Tab. 26). Questo sta ad indicare che il lavaggio ha influenzato dal punto di vista biologico la crescita delle piantine, come conseguenza della diminuzione del contenuto in sali dei miscugli.

Per quanto riguarda il rapporto tra la parte ipogea e quella epigea (Tab. 26) l'interazione tipo compost x lavaggio è risultata significativa. Le piantine allevate sui substrati formulati con il compost Z non lavato si sono differenziate significativamente con un valore di 0.21 g g⁻¹, rispetto a quelle cresciute sui miscugli con AP non lavato e CIG lavato (0.16 g g⁻¹ nella media dei due trattamenti).

Tabella 25 – Parametri morfo-biometrici delle piantine di peperone.

Compost	% compost	Lavaggio	Germinazione (%)	Biomassa epigea (g pianta ⁻¹)	Biomassa totale (g pianta ⁻¹)	Statura media (cm)	Statura finale (cm)
Effetti principali							
Z			73.6 c	7.2	8.9	3.2 b	7.0
PL			87.4 ab	7.9	9.7	3.6 ab	7.7
C61			89.6 a	7.9	9.7	4.2 a	8.6
AP			82.3 b	7.8	9.4	3.7 ab	7.8
CIG			87.1 ab	8.1	9.8	4.0 ab	8.4
	25		87.2 a	8.6 a	10.4 a	4.1 a	8.8 a
	50		83.1 ab	7.6 b	9.3 b	3.8 a	8.0 a
	75		81.8 b	7.2 b	8.8 b	3.3 b	6.8 b
		no	82.5	7.2 b	8.8 b	3.6	7.7
		si	85.5	8.4 a	10.2 a	3.8	8.0
Effetti di interazione							
Z	25		79.4 a	7.7	9.5	3.4	7.3
	50		87.2 a	6.7	8.4	3.2	6.9
	75		83.1 a	7.2	8.9	3.1	6.7
PL	25		89.1 a	9.5	11.6	4.5	9.8
	50		78.6 a	7.7	9.4	3.5	7.6
	75		55.3 b	6.6	8.2	2.8	5.7
C61	25		88.8 a	9.1	11.0	4.5	9.5
	50		90.0 a	7.7	9.4	4.3	8.8
	75		82.5 a	7.0	8.6	3.7	7.4
AP	25		86.9 a	9.1	10.9	4.3	9.2
	50		88.1 a	7.3	8.8	3.7	7.8
	75		82.1 a	7.1	8.6	3.1	6.3
CIG	25		90.6 a	7.5	9.0	3.9	8.1
	50		91.9 a	8.9	10.6	4.3	9.1
	75		86.9 a	8.0	9.7	3.7	8.0
Z		no	77.5	6.2	7.8	3.0 b	6.3 b
		si	89.0	8.1	10.0	3.5 ab	7.6 ab
PL		no	69.8	7.0	8.6	3.0 b	6.7 b
		si	78.8	8.9	10.9	4.1 ab	8.7 a
C61		no	88.3	7.0	8.6	3.9 ab	8.2 ab
		si	85.8	8.9	10.7	4.4 a	8.9 a
AP		no	86.5	8.2	9.7	4.2 a	8.9 a
		si	84.9	7.4	9.1	3.2 b	6.7 b
CIG		no	90.2	7.7	9.3	4.0 ab	8.4 ab
		si	89.4	8.6	10.3	4.0 ab	8.3 ab
	25	no	86.3 a	7.9	9.6	4.0	8.6
		si	87.6 a	9.3	11.2	4.2	9.0
	50	no	85.6 a	7.1	8.7	3.6	7.8
		si	88.7 a	8.1	9.9	3.9	8.3
	75	no	75.5 b	6.7	8.2	3.2	6.7
		si	80.4 b	7.7	9.4	3.4	6.9
ANOVA⁽¹⁾							
Compost (C)			***	NS	NS	*	NS
% compost (%)			*	**	**	**	**
Lavaggio (Lv)			NS	**	**	NS	NS
C x %			**	NS	NS	NS	NS
C x Lv			NS	NS	NS	*	*
% x Lv			*	NS	NS	NS	NS
C x % x Lv			NS	NS	NS	NS	NS

⁽¹⁾ In questa e nelle successive tabelle NS: indica differenze non significative; *, **, ***: indicano differenze significative per 0.01 < P ≤ 0.05; 0.001 < P ≤ 0.01; e P ≤ 0.001 rispettivamente. In ogni colonna, i valori seguiti da lettere diverse differiscono in modo significativo per P = 0.05 (test SNK).

Tabella 26 – Produzione di biomassa delle piantine di peperone.

Compost	% compost	Lavaggio	Biomassa parte epigea (g pianta ⁻¹)	Biomassa totale (g pianta ⁻¹)	Ipogea/epigea (g g ⁻¹)
Effetti principali					
Z			0.82	0.99	0.20 a
PL			0.90	1.06	0.19 b
C61			0.92	1.08	0.18 b
AP			0.92	1.07	0.17 b
CIG			0.91	1.07	0.17 b
	25		0.98 a	1.15 a	0.17 a
	50		0.87 b	1.03 b	0.18 ab
	75		0.83 b	0.99 b	0.19 b
		no	0.83 b	0.98 b	0.18
		si	0.96 a	1.13 a	0.18
Effetti di interazione					
Z	25		0.90	1.07	0.19
	50		0.76	0.92	0.22
	75		0.81	0.97	0.21
PL	25		1.05	1.24	0.18
	50		0.87	1.02	0.18
	75		0.77	0.92	0.20
C61	25		1.04	1.21	0.16
	50		0.88	1.04	0.19
	75		0.84	1.00	0.19
AP	25		1.05	1.22	0.16
	50		0.88	1.03	0.16
	75		0.82	0.97	0.19
CIG	25		0.85	0.99	0.17
	50		0.97	1.13	0.17
	75		0.92	1.07	0.17
Z		no	0.70	0.85	0.21 a
		si	0.95	1.13	0.19 ab
PL		no	0.77	0.92	0.19 ab
		si	1.02	1.20	0.19 ab
C61		no	0.82	0.97	0.19 ab
		si	1.02	1.19	0.17 ab
AP		no	0.97	1.12	0.15 b
		si	0.87	1.03	0.19 ab
CIG		no	0.88	1.02	0.17 ab
		si	0.95	1.11	0.17 b
	25	no	0.91	1.06	0.18
		si	1.05	1.23	0.17
	50	no	0.81	0.95	0.18
		si	0.93	1.10	0.18
	75	no	0.77	0.91	0.19
		si	0.90	1.06	0.19
ANOVA					
Compost (C)			NS	NS	**
% compost (%)			*	*	*
Lavaggio (Lv)			**	**	NS
C x %			NS	NS	NS
C x Lv			NS	NS	*
% x Lv			NS	NS	NS
C x % x Lv			NS	NS	NS

7.3.3. Qualità e morfologia delle radici

Con riferimento all'analisi qualitativa dell'apparato radicale, il colore è stato il parametro che non ha fatto rilevare nessuna differenza significativa (Tab. 27), dato che è risultato pari a 5 in tutti i casi considerati. Quindi tutti gli apparati radicali hanno mostrato una colorazione bianca.

La morfologia dell'apparato radicale riveste una certa importanza perché determina quanto substrato può essere esplorato dalla pianta e quindi influenza l'assorbimento di acqua e nutrienti e l'intero sviluppo della pianta (Barber, 1995; Lazcano et al., 2009).

Per quanto riguarda la densità delle radici che risultano visibili sulla superficie del substrato, è stato stabilito un intervallo che va da 1 a 5 per indicare se la densità risulta bassa o alta. Le radici delle piante allevate sui miscugli con i compost C61 e AP hanno mostrato una densità significativamente maggiore (3.2 e 3.1, rispettivamente) rispetto a CIG (2.7) (Tab. 27). Questa maggiore densità è correlata alla maggiore CA che è stata riscontrata per le miscele contenenti C61 e AP. Una CA più elevata è vantaggiosa perché permette un maggior scambio gassoso nel sistema radicale (Cocozza et al., 2011). Anche il lavaggio ha determinato una maggiore densità delle radici (3.1 dei compost lavati contro 2.9 dei non lavati) (Tab. 27).

La tipologia delle radici si riferisce allo sviluppo di un apparato radicale sottile e debole (valore pari a 1) o allo sviluppo di radici grosse e robuste (valore pari a 5). Per questo parametro è risultata significativa l'interazione tipo compost x lavaggio (Tab. 27). Le radici ottenute dalle piantine coltivate sulle miscele con il compost PL sottoposto a lavaggio hanno evidenziato un valore significativamente più alto (3.7) rispetto a quelle delle piantine cresciute sui substrati con Z non lavato, AP non lavato e CIG non lavato (in media 2.8). Questo risultato può dipendere dal fatto che le miscele contenenti PL lavato hanno fatto registrare i valori più alti per il contenuto in fosforo totale che è un elemento importante per lo sviluppo dell'apparato radicale (Hill et al., 2006). Inoltre, sempre per queste miscele, sono stati rilevati elevati valori di CRA e ciò ha permesso una maggior assorbimento di acqua da parte delle radici.

Tabella 27 – Parametri morfologici e qualitativi degli apparati radicali delle piantine di peperone.

Compost	% compost	Lavaggio	Densità radice	Tipologia radice	Colore radice
Effetti principali					
Z			2.9 ab	3.2 ab	5
PL			3.1 ab	3.4 a	5
C61			3.2 a	3.4 a	5
AP			3.1 a	3.2 ab	5
CIG			2.7 b	3.0 b	5
	25		3.1	3.4 a	5
	50		3.0	3.2 b	5
	75		2.9	3.1 b	5
		no	2.9 b	3.0 b	5
		si	3.1 a	3.5 a	5
Effetti di interazione					
Z	25		3.0	3.3	5
	50		2.8	3.0	5
	75		2.8	3.4	5
PL	25		2.9	3.6	5
	50		3.1	3.3	5
	75		3.2	3.4	5
C61	25		3.4	3.7	5
	50		3.0	3.2	5
	75		3.2	3.3	5
AP	25		3.1	3.3	5
	50		3.3	3.3	5
	75		3.1	3.1	5
CIG	25		3.1	3.3	5
	50		2.8	3.2	5
	75		2.3	2.4	5
Z		no	2.7	2.9 b	5
		si	3.0	3.5 ab	5
PL		no	2.8	3.2 ab	5
		si	3.4	3.7 a	5
C61		no	3.2	3.5 ab	5
		si	3.2	3.3 ab	5
AP		no	3.0	2.8 b	5
		si	3.3	3.6 ab	5
CIG		no	2.6	2.8 b	5
		si	2.8	3.2 ab	5
	25	no	3.0	3.2	5
		si	3.2	3.6	5
	50	no	2.9	3.0	5
		si	3.1	3.4	5
	75	no	2.7	2.8	5
		si	3.1	3.4	5
ANOVA					
Compost (C)			*	**	NS
% compost (%)			NS	*	NS
Lavaggio (Lv)			**	***	NS
C x %			NS	NS	NS
C x Lv			NS	**	NS
% x Lv			NS	NS	NS
C x % x Lv			NS	NS	NS

*

In generale, tutti i miscugli elaborati hanno mostrato delle buone caratteristiche chimiche e fisiche, ad eccezione del contenuto in sali che si è dimostrato molto elevato. Il trattamento di lavaggio ha determinato un miglioramento delle proprietà chimiche e fisiche dei substrati, ad eccezione della capacità per l'aria e del restringimento.

Per quanto riguarda l'accrescimento delle piantine di peperone in vivaio, la proporzione di compost che ha determinato uno sviluppo migliore è stata quella al 25%. La produzione di biomassa delle piantine di peperone e gli apparati radicali migliori dal punto di vista della tipologia, si sono ottenuti con i miscugli formulati con i compost sottoposti a lavaggio.

In conclusione, si può affermare che il lavaggio dei compost ha apportato modifiche positive ai substrati oggetto di studio, migliorando le caratteristiche chimiche e fisiche degli stessi. In particolar modo, la salinità è diminuita in maniera notevole. Tutto ciò ha determinato una maggiore resa delle piantine di peperone e una migliore morfologia e qualità degli apparati radicali.

8. Sintesi conclusiva

Il programma di lavoro, sviluppato prevalentemente nell'arco di un biennio ed articolato in una pluralità di ricerche, ha permesso di approfondire, sul piano delle metodologie e degli obiettivi, il tema del reimpiego degli elevati volumi di scarto rappresentati dai residui di potatura dell'attività vivaistica. Tali aspetti sono stati approfonditamente analizzati con riferimento alla trasformazione del materiale organico attraverso il compostaggio e il successivo impiego per la preparazione di substrati di coltivazione. Tale impiego sembra, infatti, anche sulla base di diverse evidenze sperimentali, adattarsi meglio alla realtà florovivaistica mediterranea per ragioni di ordine tecnico. La rilevante distanza dai siti di estrazione delle torbe e il minore fabbisogno energetico rispetto all'attività florovivaistica dei paesi del Centro e Nord Europa fanno propendere verso un opportuno reimpiego dei materiali organici in sostituzione della torba nella preparazione dei substrati, piuttosto che per un loro uso per la produzione di energia rinnovabile.

In questa logica è stato innanzitutto studiato il processo di compostaggio di residui di potatura provenienti dall'attività vivaistica con particolare riferimento agli effetti dell'aerazione sia in fase di biossificazione che di maturazione.

I risultati delle ricerche condotte a tale riguardo hanno evidenziato come un maggior tasso di aerazione nella fase di biossificazione permetta di ottenere un compost sufficientemente maturo e stabile in un periodo di tempo più breve (170 giorni). Condizioni ossidative meno spinte migliorano solo alcuni dei parametri presi in considerazione per valutare la qualità finale del compost, che comunque per entrambi i trattamenti sono stati entro i limiti ritenuti ottimali per un compost di qualità, a scapito di una eccessiva durata del processo, che ha superato i sette mesi (226 giorni). La differenza più grande ha riguardato la presenza di sostanze fitotossiche, misurata attraverso l'indice di germinazione, che è stata più elevata nel compost sottoposto a una maggiore aerazione e quindi a un processo più breve. Conclusioni analoghe possono essere tratte quando si parla degli effetti dei diversi trattamenti effettuati in fase di maturazione per consentire l'ossigenazione della biomassa. Infatti, il trattamento con aerazione forzata ha portato alla formazione di un compost con buoni indici di maturità e stabilità in un tempo più contenuto (170 giorni) ma con un indice di germinazione a 48 ore significativamente più contenuto. Anche in questo caso dunque

la maggiore durata del processo risulta utile più alla degradazione delle sostanze fitotossiche che alla trasformazione della sostanza organica nella forma umica.

Nella seguente fase di utilizzo del compost in sostituzione della torba per la preparazione dei substrati di coltivazione si è proceduto alla caratterizzazione fisica e chimica dei diversi miscugli e successivamente è stata valutata la biostabilità degli stessi. I risultati relativi alle caratteristiche fisiche dei miscugli hanno evidenziato che la sostituzione della torba con il compost determina una significativa riduzione della porosità totale a prescindere dalla percentuale di compost impiegato. Per contro, l'incremento del compost nel miscuglio determina un progressivo aumento della capacità di aerazione e un decremento della capacità di ritenzione idrica fino a valori che rendono il substrato di difficile conduzione per quanto riguarda la gestione dell'irrigazione. Come atteso, l'utilizzo del compost ha apportato al miscuglio un significativo quantitativo di macronutrienti soprattutto con riferimento a K, Ca e Mg, aspetto questo che deve essere preso in giusta considerazione in fase di programmazione del piano di concimazione. Infine, i miscugli formulati con il compost hanno mostrato un indice di biostabilità che non si è differenziato da quello del testimone rappresentato dal miscuglio preparato con torba mettendo in risalto il possibile impiego di compost anche per la preparazione di substrati per la produzione di specie caratterizzate da un lungo ciclo di coltivazione in vivaio.

La fase conclusiva delle ricerche, volta a valutare la rispondenza agronomica dei miscugli a base di compost per la coltivazione di piante floreo-ornamentali e per la produzione in vivaio di piantine di peperone, ha fornito utili indicazioni, anche dal punto di vista operativo, per un possibile reimpiego di biomasse di recupero. I risultati relativi all'accrescimento delle piante e alle caratteristiche di qualità delle stesse evidenziano la possibilità di sostituire nella preparazione dei substrati la torba con compost di diversa natura in proporzioni variabili che dipendono dalle caratteristiche fisiche e chimiche del materiale.

Al di là dei risultati produttivi ottenuti nella presente ricerca e di quelli ottenibili con l'impiego di compost provenienti da diversi materiali organici e in diversa proporzione in sostituzione della torba per la preparazione dei substrati di coltivazione, risulta evidente la necessità della messa a punto di un protocollo non solo per la gestione del processo di compostaggio ma anche per il successivo impiego come substrato. Infatti, in base alle caratteristiche fisiche (es. limitata ritenzione idrica) e

chimiche (es. elevata salinità) dei materiali, il loro impiego può essere limitato nella formulazione di un substrato per la coltivazione delle piante in contenitore.

Indipendentemente dalle singole prove, le indicazioni ottenute appaiono utili ai fini di un uso più efficiente di alcune risorse impiegate nel vivaismo floro-ornamentale. Il programma sviluppato ha messo in evidenza sia le opportunità che i limiti dell'impiego di biomasse di recupero per la produzione di compost e il successivo impiego come substrato di coltivazione. Tuttavia, nella scelta della gestione più opportuna delle biomasse di recupero provenienti dall'attività agricola e non, grande influenza hanno le scelte politiche che, attraverso norme legislative (es. possibilità di bruciare i residui colturali) o di indirizzo (es. finanziamenti per la produzione di energia da biomasse di rifiuto), riducono l'opportunità di riutilizzare i residui colturali dopo il compostaggio per la preparazione dei substrati di coltivazione in alternativa alla torba.

9. Riferimenti bibliografici

- A.N.P.A., 2005. Rapporto rifiuti. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici. Rapporto rifiuti, pp. 63-95.
- AA.VV., 2001. Valutazione dell'impatto ambientale delle pratiche vivaistiche e studio della vulnerabilità intrinseca della falda nel territorio pistoiese. ARPAT, pp. 151.
- Abad, M., Martínez-Herrero, M.D., Martínez-García, P.F., Martínez-Corts, J., 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. *Actas de Horticultura* 11, 141-154.
- 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. *Bioresour. Technol.* 77, 197-200.
- 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. *Biores. Technol.* 77, 197-200.
- Abrisqueta, C., Romero, M., 1969. Digestión húmeda rápida de suelos y materiales orgánicos. *Anales de Edafología y Agrobiología* 27, 855-867.
- Accati Garibaldi, E., De Ambrogio, F., 1992. L'impiego di miscugli per l'ottenimento di substrati. *Culture protette* 5, 75-80.
- Adani, F., Genevini, P.L., Gasperi, F., Zorzi, G., 1997. Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Sci. Util.* 5, 53-62.
- Adani, F., Ricca, G., Tambone, F., Genevini, P., 2006. Isolation of the stable fraction (the core) of humic acids. *Chemosphere* 65, 1300-1307.
- Adohinzin, J.B.N., Xu, L., Du, J., Yang, F., 2011. Capacity strengthening for environmental assessment in Benin. *Environ. Monit. Assess.* 180, 269-282.
- Agulló, E., Moral, R., Bartual, J., Ortiz, M., Bustamante, M.A., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Cecilia, J.A., Paredes, C., 2008. Use of winery-distillery composts in propagation of two aromatic crops. *Acta Hortic.* 898, 135-142.
- Ahn, H.K., Richard, T.L., Choi, H.L., 2007. Mass and thermal balance during composting of a poultry manure – wood shavings mixture at different aeration rates. *Process. Biochem.* 42, 215-223.
- Aiken, G.R., McKnight, D.M., Wershaw, R.L., MacCarthy, P., 1985. An introduction to humic substances in soil, sediment, and water. In: Aiken, G.R., McKnight, D.M., Wershaw, R.L., MacCarthy, P. (Eds.), *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*, 1-9. Wiley, USA.
- AIPSA, 2010. Associazione Italiana di Produttori di Substrati di coltivazione e Ammendanti. Protocollo AIPSA, Dicembre 2010.
- Ait Baddi, G., Albuquerque, J.A., González, J., Cegarra, J., Hafidi, M., 2004. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. *Int. Biodeter. Biodegr.* 54, 39-44.
- Albuquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from "alperujo", the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64, 470-477.
- Aleandri, M.P., Chilosi, G., Paolucci, M., Bruni, N., Lucciolo, E., Tomassini, A., Torresi, V., Vettrano, A.M., Muganu, M., Vannini, A., 2012. Produzione on farm e potenzialità dell'ammendante compostato verde in ambito vivaistico. *Acta Italus Hortus* 5, 115-118.

- Alexander, P.D., Bragg, N.C., Meade, R., Padelopoulos, G., Watts, O., 2008. Peat in horticulture and conservation: the UK response to a changing world. *Mires and Peat* 3(8), 1-10.
- Alexander, R., 1990. Expanding compost markets. *BioCycle* 31, 54-59.
- Allakhverdiev, S.I., Sakamoto, A., Nishiyama, Y., Inaba, M., Murata, N., 2000. Ionic and osmotic effects of NaCl induced inactivation of photosystem I and II in *Synechococcus* sp. *Plant Physiol.* 123, 1047-1056.
- Al-Maskri, A., Al-Kharusi, L., Al-Miqbali, H., Khan, M.M., 2010. Effects of salinity stress on growth of lettuce (*Lactuca sativa*) under closed-recycle nutrient film technique. *Int. J. Agr. Bio.* 12, 377-380.
- Altieri, R., Esposito, A., Baruzzi, G., Nair, T., 2014. Corroboration for the successful application of humified olive mill waste compost in soilless cultivation of strawberry. *Int. Biodeter. Biodegr.* 88, 118-124.
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *Eur. J. Soil Biol.* 39, 107-116.
- Anon., 1987. Our Commune Future, Report of the World Commission on Environment and Development, World Commission on Environment and Development. Published as Annex to General Assembly document A/42/427, Development and International Co-operation: Environment August 2.
- Anon., 2001. The use of peat in horticulture. Available from: www.Bordnamona.ie. Accessed
- Anon., 2005. United Nations General Assembly 2005. 2005 World Summit Outcome, Resolution A/60/1, adopted by the General Assembly on 15 September.
- ANPA (Agenzia nazionale per la protezione dell'Ambiente), 2001. Metodi di analisi del compost. Manuali e linee guida 3.
- Aparna, C., Saritha, P., Himabindu, V., Anjaneyulu, Y., 2008. Techniques for the evaluation of maturity for composts. *Waste Manage.* 28, 1773-1784.
- Argyropoulos, D.S., Menachem, S.B., 1997. Lignin. In: Eriksson, K.-E.L. (Ed.), *Advances in Biochemical Engineering Biotechnology*, vol. 57. Springer, Germany, 127-158.
- Aslam, D.N., VanderGheynst, J.S., 2008. Predicting phytotoxicity of compostamended soil from compost stability measurements. *Environ. Eng. Sci.* 25, 81-90.
- Assessorato Agricoltura e Foreste, 2008. Analisi delle principali filiere regionali. Allegato 4, PSR Sicilia 2007/2013.
- Atiyeh, R.M., Edwards, C.A., Subler, S., Metzger, J.D., 2000. Earthworm processed organic wastes as components of horticultural potting media for growing marigolds and vegetable seedlings. *Compost Sci. Util.* 8(3), 215-223.
- Atiyeh, R.M., Lee, S., Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Metzger, J.D., 2002. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. *Biores. Technol.* 84, 7-14.
- Atkinson, C.F., Jones, D.D., Gauthier, J.J., 1996. Biodegradability and microbial activities during composting of poultry litter. *Poultry Sci.* 75(5), 608-617.
- Atkinson, C.F., Jones, D.D., Gauthier, J.J., 1997. Microbial activities during composting of pulp and paper-mill primary solids. *World J. Microbiol. Biotech.* 13(5), 519-525.
- Baca, M.T., Fornasier, F., De Nobili, M., 1992. Mineralization and humification pathways in two composting processes applied to cotton waste. *J. Ferment Bioeng.* 74, 197-184.

- Badalà, F., Bonomo, G., Donzella, G., 2008. Così la Sicilia scommette sulle piante ornamentali. *Colture Protette* 11, 75-80.
- Badr El-Din, S.M.S., Attia, M., Abo-Sedera, S. A., 2000. Field assessment of composts produced by highly effective cellulolytic microorganisms. *Biol. Fert. Soils* 32, 35-40.
- Baeta-Hall, L., Sáàgua, M.C., Bartolomeu, M.L., Anselmo, A., Rosa, M.F., 2005. Biodegradation of olive oil husks in composting aerated piles. *Biores. Technol.* 96, 69-78.
- Baffi, C., Dell'Abate, M.T., Nassisi, A., Silva, S., Benedetti, A., Genevini, P.L., Adani, F., 2007. Determination of biological stability in compost: A comparison of methodologies. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1284-1293.
- Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., Garcia, C., Leon, G., Hernandez, T., 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Manage.* 27, 1317-1327.
- Barber, S.A., 1995. *Soil Nutrient Bioavailability: A Mechanistic Approach*. John & Wiley Sons, Inc., New York.
- Barker, A.V., Bryson, G.M., 2006. Nitrogen. In: Barker, A.V., Pilbeam, D.J. (Eds). *Handbook of Plant Nutrition* Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 21-50.
- Barrena-Gómez, R., Vázquez Lima, F., Sánchez Ferrer, A., 2006. The use of respirations indices in the composting process: a review. *Waste Manage. Res.* 24, 37-47.
- Bartelmus, P., 1999. Sustainable development: paradigm or paranoia? In: *Intorno allo sviluppo sostenibile*, ARPAT 2002, p. 42.
- Basu, M., Bhadoria, P.B.S., Mahapatra, S.C., 2008. Growth, nitrogen fixation, yield and kernel quality of peanut in response to lime, organic and inorganic fertilizer levels. *Biores. Technol.* 99, 4675-4683.
- Beck-Friis, B., Jonsson, S., Eklind, H., Kirchmann, Y., Smars, H., 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: gaining and understanding of the emission dynamics. *Compost Sci. Util.* 11(1), 41-50.
- Benito, M., Masaguer, A., De Antonio, R., Moliner, A., 2005. Use of pruning waste compost as a component in soilless growing media. *Biores. Technol.* 96, 597-603.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R.M., 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biol. Fertil. Soils* 37, 184-189.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., De Antonio, R., 2006. Chemical and physical properties of pruning waste compost and their seasonal variability. *Biores. Technol.* 97, 2071-2076.
- Benza, G., 2009. Dimensioni e possibili evoluzioni del mercato dei substrati di coltivazione e del mercato delle piante in vaso. Corso di formazione "I substrati di coltivazione: produzione, controllo di qualità e impiego. CerSAA, Albenga, 26-27 Novembre 2009.
- Berghage, R.D., Wheeler, E.F., Zachritz, W.H., 1999. 'Green' water treatment for the green industries: Opportunities for biofiltration of greenhouse and nursery irrigation water and runoff with constructed wetlands. *HortScience* 34, 50-54.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Biores. Technol.* 100, 5444-5453.
- Bernal, M.P., Lopez Real, J.M., Scott, K.M., 1993. Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emission during the composting of the organic wastes in laboratory composting simulator. *Biores. Technol.* 43, 35-39.

- Bernal, M.P., Paredes, C., Sanches-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Biores. Technol.* 63, 91-99.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sanchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Biores. Technology* 63, 91-99.
- Bibbiani, C., Pardossi, A., 2004. Le proprietà fisiche e idrauliche dei substrati di coltivazione. In: "Uso razionale delle risorse nel florovivaismo: l'acqua", Quaderno ARSIA 5/2004 (Regione Toscana), Firenze, pp. 50-70.
- Bishop, P.L., Godfrey, E., 1983. Nitrogen transformations during sludge composting. *Biocycle* 24, 34-39.
- Blanc, M., Beffa, T., Aragno, M., 1996. Biodiversity of thermophilic bacteria isolated from compost piles. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Editori). *The Science of Composting. Part 2.* Blackie Academic, London, pp. 1087-1090.
- Boldrin, A., Hartling, K.R., Laugen, M., Christensen, T.H., 2010. Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resour. Conserv. Recy.* 54, 1250-1260.
- Boluda, R., Roca-Pérez, L., Marimon, L., 2011. Soil plate bioassay: an effective method to determine ecotoxicological risks. *Chemosphere* 64, 470-477.
- Borreo, C., Castillo, S., Casanova, E., Segarra, G., Trillas, M.I., Castaño, R., Avilés, M., 2013. Capacity of composts made from agriculture industry residues to suppress different plant diseases. *Acta Hortic.* 1013, 459-463.
- Bragg, N.C., Walker, J.A.R., Stentiford, E., 1993. The use of composted refuse and sewage as substitute additive for container grown plants. *Acta Hortic.* 342, 155-165.
- Bremner, J.M., 1960. Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. *J. Agric. Sci.* 55, 11-33.
- Brewer, L.J., Sullivan, D.M., 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Sci. Util.* 11, 96-112.
- Brinton, W., 2000. *Compost Quality Standards and Guidelines: Compost quality in America.* Woods end Research Laboratory incorporated, New York.
- Brito, L.M., Coutinho, J., Smith, S.R., 2008. Methods to improve the composting process of the solid fraction of dairy cattle slurry. *Biores. Technol.* 99, 8955-8960.
- Brodie, H.L., Carr, L.E., Condon, P., 2000. A comparison of static pile and turned windrow methods for poultry litter compost production. *Compost. Sci. Util.* 8, 178-189.
- Brodie, H.L., Francis, R.G., Lewis, E.C., 1994. What makes good compost? *BioCycle* 35, 66-68.
- Brouillette, M., Trépanier, L., Gallichand, J., Beauchamp, C., 1996. Composting paper mill deinking paper sludge with forced aeration. *Can. Agric. Eng.* 38, 115-122.
- Bruns, J.D., 1994. The latest environmental restrictions on nursery production still possible? *Comb. Proc. Int. Plant Prop. Soc.* 44, 138-141.
- Bugbee, G.J., Frink, C.R., 1989. Composted waste as a peat substitute in peat-lite media. *HortScience* 24, 625-627.
- Bugbee, J.G., 2002. Growth of ornamental plants in container media amended with biosolids compost. *Compost Sci. Util.* 10, 92-98.
- Bullock, C.H., Collier, M.J., Convery, F., 2012. Peatlands, their economic value and priorities for their future management - The example of Ireland. *Land Use Policy* 29, 921-928.

- Bunt, A.C., 1988. Media and mixes for container grown plants: a manual on the preparation and use of growing pot plants, 2nd eds. Unwin Hyman Ltd, London, UK, pp. 309.
- Bustamante, M.A., 2007. Compostaje de los residuos generados en la industria vinícola y alcoholera. Valorización agronómica de los materiales obtenidos. Tesis Doctoral, Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M., 2008. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recy.* 52, 792-799.
- Caballero, R., Ordovás, J., Pajuelo, P., Carmona E., Delgado, A., 2007. Iron chlorosis in gerber as related to properties of various types of compost used as growing media. *Commun Soil Sci Plan.* 38, 2357-2369.
- Cabrera, R.I., 2000. Evaluating yield and quality of roses with respect to nitrogen fertilization and leaf tissue nitrogen status. *Acta Hortic.* 511, 133-141.
- California Compost Quality Council (CCQC), 2001. Compost Maturity Index, Technical Report.
- Cambardella, C.A., Richard, T.L., Russell, A., 2003. Compost mineralization in soil as a function of composting process conditions. *Eur. J. Soil Biol.* 39, 117-127.
- Campbell, A., Folk, R., Tripepi, R., 1997. Wood ash as an amendment in municipal sludge and yard waste composting processes. *Compost Sci. Util.* 5, 62-73.
- Canet, R., Pomares, F., 1995. Changes in physical and physicochemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia. *Biores. Technol.* 51, 259-264.
- Cannavo, P., Michel, J.C., 2013. Peat particle size effects on spatial root distribution, and changes on hydraulic and aeration properties. *Sci. Hortic.* 151, 11-21.
- Carlile, B., Coules, A., 2013. Towards sustainability in growing media. *Acta Hortic.* 1013, 341-349.
- Carlile, B., Waller, P., 2013. Peat, Politics and Pressure Groups. *Chronica Horticulturae* 53(1), 10-17.
- Carlile, W.R., 2008. The use of composted materials in growing media. *Acta Hortic.* 779, 321-326.
- Casado-Vela, J., Selle, S., Navarro, J., Bustamante, M.A., Mataix, J., Guerrero, C., Gomez, I., 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Manage.* 26, 946-952.
- Castaldi, P., Melis, P., 2002. Composting of *Posidonia oceanica* and its use in agriculture. in: *microbiology of composting*. In: Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds.). Springer Verlag, Berlin, Germany, pp. 425-434
- Cayuela, M.L., Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., 2006. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. *Process Biochem.* 41, 616-623.
- Charest, M.H., Beauchamp, C.J., 2002. Composting of de-inking paper sludge with poultry manure at three nitrogen levels using mechanical turning: behavior of physico-chemical parameters. *Biores. Technol.* 81(1), 7-17.
- Chavez, W., Di Benedetto, A., Civeira, G., Lavado, R., 2008. Alternative soilless media for growing *Petunia x hybrida* and *Impatiens wallerana*: Physical behavior, effect of fertilization and nitrate losses. *Biores. Technol.* 99, 8082-8087.

- Chefetz, B., Hatcher, P.G., Hadar, Y., Chen, Y., 1996. Chemical and Biological Characterization of Organic Matter during Composting of Municipal Solid. *J. Environ. Qual.* 25(4), 776-785.
- Chen, W., Hoitink, H.A.J., Madden, L.V., 1988. Microbial activity and biomass in container media predicting suppressiveness to damping-off caused by *Pythium ultimum*. *Phytopathology* 78, 1447-1450.
- Chen, Y., Inbar, Y., 1993. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity. In: Hoitink, H.A.J., Kenner, H.M., (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspect*. Renaissance, Pub., Worthington, OH, pp. 551-600.
- Chen, Y., Magen, H., Riov, J., 1994. Humic substances originating from rapidly decomposing organic matter; properties and effects on plant growth. In: Senesi, N., Miano, T.M., (Eds.), *Humic substances in the global environment and implications on human health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 427-43.
- Chen, Y.B., Chefetz, B., Hadar, Y., 1996. Formation and properties of humic substances originating from composts. In: Bertoldi, M., n: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.), *The Science of Composting*. Blackie Academic, London, pp. 382-393.
- Chong, C., 2005. Experiences with wastes and composts in nursery substrates. *HortTechnology* 15, 739-751.
- Chong, C., Rinker, D.L., 1994. Use of spent mushroom substrate for growing containerized woody ornamentals: An overview. *Comp. Sci. Util.* 2, 45-53.
- Chynoweth, D.P., Bosch, G., Earle, J.F.K., Legrand, R., Liu, K., 1991. A novel process for anaerobic composting of municipal solid waste. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 28/29, 421-432.
- Ciavatta, C., Vittori Antisari, L., Sequi, P., 1989. Determination of organic carbon in soils and fertilizers, *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 20, 759-773.
- Ciavatta, C., Govi, M., Vittori Antisari, L., Sequi, P., 1990. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone. *J. Chromatogr.* 509(1-2), 261-270.
- Ciavatta, C., Govi, M., 1993. Use of insoluble polyvinylpyrrolidone and isoelectric focusing in the study of humic substances in soils and organic wastes: a review. *J. Chromatogr.* 643, 261-270.
- Ciavatta, C., Govi, M., 1993. Use of insoluble polyvinylpyrrolidone and isoelectric focusing in the study of humic substaces in soil and organic wastes. *J. Chromatogr.* 643(1), 141-146.
- Ciavatta, C., Govi, M., Vittori Antisari, L., Sequi, P., 1990. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone. *J. Chromatogr.* 509, 141-146.
- Ciavatta, C., Vittori Antisari, L., Sequi, P., 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of soil and fertilizers. *Commun. Soil Sci. Anal.* 22, 795-807.
- Cleary, J., Roulet, N.T., Moore, T.R., 2005. Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction, 990-2000: a life-cycle analysis. *AMBIO* 34, 456-461.
- Cocozza, C., Parente, A., Zaccone, C., Mininni, C., Santamaria, P., Miano, T., 2011. Comparative management of offshore Posidonia residues: composting vs. energy recovery. *Waste Manage.* 31, 78-84.

- Cogger, C.G. 2005. Potential compost benefits for restoration of soils disturbed by urban development. *Compost Sci. Util.* 13(4), 243-251.
- Commissione Europea (EU), 2006. Decisione della Commissione del 3 Novembre 2006 che istituisce i criteri e i rispettivi requisiti di valutazione e verifica per l'assegnazione di un marchio comunitario di qualità ecologica agli ammendanti del suolo (2006/799/CE). *Gazzetta Ufficiale U.E.*, L. 325/28-34.
- Cooperband, L.R., 2000. Composting: art and science of organic waste conversion to a valuable soil resource. *Laboratory Medicine* 31, 283-290.
- Cooperband, L.R., 2002. The art and science of composting. Center for Integrated Agricultural Systems, University of Wisconsin, Madison.
- Corti, C., Crippa, L., Genevini, P.L., Centemero, M., 1998. Compost use in plant nursery: hydrological and physicochemical characteristics. *Compost Sci. Util.* 6, 35-45.
- Cotxarrera, L., Trillas-Gay, M.I., Steinberg, C., Alabouvette, C., 2002. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress *Fusarium* wilt of tomato. *Soil Biol. Biochem.* 34, 467-476.
- Council Directive 1999/31/EC, 1999. On the landfill of waste. *Official Journal of European Communities* L182, 1-19.
- Council Directive 2008/98/EC of the european parliament and of the council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. *Official Journal of the European Union*, 22/11/2008.
- Council Directive 91/156/EEC of 18 March 1991, *OYcial Journal* L 078, 26/03/1991.
- Council Directive 91/689/EEC of 12 December 1991, *OYcial Journal* L 377, 31/12/1991.
- Council Directive 94/62/CE of 20 December 1994, *OYcial Journal* L 365, 31/12/1994.
- Council Directive 99/31/EC of 26 April 1999, *OYcial Journal* L 182, 16/07/1999.
- Creazza, A., Dallari, F., 2006. Speciale: la strada dei fiori. *Logistica*: 52-61.
- Crippa, L., 2013. Informazioni tecniche - Le caratteristiche di un buon substrato di coltivazione. <http://www.asso-substrati.it>
- Das, K., Keener, H.M., 1996. Process control based on dynamic properties in composting moisture and compaction considerations. *The Science of Composting. Part 1*. Blackie Academic, London, pp.116-125.
- de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., 1985. Technological aspects of composting including modelling and microbiology. In: Gasser, J.K.R. (Ed). *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Publishers, London, pp.27-40.
- De Boodt, M., Verdonck, O., 1972. The physical properties of the substrates in horticulture. *Acta Hortic.* 26, 37-44.
- De Boodt, M., Verdonck, O., 1974. Method for measuring the water release curve of organic substrates. *Acta Hortic.* 37, 2054-2062.
- De Lucia, B., Cristiano, C., Vecchiotti, L., Rea, E., Russo, G., 2013. Nursery Growing Media: Agronomic and Environmental Quality Assessment of Sewage Sludge-Based Compost. *Appl. Environ. Soil Sci.*, 1-10.
- De Lucia, B., Rea, E., Ventrelli, A., Pierandrei, F., Rinaldi, S., Vecchiotti, L., Ventrelli, 2009. Substrati alternativi a base di compost per l'allevamento in contenitore di alaterno (*Rhamnus alaternus* L.). *Ital.J. Agron./Riv. Agron.*, 4 Suppl.

- Decreto Legislativo n. 205 del 3 dicembre 2010. Disposizioni di attuazione della direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive. Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 288 del 10 dicembre 2010 - Serie generale.
- Decreto Legislativo n.152 del 3 Aprile 2006. Testo Unico Ambientale. Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96.
- Dell'Abate, M.T., Benedetti, A., Sequi, P., 2000. Thermal methods of organic matter maturation monitoring during a composting process. *J. Therm. Anal. Calorim.* 61, 389-396.
- Dell'Abate, M.T., Canali, S., Trinchera, A., Benedetti, A., Sequi, P., 1998. Thermal analysis of materials. Marcel Dekker, Thermal analysis in the evaluation of compost stability: A comparison with humification parameters. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 51, 217-224.
- Dell'Abate, M.T., Tittarelli, F., 2002. Monitoring of a composting process: thermal stability of raw materials and products. In: Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds.). *Microbiology of Composting*. Springer, Heidelberg, Germany, pp. 357-372.
- Dennis, J.H., Lopez, R.G., Behe, B.K., Hall, C.R., Yue, C., Campbell, B.L., 2010. Sustainable production practices adopted by greenhouse and nursery plant growers. *HortScience* 45(8), 1232-1237.
- Di Lorenzo, D., Pisciotta, A., Santamaria, P., Scariot, V., 2013. From soil to soil-less in horticulture: quality and typicity. *Ital. J. Agron.* 8, 255-260.
- Diáñez, F., Santos, M., Tello, J.C., 2007. Suppressive effects of grape marc compost on phytopathogenic oomycetes. *Arch. Phytopathol. Plant Prot.* 40, 1-18.
- Diaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., 2007. *Compost science and technology*. 8th ed. Amsterdam (the Netherlands): Elsevier Science.
- Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L., Golueke, C.G., 1993. *Composting and recycling municipal solid waste*. Lewis Publishers, Cal Recovery Inc, Hercules.
- Diaz, M.J., Madejón, E., López, F., López, R., Cabrera, F., 2002a. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process. Biochem.* 37, 1143-1150.
- Diaz, M.J., Madejón, E., López, F., López, R., Cabrera, F., 2002b. Composting of vinasse and cotton gin waste by using two different systems. *Resour. Conservat. Recycl.* 34, 235-248.
- Direttiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea del 22/11/2008.
- Domeizel, M., Khalil, A., Prudent, P., 2004. UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Biores. Technol.*, 94, 177-184.
- Domeño, I., Irigoyen, I., Muro, J., 2011. Comparison of traditional and improved methods for estimating the stability of organic growing media. *Sci. Hortic.* 130, 335-340.
- Eijkelpamp 2005. 08.01 Sandbox method and 08.02 Sand/Kaolin box method operating instructions. Eijkelpamp Agrisearch Equipment B.V., Giesbeek, The Netherlands, p. 1-24.
- Eklind, Y., Ramert, B., Wivstad, M., 2001. Evaluation of growing media containing farmyard manure compost, household waste compost or chicken manure for the propagation of lettuce (*Lactuca sativa* L.) transplants. *Biol. Agri. Hortic.* 19:157-181.
- Eklind, Y., Salomonsson, L., Wivstad, M., Rämert, B., 1998. Use of herbage compost as horticultural substrate and source of plant nutrients. *Biol. Agri. Hortic.* 16, 269-290.

- Elia A., Santamaria P., 1995. Effetti della forma azotata sul peperone (*Capsicum annum* L.), II N, ossalati e contenuto dei principali anioni e cationi inorganici. *Rivista Agron.* 29, 234-241.
- Elwell, D.L., Hong, J.H., Keener, H.M., 2002. Composting hog manure/sawdust mixtures using intermittent and continuous aeration: ammonia emissions. *Compost Sci. Utilizat.* 10, 142-149.
- Epstein, E., 1978. Technical aspects of composting as a disinfection process: an overview. In: *Workshop on the Health and Legal Implications of Sewage Sludge Composting* pp. (1)1-(1)25. Cambridge, MA, USA: Energy Resources Co.
- Epstein, E., Wilson, G.B., Byrge, W.D., Mullen, D.C., Enkiri, N.K., 1976. A force aeration system for composting wastewater sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48, 688-694.
- Epstein, E., Wilson, G.B., Parr, J.F., 1978. The Beltsville aerated pile method for composting sewage sludge. *New Processes of Wastewater Treatment and Recovery*. Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK. pp 201-213.
- Evanylo, G.K., Daniels, W.L., 1999. Paper mill sludge composting and compost utilization. *Compost Sci. Utiliz.* 7(2), 30-39.
- Falih, A.M.K., Wainwright, M., 1996. Microbial and enzyme activity in soils amended with a natural source of easily available carbon. *Biol. Fertil. Soils* 21, 177-183.
- Fang, M., Wong, J.W.C., 1999. Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting. *Environ. Pollut.* 106, 83-89.
- Ferretti, R., 2010. Il florovivaismo: quali prospettive in Europa? *Linea verde*, 20-22.
- Ferrini, F., Fini, A., 2011. Sustainable management techniques for trees in the urban areas. *J. Biodivers. Ecol. Sci.* 1(1), 1-20.
- Finstein, M.S., Miller, F.C., MacGregor, S.T., Psarianos, K.M., 1985. The Rutgers Strategy for Composting: process Design and Control. EPA Project Summary, EPA 600/S2-85/059, Cincinnati, Ohio.
- Fischer, P., Schmitz, H.J., 1997. Composts from residues of an aerobically treated household waste and their suitability in growing media. *Acta Hortic.* 450, 229-235.
- Fitzpatrick, G.E., 2001. Compost utilization in ornamental and nursery crop production systems. In: Stoffella, P.J., Kahn, B.A. (Eds.), *Compost utilization in horticultural cropping systems*. Boca Raton (FL): CRC Press LLC., pp 135-150.
- Fitzpatrick, G.E., Verkade, S.D., 1991. Substrate influence on compost efficacy as a nursery growing medium. *Proc. Fla. State Hon. SOC.* 104, 308-310.
- Fornes, F., Carrión, C., García-de-la-Fuente, R., Puchades, R., Abad, M., 2010. Leaching composted lignocellulosic wastes to prepare container media: Feasibility and environmental concerns. *J. Environ. Manage.* 91, 1747-1755.
- Foss, P.J., O'Connell, C.A., Crushell, P.H., 2001. Bogs and Fens of Ireland: Conservation Plan 2005. Irish Peatland Conservation Council, Dublin.
- Francou, C., Linères, M., Derenne, S., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S., 2008. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Biores. Technol.* 99, 8926-8934.
- Frankenberger Jr., W.T., Arshad, M., 1995. *Phytohormones in Soils: Microbial Production and Function*. Marcel and Deckker, New York. p. 503.
- Fustec, E., Chauvet, E., Gas, G., 1989. Lignin degradation and humus formation in alluvial soils and sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 55, 922-926.

- Gabhane, J., Prince William, S.P.M., Bidyadhar, R., Bhilawe, P., Anand, D., Vaidya, A.N., Wate, S.R., 2012. Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost. *Biores. Techn.* 114, 382-388.
- Gajalakshmi, S., Abbasi, S.A., 2008. Solid Waste Management by Composting: State of the Art. *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.* 38(5), 311-400.
- Gao, M., Liang, F., Yu, A., Li, B., Yang, L., 2010. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere* 78, 614-619.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., 1991. Changes in carbon fractions during composting and maturation of organic wastes. *Environ. Manag.* 15, 433-439.
- García, C., Hernandez, T., Costa, F., Ayuso, M., 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Commun. Soil Sci. Plan.* 23, 1501-1512.
- García-Gómez, A., Bernal, M.P., Roig, A., 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. *Biores. Technol.* 83, 81-87.
- García-Gómez, A., Roig, A., Bernal, M.P., 2003. Composting of soil fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. *Biores. Technol.* 86, 59-64.
- Garg, R., 2006. Ecological and environmental studies. Delhi, India.
- Gazzetta Ufficiale 20/08/2014 n. 192. LEGGE 11 agosto 2014, n. 116. Conversione in legge, con modificazioni, del decreto legge 24 giugno 2014, n. 91, recante disposizioni urgenti per il settore agricolo, la tutela ambientale e l'efficientamento energetico dell'edilizia scolastica e universitaria, il rilancio e lo sviluppo delle imprese, il contenimento dei costi gravanti sulle tariffe elettriche, nonché per la definizione immediata di adempimenti derivanti dalla normativa europea. Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 192 del 20 agosto 2014 - Serie generale.
- Gazzetta Ufficiale n. 144 del 24/06/2014. Disposizioni urgenti per il settore agricolo, la tutela ambientale e l'efficientamento energetico dell'edilizia scolastica e universitaria, il rilancio e lo sviluppo delle imprese, il contenimento dei costi gravanti sulle tariffe elettriche, nonché per la definizione immediata di adempimenti derivanti dalla normativa europea. Gazzetta Ufficiale n. 144 del 24 giugno 2014 - Serie generale.
- Gessa, C., Ciavatta, C., 2000. Complesso di scambio. Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, Metodi di analisi chimica del suolo. Franco Angeli Editore, Milano, pp. 1-31.
- Ghisleni, P.L., Quagliotti, L., 1983. Floricoltura, UTET, Torino, pp. 284-312.
- Gigliotti, G., Brusinelli, D., Giusquiani, P.L., 1999. Composition changes of soil humus after massive application of urban waste compost: a comparison between FT-IR spectroscopy and humification parameters. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55, 23-28.
- Gigliotti, G., Proietti, P., Said-Pullicino, D., Nasini, L., Pezzolla, D., Rosati, L., Porceddu, P.R., 2012. Cocomposting of olive husks with high moisture contents: Organic matter dynamics and compost quality. *Intern. Biod. Biodegrad.* 67, 8-14.
- Giuffrida, F., Michel, J.C., 2010. Substrati di coltivazione per una orto-floricoltura sostenibile, *Italus Hortus*, 17, 29-41.

- Giusquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., Benetti, A., 1995. Urban Waste Compost: Effects on Physical, Chemical, and Biochemical Soil Properties *J. Environ. Qual.*, 24, 175-182.
- Gollardo-Lara, F., Nogales, R., 1987. Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system: A review. *Biol. Waste* 19, 35-62.
- Golueke, C.G., 1981. Principles of biological resource recovery. *Biocycle* 22, 36-40.
- Golueke, C.G., Diaz, L.F., 1987. Composting and the limiting factors principle. *Biocycle* 28, 22-25.
- Gomez-Brandon, M., Lazcano, C., Dominguez, J., 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere* 70, 436-444.
- Gonani, Z., Riahi, H., Sharifi, K., 2011. Impact of using leached spent mushroom compost as partial growing media for horticultural plants. *J. Plant Nutr.* 34, 337-344.
- Gorham, E., 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol. Appl.* 1(2), 182-195.
- Gotaas, H.B., 1956. Composting: Sanitary Disposal and Reclamation of Organic Wastes. Monograph Series (No. 31). World Health Organization, Geneva.
- Goyal, S., Dhull, S.K., Kapoor, K.K., 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Biores. Technol.* 96, 1584-1591.
- Greenhouse Grower, 2008. Standards, certification and sustainability. 2 June 2008. <http://www.greenhousegrower.com>.
- Grigatti, M., Giorgioni, M.E., Ciavatta, C., 2007. Compost-based growing media: Influence on growth and nutrient use of bedding plants. *Biores. Technol.* 98, 3526-3534.
- Guo, R., Guoxue, L., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., Shen, Y., 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Biores. Technol.* 112, 171-178.
- Hall, T.J., Dennis, J.H., Lopez, R.G., Marshall, M.I., 2009. Factors Affecting Growers' Willingness to Adopt Sustainable Floriculture. *HortScience* 44(5), 1346-1351.
- Hall, T.J., Dennis, J.H., Lopez, R.G., Marshall, M.I., 2010. Barriers to Adopting Sustainable Floriculture Certification. *HortScience* 45(5), 778-783.
- Handreck, K., Black, N. (Eds.), 2005. Growing Media for Ornamental Plants and Turf. New South Wales Univ Pr Ltd., Australia.
- Harada, Y., Inoko, A., 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Sci. Plant Nutr.* 26(1), 127-134.
- Harada, Y., Inoko, A., Tadaki, M., Izawa, T., 1981. Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil Sci. Plant Nutr.* 27(3), 357-364.
- Hartmann, H., Kester, D., 2002. Propagación de plantas. Principios y prácticas. Ediciones Continental. México. 760 pp.
- Hartz, T.K., Costa, F.J., Schrader, W.L., 1996. Suitability of Composted Green Waste for Horticultural Uses.
- Haug, R.T., 1993. Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Heiskanen, J., 1993. Variation in water retention characteristic peat growth media used in tree nurseries. *Silva Fennica* 27, 77-97.

- Hernandez Apaolaza, L., Gasco, A.M., Gasco, J.M., Guerrero, F., 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. *Biores. Technol.* 96, 125-131.
- Herrera, F., Castillo, J.,E., Chica, A.,F., López Bellido, L., 2008. Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. *Biores. Technol.* 99, 287-296
- Herrmann, R., F., Shann, J.,R., 1993. Enzyme Activities as Indicators of Municipal Solid Waste Compost Maturity. *Compost Sci Util* 1, 54-63.
- Hicklenton, P.,R., Rood, V., Warman, P.,R., 2001. The effectiveness and consistency of source-separated municipal solid waste and bark compost as components of container growing media. *Sci. Hortic.* 91 365-378.
- Hill, J.O., Simpson, R.J., Moore, A.D., Chapman, D.F., 2006. Morphology and response of roots of pasture species to phosphorus and nitrogen nutrition. *Plant Soil* 286, 7-19.
- Hirai, M., Chanyasak, V., Kubota, H., 1983. A standard measurement for compost maturity. *Biocycle* 24, 54-56.
- Hoekstra, N.,J., Bosker, T., Lantinga, E.,A., 2002. Effects of cattle dung farmswith different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 189-196.
- Hoitink, H.A.J., Fahy, P.C., 1986. Basis for the control of soilborne plant pathogens with composts. *Ann. Rev. Phytopathol.* 24, 93-114.
- Hong, J.H., Keener, H.M., Elwell, D.L., 1998. Preliminary study of the effect of continuous and intermittent aeration on composting hog manure amended with sawdust. *Compost. Sci. Util.* 6, 74-88.
- Hu, H., Tang, C., Rengel, Z., 2005. Role of phenolics and organic acids in phosphorus mobilization in calcareous and acidic soils. *J. Plant Nutr.* 28,1427-1439.
- Hu, Y., Schmidhalter, U., 2005. Drought and salinity: a comparison of their effects on mineral nutrition of plants. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 541-549.
- Huang, D.L., Zeng, G.M., Feng, C.L., Hu, S., Lai, C., Zhao, M.H., Su, F.F., Tang, L., Liu, H.L., 2010. Changes of microbial population structure related to lignin degradation during lignocellulosic waste composting. *Biores. Technol.* 101(11), 4062-4067.
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B., 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management* 24, 205-813.
- Hue, N.V., Liu, J., 1995. Predicting compost stability. *Compost. Sci. Utilizat.* 3, 8-15.
- Iannotti, D.A., Grebus, M.E., Toth, B.L., Madden, L.V., Hoitink, H.A.J., 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid-waste. *J. Env. Qual.* 23, 1177-1183.
- Ierugan, A., 2012. Live plants and products of floriculture sector in the EU. In: European Commission – DG Agriculture and Rural Development (DG AGRI) – Unit C.2.Olive Oil, horticultural products – advisory group.
- Iglesias-Jiménez, E., García, V.P., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biores. Technology* 27, 115-142.
- Iglesias-Jiménez, E., Pérez-García, V., 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agr. Ecosyst. Environ.* 38, 331-343.
- Illera-Vives, M., Seoane Labandeira S., López-Mosquera, M.E., 2013. Production of compost from marine waste: evaluation of the product for use in ecological agriculture. *J. Appl. Phicol.* 25, 1395-1403.

- Inaba, S., Takenaka, C., 2005. Effects of dissolved organic matter on toxicity and bioavailability for lettuce sprouts. *Environ. Intern.* 31(4), 603-608.
- Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y., 1989. Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. *Soil. Sci. Am. J.* 53, 1695-1701.
- Inbar, Y., Hadar, Y., Chen, Y., 1993. Recycling of cattle manure: the composting process and characterization of maturity. *J. Env. Qual.* 22(4), 857-863.
- Ingelmo, F., José Molina, M., Desamparados S. M., Gallardo, A., Lapeña, L. 2012. Influence of organic matter transformations on the bioavailability of heavy metals in a sludge based compost. *J. Environment. Manage.* 95, 104-109.
- ISMEA, Istituto di servizi per il mercato agricolo alimentare, 2011.. Il florovivaismo in Italia nel 2010: i principali dati di settore.
- Jackson, M.J., Line, M.A., 1998. Assessment of periodic turning as an aeration mechanism for pulp and paper mill sludge composting. *Waste Manage. Res.* 16, 312-319.
- Jarrell, W.M., Beverly, R.B., 1981. In: Brady, N.C. (eds). *The dilution effect in plant nutrition studies*. Adv. Agron. Vol. 34. Academic Press, New York, NY. pp. 197-224.
- Jayasinghe, G.Y., Tokashiki, Y., Arachchi, I.D.L., Arakaki, M., 2010. Sewage sludge sugarcane trash based compost and synthetic aggregates as peat substitutes in containerized media for crop production *J. Hazard. Mater.* 174, 700-706.
- Jeris, J.S., Regan, R.W., 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting I: experimental procedures and temperature. *Compost Sci.* 14, 8-15.
- Ji, R., Chen, Z., Corvini, P.F.X., Kappler, A., Brune, A., Haider, K., Schäffer, A., 2005. Synthesis of [13C]- and [14C]-labeled phenolic humus and lignin monomers. *Chemosphere* 60, 1129-1181.
- Jiménez, E.I., García, V.P., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biol. Wastes* 27, 115-142.
- Joosten, H., Clarke, D., 2002. *Wise use of mires and peatlands*: Jyväskylä. Finland, International Peat Society, pp. 304.
- Joshi, M., Ravindranath, S., Jain, G., Nazareth, K., 2007. *Sustainable Development: An Introduction*. Internship Series, Volume 1.
- Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., López-González, J.A., Moreno J., 2014. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *J. Environ. Manag.* 133, 355-364.
- Kaosol, T., Kiepkudee, S., Towatana, P., 2012. Influence of Nitrogen Containing Wastes Addition on Natural Aerobic Composting of Rice Straw. *Am. J. Agr. Bio. Sci.* 7(2), 121-128.
- Kapetanios, E.G., Loizidou, M., Valkanas, G., 1993. Compost production from Greek domestic refuse. *Biores. Technol.* 43, 13-16.
- Katyal, T., Sataka, M., 2001. *Environmental pollution*. New Delhi, India. Anmol Publications Put Ltd.
- Khalil, A., Domeizel, M., Prudent, P., 2008. Monitoring of green waste composting process based on redox potential. *Biores. Technol.* 99, 6037-6045.
- Kipp, C., 1984. Optimum process parameters for composting sludge. *Biocycle* 25(9), 39-40.
- Kitson, R.E., Mellon, M.G., 1944. Colorimetric determination of phosphorus as molybdivanadophosphoric acid. *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.* 16(6), 379-383.

- Klute, A., 1986. Water retention: laboratory methods. IN: *Methods of Soil Analysis, Part 1 – Physical and Mineralogical Methods*, Second Edition, Chpt. 26, p635-662, Soil Soc. of America.
- Eitzer, B.D., 1995. Emissions of volatile organic chemicals from municipal solid waste composting facilities. *Environ. Sci. Technol.* 29, 896-902.
- Ko, H.J., Kim, K.Y., Kim, H.T., Kim, C., Kim, C.N., Umeda, M., 2008. Evaluation of mature parameters and heavy metal contents in compost made from Animal marine. *Waste Manage.* 28, 813-820.
- Komilis, D.P., 2006. A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions. *Waste Management* 26, 82-91.
- Komilis, D.P., Ham, R.K., 2000. A laboratory method to investigate gaseous emissions and solids decomposition during composting of municipal solid wastes. *Compost Sci. Util. Sum.* 8(3), 254-265.
- Komilis, D.P., Ham, R.K., 2003. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Manage.* 23, 419–423.
- Körner, I., Braukmeier, J., Herrenkladje, J., Leikam, K., Ritzkowski, M., Schlegelmilch, M., Stegmann, R., 2003. Investigation and optimization of composting processes – test systems and practical examples. *Waste Manage.* 23, 17-26.
- Kothari, R., Tyagi, V.V., Pathak, A., 2010. Waste-to-energy: A way from renewable energy sources to sustainable development. *Renew. Sust. Ener. Rev.* 14, 3164-3170.
- Krug, B.A., Burnett, S.E., Dennis, J.H., Lopez, R.G., 2008. Growers look at operating a sustainable greenhouse. *GMPRO* 28, 43-45.
- Kuehny, J., Morales, B., 1998. Effects of salinity and alkalinity on pansy and impatiens in three different growing media. *J. Plant Nutr.* 21(5), 1011-1023.
- Kuhad, R.C., Singh, A., Erikson, K., 1997. Microorganisms and enzymes involved in the degradation of plant fiber cell walls. *Advances in Biochemical Engineering: Biotechnology in the Pulp and Paper Industry*, Springer-Verlag, New York, pp. 45-125.
- Kulcu, R., Yaldiz, O., 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Biores. Technol.* 93, 49-57.
- Kumar, A., Alaimo, C.P., Horowitz, R., Mitloehner, F.M., Kleeman, M.J., Green, P.J., 2011. Volatile organic compound emissions from green waste composting: characterization and ozone formation. *Atmos. Environ.* 45, 1841-1848.
- Kumar, M., Ou Yan L., Lin J.G., 2010. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Manage.* 30, 602-609.
- Landis, T.D., Tinus, R.W., McDonald, S.E., Barnett, J.P., 1990. Containers and growing media. *The Container Tree Nursery Manual Agriculture Handbook* 674 (vol. 2). USDA Forest Service, Washington, DC.
- Lappalainen, E., 1996. *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä, Finland, 161 pp.
- Larney, F.J., Olson, A.F., Carcamo, A.A., Chang, C. 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Biores. Technol.* 75(2), 139-148.
- Lasaridi, K. E., Stentiford, E.I., 1998. Biological parameters for compost stability assessment and process evaluation. *Acta Hort.* 469, 119-128.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A., 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: the need for standards and quality assurance. *J. Environ. Manage.* 80, 58-65.

- Lazcano, C., Arnold, J., Tato, A., Zaller, J.G. and Domínguez, J., 2009. Compost and vermicompost as nursery pot components: Effects on tomato plant growth and morphology. *Span. J. Agric. Res.* 7, 944-951.
- Le Bot, J., Adamowicz, S., Robin, P., 1998. Modelling plant nutrition of horticultural crops: a review. *Sci. Hortic.* 74, 47-82.
- Lemaire, F., 1997. The problem of biostability in organic substrates. *Acta Hortic.* 450, 63-70.
- Lemaire, F., Dartiques, A., Riviere, L.M., 1980. Properties of substrates with ground pine bark. *Acta Hortic. (ISHS)* 99, 67-80.
- Lemaire, F., Guérin, V., Charpentier, S., 1995. Management of fertilization for container crops by means of induced percolate analysis. *Acta Hortic.* 401, 451-459.
- Lemaire, F., Riviere, L.M., Stievenard, S., Marfà, O., Gschwander, S., Giuffrida, F., 1998. Consequences of organic matter biodegradability on the physical and chemical parameters of substrates. *Acta Hortic. (ISHS)* 469, 129-138.
- Lennartsson, M., 1997. The peat conservation issue and the need for alternatives. In: *Proceedings of the IPS International Peat Conference on Peat in Horticulture*. Schmilewski, Amsterdam, pp. 112-121.
- Leone, A., 2006. Applicazione di compost in suoli agrari. Valutazione dell'attività biologica e monitoraggio di metalli pesanti e di alcuni microrganismi potenzialmente patogeni. Tesi di Dottorato.
- Leton, T.G., Stentiford, E.I., 1990. Control of aeration in static pile composting. *Waste Manage. Res.* 8, 229-306.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1989, Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biol. Wastes*, 27:115-142.
- Li, X., Zhang, R., Pang, Y., 2008. Characteristics of dairy manure composting with rice straw. *Biores. Technol.* 99, 359-367.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology* 86, 131-137.
- Liang, Y., Leonard, J.J., Feddes, J.J.R., McGill, W.B., 2006. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. *Biores. Technol.* 97, 748-761.
- Lin, C., 2008. A negative-pressure aeration system for composting food wastes. *Bioresour. Technol.* 99, 7651-7656.
- Liu, H.T., Gao, D., Chen, T.B., Cai, H., Zheng, G.D., 2014. Improvement of salinity in sewage sludge compost prior to its utilization as nursery substrate. *J. Air Waste Ma.* 64, 546-551.
- López Real, J., Merillot, J., 1996. Starting materials. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds). *The Science of Composting. Part 2*. Blackie Academic, London, 1039-1040.
- Lopez, R.G., Burnett, S.E., Dennis, J.H., Krug, B.A., 2008. 8 steps to take to become sustainable. *GMPPro* 28, 26-29.
- Lynch, J.M., 1993. Substrate availability in the production of composts. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M., (Eds). *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*. Ohio: Renaissance Publications, pp. 24-35.
- Maas, E.V., 1986. Salt tolerance of plants. *Appl. Agricult. Res.* 1, 12-26.

- Madejon, E., Galli, E., Tomati, U., 1998. Bioremediation of olive mill pomaces for agricultural purposes. *Fresen. Environ. Bull.* 7, 873-879.
- Maher, M., Prasad, M., Raviv, M., 2008. Organic soilless media components. In: Raviv, M., Lieth, J.H. (Eds.), *Soilless culture: Theory and practice*, Oxford: Elsevier, pp. 459-504.
- Mäkiranta, P., Riutta, T., Penttilä, T., Minkkinen, K., 2010. Dynamics of net ecosystem CO₂ exchange and heterotrophic soil respiration following clearfelling in a drained peatland forest. *Agric. Forest Meteorol.* 150, 1585-1596.
- Mami, Y., Peyvast, G., 2010. Substitution of municipal solid waste compost for peat in cucumber transplant production. *J. Hortic. For.* 2, 154-160.
- Manas, P., Castro, E., De Las Heras J., 2009. Quality of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) seedlings using waste materials as nursery growing media. *New Forests*, 37, 295-311.
- Marfá, O., Tort, J.M., Olivella, C., Cáceres, R., Martínez, F.X., 1998. Cattle manure compost as substrate. II – Conditioning and formulation of growing media for cut flower cultures. *Acta Hort.* 469, 305-312.
- Marinari, S., Masciandaro, G., Ceccanti, B., Grego, S., 2000. Influence of organic and mineral fertilizers on soil biological and physical properties. *Biores. Technol.* 72, 9-19.
- Marschner, H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd ed. Academic, San Diego, pp. 324-333.
- Martengani, A.D., Zoglia, M., 1985. Machinery aspects of compost making. In: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Publishers, London, 89-109.
- Martínez, F.X., 1992. Propuesta de metodología para la determinación de las propiedades físicas de los sustratos. *Actas de Horticultura* 11, 55-66.
- Marzioletti, P., Pardossi, A., Pozzi, A., 2006. Materiali alternativi alla torba per la preparazione dei substrati di coltura impiegati nel vivaismo ornamentale. ARSIA della Regione Toscana, www.cespevi.it/probiorn.
- Mathur, S.P., Patni, N.K., Levesque, M.D., 1990. Static pile, passive aeration composting of manure using peat as a bulking agent. *Biol. Wastes* 34, 323-333.
- McGregor, S.T., Miller, F.C., Psarianos, K.M., Finstein, S., 1981. Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Appl. Environ. Microbiol.* 41(6), 1321-1330.
- McKinley, V.L., Vestal, J.R., 1985. Physical and chemical correlates of microbial activity and biomass in composting municipal sewage sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 50, 1395-1403.
- McMahon, V., Garg, A., Aldred, D., Hobbs, G., Smith, R., Tothill, I.E., 2008. Composting and bioremediation process evaluation of wood waste materials generated from the construction and demolition industry. *Chemosphere* 71, 1617-1628.
- Medina, E., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R., 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. *Biores. Technol.* 100, 4227-4232.
- Medina, E., Paredes, M.D., Perez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R., 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. *Biores. Technol.* 100, 4227-4232.
- Mekuriaw, A., Teffera, B., 2013. The role of Environmental Impact Assessment for sustainable development. 'IAIA13 Conference Proceedings' *Impact Assessment the Next*

- Generation 33rd Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment*
13 – 16 May 2013, Calgary Stampede BMO Centre Calgary, Alberta, Canada.
- Michel, J.C., Naasz, R., Montgermont, N., 2004. A tool for measuring the shrink/swell phenomena of peat growing media by image analysis. *Proceedings of the 12th International Peat Congress*, 6-11 June 2004, Tampere, Finland Vol. II, 321-325.
- Michel, J.C., Kerloch, E., Bozon, E., Cannavo, P., 2013. Consequences of root development on the evolution of hydraulic properties of peat growing media under a constant and optimal water regime. *Acta Hortic.* 1013, 159-165.
- Milligan, E.E., Temple, W.D., Bomke, A.A., 2008. Poultry Litter Composting. *Certified Organic Associations of British Columbia*, Vernon, Canada.
<http://www.certifiedorganic.bc.ca/programs/>.
- Mininni, C., Bustamante, M.A., Medina, E., Montesano, F., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moral, R., Santamaria, P., 2013. Evaluation of posidonia seaweed-based compost as a substrate for melon and tomato seedling production. *J. Hortic. Sci. Biotech.* 88(3), 345-351.
- Minuto, A., Garibaldi, A., 2008. Il progetto RevFlor: recupero e valorizzazione del patrimonio autoctono e naturalizzato nel settore floricolo. *Atti del Workshop: "Le piante spontanee come risorsa per il florovivaismo e la valorizzazione del paesaggio"*, 31-38.
- Mipaaf, 1991. Approvazione dei metodi ufficiali di analisi per i fertilizzanti. *Supplemento n. 2. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana* n.29, 4/2/1991, 31-39.
- Mipaaf, 2010. Piano del settore florovivaistico 2010-2012.
- Mipaaf, 2011. Situazione attuale del settore florovivaistico europeo.
<http://www.politicheagricole.it>
- Mipaaf, 2012. Situazione attuale del settore florovivaistico Europeo. *Lettera UE* 13-05; luglio 19.
- Mipaaf, 2013. Piano del settore florovivaistico 2014/2016 - Allegato tecnico.
- Mohammad, N., Alam, M.Z., Kabbashi, A.N., Ahsan, A., 2012. Effective composting of oil palm industrial waste by filamentous fungi: A review. *Resources, Conserv. Recyc.* 58 69-78.
- Moldes, A., Cendón, Y., Barral, M.T., 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design *Biores. Technol.* 98, 3069-3075
- Mollitor, H., Faber, A., Marutzky, R., Springer, S., 2004. Peat substitute on the basis of recycled wood chipboard. *Acta Hortic.* 644, 123-130.
- Mondini, C., Dell'Abate, M.T., Leita, L., Beneditti, A., 2003. An integrated chemical, thermal and microbiological approach to compost stability evaluation, *J. Environ. Qual.* 32, 2379-2386.
- Mondini, C., Insam, H., 2003. Community level physiological profiling as a tool to evaluate compost maturity: A kinetic approach. *Eur. J. Soil Biol.* 31, 141-148.
- Moore, K.K., 2005. Uses of compost in potting mixes. *HortTechnol.* 15, 58-60.
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F., Bernal, M.P., 2009. Utilization of manure composts by high-value crops: safety and environmental challenges. *Biores. Technol.* 100, 5454-5460.
- Moral, R., Paredes, C., Perez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Perez-Espinosa, A., 2013. Changelles of Composting for Growing Media Purposes in Spain and The Mediranean Area. *Acta Hort.* 1013, 25-39.

- Morales-Corts, M.R., Gómez-Sánchez, M.A., Pérez-Sánchez, R., 2014. Evaluation of green/pruning wastes compost and vermicompost, slumgum compost and their mixes as growing media for horticultural production. *Scientia Horticulturae* 172, 155-160.
- Moreno, M.J., Lòpez, M.J., Vargas-Garcia, M.V., Suarez-Estrella, F., 2013. Recent advances in microbial aspects of compost production and use. *Acta Hortic.* 1013, 443-457.
- Mupondi, L.T., Mkeni, P.N.S., Brutsch, M.O., 2006. The Effects of Goat Manure, Sewage Sludge and Effective Microorganisms on the Composting of Pine Bark. *Compost Sci. Util.* 14(3), 201-210.
- Nappi, P., Barberis, R., 1993. Compost as growing medium: chemical, physical and biological aspects. *Acta Hort.* 342, 249-256.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 2137-2144.
- NiChualain, D., Prasad, M., 2009. Evaluation of three methods for determination of stability of composted material destined for use as a component of growing media. *Acta Hortic.* 819, 303-310.
- Noguera, P., Abad, M., Puchades, R., Maquieira, A., Noguera, V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as a container medium. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34, 593-605.
- Noto, G., 1993. I substrati di coltivazione. *Tecn. Agric.* 45, 3-39.
- Nouri Roudsari, O., Abkari, B., 2007. Study of *Calendula* and *Gaillardia* Growth in Two Composts Prepared from Agroindustrial Wastes. *Pak. J. Biol. Sci.* 10(9), 1438-1444.
- Oberpaur, C., Puebla, V., Vaccarezza, F., Arévalo, M.E., 2010. Preliminary substrate mixtures including peat moss (*Sphagnum magellanicum*) for vegetable crop nurseries *Cien. Inv. Agr.* 37(1), 123-132.
- Oberson, A., Besson, J.M., Maire, N., Sticher, H., 1996. Microbiological processes in soil organic transformations in conventional and biological cropping systems. *Biol. Fertil. Soils* 21, 138-148.
- Oleszczuk, P., 2010. Testing of different plants to determine influence of physicochemical properties and contaminants content on municipal sewage sludges phytotoxicity. *Environ. Toxicol.* 25, 38-47.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. Circular N. 939, U.S.D.A.
- Olympious, C.M., 1992. Soilless media under protected cultivation rockwool, peat, perlite and other substrates. *Acta Hortic.* 401, 443-451.
- Orquin, R., Abad, M., Noguera, R., Puchades, R., Maquieira, A., 2001. Composting of mediterranean seagrass and seaweed residues with yard waste for horticultural purposes. *Acta Hortic.* 549, 29-35.
- Ostos, J.C., Lopez-Garrido, R., Murillo, J.M., Lopez, R., 2008. Substitution of peat for municipal solid waste- and sewage sludge-based composts in nursery growing media: Effects on growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus* L. *Biores. Technol.* 99, 1793-1800.
- Ozores-Hampton, M., 1998. Compost as an alternative weed control method. *Hortsci.* 33(6), 938-940.
- Paappanen, T., Leinonen, A., Hillebrand, K., 2006. Fuel Peat Industry in UE, summary report, pp 1-20. Epagma -118, Avenue de Cortenburg, box 9 B-1000, Brussels (Belgium).

- Pankhurst, C.E., Hawke, B.G., McDonald, H., Kirkby, C.A., Buckerfield, J.C., Michelsen, P., O'Brien K.A., Gupta, V.V.R.S., Doube, B.M., 1995. Evaluation of soil biological properties as potential bioindicators of soil health. *Aust. J. Exp. Agr.* 35, 1015-1028.
- Papafotiou, M., Phsyhalou, M., Kargas, G., Chatzipavlidis, I., Chronopoulos, J., 2004. Olive-mill wastes compost as growing medium component for the production of poinsettia. *Sci. Hortic.* 102, 167-175.
- Paradelo, R., Moldes, A.B., Barrall, M.T., 2013. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. *J. Environ. Manage* 116, 18-26.
- Pardossi, A., Incrocci, L., Marzioletti, P., Bibbiani, C., 2009. I substrati e la coltivazione delle piante in contenitore. *Fertilitas Agrorum* 3(1), 22-31.
- Pare, T., Dinel, H., Schnitzer, M., Dumontet, S., 1998. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biol. Fertil. Soils* 26, 173-178.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A., 2002. Bio-degradation of olive mill wastewater by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresour. Technol.* 85(1), 1-8.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sanchez-Monedero, M.A., Cegarr, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils.* 32(3), 222-227.
- Pascual, J.A., García, C., Hernandez, T., 1999. Lasting microbiological and biochemical effects on the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biol. Fertil. Soils* 30, 1-6.
- Pasquini, T., Mugani, S., 2006. Compost di qualità e colture ornamentali in contenitore. <http://cespevi.it/art/compost2.htm>
- Pearson, J., Stewart, G.R., 1993. The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New. Phytol.* 125, 283-305.
- Peigné, J., Girardin, P., 2004. Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Wate Air Soil Pollut.* 153, 45-68.
- Perez-Murcia, M.D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., 2006. Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Biores. Technol.* 97, 123-130.
- Pichler, M., Kögel-Knaber, I., 2000. Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 29, 1337-1344.
- Pinamonti, F., Centemero, M., 1997. Compost nella preparazione di terricci e dei substrati colturali. *Supplemento a L'informatore agrario* 44/97, 51-55.
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., Zorzi, G., 1997. The Use of Compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resour. Conserv. Recyc.* 21, 129-143.
- Polak, A., Wallach, R., 2001. Measuring soil moisture dynamics in an irrigated orchard by time reflectometry method. *Acta Hortic.* 562, 39-46.
- Prasad, M., 1997. Physical chemical and biological properties of coir dust. *Acta Hort. Uageningen* 450, 21-29.
- Raj, D., Antil, R.S., 2011. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Biores. Technol.* 102, 2868-2873.
- Rasapoor, M., Nasrabadi, T., Kamali, M., Hoveidi, H., 2009. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Manage.* 29, 570-573.
- Raviv, M., 1998. Horticultural uses of composted material. *Acta Hortic.* 469, 225-234.

- Raviv, M., 2005. Production of high-quality composts for horticultural purposes: A mini-review. *HortTechnol.* 15, 52-57.
- Raviv, M., 2009. Sustainability of Organic Horticulture. *Horticultural Reviews.* 36, 289-333.
- Raviv, M., 2011. The future of composts as ingredients of growing media. *Acta Hortic.* 891, 19-32.
- Raviv, M., Chen, Y., Inbar, Y., 1986. Peat and peat substitutes as growth media for container-growth plants, In: Chen, Y., Avnimelech, Y., (Eds.), *The role of the organic matter in modern agriculture.* Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 257-287.
- Raviv, M., Wallach, R., Silber, A., Bar-Tal, A., 2002. Substrates and Their Analysis. In: Savvas, D., Passam, H. (Eds.), *Hydroponic Production of Vegetables and Ornamentals.* Embryo Publications, Greece 2, 25-102.
- Raymond, D.A., Chong, C., Voroney, R.P., 1998. Response of four container grown woody ornamentals to immature composted media derived from waxed corrugated cardboard. *Comp. Sci Util.* 6, 67-74.
- Rea, E., 2005. Panoramica sui substrati per la coltivazione in "fuori suolo". *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo* 54, 510-516
- Rea, E., De Lucia, B., Ventrelli, A., Pierandrei, F., Rinaldi, S., Salerno, A., Vecchiotti, L., Ventrelli, V., 2009. Substrati alternativi a base di compost per l'allevamento in contenitore di specie ornamentali mediterranee. *Atti del Convegno "Substrati di coltivazione: sviluppi qualitativi, tecnici, legislativi e commerciali"* *Fertilitas Agrorum* 3(1), 64-73.
- Recchia, L., Sarri, D., Rimediotti, M., Boncinelli, P., Vieri, M., Cini, E., 2013. Environmental benefits from the use of the residual biomass in nurseries. *Resour. Conserv. Recy.* 81, 31-39.
- Regione Toscana, 2006. Florovivaismo, prima indagine regionale sulle aziende: dati definitivi 2000-2003.
- Reinikainen, O., 1993. Choice of growing media for potplants. *Acta Horticulturae*, 342, 357-360.
- Reinikainen, O., Herranen, M., 2001. Different methods of measuring compost stability and maturity. *Acta Hortic.* 549, 99-104.
- Requena, N., Azcón, R., Baca, M.T., 1996. Chemical changes in humic substances from compost due to incubation with lignocellulolytic microorganisms and effects on lettuce growth. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 45, 857-863.
- Restrepo, A.P., Medina, E., Pérez-Espinosa, A., Agulló, E., Bustamante, M.A., Mininni, C., Bernal, M. P., Moral, R., 2013. Substitution of peat in horticultural Seedlings: suitability of digestate-derived compost from cattle manure and maize silage codigestion. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 44, 668-677.
- Ribeiro, H.M., Romero, A. M., Pereira, H., Borges, P., Cabral, F., Vasconcelos, E., 2007. Evaluation of a compost obtained from forestry wastes and solid phase of pig slurry as a substrate for seedlings production. *Biores. Technol.* 98, 3294-3297.
- Robertson, R.A., 1993. Peat, horticulture and environment. *Biodivers. Conserv.* 2, 541-547.
- Robin, D., 1997. Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux. *Agronomy* 17, 157-171.

- Rodríguez, F., Guerrero, C., Moral, R., Ayguade, H., Mataix-Beneyto, J., 2005. Effects of composted and non-composted solid waste of pig slurry on nitrogen, phosphorus, and potassium contents into Mediterranean soils. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 3, 635-647.
- Roig, A., Lax, A., Cegarra, J., Costa, F., Hernández, M.T., 1988. Cation-exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.* 146, 311-316.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26, 46-47.
- Ronco, R., 2002. I principali comparti del florovivaismo: le diverse classificazioni dei raggruppamenti. www.venetoagricoltura.org
- Rosen, C.J., Halbach, T.R., Swanson, B.T., 1993. Horticultural uses of municipal solid waste components. *Hortic. Technol.* 3, 167-173.
- Ruggieri, L., Gea, T., Artola, A., Sanchez, A., 2008. Influence of different co-substrates biochemical composition on raw sludge co-composting. *Biodegradation* 19(3), 403-415.
- Rynk, R., Kamp, M., Willson, G.B., Singley, M.E., Richard, T.L., Kolega, J.J., Gouin, F.R., Laliberty, L., Kay, D., Murpy, D.W., Hoitink, H.A.J., Brinton, W.F., 1992. *On-Farm Composting Handbook*, NRAES-54, Cooperative Extension Service, North Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, NY, USA.
- Sæbø, A., Ferrini, F., 2006. The use of compost in urban green areas - A review for practical application. *Urban For. Urban Gre.* 4, 159-169.
- Saharinen, M.H., 1998. Evaluation of changes in CEC during composting. *Compost Sci Util* 6, 29-37.
- Said-Pullicino, D., Erriquens, F. G. & Gigliotti, G. (2007). Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Biores. Technol.* 98, 1822-1831.
- Salvador, E.D., Haugen, L.E., Gislerød, H.R., 2005. Compressed coir as substrate in ornamental plants growing – Part I: Physical properties. *Acta Hortic.* 683, 215-222.
- Sánchez, A., 2009. Discussion: Test methods to aid in the evaluation of the diversion of biodegradable municipal waste (BMW) from landfill. *Waste Manage.* 29(8), 2306-2307.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., 1999. Relationships between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Biores. Technol.* 70, 193-201.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., Noguera, P., Abad, M., 2004. Composts as media constituents for vegetable transplant production. *Compost Sci. Util.* 12, 161-168.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic wastes composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.* 78, 301-308.
- Sarri, D., Rimediotti, M., Lisci, R., Vieri, M., 2013. Recupero degli scarti verdi dei vivai. Progetto VIS "Vivaismo Sostenibile". Pistoia, 5 Aprile 2013.
- Satisha, G.C., Devaranjan, L., 2007. Effect of amendments on windrow composting of sugar industry pressmud. *Waste Manage.* 27, 1083-1091.
- Scheller, H.V., Ulvskov, P., 2010. Hemicelluloses. *Ann. Rev. Plant Biol.* 61 263-289.
- Scheuerell, S.J., Sullivan, D.M., Mahafee, W.F., 2005. Suppression of seedling damping-off caused by *Pythium ultimum*, *P. irregulare*, and *Rhizoctonia solani* in contained media

- amended with a diverse range of Pacific Northwest compost sources. *Phytopathology* 95, 306-315.
- Schimmenti, E., Asciuto, A., Galati, A., Carapezza, R., 2009. La competitività del comparto florovivaistico delle regioni del mezzogiorno sul mercato internazionale. XVI Meeting SIEA Trieste, Italy, June 5-6.
- Schmilewski, G., 2008. The role of peat in assuring the quality of growing media. *Mires Peat* 3, 1-8.
- Schmilewski, G., 2009. Growing medium constituents used in the EU. *Acta Hortic.* 819, 33-45.
- Schulze, K.L., 1962. Continuous thermophilic composting. *Appl. Microbiol.* 10, 108-122.
- Sciortino, A., 2003. Origine, consistenza, diffusione e sviluppo del florovivaismo italiano. *Italus Hortus* 10(4), 41-49.
- Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., Ammar, E., 2008. Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. *Biores. Technol.* 99, 6900-6907.
- Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilizer. *Sci. Total Environ.* 81, 521-542.
- Sequi, P., De Nobili, M., 2000. Carbonio Organico. Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, Metodi di analisi chimica del suolo. Franco Angeli Editore, Milano, 1-26.
- Sequi, P., De Nobili, M., Leita, L., Cercignani, G., 1996. A new index of humification. *Agrochimica* 30, 175-179.
- Sequi, P., Rea, E., Trinchera, A., 2009. Aspetti legislativi per la normazione dei substrati di coltivazione. *Fertilitas Agrorum* 3(1), 36-42.
- Sequi, P., Tittarelli, F., 2006. L'evoluzione della normativa riguardante il compost. *Informatore Fitopatologico* 12, 26-27.
- Shi, W., Norton, J.M., Miller, B.E., Pace, M.G., 1999. Effects of aeration and moisture during windrow composting on the nitrogen fertilizer values of dairy waste composts. *Appl. Soil Ecol.* 11, 17-28.
- Sjöström, E. (Ed.), 1993. *Wood Chemistry, Fundamentals and Applications*, 2nd ed. Academic Press, New York/London.
- Smet, E., Van Langenhove, H., De Bo, I., 1999. The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. *Atmos. Environ.* 33, 1295-1303.
- Snyder, J., 2011. Sustainability and certification in horticulture. *Grower* 101, 42-45.
- Solano, M.L., Iriarte, F., Ciria, P., Negro, M.J., 2001. Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. *J. Agric. Eng. Res.* 79, 317-329.
- Steger, K., Sjogren, A.M., Jarvis, A., Jansson, J.K., Sundh, I., 2007. Development of compost maturity and *Actinobacteria* populations during full-scale composting of organic household waste. *J Appl. Microbiol.* 103, 487-498.
- Stentiford, E.I., 1996. Composting control: principles and practice. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Editori). *The Science of Composting. Part 1*. Blackie Academic, London, 49-59.
- Stentiford, E.I., Mara, D.D., Taylor, P.L., 1985. Forced-aeration composting of domestic refuse and sewage sludge in static piles. In: Gasser J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Publishers, London, pp. 42-55.

- Stevenson, F.J., 1994. Extraction, fractionation and general chemical composition of soil organic matter. In: Tester, M., Davenport, R. (Eds.), *Humus Chemistry, Genesis, Composition and Reactions*. Wiley e Sons, Inc. New York.
- Strom, P.F., 1985. Identification of thermophilic bacteria in solid waste composting. *Appl. Environ. Microbiol.* 50, 906–913.
- Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., Capel, C., Moreno, J., 2007. Antagonistic activity of bacteria and fungi from horticultural compost against *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis*. *Crop Prot.* 26, 46-53.
- Suzuki, T., Ikumi, Y., Okamoto, S., Watanabe, I., Fujitake, N., Otsuka, H., 2004. Aerobic composting of chips from clearcut trees with various co-materials. *Biores. Technol.* 95, 121-128.
- Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystem*. Blackwell Sci. Publ., London.
- Taleghani, G., Shabani-Kia, A., 2005. Technical–economical analysis of the Saveh biogas power plant. *Renew. Energ.* 30, 441-446.
- Tambascio, S., 2008. Top 100 growers: Growers taking charge. *Greenhouse Grower*. 2 <http://www.greenhousegrower.com>.
- Tang, J.C., Maie, N., Tada, Y., Katayama, A., 2006. Characterization of the maturing process of cattle manure compost. *Process Biochem.* 41, 380–389.
- Tariq, M., Sharif, M., Shah, Z., Khan, R., 2007. Effect of foliar application of micronutrients on the yield and quality of sweet orange (*Citrus sinensis* L.). *Pak. J. Biol. Sci.* 10, 1823-1828.
- Tate, R.L., 1992. Humification and organic matter stability. In: *Soil Organic Matter: Biological and Ecological Effects*. Krieger Publishing Company, Malabar Florida.
- Tester, C.F., 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 827-831.
- Thompson, 2002. Test methods for the examination of composting and compost (TMECC) on CD, June 2002. The Composting Council Research and Education Foundation.
- Tilston, E.L., Pitt, D., Groenhof, A.C., 2002. Composted recycled organic matter suppresses soil-borne diseases of field crops. *New Phytol.* 154, 731-740.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., 2002. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochem.* 37, 869-880.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., 1998. Composting of spent pig litter in turned and forced-aerated piles. *Environ. Pollut.* 99, 329-337.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J., 1996. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Biores. Technol.* 55, 201-206.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J., 1998. Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. *Agric. Ecosyst. Environ.* 67, 79-89.
- Tortarolo, M.F., Pereda, M., Palma, M., Arrigo, N., 2008. Influencia de la inoculación de microorganismos sobre la temperatura en el proceso de compostaje. *Cienc. Suelo* 26(1), 41-50.
- Tseng, D.Y., Chalmers, J.J., Tuovinen, O.H., 1996. ATP measurement in compost. *Compost Sci. Util.* 4, 6-17.
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Biores. Technol.* 72(2), 169-183.

- Tuttolomondo, T., La Bella, S., Virga, G., D'Anna, E., 2010. Compost di qualità per la coltivazione di peperoncino ornamentale in vaso. *Italus Hortus* 17(6), 66-69.
- UN DESA, United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2002. Guidance in Preparing a National Sustainable Development Strategy: Managing Sustainable Development in the New Millennium. Background Paper No. 13.
- UNI EN 13037 2002. Ammendanti e substrati per coltura. Determinazione del pH.
- UNI EN 13038 2002. Ammendanti e substrati per coltura. Determinazione della conducibilità elettrica.
- UNI EN 13039 2002. Ammendanti e substrati per coltura. Determinazione della sostanza organica e delle ceneri.
- UNI EN 13041 2007. Ammendanti e substrati per coltura. Determinazione delle proprietà fisiche - Massa volumica apparente secca, volume d'aria, volume d'acqua, coefficiente di restringimento e porosità totale.
- Unmar, G., Mohee, R., 2008. Assessing the effect of biodegradable and degradable plastics on the composting of green wastes and compost quality. *Biores. Technol.* 99 (15), 6738-6744.
- US Geological Survey (USGS), 2013. Peat Advance Release. 2012 Mineral Yearbook.
- Valentini, F., 2011. Design and operation of composting plants. Consorzio Italiano Compostatori. Summer School: Biological and Thermal Treatment of Municipal Solid Waste Napoli, Italy, 2-6 May 2011.
- van der Gaag, D.J., van Noort, F.R., Stapel-Cuijpers, L.H.M., de Kreij, C., Termorshuizen, A.J., van Rijn, E., Zmora-Nahum, S., Chen, Y., 2007. The use of green waste compost in peat-based potting mixtures: Fertilization and suppressiveness against soilborne diseases. *Sci. Hortic.* 114, 289-297.
- Van Heerden, I., Cronjé, C., Swart, S.H., Kotzé, J.M., 2002. Microbial, chemical and physical aspects of citrus waste composting. *Biores. Technol.* 81, 71-76.
- Van Huylenbroek, J., 2010. Status of floriculture in Europe. *Methods Mol. Biol.* 589, 365-376.
- Van Soest, P.J., Wine, R.H., 1967. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents. *AOAC* 50(1), 50-55.
- Varadachari, C., Ghosh, K., 1984. On humus formation. *Plant Soil* 77, 305-313.
- Vargas-Garcia, M.C., Suarez-Estrella, F., Lopez, M.J., Moreno, J., 2007. Effect of inoculation in composting processes: modifications in lignocellulosic fraction. *Waste Manage.* 27, 1099-1107.
- Vassilev, A., Lidon, F.C., Ramalho, J.C., Céu Matos, M., Bareiro, M.G., 2004. Shoot cadmium accumulation and photosynthetic performance of barley plants exposed to high cadmium treatments. *J. Plant. Nutr.* 27, 775-795.
- Verdonck, O., 1984. Reviewing and evaluation of new materials used as substrates. *Acta Hortic.* 150, 467-474.
- Verdonck, O., 1988. Compost from organic waste materials as substitutes for the usual horticultural substrates. *Biol. Wastes* 26, 325-350.
- Verdonck, O., 1998. Compost specifications. *Acta Hortic.* 469, 169-176.
- Verdonck, O., de Boodt, M., Gabriels, R., 1987. Compost as a growing medium for horticultural plants. In *Compost Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science. London, 399-405.

- Verhagen, J., 2009. Stability of growing media from a physical, chemical and biological perspective. *Acta Hortic.* 819, 135-142.
- Viviani, G., 2011. Bonifica dei siti contaminati. Università degli Studi di Palermo, Facoltà di ingegneria.
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29-38.
- Wallace, P., Holmes, S., Richardson, S., Brown, S., 2005. Monitoring of peat and alternative products for growing media and soil improvers in the UK. DEFRA, UK. Second biennial report by ADAS UK Ltd. and Enviro Consulting Ltd.
- Walter, I., Martínez, F., Cala, V., 2006. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environ. Pollut.* 139, 507-514.
- Wang, C.M., Changa, C.M., Watson, M.E., Dick, W.A., Chen, Y., Hoitink, H.A.J., 2004. Maturity indices of composted dairy and pig manures. *Soil Biol. Biochem.* 36, 767-776.
- Wang, K., Li, W., Guo, J., Zou, J., Li, Y., Zhang, L., 2011. Spatial distribution of dynamics characteristic in the intermittent aeration static composting of sewage sludge. *Biores. Technol.* 102, 5528-5532.
- Widodo, T. W., Asari, A., N. A., R.E. , 2009. Design and development of biogas reactor for farmer group scale. *Indonesian Journal of Agriculture*, 2(2), 121-128.
- Wilson, S.B., Stoffella, P.J., Kromfoltz, L.A., 2001. Containerized perennials make good use of compost. *BioCycle* 42(8), 59-60.
- Wong, J.W.C., Fang, Li K., Su, M., 2001. Toxicity evaluation of sewage sludges in Hong Kong. *Environ. Intern.* 27(5), 373-380.
- Wong, M.H., Bradshaw, A.D., 1982. A comparison of the toxicity of heavy metals using root elongation of ryegrass: *Lolium perenne*. *New Phytol.* 91, 2551-3261.
- Wong, M.H., 1985. Phytotoxicity of refuse compost during the process of maturation. *Environ. Pollut.* 37, 159-174.
- Wu, L., Ma, Q.L., Martinez, G.A., 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.* 29, 424-429.
- Yañez R., Bueno P., Rivera A., García-Barneto A., Díaz M.J., 2010. Selective organic compounds degradation under controlling composting conditions. *Waste Manage.* 30, 755-763.
- Yu, Y.F. (Ed.), 2003. China Environment Yearbook 2002. China Environment Yearbook Press, Beijing, PR China, p. 578.
- Yue, B., Chen, T.B., Gao, D., Zheng, G.D., Liu, B., Lee, D.J., 2008. Pile settlement and volume reduction measurement during forced-aeration static composting. *Biores. Technol.* 99, 7450-7457.
- Yue, C., Dennis, J.H., Behe, B.K., Hall, C.R., Campbell, D.R., Lopez, R.G., 2011. Investigating consumer preference for organic, local, or sustainable plants. *HortSci.* 46, 610-615.
- Yue, C., Tong, C., 2009. Organic or local? Investigating consumer preference for fresh produce using a choice experiment with real economic incentives. *HortScience* 44, 366-371.
- Zaccheo, P., Cattivello, C. (Eds.), 2009. I substrati di coltivazione. Aspetti teorici ed applicativi di un fattore chiave delle produzioni in contenitore. Edagricole. Bologna, Italia.
- Zaller, J.G., 2007. Vermicompost in seedling potting media can affect germination, biomass allocation, yields and fruit quality of three tomato varieties. *Eur. J. Soil Biol.* 43, 332-336.

- Zeng, G.M., Huang, H.L., Huang, D.L., Yuan, X.Z., Jiang, R.Q., Yu, M., Yu, H.Y, Zhang, J.C., Wang, R.Y., Liu, X.L., 2009. Effect of inoculating white-rot fungus during different phases on the compost maturity of agricultural wastes. *Process Biochem.* 44, 396-400.
- Zhang, H., 1994. Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. *Soil Till. Res.* 31, 263–275.
- Zhang, L., Sun, X., 2014. Effects of rhamnolipid and initial compost particle size on the two-stage composting of green waste. *Biores. Technol.* 163, 112-122.
- Zhang, Y., He, Y., 2006. Co-composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate. *Biores. Technol.* 37, 2109-2116.
- Zhu, N., 2006. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Biores. Technol.*, 97, 1870-1875.
- Zorpas, A.A., Arapoglou, D., Panagiotis, K., 2003. Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production. *Waste Manage.* 23(1), 27-35.
- Zubillaga, M.S., Lavado, R.S., 2001. Biosolids compost as component of potting media for bedding plants. *Gartenbauwissenschaft* 66, 304-309.
- Zucconi, F., de Bertoldi, M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid wastes. In: de Bertoldi, M., Ferranti, P., L'Hermite, P., Zucconi, F., (Eds.), London UK Elsevier Applied Science Publisher, pp. 30-50.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science Publishers, Barking, pp. 73-85.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22, 54-57.