

BIOFILTRAZIONE DI EFFLUENTI GASSOSI DA UN PROCESSO DI COMPOSTAGGIO: CONFRONTO TRA DIFFERENTI MEZZI DI RIEMPIMENTO

Andrea Re¹, Marco Schiavon¹, Vincenzo Torretta^{1,*}, Elisa Polvara²,
Marzio Invernizzi², Selena Sironi², Paolo Caruson³

¹ Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate.

² Politecnico di Milano, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta".

³ Air Clean s.r.l.

Sommario – Attraverso una sperimentazione a scala pilota è stato operato un processo di compostaggio della frazione organica dei rifiuti solidi urbani addizionata con rifiuto verde. Il rifiuto è stato sottoposto a condizioni di compostaggio tipiche della fase di biosidazione accelerata all'interno di una biocella di 1 m³, aerata con un flusso di aria di 6 Nm³ h⁻¹ in regime intermittente. L'obiettivo della sperimentazione è consistito nella valutazione delle prestazioni di tre biofiltri di uguali dimensioni, ma riempiti con diversi mezzi filtranti: 1) cippato di legno, 2) una combinazione di due strati in lava rock (50%) e torba (50%) e 3) solo torba. Le analisi sui campioni di aria prelevati a monte e a valle delle colonne di biofiltrazione hanno evidenziato le migliori prestazioni del letto in lava rock e torba, valutate in termini di efficienza media di rimozione delle concentrazioni di odore (96%), composti organici volatili (95%) e idrogeno solforato (77%). Il cippato di legno ha mostrato le prestazioni di abbattimento peggiori, con efficienze medie pari al 90%, 88% e 62% rispettivamente. Dati i risultati ottenuti, la combinazione di lava rock e torba si dimostra una scelta promettente per il settore della biofiltrazione.

Parole chiave: trattamento aria, biofiltri, cippato di legno, lapillo vulcanico, torba.

BIOFILTRATION OF GASEOUS EFFLUENTS FROM A COMPOSTING PROCESS: COMPARISON BETWEEN DIFFERENT PACKING MEDIA

Abstract – During the last decades, the sector of air pollution control has encountered important technological advances. The biological filtration of the exhaust air coming from various civil and industrial processes has followed the same path. Nevertheless, the selection of the most appropriate filtering media is still challenging in biofiltration systems and this choice is a key factor in ensuring satisfying removal efficiencies in biofilters. Although organic filtering media are characterized by low costs, broad availability, microbial diversity and relatively high nutrient content, they suffer from a shorter lifetime than inorganic materials. The present study has the purpose of evaluating the application of different filtering media for their adoption in biofiltration systems, with the

aim of reducing the concentration of volatile organic compounds (VOCs), hydrogen sulphide (H₂S) and odours. To this purpose, a pilot-scale plant was created to simulate the gaseous effluent generated from a composting process. The pilot-scale plant consists in a biocell with an inner volume of 1 m³, a scrubber for the abatement of ammonia, and three biofiltration columns filled with 1) wood chips, 2) lava rock (50%) and peat (50%) combination and 3) peat only. The biocell was filled with mixed organic waste, composed of the organic fraction of municipal solid waste and green waste. The biocell was fed with an airflow rate of 6 Nm³ h⁻¹ by alternating aeration/no aeration phases. The duration of each phase was set to 30 min. Air samples were taken during four days distributed along the first phase of the composting process, during which the waste undergoes strong oxidation by the microorganisms. The air samples were analysed through dynamic olfactometry, photoionization and an electronic nose analyser, to evaluate the removal efficiency of the biofilters in terms of abatement of the concentrations of odours, VOCs and H₂S, respectively. To control the process, key parameters were continuously monitored, such as the temperature within the waste in the biocell, the temperature of the air at the inlet of the biofilters, the pH of the leachate extracted from the biocell and the pressure drop between the entrance and the exit of the three biofilters. The waste temperature was characterized by a constant increase during the first week of the experiment, and achieved a peak temperature of about 63°C. The temperature was permanently > 55°C for ten consecutive days, allowing for proper sterilization of the waste. A decreasing temperature trend was observed starting from the 13th day. The trend of air temperature at the inlet of the biofilters resembles the trend of the waste temperature, although the thermal excursion is lower as well as the temperature values, due to the cooling effect generated by the scrubber and by the transit along the pipelines. For this reason, the inlet temperature varied in the range 27÷36°C during the experiment. After an acidic phase at the beginning of the experiment, with values comprised between 5 and 6, the pH of the leachate showed an increase until reaching a peak value of 8,81. After the achievement of the peak value, the pH started decreasing and reached values slightly higher than neutrality. The pressure drop, moreover, was < 300 Pa during the entire process for all the media used, with initial higher values for lava rock-peat and peat only columns, probably related to higher water content after the inoculation phase. The analyses on the air samples collected during the experiment showed that lava rock-peat combination seems

* Per contatti: Via G.B. Vico 46 (c/o Villa Toeplitz), 21100 Varese. Tel. 03.32218782. vincenzo.torretta@uninsubria.it

to be the most interesting solution for the abatement of odours, VOCs and H₂S generated from composting processes in biocells, especially at the beginning of the process, when the pollutant load is higher. The biofilter filled with lava rock and peat allowed obtaining average removal efficiencies of 96%, 95% e 77%, respectively for the abatement of odours, VOCs and H₂S. Wood chips and peat only showed a weaker performance, respectively with average removal efficiencies of 90%, 88% e 62% and 95%, 89% e 69%. The results obtained in this paper show that lava rock and peat combination can be considered as a promising option for the biofiltration sector.

Keywords: *air treatment, biofilters, wood chips, lava rock, peat.*

Ricevuto il 17-10-2021; Correzioni richieste il 19-11-2021; Accettazione finale il 13-12-2021.

1. INTRODUZIONE

I sistemi di biofiltrazione rientrano nelle prime tecnologie impiegate nel trattamento dell'aria; sono stati principalmente utilizzati con lo scopo di abbattimento degli odori e in generale per la rimozione di inquinanti indesiderati (Kleinheinz e Bagley, 1998; Barbusinski et al., 2017). Questa biotecnologia è risultata particolarmente efficace per la rimozione di basse concentrazioni di composti organici volatili (COV) nonché di composti a base di zolfo e azoto, presenti in effluenti gassosi provenienti da impianti di trattamento meccanico-biologico dei rifiuti (Sanchez-Monedero et al., 2003). È inoltre possibile riscontrare altre applicazioni in impianti industriali, agricoli e di trattamento delle acque reflue, per la rimozione dei suddetti composti e, in generale, dei composti odorigeni (Yu et al., 2020). Un sistema di biofiltrazione consiste nell'utilizzo di ventilatori per convogliare un flusso di aria contaminata attraverso reattori dotati di mezzi di riempimento. Questi ultimi vengono colonizzati da microrganismi in grado di formare dei biofilm e di convertire gli inquinanti presenti in anidride carbonica (CO₂), acqua (H₂O) e biomassa (Sanchez-Monedero et al., 2003; Hu et al., 2020; Barbusinski et al., 2021).

A differenza di altri metodi convenzionali (quali adsorbimento, condensazione, incenerimento e fotolisi), i processi biologici sono dei sistemi eco-friendly a basso costo e con performance affidabili. È possibile tuttavia osservare anche alcuni limiti e svantaggi, tra cui l'accumulo di biomassa, l'eterogenea distribuzione di quest'ultima e dei nutrienti nel sistema (Cheng et al., 2016), la sensibilità dei microrganismi a cambiamenti di carico di inquinante (Martini et al., 2019), nonché l'emissione di bioaerosol (Hu et al., 2020).

Negli ultimi venti anni si è assistito ad un importante progresso nelle tecnologie di abbattimento degli odori. Ciononostante, la selezione dei più appropriati mezzi di riempimento è ancora un'incognita nei sistemi di biofiltrazione (Lebrero et al., 2021), anche se questo parametro ricopre un importante ruolo nelle efficienze di rimozione (Xie et al., 2009). Sebbene i mezzi di riempimento organici (quali compost, torba, cippato di legno, corteccia e gusci di noce) siano caratterizzati da basso costo, ampia disponibilità, diversità microbica e contenuto di nutrienti, essi presentano una ridotta vita media (3÷5 anni (Chmielowicz-Korzeniowska et al., 2020)) rispetto a materiali inorganici (quali schiuma di poliuretano, carbone attivo e lava rock) (Lebrero et al., 2014). Questi ultimi sono di fatto generalmente contraddistinti da integrità strutturale e resistenza alla compattazione del letto filtrante (Li et al., 2005).

La tipologia di materiale, inoltre, è essenziale per valutare l'eventuale necessità di inoculi a supporto del processo di biofiltrazione. Tale esigenza non è di norma presente in sistemi che sfruttano materiali organici di origine naturale (per es. cortecce), in quanto si verifica una selezione naturale tra gli organismi presenti nel mezzo di riempimento. Nel caso di materiali sintetici (per es. perlite) o naturali a ridotto contenuto microbico (per es. lava rock), gli inoculi diventano invece essenziali (Langolf e Kleinheinz, 2006).

Il presente studio si è quindi prefisso, come obiettivo, la valutazione dell'utilizzo di differenti mezzi di riempimento all'interno di sistemi di biofiltrazione, al fine di ridurre la concentrazione in uscita di COV, idrogeno solforato (H₂S) e odori. A tal fine, è stato realizzato un impianto a scala pilota per simulare l'effluente gassoso di un processo di compostaggio della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) addizionata con rifiuto verde. A seguito dell'abbattimento dell'ammoniaca mediante uno scrubber, il trattamento dell'aria è stato operato per mezzo di tre colonne di biofiltrazione, riempite, rispettivamente, con cippato di legno, lava rock e torba (50% e 50%), e solo torba.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Impianto pilota

L'impianto pilota, così come visibile in Figura 1, è costituito da tre elementi principali: biocella di compostaggio (A), scrubber (B) e colonne di biofiltrazione (C1, C2 e C3).

Il primo elemento (la biocella) consiste in un reattore chiuso in grado di contenere al massimo 1 m³ di rifiuti da sottoporre ad un processo di compostaggio. Tale reattore è dotato di una serie di fori grazie ai quali è possibile insufflare/sfiatare aria o inserire sonde per monitorare il processo biologico. Sul fondo è posizionata una griglia che consente di creare una camera d'aria necessaria ad ottenere una migliore distribuzione di quest'ultima all'interno del cumulo di rifiuti. La biocella è inoltre dotata di un sistema di scarico, che consente di allontanare il percolato ad un apposito serbatoio. Tra gli strumenti di misura installati in tale reattore si hanno un flussimetro per misurare la portata d'aria in ingresso dal fondo del reattore (regolabile attraverso apposita valvola e generata mediante un compressore), una sonda di temperatura (posizionata all'interno del cumulo dei rifiuti) e una di pH (in apposito bicchiere posizionato nel sistema di scarico) per monitorare l'andamento del processo di compostaggio.

L'aria inquinata in uscita dalla biocella viene quindi indirizzata tramite un sistema di tubazioni ad uno scrubber, dotato di due ugelli e di corpi di riempimento per garantire un adeguato contatto tra l'aria da trattare e una soluzione di acqua e acido solforico (H₂SO₄) al 30%. In tale modo si ottiene l'abbattimento di ammoniaca, che potrebbe danneggiare il successivo trattamento di biofiltrazione, specie per concentrazioni superiori a 100 ppm (Frederickson et al., 2013). Il dosaggio di H₂SO₄ viene effettuato monitorando il pH della soluzione di lavaggio mediante un'apposita sonda: il superamento di un pH pari a 3 attiva automaticamente una pompa di dosaggio dell'acido.

A seguito dell'abbattimento dell'eventuale ammoniaca presente, l'aria viene ripartita in tre biofiltri cilindrici. Tali colonne, ad eccezione del mezzo di riempimento, sono uguali tra loro: presentano un'altezza di 2,20 m (di cui 1,20 m di mezzo di riempimento) ed un DN 150 (D = 160 mm; D_{interno} = 150,6 mm). In colonne a ridotto diametro è fondamentale minimizzare l'effetto parete, a causa del quale il flusso d'aria tende a fluire lungo le pareti interne (Fanfan et al., 2005); a tal fine sono state previste delle flange rompitratta ogni 400 mm lungo l'altezza di riempimento. I biofiltri presentano inoltre un sistema di irrigazione nella parte sommitale e una camera d'aria sul fondo, che convoglia anche l'acqua di scarico nel serbatoio precedentemente citato. A monte di ciascun biofiltro è presente un flus-



Figura 1 – Impianto pilota oggetto di studio (A biocella; B scrubber; C1 biofiltro in cippato di legno; C2 biofiltro in lava rock + torba; C3 biofiltro in torba)

simetro e una valvola per la regolazione della portata; sono inoltre installati dei misuratori di pressione differenziale per la determinazione delle perdite di carico associate al materiale filtrante. Per il dimensionamento del sistema è stata considerata una portata d'aria da insufflare nella biocella di 6 m³ h⁻¹, ritenuta sufficiente per l'ossidazione del contenuto di solidi volatili (SV) del rifiuto, stimato pari a circa 150 kg su un totale di 500 kg di rifiuto trattato. La portata d'aria insufflata nella biocella viene successivamente ripartita omogeneamente nei tre biofiltri, dimensionati quindi considerando una portata di 2 Nm³ h⁻¹. Ciascuna colonna è dotata di un sistema di irrigazione autonomo, impostato per garantire una bagnatura di 5÷10 L d⁻¹ m⁻² nella colonna C1 (cippato di legno) e di 2÷4 L d⁻¹ m⁻² nelle colonne C2 (50% in lava rock e 50% torba, rispettivamente come strato inferiore e superiore) e C3 (torba). Nel dettaglio, si precisa che è stato utilizzato cippato di legno con densità apparente di 250÷300 kg m⁻³, lava rock di granulometria 5÷10 mm e densità apparente 880÷980 kg m⁻³ e torba granulare di origine irlandese MonaFil®.

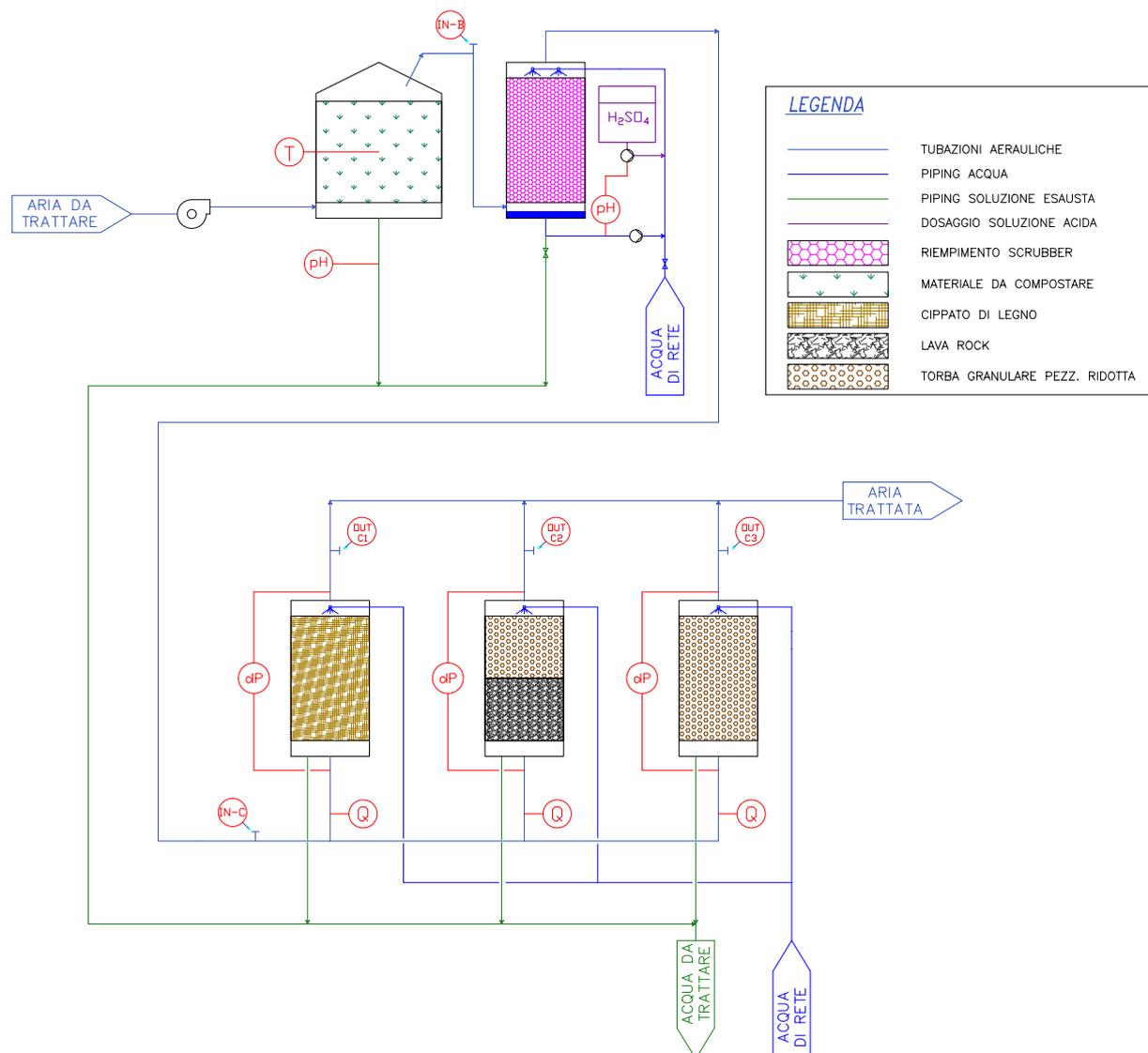


Figura 2 – Schema di processo dell'impianto pilota oggetto di studio

In Figura 2 si riporta lo schema completo del processo.

2.2. Ciclo di compostaggio

Il compostaggio è un processo aerobico utilizzato nella gestione dei rifiuti, che consente la degradazione e la stabilizzazione biologica della materia organica (Wéry, 2014); il suo obiettivo è quello di ottenere il compost, un prodotto stabile utilizzabile come fertilizzante e ammendante del suolo (Cerdea et al., 2018; Bian et al., 2019). Durante tale processo, è fondamentale garantire adeguate condizioni chimico-fisiche, quali pH, temperatura e umidità, che influenzano lo sviluppo della comunità microbica (Kitamura et al., 2021). La prima fase del compostaggio è caratterizzata da intensa attività biologica affiancata da un incremento delle

temperature; si verifica poi una fase di fermentazione in cui la degradazione della sostanza organica è operata da microrganismi termofili e, infine, si ha una fase di maturazione con reazioni di umificazione (Wéry, 2014).

I tradizionali impianti di compostaggio determinano una serie di impatti ambientali, tra cui la produzione di odori; quest'ultima viene accentuata in caso di errori nella preparazione iniziale della miscela da compostare nonché nella gestione del processo (Wéry, 2014; Bian et al., 2019).

Al fine di attivare le colonne di biofiltrazione e di studiare le condizioni chimico-fisiche ottimali per il funzionamento dell'impianto, sono stati svolti due cicli di compostaggio precedenti a quello effettivamente oggetto di analisi. Le prime due prove sono state effettuate compostando un volume di rifiuti inferiore e hanno evidenziato la complessi-

tà di gestione del processo in una biocella in piccola scala. Tra le criticità riscontrate si sottolineano il mantenimento di un'adeguata umidità e l'eterogenea distribuzione dell'aria nel cumulo di rifiuti. Operando un'aerazione continua senza ribaltamento e bagnatura del cumulo, si sono di fatto osservate temperature massime di circa 50÷55°C, con una loro veloce diminuzione dopo circa 7 d dal caricamento del reattore. Si precisa che nonostante le alte temperature raggiungibili durante il compostaggio, grazie alle perdite di calore associate alla biocella, alle tubazioni e allo scrubber, la temperatura dell'aria in ingresso ai biofiltri è sempre risultata compatibile con il corretto funzionamento di questi ultimi, la cui attività viene inibita al superamento dei 40°C (Chiumenti e Chiumenti, 2002). Un'adeguata progressione del processo si è osservata alternando fasi di aerazione/non aerazione e bagnando giornalmente (mediante apposito ugello interno alla biocella) il cumulo di rifiuti.

Il ciclo di compostaggio oggetto del presente lavoro ha quindi previsto:

- il riempimento della biocella con 1 m³ di rifiuti;
- la bagnatura del cumulo di rifiuti con 16 L d⁻¹ di acqua;
- fasi di aerazione e di non aerazione di 30 min ciascuna.

Per quanto riguarda le colonne di biofiltrazione, invece, un'adeguata umidità è stata garantita dal sistema di irrigazione precedentemente citato. Contemporaneamente al caricamento della biocella sono stati inoltre utilizzati degli inoculi per favorire l'attività microbica.

2.3. Campionamento e monitoraggio dell'impianto

L'efficacia dei biofiltri nel trattamento dell'aria proveniente dalla biocella, in termini di abbattimento dell'odore, di COV e H₂S, è stata valutata in quattro differenti giornate: il terzo, decimo, quattordicesimo e diciassettesimo giorno dal caricamento dei rifiuti. Da apposite prese campione, in ognuna di queste giornate sono stati prelevati quattro campioni, chiamati "IN-C" (aria in ingresso ai biofiltri), "OUT-C1" (aria in uscita dal biofiltro in cippato di legno), "OUT-C2" (aria in uscita dal biofiltro in lava rock-torba) e "OUT-C3" (aria in uscita dal biofiltro in torba). Nel dettaglio sono state utilizzate esclusivamente delle sacche di campionamento di NalophanTM della capacità di circa 6 L, dotate di tubicino e tappo di TeflonTM. Questi materiali risultano conformi alla normativa euro-

pea inerente la determinazione della concentrazione di odore (EN 13725:2003, recepita in Italia come UNI EN 13725:2004), in quanto inodori e poco permeabili ai COV, garantendo una conservazione ottimale del campione da analizzare. I campioni sono stati prelevati senza l'ausilio di pompe a depressione o altra strumentazione, sfruttando la leggera sovrappressione del sistema aeraulico, e sono stati successivamente sottoposti ad analisi chimica e olfattometrica entro 30 h dal campionamento, in accordo con quanto previsto dalla norma EN 13725:2003.

Dal caricamento dei rifiuti sono state misurate giornalmente la temperatura nella biocella e dell'aria in ingresso ai biofiltri, il pH del percolato della biocella e della soluzione di acqua-H₂SO₄ dello scrubber, nonché le perdite di carico delle colonne di biofiltrazione. Tali parametri, oltre ad essere misurati nel pomeriggio di ogni giornata, sono stati analizzati anche poco prima dei campionamenti, svolti tutti ad inizio giornata.

Nella seconda e terza giornata di campionamento, è stato valutato anche l'effetto dello scrubber, prelevando dei campioni chiamati "IN-B" (aria in ingresso allo scrubber) e "OUT-B" (aria in uscita dallo scrubber). Nello schema di processo (Figura 2), i punti di campionamento "OUT-B" e "IN-C" coincidono.

2.4. Analisi

I campioni prelevati nelle diverse giornate sono stati sottoposti a prova mediante olfattometria dinamica, per la determinazione della concentrazione di odore, nonché ad analisi chimiche, al fine di valutare l'efficienza di abbattimento di odore e di composti volatili dei diversi materiali studiati e caricati nei biofiltri.

2.4.1. Olfattometria dinamica

L'olfattometria dinamica consente di determinare la concentrazione di odore (C_{odore}) di campioni odoriferi, espressa in unità odorimetriche al metro cubo ($\text{OU}_E \text{ m}^{-3}$). La concentrazione di odore è definita come il numero di diluizioni con aria neutra necessarie affinché si raggiunga la soglia di detezione del campione. La determinazione della concentrazione di odore viene effettuata presentando, a concentrazione crescente, il campione a un gruppo di esaminatori utilizzando un apposito diluitore, chiamato olfattometro. Le analisi sono state condotte utilizzando un olfattometro Ecoma GmbH Mod. TO8, basato sul modello Si/No, e coinvol-

gendo gruppi di prova formati da quattro esaminatori selezionati mediante test di sensibilità olfattiva, in accordo con i criteri previsti dalla norma (EN 13725:2003).

2.4.2. Analisi chimiche

Per poter ottenere la completa caratterizzazione chimica dei campioni, sono state effettuate diverse analisi, utilizzando diversi strumenti in accordo con la specifica necessità analitica.

Per la quantificazione del contenuto totale di composti organici volatili nei campioni, è stato utilizzato un sensore a fotoionizzazione (PID). In particolare, è stato impiegato un sensore PID Ion Science Tiger 10,6 eV. Lo strumento, calibrato in isobutilene, è stato collegato direttamente alle sacche prelevate in campo per ottenere la concentrazione di COV totali, espressa in ppm di isobutilene.

Per l'analisi di ammoniaca e idrogeno solforato è stato utilizzato un naso elettronico, dotato di specifici sensori per il rilevamento di questi composti. I nasi elettronici sono strumenti su cui vengono montati un array di sensori elettrochimici, spesso utilizzati nell'ambito dei monitoraggi olfattometrici. Grazie ai sensori montati all'interno dello strumento, è possibile misurare la concentrazione di specie odorigene grazie alla risposta elettrochimica dei sensori. Lo strumento utilizzato durante le analisi è un naso elettronico Rubix WT1, con sensori specifici per NH_3 e H_2S . La concentrazione di queste specie è stata misurata in ppm.

Per l'identificazione dei COV presenti nei campioni si è utilizzata, come tecnica analitica, la gascromatografia accoppiata alla spettrometria di

massa (GC-MS). Questa tecnica consente la risoluzione di miscele complesse e il riconoscimento immediato dei singoli componenti mediante l'impiego di uno spettrometro di massa come detector. Le analisi sul contenuto di COV presente nei campioni è stata effettuata utilizzando lo strumento DANI Master TD-GC/TOF-MS, prelevando l'aria per mezzo di pompa a portata calibrata (DANI Master Air Sampler) direttamente dalle sacche di Nalophan™ utilizzate per il campionamento olfattometrico. I campioni sono stati caratterizzati in termini di contenuto di COV mediante processo di desorbimento termico (DANI Master TD) e successiva analisi gascromatografica con rilevatore di massa TOF (DANI Master TOF MS Plus). Durante le analisi si è utilizzata una colonna capillare in polidimetilsilossano (MEGA s.r.l.) 30 m, 0,25 mm e spessore del film di 2,5 μm . Il carrier gas utilizzato è stato elio con un flusso di 0,7 mL min^{-1} . La temperatura dell'iniettore, della sorgente e della transferline è stata impostata rispettivamente a 250, 200 e 200°C. La rampa di temperatura utilizzata è stata la seguente: temperatura iniziale di 45°C e temperatura finale di 250°C con una velocità di 10°C min^{-1} . Il riconoscimento dei composti è stato condotto per confronto degli spettri con la libreria informatica NIST 14 (2014).

3. RISULTATI

Nei seguenti grafici si riporta l'andamento dei parametri chimico-fisici (temperature, pH, perdite di carico) monitorati durante il funzionamento dell'impianto pilota.

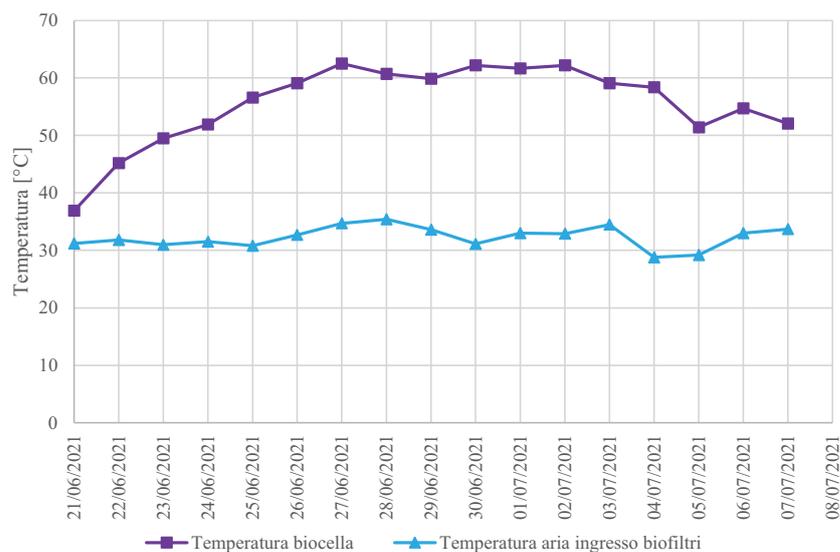


Figura 3 – Temperatura nel cumulo di rifiuti presente nella biocella e dell'aria in ingresso ai biofiltri durante il funzionamento dell'impianto pilota

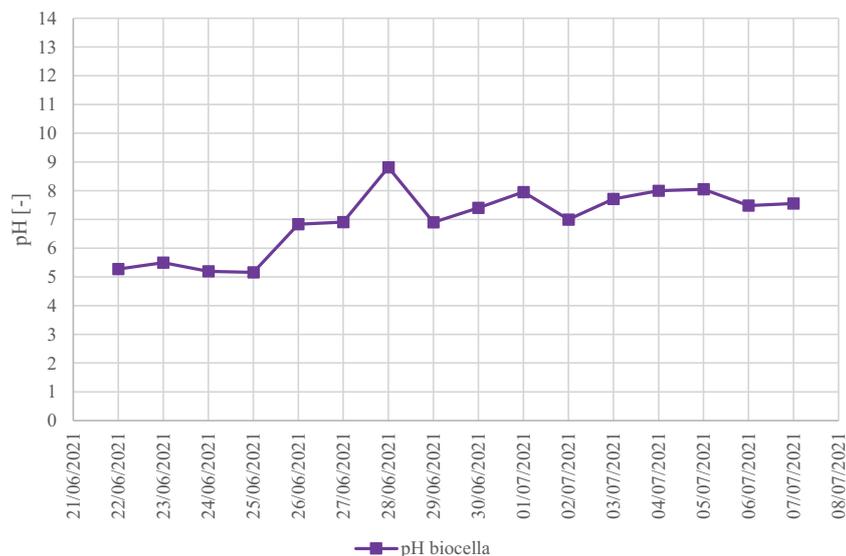


Figura 4 – pH del percolato in uscita dalla biocella durante il funzionamento dell'impianto pilota

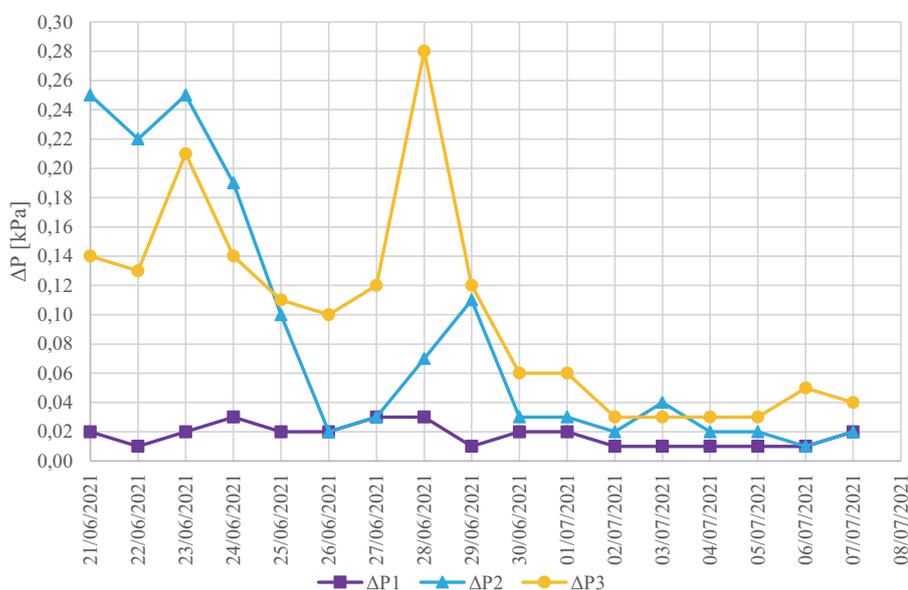


Figura 5 – Perdite di carico delle colonne di biofiltrazione C1 ($\Delta P1$), C2 ($\Delta P2$) e C3 ($\Delta P3$) durante il funzionamento dell'impianto pilota

Nelle Figure 6-7-8 (a pagina seguente) è riportato l'andamento, durante il compostaggio, delle concentrazioni di COV, odori e H_2S , nonché le efficienze di abbattimento (η) delle tre colonne di biofiltrazione.

In Tabella 1 vengono riportati gli stessi parametri chimico-fisici, misurati poco prima dei campionamenti, a differenza dei precedenti grafici che fanno riferimento alle condizioni presenti nel pomeriggio di ogni giornata.

Tabella 1 – Parametri di processo misurati durante i campionamenti

N° analisi	Data analisi	$T_{biocella}$ [°C]	$T_{in,biofiltri}$ [°C]	$pH_{biocella}$ [-]	$\Delta P1$ [kPa]	$\Delta P2$ [kPa]	$\Delta P3$ [kPa]
I	24/06/2021	51,5	27,3	5,80	0,01	0,15	0,19
II	01/07/2021	62,7	28,7	7,49	0,01	0,06	0,04
III	05/07/2021	53,7	25,7	7,80	0,01	0,02	0,06
IV	08/07/2021	51,9	29,1	7,88	0,01	0,02	0,03

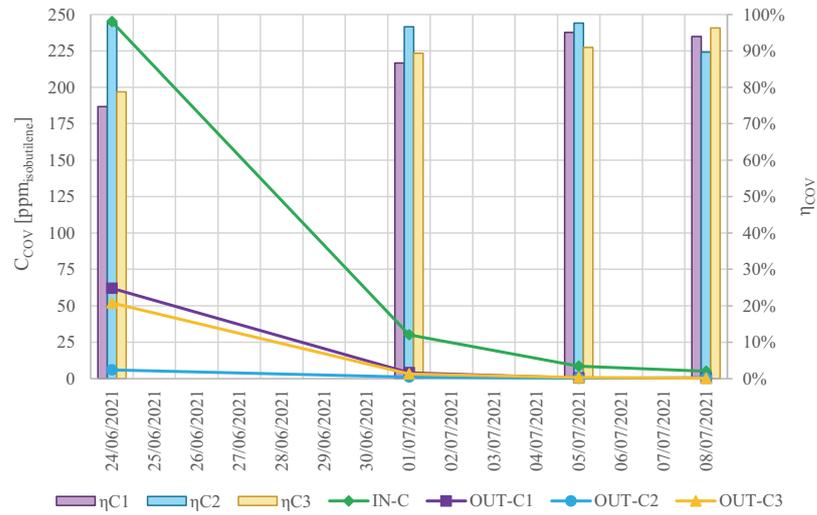


Figura 6 – Concentrazione di COV in ingresso e in uscita dalle colonne di biofiltrazione durante il processo di compostaggio, con le relative efficienze di rimozione

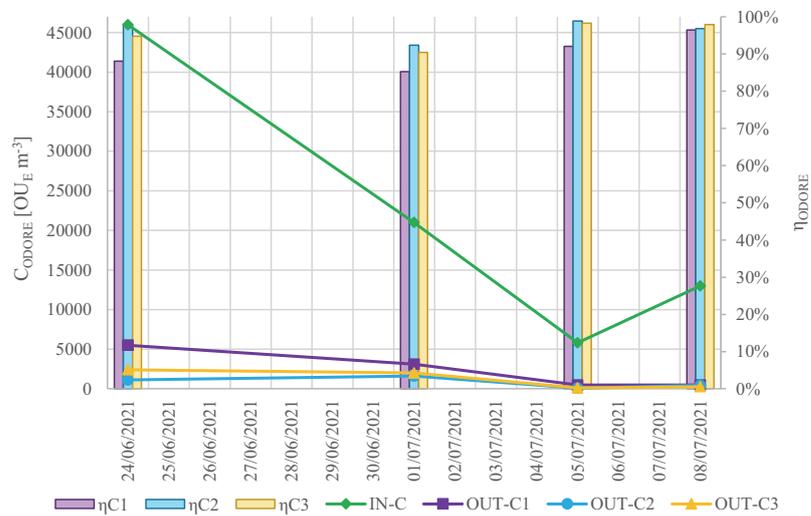


Figura 7 – Concentrazione di odore in ingresso e in uscita dalle colonne di biofiltrazione durante il processo di compostaggio, con le relative efficienze di rimozione

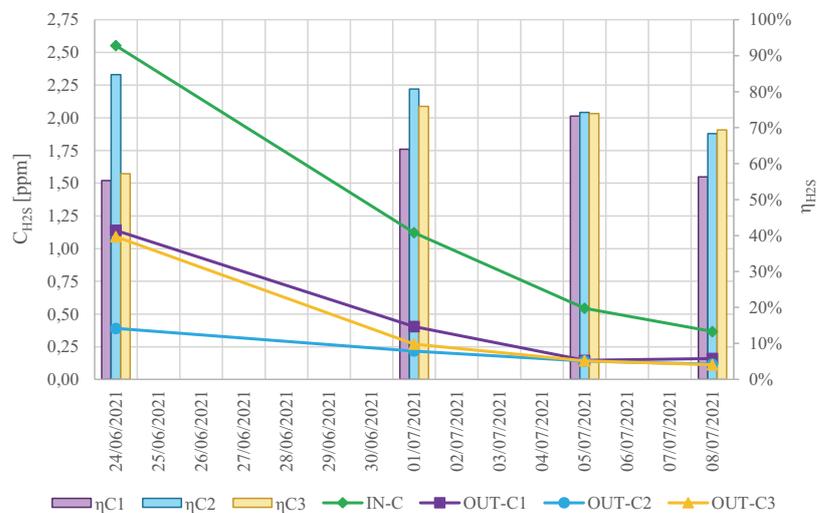


Figura 8 – Concentrazione di H₂S in ingresso e in uscita dalle colonne di biofiltrazione durante il processo di compostaggio, con le relative efficienze di rimozione

Tabella 2 – Concentrazioni di ammoniaca in ingresso allo scrubber, in ingresso e in uscita dalle colonne di biofiltrazione durante il processo di compostaggio

N° analisi	Data analisi	C _{NH3} IN-B [ppm]	C _{NH3} IN-C [ppm]	C _{NH3} OUT-C1 [ppm]	C _{NH3} OUT-C2 [ppm]	C _{NH3} OUT-C3 [ppm]
I	24/06/2021	-	0,169	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**
II	01/07/2021	180,9*	1,100	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**
III	05/07/2021	180,9*	0,180	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**
IV	08/07/2021	-	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**

* Fondoscala sensore utilizzato. **LOD – Limit Of Detection per il sensore a RH = 50% e T = 20°C.

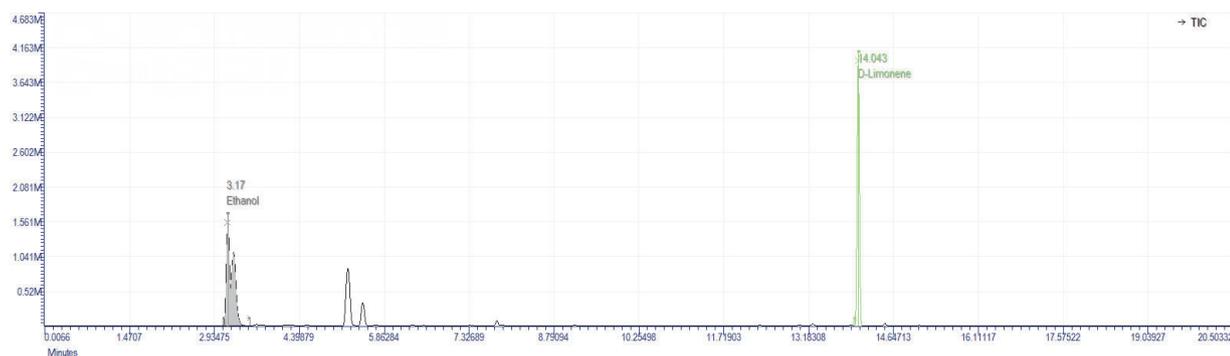


Figura 9 – Cromatogramma GC-MS (asse x: tempo [min]; asse y: counts) del campione IN-C prelevato durante la prima giornata di campionamento

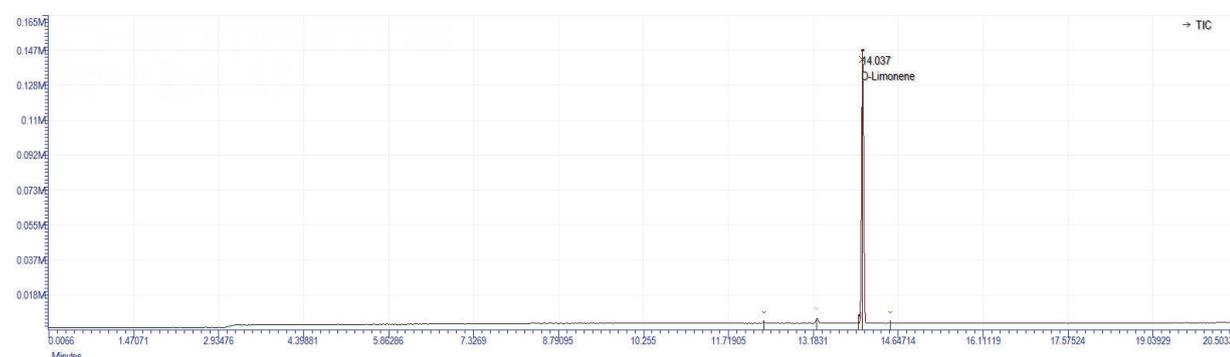


Figura 10 – Cromatogramma GC-MS (asse x: tempo [min]; asse y: counts) del campione OUT-C2 prelevato durante la prima giornata di campionamento

In Tabella 2 si riportano invece i risultati relativi alle concentrazioni di ammoniaca rilevate.

Dall'analisi qualitativa ottenuta mediante GC-MS, è stato possibile identificare i COV caratteristici presenti nelle emissioni. A titolo esemplificativo, si riportano in Figure 9-10 i cromatogrammi dei campioni prelevati all'ingresso dei biofiltri e all'uscita della colonna C2 (50% lava rock + 50% torba) nella prima giornata di analisi della sperimentazione. Nel materiale supplementare, si riportano i diversi cromatogrammi ottenuti per tutti i punti campionati durante l'intera sperimentazione.

4. DISCUSSIONE

La temperatura nella biocella (Figura 3) subisce un incremento pressoché costante nel corso della prima settimana della sperimentazione, raggiungendo un picco di quasi 63°C. Questo parametro si mantiene stabilmente al di sopra dei 55°C per 10 giorni consecutivi; si osserva infine una fase di decrescita a partire dal tredicesimo giorno. L'andamento della temperatura dell'aria in ingresso ai biofiltri rispecchia quello della temperatura nella biocella, presentando comunque un'escursione e valori inferiori a causa del

raffreddamento ad opera dello scrubber e lungo il percorso ai biofiltri, che porta la temperatura a valori compresi tra circa 27 e 36°C. Dopo un'iniziale fase acida della durata di quattro giorni, con valori compresi tra 5 e 6, il pH del percolato in uscita dalla biocella aumenta fino a raggiungere il valore di 8,81, per poi diminuire fino ad assestarsi su valori di poco superiori alla neutralità. Si precisa inoltre che nella prima giornata di funzionamento dell'impianto non è riportato alcun valore di pH in quanto non ancora presente percolato (Figura 4). Per quanto riguarda le perdite di carico, si osservano valori relativamente contenuti ed inferiori a 300 Pa. Soprattutto per le colonne C2 e C3, si può inoltre notare una loro riduzione nel corso del funzionamento dell'impianto (Figura 5), a differenza di quanto riportato in letteratura, dove si indica un aumento di perdite di carico nel tempo, associato all'accumulo di biomassa nei biofiltri (Yang et al., 2010; Hu et al., 2015). Ciò potrebbe essere associato alla notevole bagnatura operata durante la fase di inoculazione: le colonne C2 e C3, a differenza della C1, sono caratterizzate da pori di minori dimensioni e potrebbero aver accumulato una maggiore quantità di acqua. La valutazione della variazione delle perdite di carico, tuttavia, per essere rappresentativa, dovrà sicuramente richiedere un ulteriore approfondimento, con tempi di funzionamento dell'impianto più lunghi.

Come già accennato, le Figure 3-4-5, sono state realizzate sulla base di misure effettuate nel pomeriggio di ogni giornata; dato che l'impianto è stato dismesso a seguito dell'ultimo campionamento, svolto al mattino, i grafici non riportano informazioni relative all'ultima giornata (8 luglio). Per comprendere le condizioni di temperatura, pH e perdite di carico presenti effettivamente nell'ultima giornata, si faccia quindi riferimento alla Tabella 1.

Osservando l'andamento della concentrazione di odore durante la sperimentazione, si osserva una sua generale diminuzione, sia in ingresso che in uscita dai biofiltri. La concentrazione di odore in uscita dalla biocella, riportata dalla linea verde in Figura 7, evidenzia un andamento globalmente monotono decrescente, che può essere associato alla riduzione del carico di COV (visibile invece dalla linea verde in Figura 6). D'altra parte, tra gli ultimi due campioni, si è ottenuta una lieve controtendenza. Tale dato può essere correlato a due fattori: da una parte l'incertezza della misura olfattometrica, basata su una scala esponenziale a ba-

se due, che definirebbe comunque come parzialmente sovrapponibili gli intervalli di confidenza dei dati del 05/07/2021 e del 08/07/2021; dall'altra non è aprioristicamente escludibile che nell'ultima fase della bioossidazione venga rilasciata una piccola porzione di molecole non rilevabili tramite GC-MS, ma con una potenzialità odorigena non trascurabile.

I biofiltri si caratterizzano per efficienze di rimozione di COV e odore pressoché costanti lungo la durata della sperimentazione. Confrontando tra loro le concentrazioni di odore misurate all'uscita dei biofiltri, si riscontrano nelle fasi iniziali della sperimentazione delle performance leggermente superiori per il materiale lava rock-torba (C2). Esso infatti presenta, durante le prime giornate di monitoraggio, un'efficienza di abbattimento dell'odore superiore, prossima al 99%. L'efficienza media di abbattimento della concentrazione di odore su tutto il periodo di sperimentazione risulta pari al 90%, 96% e 95%, rispettivamente per cippato di legno (C1), 50% lava rock + 50% torba (C2) e 100% torba (C3). In ogni caso, durante tutto il periodo di sperimentazione, tutti i mezzi di riempimento per sistemi di biofiltrazione oggetto di indagine, hanno evidenziato efficienze di abbattimento sempre superiori all'85%. Sebbene le analisi di COV totali tramite sensore PID non rappresentino una quantificazione estremamente rigorosa della somma delle sostanze organiche, a causa dei diversi fattori di risposta per differenti molecole, dalle analisi appare evidente un'elevata riduzione ottenibile tramite la tecnica di biofiltrazione, con valori che si aggirano tra il 75% e il 98%. Le colonne C1 e C3 presentano qualitativamente un andamento crescente dell'efficacia di rimozione dei COV in funzione del tempo di lavoro; d'altra parte, la colonna C2 presenta un andamento essenzialmente costante e superiore alle due alternative.

Considerando le risposte dei sensori specifici, anche per l'H₂S si osserva una generale diminuzione della sua concentrazione durante il periodo di osservazione (Figura 8). Per quanto riguarda l'efficienza di abbattimento, il materiale lava rock-torba (C2) presenta, nelle fasi iniziali della sperimentazione, performance migliori rispetto agli altri materiali, con rendimenti che superano l'80%. I dati di efficienza di abbattimento medi su tutto il periodo di sperimentazione della concentrazione di H₂S per i tre riempimenti risultano, rispettivamente per cippato di legno (C1), 50% Lava rock + 50% torba (C2) e 100% torba (C3), pari al 62%, 77% e 69%.

Per quanto riguarda l'ammoniaca, da Tabella 2 si nota subito un ottimo funzionamento dello scrubber, la cui efficienza non è stata tuttavia quantificata in quanto le concentrazioni di tale inquinante, in ingresso al sistema (C_{NH_3} IN-B), sono risultate superiori rispetto al fondoscala (180,9 ppm) del sensore utilizzato. In uscita dai biofiltri, invece, si sono osservate concentrazioni prossime o inferiori al limite di rilevamento del sensore (LOD = 0,09 ppm).

Discutendo invece le analisi GC-MS (riportate nel materiale supplementare), si osserva che i composti identificati nei campioni (sia in ingresso che in uscita ai biofiltri) sono principalmente terpeni (d-limonene, pinene e fellandrene). Tra questi composti, il d-limonene risulta essere preponderante e persistente durante tutta la campagna di monitoraggio. A livello qualitativo, si osserva una diminuzione dell'intensità del picco, intesa come l'altezza del picco, osservata nel cromatogramma relativo a questo composto, tra ingresso e uscite dei biofiltri durante la medesima giornata di monitoraggio. Inoltre, osservando i cromatogrammi ottenuti durante l'intera sperimentazione, si osserva nuovamente una diminuzione qualitativa dei composti osservati durante il periodo di monitoraggio, dovuta probabilmente alla riduzione del carico di COV emesso dalla biocella. La diminuzione osservata dalle analisi GC-MS, sia tra ingresso e uscita dei biofiltri che generalizzata durante lo svolgimento della sperimentazione, risulta in linea con il dato quantitativo totale ottenuto mediante il sensore PID. Si evidenzia inoltre che, nelle prime giornate di monitoraggio, all'ingresso dei biofiltri si sono rilevati segnali cromatografici a bassi tempi di ritenzione attribuiti a composti ossigenati, quali etanolo, etilacetato e butanale. Questi composti non sono stati riscontrati in uscita dai biofiltri: ciò può essere imputato alla loro alta solubilità in acqua rispetto ai composti terpenici discussi, come evidenziato dalle solubilità riportate in Tabella 3.

Tabella 3 – Solubilità dei composti osservati (Yalkowsky et al., 2010)

Composto	Temperatura [°C]	Solubilità [g L ⁻¹]
Etanolo	-	Completamente miscibile
Butanale	25	$6,629 \cdot 10^1 - 6,990 \cdot 10^1$
Limonene	25	$9,5 \cdot 10^{-3} - 1,377 \cdot 10^{-2}$
Pinene	25	$1,2 \cdot 10^{-2}$

Nel complesso, dai risultati ottenuti, si evince che l'accoppiamento di lava rock e torba risulta essere una scelta promettente per il settore della biofiltrazione di effluenti gassosi. Anche La et al. (2018), pur lavorando sull'abbattimento di metano, confermano l'efficacia della combinazione di un mezzo filtrante inorganico con uno organico. In particolare, tale studio dimostra come con l'accoppiamento di lava rock e compost (1:1) si possano ottenere prestazioni analoghe a biofiltri costituiti interamente da compost, superando tuttavia i problemi associati all'eccessivo sviluppo di biomassa e alla conseguente distribuzione non uniforme di aria nel mezzo filtrante, tipici dei biofiltri in materiale organico biologicamente attivo.

5. CONCLUSIONI

La sperimentazione qui descritta ha consentito di approfondire il comportamento e le prestazioni di diversi materiali filtranti per sistemi di biofiltrazione, finalizzati al trattamento dell'aria di processo in uscita da biocelle per il compostaggio della FORSU. Il processo di compostaggio in sé, relativamente alla fase di biossidazione accelerata, è stato condotto a scala pilota all'interno di una biocella sperimentale. La fase di biossidazione accelerata contribuisce infatti al maggior carico di COV e composti odorigeni ed è pertanto stata ricreata al fine di valutare le prestazioni di abbattimento ad opera dei tre biofiltri nelle condizioni di massimo stress a cui la biomassa microbica è sottoposta.

Dai risultati chimici e olfattometrici ottenuti, è possibile affermare che, nelle condizioni di sperimentazione, il materiale lava rock + torba appare essere, soprattutto nelle fasi iniziali, la soluzione più efficace tra quelle testate per l'abbattimento di odore e COV derivanti dal compostaggio di materiale organico all'interno di biocelle. Il biofiltro costituito da lava rock e torba ha consentito di ottenere efficienze medie di rimozione di odore, COV e H₂S rispettivamente pari a 96%, 95% e 77%. La combinazione di tali materiali si rivela quindi una scelta promettente per il settore della biofiltrazione; ulteriori sperimentazioni saranno comunque necessarie per studiarne l'efficacia per periodi di tempo più lunghi, così da valutarne l'effettiva vita media e l'applicabilità a scala reale. L'impianto pilota realizzato potrà inoltre essere utilizzato per individuare il rapporto di volume ideale tra lava rock e torba nonché per studiare mezzi filtranti non ancora presi in considerazione.

6. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Barbusiński K., Kalembe K., Kasperczyk D. et al. (2017). Biological methods for odor treatment – a review. *Journal of Cleaner Production*, 152: 223-241.
- Barbusiński K., Parzenta-Gabor A. e Kasperczyk D. (2021) Removal of odors (mainly H₂S and NH₃) using biological treatment methods. *Clean Technologies*, 3 (1): 138-155.
- Bian B., Hu X., Zhang S. et al. (2019) Pilot-scale composting of typical multiple agricultural wastes: parameter optimization and mechanisms. *Bioresource Technology*, 287: 121482.
- Cerda A., Artola A., Font X. et al. (2018) Composting of food wastes: status and challenges. *Bioresource Technology*, 248 (A): 57-67.
- Cheng Y., He H., Yang C. et al. (2016) Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds. *Biotechnology Advances*, 34: 1091-1102.
- Chiumenti R. e Chiumenti A. (2002). *La Tecnologia del Compostaggio*. Loria: Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto.
- Chmielowiec-Korzeniowska A., Tymczyna L., Nowakowicz-Dębek B. et al. (2020) Effectiveness of removal of sulphur compounds from the air after 3 years of biofiltration with a mixture of compost soil, peat, coconut fibre and oak bark. *Open Chemistry*, 18: 1532-1541.
- Fanfan P.N., Mabon N., Carletti I et al. (2005) New model for performance prediction in fixed-bed reactors based on the approach of the unused bed zone. *Water Research*, 39 (16): 4004-4010.
- Frederickson J., Boardman C. P., Gladding T. L. et al. (2013) *Biofilter Performance and Operation as Related to Commercial Composting*. Bristol: UK Environment Agency.
- Hu Q., Wang C. e Huang K. (2015). Biofiltration performance and characteristics of high-temperature gaseous benzene, hexane and toluene. *Chemical Engineering Journal*, 279: 689-695.
- Hu X.-R., Han M.-F., Wang C. et al. (2020) A short review of bioaerosol emissions from gas bioreactors: health threats, influencing factors and control technologies. *Chemosphere*, 253: 126737.
- Kitamura R., Kozaki T., Ishii K. et al. (2021) Utilizing cattle manure compost increases ammonia monooxygenase A gene expression and ammonia-oxidizing activity of both bacteria and archaea in biofiltration media for ammonia deodorization. *Microbes and Environments*, 36 (2): ME20148.
- Kleinheinz G.T. e Bagley S.T. (1998) Biofiltration for the removal and “detoxification” of a complex mixture of volatile organic compounds. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 20: 101-108.
- La H., Hettiaratchi J.P.A., Achari G. et al. (2018). Biofiltration of methane using hybrid mixtures of biochar, lava rock and compost. *Environmental Pollution*, 241: 45-54.
- Langolf B.M. e Kleinheinz G.T. (2006) A lava rock-based biofilter for the treatment of alpha-pinene. *Bioresource Technology*, 97: 1951-1958.
- Lebrero R., Estrada J.M., Muñoz R. et al. (2014) Deterioration of organic packing materials commonly used in air biofiltration: Effect of VOC-packing interactions. *Journal of Environmental Management*, 137: 93-100.
- Lebrero R., Rodríguez E., Collantes M. et al. (2021) Comparative performance evaluation of commercial packing materials for malodorants abatement in biofiltration. *Applied sciences*, 11 (7): 2966.
- Li H., Lueking D.R., Mihelcic J.R. et al. (2005) Biogeochemical analysis of hydrogen sulfide removal by a lava-rock packed biofilter. *Water Environment Research*, 77 (2): 179-186.
- Martini L.M., Coller G., Schiavon M. et al. (2019) Non-thermal plasma in waste composting facilities: From a laboratory-scale experiment to a scaled-up economic model. *Journal of Cleaner Production*, 230: 230-240.
- Sanchez-Monedero M.A., Stentiford E.I. e Mondini C. (2003) Biofiltration at Composting Facilities: Effectiveness for Bioaerosol Control. *Environmental Science & Technology*, 37 (18): 4299-4303.
- Wéry N. (2014) Bioaerosols from composting facilities – a review. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 4: 42.
- Xie B., Liang. S.B., Tang Y. et al (2009) Petrochemical wastewater odor treatment by biofiltration. *Bioresource Technology*, 100: 2204-2209.
- Yalkowsky S.H., He Y. e Jain P. (2010). *Handbook of Aqueous Solubility Data*. Second Edition. CRC Press.
- Yang C., Chen H., Zeng G. et al. (2010). Biomass accumulation and control strategies in gas biofiltration. *Biotechnology Advances*, 28: 531-540.
- Yu Y., Hou J., Li M. et al. (2020) Selection and Optimization of Composting Packing Media for Biofiltration of Mixed Waste Odors. *Waste and Biomass Valorization*, 11: 4109-4117.

RIFERIMENTI NORMATIVI

- EN 13725:2003 Air quality. Determination of odour concentration by dynamic olfactometry.
- UNI EN 13725:2004. Qualità dell'aria. Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica.

RINGRAZIAMENTI

La presente attività di ricerca è stata supportata dalla borsa di studio DISTA-BR 2020-015 dell'Università degli Studi dell'Insubria. Gli autori ringraziano Cesare Carati di Air Clean s.r.l. per il supporto fornito in fase di progettazione e realizzazione dell'impianto pilota oggetto di studio.

Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo www.ingegneriadellambiente.net



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2021 è sostenuta da:

