ANALISI SPERIMENTALE SULLA DEGRADAZIONE IN CONDIZIONI ANAEROBICHE DI VASCHETTE A BASE CARTA PER IL CIBO D'ASPORTO

Floriana Fava¹, Giovanni Dolci^{1,*}, Martina Intilisano¹, Valeria Venturelli², Francesca Malpei¹, Mario Grosso¹

¹Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA). ²Politecnico di Milano, Dipartimento di Energia.

Sommario

La quantità di frazioni cellulosiche e bioplastiche compostabili presenti nella frazione organica dei rifiuti solidi urbani è in aumento a causa del crescente utilizzo di tali materiali, soprattutto nel settore degli imballaggi, in sostituzione delle plastiche convenzionali. Questo studio completa l'analisi sulla degradabilità degli imballaggi a base cellulosica di cui la prima parte è riportata in Fava et al. (2022) e ha l'obiettivo di valutare la degradabilità in condizioni anaerobiche di due imballaggi a base carta quando sottoposti ai processi di trattamento del rifiuto organico. Sono state svolte prove di biometanazione (biochemical methane potential-BMP) su due vaschette per il cibo d'asporto certificate EN 13432:2002: una realizzata in carta con un film in acido polilattico (PLA) e una in sola carta. Sulla prima sono state inoltre svolte prove di co-digestione con il rifiuto alimentare in condizioni di semi-continuo, per simulare le condizioni presenti negli impianti di digestione anaerobica alla scala industriale. I risultati delle prove di BMP per la vaschetta in sola carta indicano una degradabilità paragonabile a quella del rifiuto alimentare (superiore al 90%), mentre la degradabilità della vaschetta con film in PLA è risultata inferiore (75%). Nelle prove in semicontinuo effettuate sulla vaschetta con film in PLA, la produzione di metano del reattore in co-digestione è risultata inferiore del 3,8% e del 2,5% rispettivamente nella prima e nella seconda parte della prova, rispetto alla produzione di metano del reattore di controllo (alimentato con solo rifiuto alimentare). Dalle prove in semi-continuo sono stati inoltre estratti dei residui, costituiti principalmente dal film in PLA e corrispondenti al 26% della massa totale di PLA alimentata. Complessivamente i risultati mostrano l'elevata compatibilità della carta con i processi di digestione anaerobica; al contrario, sono emerse potenziali criticità legate alla presenza delle componenti in plastica biodegradabile.

Parole chiave: *test di biometanazione (BMP), semi-continuo, degradabilità anaerobica, carta, bioplastica*

EXPERIMENTAL ANALYSIS ON THE DEGRADATION OF PAPER BOXES FOR FOOD DELIVERY UNDER ANAEROBIC CONDITIONS

Abstract

In Italy, the organic fraction accounts for 39% of all materials separately collected in municipal solid waste (ISPRA, 2022). The amount of cellulosic fractions and compostable bioplastics found in such a fraction is growing, also due to the increased use of these materials in the packaging sector as a replacement for conventional plastics. According to the Italian legislation, the waste (including packaging) with properties of biodegradability and compostability similar to organic waste should be delivered to composting or anaerobic digestion plants. These properties must be verified through the compliance with the European standards EN 13432:2002 and EN 14995:2007. However, the conditions described in such standards are not necessarily consistent with those found in full scale anaerobic treatment plants. This study completes the analysis on the degradability of paper-based packaging, the first part of which is reported in Fava et al. (2022), and it aims at evaluating the degradability under anaerobic conditions of two boxes used for food delivery when subjected to biological treatments together with the organic waste. Mono-digestion biochemical methane potential (BMP) tests were performed on two food delivery boxes, EN 13432:2002 certified, one made entirely of paper, and one made of paper laminated with a poly-lactic acid (PLA) film. Subsequently co-digestion tests with food waste were also carried out on the box with the PLA film under semi-continuous conditions, to better simulate the real scale anaerobic digestion plants. The BMP test results were analysed through kinetic models and the substrate degradability were compared with those obtained in the semi-continuous co-digestion tests. Subjected to BMP tests, the paper-only box exhibited a behaviour comparable to that of food waste, both in terms of degradability (>90%) and kinetics. The degradability of the PLA-laminated paper box film

IdA

* Per contatti: piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano. Tel. 02.23994350. E-mail giovanni.dolci@polimi.it Ricevuto il 29-2-2024; Correzioni richieste il 4-4-2024; Accettazione finale il 18-4-2024.

resulted lower, being equal to 75%. No residue was found when sieving the digestate at 2 mm after the tests. With regard to the semi-continuous tests performed on the box with PLA film, the methane production of the codigestion reactor was lower by 3.8% (first part of the test) and by 2.5% (second part) compared to the methane production of the control reactor (fed with only food waste). If only the degradability of the packaging is considered, an increase can be observed from 66% in the first part of the test up to 75% in the second part. These values are comparable with the results obtained in the BMP tests, which shows that no synergistic effects between the two substrates occurred and there were also no significant acclimatisation phenomena. During the semicontinuous tests, the residues extracted from the digestate were mainly constituted by the PLA film. In particular, the weight of the non-degraded fraction (larger than 2 mm) resulted 2.8% of the total mass fed, corresponding to 26% of the total mass of inserted PLA. Altogether the results of this study indicate that paper is highly compatible with the anaerobic digestion process, while there were potential criticalities associated with the presence of undigested pieces of PLA.

Keywords: *BMP test, semi-continuous, anaerobic degradation, paper, bioplastic.*

1. Introduzione

In Italia la frazione organica rappresenta il 39% di tutti i materiali raccolti in modo differenziato nei rifiuti solidi urbani (ISPRA, 2022). Al suo interno, in aggiunta al rifiuto alimentare e al verde, si ritrovano però anche altre frazioni presenti in quantità non trascurabili di cui i materiali cellulosici e le bioplastiche compostabili sono tra le più rilevanti.

Nel 2021, a livello nazionale le frazioni cellulosiche hanno costituito circa il 2,5% del rifiuto organico, con dati regionali che variano dallo 0,5% fino a raggiungere il 3,9%. Nello specifico, più del 60% degli scarti a matrice cellulosica sono identificati come tessuti cellulosici (quali tovaglioli e carta da cucina), mentre il 28,3% è costituito da imballaggi, che includono una quota crescente di manufatti utilizzati per il catering (4,3%) e per confezionare il cibo d'asporto (Bonori, 2022).

Esaminando le bioplastiche compostabili presenti nel rifiuto organico, esse sono cresciute passando da 27.000 tonnellate annue nel 2016/2017 a 83.000 tonnellate nel periodo 2019/2020 (CIC-COREPLA, 2020). Il principale settore di utilizzo delle bioplastiche è legato alla produzione di imballaggi flessibili e rigidi (European Bioplastics, 2022). Oltre ai sacchetti utilizzati per il conferimento del rifiuto, è in continua crescita la quantità di bioplastica compostabile attribuibile a imballaggi e prodotti monouso sostitutivi dei corrispondenti in plastica tradizionale. Tra le bioplastiche compostabili, la più diffusa è l'acido polilattico (PLA), che rappresenta il 20,7% della capacità produttiva mondiale di bioplastiche nel 2022 ed è il polimero biogenico e biodegradabile più utilizzato nell'industria dell'imballaggio alimentare (European Bioplastics, 2022; European Bioplastics, 2019).

L'incremento dell'utilizzo di manufatti in carta e bioplastica compostabile è anche legato all'emanazione della Direttiva Europea 904/2019, che vieta l'immissione sul mercato di prodotti in plastica monouso di cui sono disponibili adeguate soluzioni alternative alla plastica tradizionale. Tra i manufatti a base carta rilevati in crescita si riscontrano gli imballaggi legati al settore alimentare, tra cui le vaschette utilizzate per confezionare il cibo d'asporto. Questi sono generalmente raccolti insieme alla carta per essere avviati a riciclo. Tuttavia, se certificati compostabili e contenenti residui di cibo, possono essere conferiti con il rifiuto organico.

La normativa italiana (D.Lgs. n. 152/2006, come modificato dal D.Lgs. n. 116/2020) prevede che i rifiuti, compresi gli imballaggi, aventi analoghe proprietà di biodegradabilità e compostabilità dei rifiuti organici siano conferiti negli impianti di compostaggio e digestione anaerobica. Tali proprietà devono essere verificate attraverso il rispetto delle norme EN 13432:2002, che riporta i requisiti per gli imballaggi recuperabili mediante compostaggio e biodegradazione, o UNI EN 14995:2007, che tratta invece i requisiti e le procedure per la determinazione della compostabilità dei manufatti diversi dagli imballaggi, seguendo un approccio comparabile a quello della norma precedente (EN, 2002; EN, 2007).

In merito alla degradabilità in condizioni anaerobiche, la norma EN 13432:2002 prevede l'esecuzione di prove secondo la metodologia della norma tecnica EN ISO 15985:2018, svolte in condizioni termofile ($52 \pm 2^{\circ}$ C) e in un processo a secco per una durata massima prevista di due mesi. La percentuale di biodegradazione, espressa in termini di produzione di biogas rispetto al valore teorico, deve risultare pari o superiore al 50% (EN, 2002). Tali condizioni risultano non necessariamente coerenti con quelle riscontrate presso gli impianti di trattamento anaerobico. La durata massima risulta superiore ai tempi di residenza idraulici più comunemente utilizzati negli impianti di trattamento del rifiuto alimentare, compresi generalmente tra i 15 e i 30 giorni (Bátori et al., 2018).

IdA

18

Inoltre, numerosi impianti operano in condizioni mesofile (circa 37°C), con potenziali maggiori criticità associate a tempi di degradazione più lunghi. Infine, è rilevante evidenziare che la norma EN 13432:2002 indica che per garantire la compostabilità dei manufatti è sufficiente determinare la degradabilità in condizioni aerobiche. Non è quindi strettamente necessario effettuare prove per valutare la biodegradabilità e la disintegrabilità anaerobica dei substrati. Tuttavia, sulla base della crescente diffusione degli impianti di digestione anaerobica e dell'aumento dei quantitativi di manufatti in bioplastica e a base cellulosica conferiti insieme al rifiuto organico, è essenziale valutare il comportamento e la degradabilità di tali materiali anche in condizioni anaerobiche. Gli impianti di trattamento integrato (caratterizzati da un primo stadio anaerobico seguito da un post-compostaggio), insieme a quelli di digestione anaerobica, contribuiscono infatti alla gestione di oltre il 50% del rifiuto organico inviato a trattamento, percentuale che supera il 60% se si considera la sola frazione umida (ISPRA, 2022).

Questo studio completa l'analisi sulla degradabilità degli imballaggi a base cellulosica di cui la prima parte è riportata in Fava et al. (2022), in cui sono state effettuate prove di compostaggio aerobico su quattro vaschette a base carta per il cibo d'asporto. Il presente studio ha l'obiettivo di valutare la degradabilità in condizioni anaerobiche di due di questi imballaggi: in primo luogo sono state effettuate prove di biometanazione (biochemical methane potential, BMP) in mono-digestione; successivamente è stata testata la co-digestione con rifiuto alimentare in prove di BMP e in condizioni di alimentazione semi-continua, per simulare le condizioni presenti negli impianti di digestione anaerobica alla scala industriale. I risultati ottenuti dalle prove di BMP sono stati analizzati attraverso modelli cinetici e le degradabilità ottenute in queste prove sono state confrontate con quelle delle prove di co-digestione in semi-continuo.

In letteratura sono presenti diversi esempi di prove di BMP volte a valutare la degradabilità di prodotti a base di cellulosa (Dolci et al., 2022; Dolci et al., 2021; Naroznova et al., 2016) e bioplastiche, tra cui il PLA (Battista et al., 2021; Hobbs et a., 2019; Zhang et al., 2018). Meno numerosi sono invece gli studi sul comportamento di tali materiali in condizioni più simili a quelle degli impianti di trattamento, come prove di co-digestione in condizioni di semi-continuo (Dolci et al., 2022; Zhang et al., 2018).

2. Materiali e metodi

Lo studio della degradabilità anaerobica delle vaschette a base carta per il cibo d'asporto è stato effettuato attraverso prove di BMP in mono e co-digestione con rifiuto alimentare sintetico. Successivamente, sono state condotte prove di co-digestione in semi-continuo. Le caratteristiche e le modalità di preparazione dei substrati e lo svolgimento delle prove sono descritti nei paragrafi successivi.

2.1. Preparazione e caratterizzazione dei substrati e degli inoculi

2.1.1. Vaschette

Gli imballaggi analizzati durante la sperimentazione presentano le seguenti caratteristiche:

- Vaschetta 1 (V1): composta interamente da cartoncino di pura cellulosa accoppiato a un film biodegradabile e compostabile di PLA; essi costituiscono rispettivamente il 90% e il 10% in peso dell'imballaggio; è utilizzabile tra -10 e +85°C. In merito al fine vita, le indicazioni riportate sull'imballaggio prevedono il conferimento con il rifiuto organico (il cartoncino e il film accoppiato non sono separabili).
- Vaschetta 2 (V2): composta da cartone ondulato incollato con amido, utilizzabile in frigorifero e in forno per massimo 30 minuti a 220°C. Dopo l'utilizzo le indicazioni riportate sull'imballaggio prevedono il conferimento con la carta se il materiale è pulito, altrimenti con il rifiuto organico.

Per l'esecuzione delle prove di BMP, V1 e V2 sono state tagliate in pezzi quadrati di lato 1 cm, mentre nelle prove di co-digestione è stata analizzata la sola V1 in pezzi delle stesse dimensioni. La scelta di utilizzare V1 come substrato, rispetto a V2, è stata compiuta a valle dei risultati ottenuti nelle prove di BMP, in quanto ritenuta di maggiore interesse sperimentale, vista anche la presenza di bioplastica e le sue possibili problematicità negli impianti di digestione anaerobica. Per entrambi i substrati sono stati determinati il peso su base umida, lo spessore, i solidi totali (ST), i solidi volatili (SV), l'azoto totale Kjeldahl (TKN) e la richiesta chimica di ossigeno (chemical oxigen demand, COD).

2.1.2. Rifiuto alimentare

La composizione del rifiuto alimentare sintetico (Tabella S1 del Materiale Supplementare – MS) è basata sui risultati ottenuti da precedenti analisi merceologiche della frazione organica ricevuta in tre impianti di compostaggio e in un inceneritore (Fava et al. 2022). Gli inerti, quali gusci e ossa, tipicamente presenti nel rifiuto alimentare non sono stati inseriti poiché generalmente rimossi dai pretrattamenti presso gli impianti di digestione anaerobica. Il rifiuto alimentare è stato pretrattato mediante triturazione delle diverse componenti coadiuvata dall'aggiunta di acqua, nella quantità di 850 g di acqua di rete per ogni kg di rifiuto. Il rifiuto così preparato è stato poi miscelato e conservato in congelatore a -18°C. Il Tabella 1. Risultati della caratterizzazione dei substrati e degli inoculi impiegati nelle prove

Parametro	V1	V2	Rifiuto alimentare	Inoculo 1	Inoculo 2	
Peso umido (g)	$21,1 \pm 0,2$	$47,6 \pm 0,4$	-	-	-	
Spessore (mm)	$0,400 \pm 0,010$ ^a	$0,59 \pm 0,08$	-	-	-	
ST (g/kg)	934 ± 3	927 ± 7	88,2 ± 2,2 b	$24,7 \pm 0,3$	$20,5 \pm 0,1$	
SV (g/kg)	833 ± 64	836 ± 65	80,6 ± 4,4 ^b	$13,0 \pm 0,2$	$10,2 \pm 0,01$	
рН	-	-	4,68 ± 0,01 ^b	$8,27 \pm 0,05$	$8,72 \pm 0,05$	
COD (g/kg)	1.122 ± 88	1.086 ± 23	106 ± 1 ^b	-	$12,8 \pm 0,2$	
TKN (gn/kg	1,02	0,875	2,56 ± 0,01 ^b	-	$2,33 \pm 0,01$	
NH_4^+ (mgN/L)	-	-	54,5 ± 8,5 ^b	1.400	1.760 ± 42	
AT (mgCaCO ₃ /L)	-	-	446 ± 121 ^b	10.406	9.305 ± 163	
AGV (mgCH ₃ COOH/L)	-	-	5.617 ± 878 ^b	404	$85,4 \pm 14$	
^a Di cui film in PLA = 0.04 ± 0.01 e carta = 0.36 ± 0.01 .						
^b Inclusa l'acqua aggiunta per permettere la triturazione delle componenti						

rifiuto è stato caratterizzato in termini di ST, SV, TKN, azoto ammoniacale (NH_4^+), COD, pH, alcalinità totale (AT) e acidi grassi volatili (AGV).

2.1.3. Inoculi

Gli inoculi utilizzati sono costituiti da due digestati termofili, acquisiti presso impianti di digestione anaerobica del rifiuto alimentare proveniente dalla raccolta differenziata domestica e dalle utenze non domestiche assimilabili. Prima dell'inizio delle prove ogni inoculo è stato tenuto in incubazione in un termostato per sei giorni alla temperatura di 55°C. Dopo il periodo di incubazione sono stati determinati ST, SV, TKN, NH_4^+ , COD, pH, AT e AGV di ciascun inoculo.

2.1.4. Risultati della caratterizzazione dei substrati e degli inoculi

La Tabella 1 riporta i risultati della caratterizzazione dei substrati e degli inoculi impiegati nelle prove di BMP e in semi-continuo.

2.2. Allestimento e conduzione delle prove di BMP

Le prove di BMP sono state svolte secondo il metodo UNI/TS 11703:2018 "Metodo per la misura della produzione potenziale di metano da digestione anaerobica ad umido", con misura volumetrica del metano prodotto (UNI/TS, 2018), presso il Laboratorio "A.Rozzi" del Dipartimento DICA del Politecnico di Milano (https://www.dica.polimi.it/environmental-engineering-laboratories-a-rozzi-laboratory-fabe-lab/).

L'analisi ha previsto una prima serie di prove in mono-digestione svolte in triplo dei seguenti substrati: rifiuto alimentare, V1 e V2. Sono stati inoltre allestiti tre reattori bianchi, costituiti solo da inoculo (inoculo 1) e utilizzati per valutare la produzione di metano di quest'ultimo. È stata quindi svolta una seconda serie di prove (con un diverso inoculo – inoculo 2). In tale serie, per valutare i possibili effetti sulla cinetica di degradazione legati alla contemporanea disponibilità dei substrati, oltre alle mono-digestioni precedentemente descritte, è stata svolta una prova di co-digestione di rifiuto alimentare (87% in termini di COD) e V1 (13%). La quantità di V1 corrisponde al 2,5% del peso umido alimentato, ovvero la quantità di frazione cellulosica riscontrata nel rifiuto organico in Italia (Bonori, 2022).

Le prove sono state svolte in reattori miscelati di volume 600 mL, con volume operativo pari a 480 mL. I reattori sono stati mantenuti in condizioni termofile alla temperatura di 55 \pm 0,5°C attraverso un bagno termostatico. Le prove di BMP sono state impostate rispettando un rapporto inoculo/substrato (I/S) pari a 2,5 per la prima serie di prove e pari a 4 per la seconda.

Secondo i dati riportati nel Capitolo 1, nel 2021 a livello nazionale le frazioni cellulosiche presenti nel rifiuto alimentare sono risultate pari al 2,5%. Per le prove di co-digestione è stato ipotizzato che V1 fosse rappresentativa della totalità delle frazioni cellulosiche, mantenendo tale proporzione fra rifiuto alimentare e vaschetta alimentati come substrati.

In ogni reattore sono state inoltre dosate soluzioni contenenti macronutrienti e micronutrienti, e acqua di rete fino al raggiungimento del volume operativo. Il pH, misurato in ogni reattore a inizio prova, è risultato compreso nell'intervallo 7-7,5. Prima dell'inizio delle prove, per ottenere condizioni anaerobiche nello spazio di testa di ogni reattore è stato flussato azoto (Holliger et al., 2016).

Al termine delle prove di BMP, si è provveduto a verificare la presenza di residui nel digestato attraverso una vagliatura con un setaccio a maglia 2 mm. I risultati delle prove di BMP sono stati analizzati dal punto di vista cinetico ricercando, per ogni substrato, il tempo necessario al raggiungimento del 50% e del 90% del BMP finale. Infine, alcuni modelli di letteratura sono stati adattati ai risultati delle prove e con-

IdA

20

frontati tra loro attraverso diversi criteri di efficienza per individuare quello più rappresentativo della cinetica di degradazione del singolo substrato (Capitolo 2 del MS).

2.3. Allestimento e conduzione delle prove in semi-continuo

Le prove sono state svolte per valutare la biodegradazione anaerobica in semi-continuo di V1, in co-digestione con il rifiuto alimentare.

Le prove sono state condotte in 2 reattori di volume 2.250 mL e con un volume operativo di 2.000 mL, miscelati meccanicamente con un rotore verticale collegato a un motore temporizzato. Le condizioni di temperatura e il sistema di misurazione della produzione di metano sono gli stessi descritti al Paragrafo 2.2 per le prove di BMP.

All'inizio delle prove, in ogni reattore sono stati dosati 1,7 L di digestato precedentemente utilizzato per la seconda serie di prove di BMP. Durante le prove, le condizioni di alimentazione semi-continua sono state ottenute seguendo la metodologia riportata in Dolci et al. (2022), attraverso una procedura bisettimanale che ha previsto la rimozione di una parte del digestato e l'alimentazione di nuovi substrati, acqua e nutrienti. Tale procedura è stata svolta in modo tale da mantenere un tempo di residenza idraulico (hydraulic retention time, HRT) di 21 giorni e un carico organico (organic loading rate, OLR) di 2,20 kgCOD/(m³×giorno), corrispondente a 1,65 kgSV/(m³×giorno). I valori di questi parametri sono stati scelti tenendo in considerazione gli intervalli tipici riportati nella letteratura scientifica per analoghe prove svolte: dai 10 ai 30 giorni per l'HRT e valori inferiori a 2 kgSV/(m³×giorno) per l'OLR in prove di laboratorio (Dolci et al., 2022; Venturelli et al., 2021). Il metano contenuto nello spazio di testa dei reattori, perso durante le operazioni periodiche di estrazione, è stato incluso nella quantificazione del metano complessivamente prodotto considerando il volume dello spazio di testa e la composizione del biogas.

Nello svolgimento delle prove è stato previsto un piano di analisi per il monitoraggio dei principali parametri operativi del sistema. Il fabbisogno minimo di macronutrienti e micronutrienti, valutato in Dolci et al. (2022), è stato garantito attraverso il dosaggio periodico delle tre soluzioni di nutrienti previste nel metodo UNI/TS 11703:2018.

Al termine di ogni alimentazione, prima di riprendere la prova, è stato flussato azoto per ripristinare le condizioni anaerobiche.

La prova ha previsto una suddivisione in due fasi:

• fase 1, composta da 15 cicli di alimentazione ed estrazione, in cui entrambi i reattori sono stati ali-

mentati esclusivamente con rifiuto alimentare. Questa fase ha avuto l'obiettivo di conseguire l'acclimatazione e di raggiungere le condizioni stazionarie;

fase 2, composta da 18 cicli di alimentazione ed estrazione, in cui l'alimentazione del reattore 1 (R1) è rimasta invariata (reattore di controllo), mentre parte dell'alimentazione del reattore 2 (R2) è stata sostituita con V1, così da effettuare la prova di co-digestione. In dettaglio, la quantità di V1 alimentata è stata assunta pari al 13% del complessivo carico organico previsto in termini di COD.

Durante la fase 2, a ogni estrazione il digestato è stato vagliato con un setaccio di maglia 2 mm per recuperare gli eventuali pezzi di V1 non completamente degradati. Tutti i residui estratti sono stati contati, lavati con acqua deionizzata e pesati (dopo l'essiccazione e la stabilizzazione del peso a temperatura ambiente). Queste stesse operazioni sono state ripetute anche al termine della prova durante lo svuotamento finale di R2.

Dai risultati delle prove, in termini di produzione di metano, sono state ricavate le degradabilità in condizioni di semi-continuo dei due substrati. In particolare, per R2 si è ipotizzato che la degradabilità anaerobica del rifiuto alimentare (calcolata per R1) si sia mantenuta costante anche in condizioni di co-digestione, rendendo quindi possibile stimare un valore di degradabilità per la sola V1. Questi valori sono poi stati confrontati con quelli ottenuti durante le prove di BMP.

È stata inoltre eseguita un'analisi statistica sulla produzione specifica di metano per unità di massa di COD alimentato come substrato, per confrontare il comportamento dei due reattori, considerando separatamente le due fasi di prova. È stata testata la normalità delle distribuzioni della produzione di metano attraverso il test non parametrico di Shapiro-Wilk con significatività posta pari a 0,05. Poiché la normalità delle distribuzioni non è stata sempre soddisfatta, i due reattori, per ognuna delle due fasi, sono stati confrontati attraverso il Test U di Mann-Whitney a campioni indipendenti (con significatività posta pari a 0,05). Questo test è stato effettuato per verificare l'assenza (nella prima fase) e l'eventuale presenza (nella seconda fase) di differenze statisticamente significative nella produzione specifica di metano dei due campioni.

2.4. Metodi analitici

ST e SV sono stati determinati secondo la procedura indicata in Standard Methods 2540 (Rice et al., 2017). Lo spessore degli imballaggi è stato misurato per mezzo di un calibro digitale. L'NH₄⁺ è stato misurato su campioni filtrati a 0,45 µm, utilizzando test in cuvetta spettrofotometrici (HachLange). Il TKN e il COD totale sono stati analizzati seguendo i metodi indicati rispet-

IdA

tivamente nella norma tecnica ISO 5663 (ISO, 1984) e in Standard Methods 5220 (Rice et al., 2017). Il pH è stato misurato mediante una sonda multiparametrica portatile (HachA B 28 Lange HQ40D). L'AT è stata misurata per mezzo di titolazione automatica con H₂SO₄ fino a un pH di 4,30 (Hach-Lange BIOGAS Titration Manager). La concentrazione di AGV (acetico, propionico, isobutirrico, butirrico, isovalerico, valerico, isocaproico e caproico) e dell'etanolo è stata determinata secondo la procedura riportata in Standard Methods 5560 (Rice et al., 2017), utilizzando un gas cromatografo (Dani Master GC) collegato a un rilevatore a ionizzazione di fiamma. La composizione del biogas $(CO_2, CH_4, H_2, O_2 e N_2)$ è stata determinata utilizzando un gas cromatografo (Dani Master GC dotato di due colonne HayeSep Q e Molesieve 5A).

La misura volumetrica del metano prodotto è stata effettuata per mezzo dello strumento AMPTS (Automatic Methane Potential Test System II, Bioprocess Control[®]). I valori finali di BMP sono stati calcolati come la media della produzione cumulata di metano in condizioni normali, al netto della produzione dei bianchi, nel giorno in cui la produzione giornaliera durante gli ultimi tre giorni consecutivi è risultata <1% della produzione cumulata di metano (Holliger et al., 2021), mantenendo una durata minima delle prove di 21 giorni (UNI/TS, 2018).

3. Risultati e discussione

3.1. Prove di BMP

Si riportano in Figura 1 le curve relative alla produzione cumulata netta specifica di metano della prima serie di prove di BMP, riguardanti la mono-digestione di V1 e V2 e del rifiuto alimentare e della seconda serie di BMP, riguardanti oltre alle mono-digestioni anche la co-digestione del rifiuto alimentare con V1.

In Tabella 2 sono riassunti i risultati finali delle due serie di prove di BMP. In particolare, per il calcolo della degradabilità anaerobica è stata considerata una produzione teorica di metano di 330 NmLCH₄/gCOD, nell'ipotesi che il 6% del COD venga utilizzato per la crescita batterica.

Confrontando i risultati nella prima le serie di prove, si osserva che la degradabilità anaerobica di V1 è risultata pari al 76%, inferiore a quella di V2 di 16 punti percentuali. La seconda serie di prove ha mostrato un'analoga differenza tra i due imballaggi. La biodegradabilità di V2 è paragonabile a quella del rifiuto alimentare e superiore al 90%.

Dal confronto con i valori presenti nella letteratura, il BMP finale della vaschetta in sola carta V2 è risultato in linea o superiore ai risultati di studi precedenti: 262-290 NmLCH₄/gSV su sacchetti in carta per la raccolta del rifiuto alimentare (Dolci et al., 2021; Dolci et al.,



Figura 1: Produzione cumulata netta specifica di metano (0°C, 1 atm) della prima serie di prove di BMP (A) e della seconda serie di BMP (B) in funzione del tempo (media e deviazione standard dei triplicati)

2022), 372 NmLCH₄/gSV su carta contenuta nel rifiuto alimentare (Naroznova et al., 2016), 260-570 NmL-CH₄/gSV su diversi tipi di rifiuti in carta (Kobayashi et al., 2012). In mancanza di dati di letteratura relativi a manufatti in carta e bioplastica, lo stesso confronto è stato effettuato anche per V1: la produzione netta di metano è risultata compresa nell'intervallo osservato da Kobayashi et al. (2012), inferiore del 10% rispetto al risultato di Naroznova et al. (2016), ma superiore del 15%-29% rispetto ai risultati di Dolci et al. (2021) e Dolci et al. (2022). La minor produzione di metano di V1 osservata durante le prove di BMP, rispetto agli altri substrati è ragionevolmente dovuta alla presenza del film in PLA a cui è generalmente associata una più lenta e bassa degradabilità in condizioni anaerobiche. La letteratura riporta una degradazione del PLA compresa tra il 25% e il 58% in condizioni mesofile e tra il 75% e il 90% in condizioni termofile, con tempi rispettivamente di 50-147 giorni e 60-75 giorni (Abraham et al., 2021). Si tratta di tempi molto lunghi e superiori a quelli tipicamente impiegati negli impianti di trattamento (Cazaudehore et al., 2022). Ciò è confermato anche dalle prove di BMP svolte da Hobbs et al. (2019),

22 Ingegneria dell'Ambiente Vol. 11 n. 1/2024

IdA

Tabella 2: Risultati delle due serie di prove di BMP: media e deviazione standard del BMP finale, per unità di massa di substrato in termini di SV e in termini di COD; coefficiente di variazione (CV); degradabilità anaerobica su base COD (DA); durata delle prove, tempi per il raggiungimento del 50% ($t_{50\%}$) e del 90% ($t_{90\%}$) del BMP finale

Serie	Substrato	BMP finale (NmLCH ₄ /gSV)	BMP finale (NmLCH ₄ /gCOD)	CV (%)	DA (%)	Durata (giorni)	t _{50%} (giorni)	t _{50%} (giorni)
1	V1	338 ± 9	251 ± 7	2,63	76	24	4	15
	V2	395 ± 2	304 ± 2	0,56	92	21	4	12
	Rifiuto alimentare	422 ± 14	321 ± 10	3,23	97	21	4	12
2	V1	334 ± 2	248 ± 1	0,45	75	24	5	12
	V2	394 ± 38	303 ± 29	9,64	92	21	5	10
	Rifiuto alimentare	397 ± 13	302 ± 10	3,40	92	21	4	10
	Co-digestione	393 ± 24	296 ± 18	6,08	90	24	4	10

riportanti una perdita in peso pari al 54% dopo 70 giorni, evidenziando come durante la digestione anaerobica di rifiuti a PLA, la degradazione di quest'ultimo risulti incompleta. In merito al rifiuto alimentare, i valori ottenuti da entrambe le serie di prove sono comparabili con quelli presenti in letteratura per prove in condizioni termofile: 410-460 NmLCH₄/gSV (Li et al., 2016), 403 NmLCH₄/gSV (Chuenchart et al., 2020), 418 NmLCH4/gSV (Dolci et al., 2022), 300-500 NmL-CH₄/gSV (Davidsson et al., 2007).

Analizzando poi i BMP della prova di co-digestione del rifiuto con V1, la produzione di metano è risultata in linea con il valore che si otterrebbe considerando i risultati della mono-digestione dei due substrati nelle proporzioni di SV alimentati nel reattore. Questo risultato suggerisce l'assenza di significativi effetti sinergici tra i due substrati. Infine, la vagliatura a 2 mm del digestato svolta al termine di ogni prova non ha individuato la presenza di residui in nessuno dei reattori.

Il Capitolo 2 del MS riporta inoltre i dettagli dell'analisi cinetica per i diversi substrati. Sulla base dei risultati, tutti i substrati analizzati nella prima serie di prove di BMP sono stati descritti attraverso il modello Cone. Questo modello, insieme al modello Gompertz, è tipicamente utilizzato per descrivere la cinetica della cellulosa o di altri substrati caratterizzati da una fase di latenza iniziale (Carrère et al., 2020). Per la seconda serie di prove di BMP invece l'analisi ha fornito risultati differenti: il modello più adatto a descrivere la cinetica del rifiuto alimentare è risultato essere quello del primo ordine, per V1 è stato nuovamente scelto il modello Cone, mentre per V2 sono risultati adatti il Cone e il Gompertz e per la co-digestione i modelli del primo ordine e il Cone.

3.2. Prove in semi-continuo

La prima fase delle prove di co-digestione in condizioni di alimentazione semi-continua (giorni 1-52) ha permesso l'acclimatazione dell'inoculo e la stabilizzazione dei principali parametri di interesse su valori che indicano la stabilità del processo di digestione anaerobica (Cecchi et al., 2005, Yirong et al, 2014). Più precisamente, in entrambi i reattori il pH si è stabilizzato nell'intervallo compreso tra 7,4 e 7,6 e il contenuto volumetrico medio di metano nel biogas prodotto pari al 68-70%. Inoltre, il rapporto AGV/AT e l'azoto ammoniacale sono risultati sempre inferiori rispettivamente a 0,1 p/p e 1.100 mgN/L.

Nella prima fase i due reattori hanno mostrato un andamento simile anche in termini di produzione specifica di metano, pari a 310 NmLCH₄/gCOD per R1 e 308 NmLCH₄/gCOD per R2 (417 e 414 NmLCH₄/ gSV), a cui corrisponde una degradabilità anaerobica rispettivamente del 94% e 93%. Infine, il Test U di Mann-Whitney ha confermato che le distribuzioni delle produzioni specifiche di metano durante la prima fase sono da considerarsi statisticamente uguali (U = 89, significatività asintotica = 0,330, rango della media di R1 = 17,07 e rango della media di R2 = 13,93).

Anche durante la seconda fase (giorni 53-118), i parametri operativi si sono mantenuti stabili sui valori precedentemente indicati. La produzione specifica di metano di R1 è risultata pari a 306 Nm-LCH₄/gCOD, confermando il valore di degradabilità ottenuto nella prima fase per il rifiuto alimentare (93%). Per avere una più precisa valutazione delle variazioni nel tempo del comportamento del reattore di co-digestione in seguito alla parziale sostituzione del rifiuto alimentare con V1, la seconda fase è stata suddivisa in due sottofasi: 2A (giorni 53-87) e 2B (giorni 88-118). In dettaglio, la produzione specifica di metano misurata per R2 è stata di 294 NmLCH₄/gCOD nella fase 2A e ha raggiunto i 298 NmLCH₄/gCOD nella fase 2B. Questi risultati mostrano una modesta riduzione rispetto a R1, rispettivamente del 3,8% nella fase 2A e 2,5% nella fase 2B. La degradabilità della sola V1 è aumentata passando dal 66% della fase 2A al 75% della fase 2B (Ta**Tabella 3:** Degradabilità anaerobica su base COD dei substrati analizzati nelle prove di BMP e nelle prove in semicontinuo, assumendo che il 6% del COD venga utilizzato per la crescita batterica

Substrato	Degradabilità anaerobica (%)					
	Prove di BMP	Prove in semi-continuo				
	BMP finale	Fase 2A	Fase 2B			
Rifiuto alimentare	92-97	93*	93*			
V1	75-76	66**	75**			
V2	92	-	-			
Co-digestione	90	89***	90***			
*Degradabilità del rifiuto alimentare (R1).						
**Degradabilità della sola V1, calcolata sottraendo il contributo del						
rifiuto alimentare (ottenuto da R1) dalla produzione di metano di						
R2.						
*** Degradabilità della co-digestione di V1 e del rifiuto alimentare						
in R2.						

bella 3). Tuttavia, sia nella fase 2A che nella fase 2B le produzioni specifiche di metano di R1 e R2 sono risultate statisticamente differenti tra loro. In dettaglio sono stati riscontrati i seguenti risultati del Test U di Mann-Whitney per la fase 2A (U = 22, significatività asintotica = 0,034, rango della media di R1 = 13,13 e rango della media di R2 = 7,70) e 2B (U = 12, significatività asintotica = 0,036, rango della media di R1 = 11,00 e rango della media di R2 = 6,00).

Durante la seconda fase, vagliando il digestato estratto da R2 con setaccio a maglia 2 mm sono stati recuperati dei residui non digeriti di V1 (Figura 2).

Tali residui sono costituiti principalmente da film in PLA (intero o frammentato) e corrispondono al 26% della massa totale di PLA inserito (il 2,8% della massa totale di V1 alimentata al reattore). Se si considera invece il numero dei pezzi, i residui interi estratti rappresentano il 20% del totale inserito. È stato inoltre misurato lo spessore di alcuni residui di PLA estratti interi, ottenendo un valore medio di 0,040 \pm 0,010 mm. Non

Figura 2: Pezzi di V1 iniziali alimentati (A) e residui non digeriti estratti durante le prove in semi-continuo (B)



IdA

è stata quindi osservata alcuna variazione rispetto allo spessore iniziale del film di PLA.

Confrontando le degradabilità ottenute nelle prove di BMP e al termine delle prove in semi-continuo (Tabella 3), esse hanno mostrato valori paragonabili sia per il rifiuto alimentare che per V1. Non si evidenziano quindi significativi effetti sinergici tra i due substrati o la presenza di fenomeni di acclimatazione. Nonostante i risultati ottenuti, le prove in semi-continuo hanno evidenziato le potenziali criticità associate alla presenza di pezzi non digeriti di PLA, che potrebbero facilmente aumentare nel caso di digestori anaerobici operanti in condizioni mesofile. La mesofilia, infatti, è spesso poco efficace per il PLA (Narancic et al., 2018). Le problematiche associate al trattamento delle bioplastiche in condizioni anaerobiche sono ampiamente documentate dalla letteratura: Zhang et al. (2018), attraverso prove in semi-continuo, hanno valutato la perdita in peso e il rapporto tra pezzi non digeriti e pezzi alimentati di un film e di pellet realizzati in PLA. I risultati riportati indicano la biodegradazione del film ma nessuna degradazione per il pellet. Altre prove in semi-continuo (Dolci et al., 2022), sebbene effettuate su una bioplastica differente (Mater-Bi), hanno evidenziato la presenza di residui in bioplastica, al contrario della carta che ha mostrato l'assenza di residui significativi.

Complessivamente, i risultati delle prove svolte in condizioni anaerobiche hanno quindi confermato l'elevata compatibilità della carta con questo processo, evidenziando invece alcune criticità legate al PLA. Attualmente, per gli imballaggi realizzati in carta accoppiata con tale bioplastica compostabile, la proporzione tra la quantità di carta e quella di PLA può essere considerata un valido parametro per comprenderne la compatibilità con i trattamenti biologici: minore è la presenza di PLA e minori sono generalmente le criticità attese. Tuttavia, a oggi è presente in letteratura un numero ridotto di prove su tali materiali compositi. È quindi essenziale svolgere prove sperimentali quanto più possibile rappresentative delle condizioni presenti negli impianti di trattamento per verificare il comportamento dei diversi materiali e individuare le eventuali criticità a essi associati.

4. Conclusioni

Nello studio è stata valutata la degradabilità in condizioni anaerobiche di due vaschette a base carta certificate EN 13432:2002 e utilizzate per confezionare il cibo d'asporto: una in carta accoppiata con un film in PLA e una in sola carta. Sottoposta alle prove di BMP, la vaschetta in sola carta ha esibito un comportamento paragonabile a quello del rifiuto alimentare, con valori di degradabilità e cinetiche sovrapponibili. La degradabilità della vaschetta con il film in PLA è invece risultata inferiore (75%) rispetto a quella della vaschetta in sola carta (92%). Al termine delle prove di BMP non sono stati individuati residui in nessuno dei reattori. In merito alle prove svolte in condizioni di semi-continuo effettuate sulla vaschetta con film in PLA, la sua degradabilità è risultata pari al 66% (prima parte) e al 75% (seconda parte). Tali valori sono paragonabili a quelli ottenuti nelle prove di BMP. Considerando invece i residui non digeriti riscontrati durante le prove in semi-continuo, essi sono principalmente costituiti da film in PLA. In particolare, il peso della frazione non degradata di dimensione superiore ai 2 mm ha rappresentato il 2,8% della massa totale alimentata, corrispondente al 26% della massa totale di PLA inserita. In conclusione, gli imballaggi analizzati hanno mostrato una buona degradabilità in condizioni anaerobiche. Come atteso, la carta ha mostrato un'alta compatibilità con i processi anaerobici, mentre la presenza di residui di PLA riscontrati durante le prove di digestione anaerobica in semi-continuo è invece indice di una possibile criticità del processo nel trattare questa tipologia di substrato.

Riferimenti bibliografici

- Abraham A., Park H., Choi O., et al. (2021) Anaerobic co-digestion of bioplastics as a sustainable mode of waste management with improved energy production A review. Bioresource Technology, 322: 124537. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124537
- Bátori V., Åkesson D., Zamani A., et al. (2018) Anaerobic degradation of bioplastics: a review. Waste Management, 80: 406-413. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.040
- Battista F., Frison N., Bolzonella D. (2021) Can bioplastics be treated in conventional anaerobic digesters for food waste treatment? Environmental Technology & Innovation, 22: 101393. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101393
- Bonori B. (2022) Garantire la qualità del riciclo: indagine sulla presenza di carta nella frazione organica, analisi 2021. Ingegneria dell'Ambiente Vol. 9 n. 1/2022.
- Carrère H., Antonopoulou G., Druilhe C. et al. (2020) Methods to Assess Biological Transformation of Biomass. In: Nzihou A. (eds), Handbook on Characterization of Biomass, Biowaste and Related By-products. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-35020-8_5
- Cazaudehore G., Guyoneaud R., Evon P. et al. (2022) Can anaerobic digestion be a suitable end-of-life scenario for biodegradable plastics? A critical review of the current situation, hurdles, and challenges. Biotechnology

Advances, 56: 107916. https://doi.org/10.1016/j. biotechadv.2022.107916

- Cecchi F., Battistoni P., Pavan P. et al. (2005) Digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti solidi; aspetti fondamentali, progettuali, gestionali, di impatto ambientale ed integrazione con la depurazione delle acque reflue. APAT – agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici. Roma. https://www.isprambiente.gov.it/ contentfiles/00003400/3482-manuali-linee-guida-2005. pdf. (consultato a maggio 2023).
- Chuenchart W., Logan M., Leelayouthayotin C. et al. (2020) Enhancement of food waste thermophilic anaerobic digestion through synergistic effect with chicken manure. Biomass and Bioenergy, 136: 105541. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105541
- CIC (Consorzio Italiano Compostatori) COREPLA (Consorzio nazionale per la raccolta, il riciclo e il recupero degli imballaggi in plastica) (2020) Studio CIC-COREPLA, 2020: triplicano le bioplastiche compostabili nella raccolta dell'organico. https://www.compost.it/wp-content/uploads/2020/07/CS-4-Studio-CIC-COREPLA-2020_-raddoppiano-le-bioplastichecompostabili-nella-raccolta-dell%E2%80%99organico-5.pdf (consultato a ottobre 2022).
- Davidsson A., Gruvberger C., Christensen T.H. et al. (2007) Methane yield in the source-sorted organic fraction of municipal solid waste. Waste Management, 27(3): 406-414.

https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.02.013

- Dolci G., Venturelli V., Catenacci A. et al. (2022) Evaluation of the anaerobic degradation of food waste collection bags made of paper or bioplastic. Journal of Environmental Management, 305: 114331. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114331
- Dolci G., Catenacci A., Malpei F. et al. (2021) Effect of Paper vs. Bioplastic Bags on Food Waste Collection and Processing. Waste and Biomass Valorization, 12: 6293-6307. https://doi.org/10.1007/s12649-021-01448-4
- EN (2007) European standard EN 14995:2007. Plastics — Evaluation of compostability — Test scheme and specifications.
- EN (2002) European standard EN 13432:2002. Packaging – Requirements for packaging recoverable through composting and biodegradation – Test scheme and evaluation criteria for the final acceptance of packaging.
- European Bioplastics (2022). Bioplastics Market Development Update 2022. European Bioplastics report. https://www.european-bioplastics.org/market (consultato ad aprile 2023).
- European Bioplastics (2019). Bioplastics Market Development Update 2019. European Bioplastics report. https://www.european-bioplastics.org/wpcontent/uploads/2019/11/Report_Bioplastics-

IdA

Market-Data_2019_short_version.pdf (consultato a gennaio 2023)

- Fava F., Dolci G., Venturelli V. et al. (2022) Analisi sperimentale sulla disintegrazione in prove di compostaggio di vaschette a base carta per il cibo d'asporto. Ingegneria dell'Ambiente, Vol. 9, n. 4/2022.
- Hobbs S.R., Parameswaran P., Astmann B. et al. (2019) Anaerobic Codigestion of Food Waste and Polylactic Acid: Effect of Pretreatment on Methane Yield and Solid Reduction. Advances in Materials Science and Engineering, 2019: 4715904. https://doi.org/10.1155/2019/4715904
- Holliger C., Astrals S., Fruteau de Laclos H., et al. (2021) Towards a standardization of biomethane potential tests: a commentary. Water Science & Technology, 83: 247-250. https://doi.org/10.2166/wst.2020.569
- Holliger C., Alves M., Andrade D. et al. (2016) Towards a standardization of biomethane potential tests. Water Science & Technology, 74(11): 2515-2522. https://doi.org/10.2166/wst.2016.336
- ISO International Organization for Standardization, 1984. Technical standard ISO 5663:1984, 76 Water quality – Determination of Kjeldahl nitrogen – Method after mineralization with selenium.
- ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (2022). Rapporto rifiuti urbani edizione 2022. https://www.isprambiente. gov.it/files2022/pubblicazioni/rapporti/ rapportorifiutiurbani_ed-2022_n-380_agg-23_12_2022.pdf (consultato ad aprile 2023).
- Kobayashi T., Xu K.Q., Li Y.Y. et al. (2012) Evaluation of hydrogen and methane production from municipal solid wastes with different compositions of fat, protein, cellulosic materials and the other carbohydrates. International Journal of Hydrogen Energy, 37(20): 15711-15718. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.05.044
- Li Y., Liu H., Su D., et al. (2016) Characterization and Thermophilic Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste. Waste and Biomass Valorization, 7: 325-330. https://doi.org/10.1007/s12649-015-9444-6
- Narancic T., Verstichel S., Reddy Chaganti S. et al. (2018) Biodegradable Plastic Blends Create New Possibilities for End-of-Life Management of Plastics but They Are Not a Panacea for Plastic Pollution. Environmental Science & Technology, 52(18): 10441-10452. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02963
- Naroznova I., Møller J., Scheutz C. (2016) Characterisation of the biochemical methane

potential (BMP) of individual material fractions in Danish source-separated organic household waste. Waste Management, 50: 39-48. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.008

- Rice E.W., Baird R.B., Eaton A.D. (2017) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 23rd Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C., USA.
- UE Parlamento e Consiglio Europeo (2019) Regolamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 5 giugno 2019 che stabilisce norme relative alla messa a disposizione sul mercato di prodotti fertilizzanti dell'UE, che modifica i regolamenti (CE) n. 1069/2009 e (CE) n. 1107/2009 e che abroga il regolamento (CE) n. 2003/2003.
- UNI/TS, 2018. UNI/TS 11703:2018 Method for the Assessment of Potential Production of Methane from Anaerobic Digestion in Wet Conditions Matrix into Foodstuffs.
- Utilitalia (2020). Managing and recovering bioplastics. Utilitalia Position Paper adopted on January 21 2020 by the Environmental Board. http://www.utilitalia.it/dms/file/open/?8bf343a1-901d-4f99-890b-bbe422a324fd (consultato a marzo 2023).
- Venturelli V., Dolci G., Catenacci A. et al. (2021) Analisi sperimentale sulla degradazione anaerobica di sacchetti in carta o in bioplastica per la raccolta del rifiuto alimentare. Ingegneria dell'Ambiente, Vol. 8, n.3/2021. https://doi.org/10.32024/ida.v8i3.358
- Yirong C., Heaven S. e Banks C.J. (2014) Effect of a Trace Element Addition Strategy on Volatile Fatty Acid Accumulation in Thermophilic Anaerobic Digestion of Food Waste. Waste Biomass Valor, 6:1-12. https://doi.org/10.1007/s12649-014-9327-2
- Zhang W., Heaven S. e Banks C.J. (2018) Degradation of some EN13432 compliant plastics in simulated mesophilic anaerobic digestion of food waste. Polymer Degradation and Stability, 147: 76-88. https://doi. org/10.1016/j.polymdegradstab.2017.11.005

Ringraziamenti

Si ringrazia il Consorzio Nazionale per il Recupero e Riciclo degli Imballaggi a base Cellulosica (Comieco), che ha finanziato la ricerca.

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

IdA

26

INGEGNERIADELL'AMBIENTE

