

ANALISI DELLE PRESTAZIONI DI UN IMPIANTO DI TRATTAMENTO MECCANICO-BIOLOGICO DI RIFIUTI URBANI INDIFERENZIATI

Giovanni Gadaleta^{1,*}, Francesco Todaro¹, Sabino De Gisi¹,
Vincenzo Gadaleta², Michele Notarnicola¹

¹Politecnico di Bari, Dip. di Ingegneria Civile, Ambientale, del Territorio, Edile e di Chimica (DICATECh).

²AMIU Puglia S.p.A.

Sommario – Il presente lavoro analizza le prestazioni di un impianto di Trattamento Meccanico-Biologico (TMB) al variare dello schema di processo e con riferimento al caso studio dell'impianto gestito da AMIU Puglia Spa in Bari. L'impianto è in grado di trattare 700 t d⁻¹ di rifiuti indifferenziati/residuali da raccolta differenziata prodotti a Bari e nei comuni limitrofi. Attraverso un processo di biostabilizzazione e vagliatura, il rifiuto è trasformato in Frazione Secca Combustibile (FSC), da avviare a recupero energetico, e Rifiuto Biostabilizzato da Discarica (RBD). Il trattamento ha come ulteriori output i rifiuti metallici avviabili al recupero di materia e le acque di processo destinate a idonei trattamenti esterni all'impianto. L'analisi, condotta nel periodo 2015-2019, si è focalizzata sui seguenti aspetti: (i) merceologia del rifiuto in ingresso e dei flussi FSC e RBD; (ii) bilancio di massa; (iii) monitoraggio dell'Indice Respirometrico Dinamico potenziale (IRD_p) per gli FSC e RBD. I risultati hanno evidenziato un ingresso composto prevalentemente da plastica e cartone, sebbene con presenza di una quantità significativa di sostanza organica biodegradabile. La FSC è risultata composta per oltre il 90% da sostanza secca (adatta quindi a termovalorizzazione), mentre il RBD da quasi il 50% di sostanza organica con dimensione <20mm. I bilanci di massa hanno confermato la graduale riduzione nel tempo dei rifiuti in ingresso dovuti al potenziamento della raccolta differenziata, con conseguenti minori quantità di FSC e RBD. L'adozione di diversi schemi di processo e tempi di biostabilizzazione ha inciso maggiormente sul flusso RBD. Il monitoraggio dell'IRD_p ha restituito valori stabili e decrescenti per la FSC, mentre più variabili a seconda della configurazione adottata per il RBD. Nel complesso, l'impianto si pone come una *best practice* nel contesto regionale per quanto riguarda la gestione del rifiuto indifferenziato.

Parole chiave: biostabilizzazione, indice respirometrico, rifiuto indifferenziato, TMB.

EVALUATING THE PERFORMANCE OF A MUNICIPAL SOLID WASTE MECHANICAL-BIOLOGICAL TREATMENT PLANT

Abstract – This study analyses the performance of the mechanical-biological treatment plant (TMB) of AMIU Puglia s.p.a., located in Bari and able to treat

approximately 700 tons of undifferentiated waste per day, mainly produced by the city of Bari and neighbouring municipalities. The AMIU MBT plant performed an aerobic biostabilization of the input waste and a consequent screening process. An MBT treatment reduces the volume and the amount of putrescible fraction of the waste to be landfilled. In addition, it reduces the moisture and the amount of low energy fractions in order to have a waste suitable for energy recovery in waste-to-energy (WTE) plants. The input mixed waste is converted into a Combustible Dry Fraction (CDF) and a Stabilized Disposable Waste (SDW). The first is mechanically refined for the production of Solid Recovered Fuels (SRFs), delivered to dedicated WTE plants; the latter is disposed in landfill. The MBT generates two further output streams: metal waste, selected through a magnetic separation and then sent for new raw material recovery, and process water destined for in-plant or off-plant treatment prior to disposal. Generally, there are two main categories of MBT plants: single stream MBT or separated streams MBT. In single stream MBT, the municipal residual waste is subject to a bio-drying process and then to mechanical refining. In separated streams, the input is first preliminarily divided into a wet and a dry fraction by sieving and then biodegraded through biostabilization. The baseline period for evaluating the performance of the MBT facility under investigation was 2015-2019. The following topics have been addressed: (i) composition (or product fraction) of the inlet waste and of the two main output streams (CDF and SDW); (ii) mass balance; (iii) monitoring of the potential Dynamic Respirometric Index (DRI_p) for CDF and SDW streams. The obtained results showed that the input waste was mainly composed of plastic and paper waste; anyway, a more or less significant presence of organic fraction was evident. The CDF stream was composed of dry waste – suitable for the WTE treatment – by over 90%. Instead, the SDW stream achieved about 50% of organic waste, which had a dimension of less than 20 mm. Mass balance analysis was carried out through STAN software, a freeware in line with “Austrian standard ÖNorm S 2096”. On average, the principal output streams of the plant were CDF and SDW, with about 35% and 42% of the input waste, respectively. These fractions were followed by mass loss (about 20%) instead metals and process water achieved lower values than the ones of other streams (both less than 1%). Mass balance showed that input waste strongly reduces its amount over time. As a consequence, CDF and SDW streams reduce their quantity. If a “single stream” configuration was adopted, the CDF and SDW streams differ

* Per contatti: Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale, del Territorio, Edile e di Chimica (DICATECh), Politecnico di Bari, Via E. Orabona n. 4, 70125 Bari. E-mail: giovanni.gadaleta@poliba.it

from each other with the amount of SDW greater than CDF. Instead, if a “separated stream” configuration was performed, CDF and SDW amounts are equal. The monitoring of DRI_p showed stable and decreasing values for CDF. The DRI_p values of SDW was more variable than the CDF ones and they depended by the configuration performed by the plant (single or separated stream). Therefore, SDW had to be monitored more frequently than CDF, especially while the plant was operating with a separated stream process. As a conclusion, the AMIU MBT plant can be considered an example of best practice for similar areas of Southern Italy and the technologies adopted, well consolidated, allow to achieve excellent performance.

Keywords: *biostabilization, mechanical-biological treatment, mixed waste, performance assessment, respirometric index.*

Ricevuto il 25-4-2021; Correzioni richieste il 21-6-2021; Accettazione finale il 22-6-2021.

1. INTRODUZIONE

La crescente produzione di rifiuti negli anni ha reso necessario lo sviluppo di adeguate tecniche di gestione finalizzate alla riduzione delle pressioni sociali, economiche ed ambientali generate. Le strategie di recupero di materia ed energia imposte dal legislatore europeo e nazionale (D.Lgs 152/06) non sono facilmente applicabili e ad oggi si osserva un'Europa a doppia velocità, con paesi avanzati ed altri con un sistema di gestione basato su discarica. In quest'ultimi casi, gli impianti di Trattamento Meccanico-Biologico (TMB) possono essere strategici. Il loro compito principale è quello di stabilizzare la frazione organica del rifiuto indifferenziato/residuale e consentire la valorizzazione della frazione secca ad elevato potere calorifico, con conseguente produzione di Combustibile Solido Secondario (CSS). Diversi studi hanno dimostrato come i TMB costituiscono una valida alternativa allo smaltimento diretto in discarica dei rifiuti solidi urbani non preventivamente trattati, con conseguenti minori impatti dal punto di vista economico ed ambientale (Abeliotis et al., 2012; Grosso et al., 2016). I TMB si basano sulla separazione della frazione secca da quella umida mediante un trattamento meccanico (es. vagliatura) e sulla riduzione della componente putrescibile (degradabile) attraverso un trattamento biologico di stabilizzazione aerobica (Rigamonti et al., 2019). È possibile avere due configurazioni impiantistiche definite a “flusso unico”, dove la fase di biostabilizzazione è seguita dalla vagliatura e a “flusso separato” dove, dapprima è effettuata la vagliatura e poi, sulla componente umida, la biostabilizzazione (Rigamonti et al., 2012). In entrambi i casi, i flussi in uscita sono un Rifiuto Biostabilizzato da Discarica (RBD) e una Frazione Sec-

ca Combustibile (FSC) che, ulteriormente trattata, è destinata a diventare CSS (Montejo et al., 2013). Inoltre, possono essere presenti anche ulteriori fasi di selezione finalizzate, ad esempio, al recupero dei metalli ferrosi. I TMB consentono pertanto di ridurre il volume del rifiuto da destinare a smaltimento (Siddiqui et al., 2013) e, da un punto di vista energetico, di poter ottenere un prodotto utilizzabile in termovalorizzazione del CSS (De Gisi et al., 2018a). La qualità del CSS dipenderà principalmente dal contenuto di sostanza organica presente (Materazzi et al., 2016; Haaf et al., 2020). L'elevate temperature in biostabilizzazione consentono di avere una stabilizzazione della frazione organica putrescibile (al fine di allocare in discarica un materiale stabile e inerte), una riduzione del tenore di umidità del rifiuto (con seguente produzione di percolati o acque di processo) e l'igienizzazione dei patogeni, impedendo che il prodotto finale ne diventi vettore. Trattandosi di un processo biologico, la biostabilizzazione richiede una serie di interventi come il controllo della temperatura, della portata d'aria o tenore d'ossigeno in biocella (De Gisi et al., 2018b). È possibile valutare l'efficienza del processo mediante l'Indice Respirometrico Dinamico potenziale (IRD_p), il quale misura il consumo orario di ossigeno da parte dei microrganismi aerobici necessario per l'ossidazione biochimica dei composti biodegradabili.

Sebbene il funzionamento di un TMB sia ben consolidato, esso riveste un ruolo importante nelle regioni del Sud Italia, contraddistinte da performance non ottimali in termini di raccolta differenziata (Trulli et al., 2018). Ne consegue che il presente lavoro mira ad analizzare sistematicamente le performance di un TMB rappresentativo della Regione Puglia con particolare riferimento all'analisi merceologica dei flussi in ingresso ed in uscita, ai bilanci di massa e all' IRD_p . Per questo scopo, si è considerato il caso studio del TMB dell'Azienda Municipale Igiene Urbana Puglia (abbreviato AMIU Puglia), atto al trattamento dei rifiuti urbani indifferenziati/residuali da raccolta differenziata prodotti dalla città di Bari e da comuni limitrofi. L'impianto AMIU ha adottato negli anni diverse configurazioni impiantistiche che hanno conseguentemente influenzato le prestazioni del processo. Ai fini dell'analisi, sono stati acquisiti ed elaborati i dati nel periodo gennaio 2015 – dicembre 2019. In primis si è analizzata la composizione merceologica del rifiuto in ingresso e dei flussi principali in uscita (FCS e RBD); successivamente sono stati condotti accurati bilanci di massa avendo considerato il confine dell'impianto quale volume

di controllo. Tali operazioni sono state svolte per ciascun anno del periodo di analisi. Infine, è stata analizzata l'efficienza del processo di biostabilizzazione attraverso la valutazione dell'IRD_p per i flussi di RBD e FSC al variare delle configurazioni impiantistiche. L'IRD_p è stato confrontato con i valori limite imposti dalla normativa regionale, anche loro variabili nel periodo di osservazione 2015-2019.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Impianto AMIU di Bari

Il rifiuto indifferenziato conferito presso il TMB AMIU è pesato e scaricato in un capannone chiuso in costante aspirazione. A seguito di ispezione visiva, finalizzata alla rimozione dei materiali ingombranti o non processabili, il rifiuto è soggetto a riduzione dimensionale. Così triturato, esso è caricato in una delle 24 biocelle realizzate in cemento armato e destinato a biostabilizzazione. Il controllo del processo avviene mediante la misura in continuo della temperatura nella massa del rifiuto, dell'ossigeno e della portata d'aria in ingresso. L'aria di processo è prelevata, attraverso ventilatori automatizzati, dall'interno dei fabbricati e insufflata direttamente nelle biocelle tramite idoneo sistema di fondo. L'aria

esausta viene estratta dalla parte superiore della biocella e dopo deumidificazione destinata alla rimozione degli odori in biofiltrazione. Le acque di processo sono invece drenate verso specifiche vasche e destinate alla miscelazione con le acque di condensa o lavaggio, prima di essere smaltite all'esterno dell'impianto. Al termine della biostabilizzazione, il rifiuto è dapprima inviato a separazione magnetica per il recupero dei ferrosi e poi a separazione dimensionale su vaglio a tamburo rotante di maglia 80 mm. Il rifiuto viene così suddiviso in RBD (sottovaglio, da smaltire in discarica) e FSC (sopravaglio, composto prevalentemente da materiali combustibili, da destinare ad impianti per la produzione del CSS). Ai fini dello smaltimento in discarica, ogni flusso deve garantire una corretta stabilità biologica, identificata con i valori limite dell'IRD_p.

A seguito di diverse ordinanze della Regione Puglia le configurazioni dell'impianto, nel periodo di tempo considerato, hanno subito diverse modifiche. In tutto il 2015 e in parte del 2016, l'impianto ha funzionato a flusso unico, come sopra descritto. Da gennaio 2016 a novembre 2016, l'impianto ha funzionato invece a flusso separato, per poi ritornare alla configurazione a flusso unico per il restante periodo di osservazione (dicembre 2019). I due schemi di trattamento sono mostrati in Figura 1.



Figura 1 – Schema dell'impianto AMIU Bari con configurazione: a) flusso separato; b) flusso unico

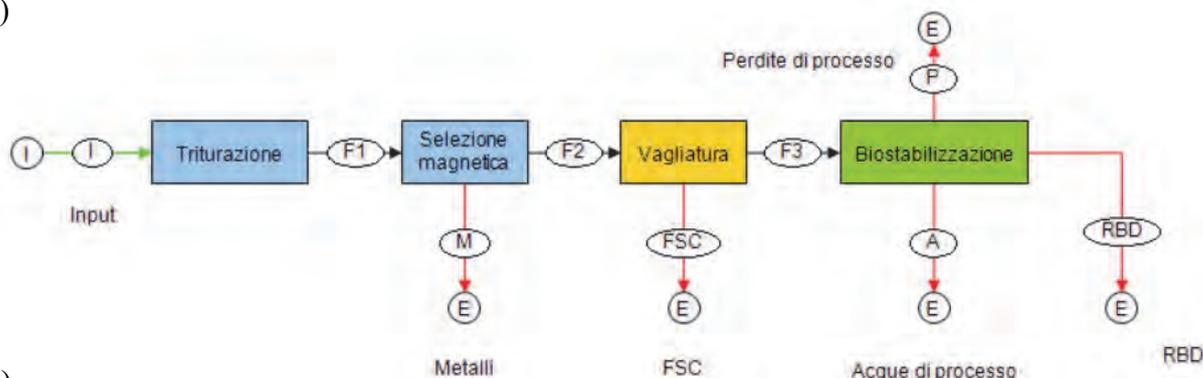
2.2. Analisi merceologica

Le analisi merceologiche hanno riguardato i flussi in ingresso (CER 200301) ed in uscita quali la FSC (CER 191212) e il RBD (CER 190501). Ciascun campione, una volta prelevato, è stato caratterizzato secondo il procedimento ADEME (Achour et al., 2005). La quartatura (UNI, 10802), svolta manualmente da operatori specializzati, ha consentito di determinare il campione rappresentativo del rifiuto, a sua volta suddiviso in 9 frazioni merceologiche: (i) Organico: scarti alimentari e agricoli; (ii) Carta e cartone: materiali cartacei con diverso spessore e poliaccoppiati (es. tetra pak); (iii) Plastica: rifiuti in plastica o gomma, senza distinguere natura e tipologia di polimero; (iv) Inerti: vetro, ceramiche o materiali lapidei; (v) Tessili: di tipo domestici o sanitario; (vi) Legno: proveniente da operazioni di potatura, dai settori edili e dell'imballaggio; (vii) Metalli: ferrosi e non ferrosi; (viii) Sottovaglio: materiali fini con dimensione <20 mm; (ix) Altro: tutti gli altri rifiuti non classificabili nelle precedenti categorie.

2.3. Bilancio di massa

I bilanci di massa sono stati svolti con l'ausilio di

a)



b)

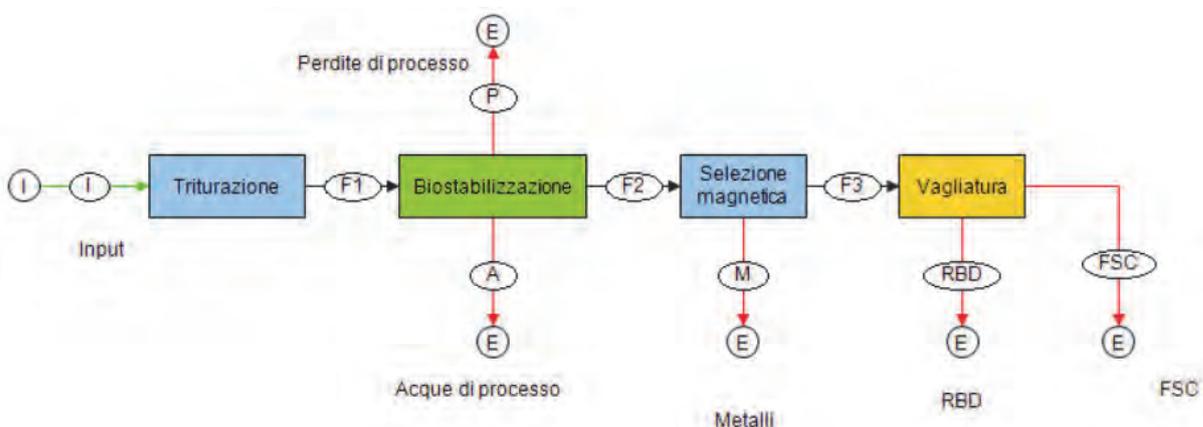


Figura 2 – Schema dell'impianto AMIU Bari adottato nel bilancio di massa con configurazione: a) flusso separato; b) flusso unico

STAN 2.6.801 (subSTance flow Analysis), che implementa le norme "Austrian standard ÖNorm S 2096". STAN consente di schematizzare ogni impianto in una sequenza di unità di processo connesse fra loro (Cencic et al., 2008). Ogni flusso può essere mostrato in "Stankey Style", con lo spessore proporzionale alla portata massica del flusso. Gli output di STAN possono essere in ripartizione percentuale o quantità annue ($t\ y^{-1}$). Infine, STAN permette soltanto un'analisi quantitativa; i valori ottenuti non tengono in conto della qualità dei flussi.

In questo studio si sono considerate le quantità annue in ingresso al TMB e per ciascun anno del periodo di riferimento.

Come già accennato, il TMB ha lavorato secondo configurazioni differenti. Fra gennaio e novembre 2016, ha adottato una configurazione a "flusso separato", con tempo di biostabilizzazione di 7 giorni. Nei restanti periodi temporali, il TMB ha lavorato secondo una configurazione a "flusso unico", con un tempo di biostabilizzazione di 10 giorni.

La Figura 2 mostra lo schema del TMB AMIU quale punto di partenza per la conduzione dei bilanci di massa.

2.4. Indice Respirometrico Dinamico Potenziale

L'IRD_p misura il consumo orario di ossigeno utilizzato dai microrganismi aerobici per l'ossidazione biochimica dei composti facilmente biodegradabili contenuti in una matrice organica in condizione di insufflazione forzata di aria. Tale valore è il risultato della prova respirometrica dinamica svolta in un respirometro aerobico a flusso continuo secondo la norma tecnica UNI 11184:2016. A differenza dell'Indice Respirometrico Dinamico reale, l'IRD_p, è misurato su un campione con i principali parametri chimico-fisici normalizzati. In questo modo la massa è posta nelle condizioni ottimali per la crescita batterica, così da misurare la massima attività respiratoria, valutare gli effetti dovuti alla biodegradazione (es. produzione di odori) e in generale misurare l'attività potenziale di degradazione della sostanza organica da parte degli stessi microrganismi. Uniformando le caratteristiche delle diverse matrici, è possibile inoltre confrontare la stabilità biologica di rifiuti organici aventi differenti caratteristiche chimico-fisiche iniziali.

L'IRD_p è stato identificato come parametro di controllo dell'efficienza del processo di biostabilizzazione del flusso RBD. Il valore limite dell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) (D.D. n 45 del 13/08/2013) era pari a 800 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹. Negli anni, diverse ordinanze regionali hanno disposto un aumento del quantitativo massimo di rifiuto da conferire nell'impianto (da 550 a 650 t d⁻¹) ed una riduzione dei tempi del processo di biostabilizzazione, da 14 a 7 giorni. Il conseguente sovraccarico dell'impianto ha causato una riduzione delle prestazioni complessive della biostabilizzazione, con conseguente incremento dell'IRD_p. Tuttavia l'IRD_p è risultato sempre conforme alle norme: per gli anni 2015 e 2016, in cui il tempo di biostabilizzazione era di 7 giorni l'IRD_p dei rifiuti in uscita dall'impianto risultava inferiore a 1000 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹; per gli anni 2017, 2018 e 2019 (in cui l'impianto ha trattato le quantità di rifiuti per le quali era autorizzato) il tempo di biostabilizzazione era pari a 10 giorni e l'IRD_p risultava inferiore a 800 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Analisi merceologica

La composizione merceologica media del rifiuto in ingresso al TMB è visibile in Figura 3.

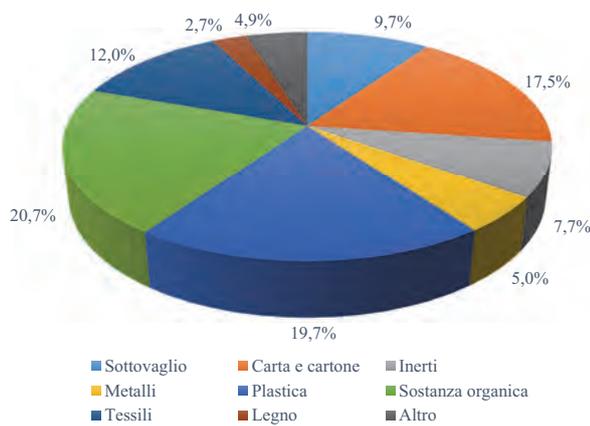


Figura 3 – Composizione merceologica media del rifiuto in ingresso all'impianto AMIU dal 2015 al 2019

Si tratta di una composizione tendenzialmente simile a quella del rifiuto prodotto giornalmente da un utente medio in Italia (ISPRA, 2018). La sostanza organica è risultata essere la frazione maggiormente presente (20,7%); la frazione secca era composta da plastica, carta e cartone e tessili. Per quanto riguarda la plastica, non è stato possibile capire se tali materiali fossero potenzialmente destinabili al recupero di materia in quanto non era presente una distinzione delle tipologie di polimero. Più della metà del rifiuto è risultato composto da plastica, carta e cartone e tessili e come tale potenzialmente destinabile a produzione di CSS.

I risultati delle analisi merceologiche svolte annualmente sul rifiuto in ingresso al TMB sono mostrati in Tabella 1 (a pagina seguente).

Si osserva come il rifiuto in ingresso ha presentato alte percentuali di plastica e carta e cartone, rispettivamente variabili dal 16,0% al 23,4% e dal 13,7% al 20,6%. D'altra parte, la sostanza organica presentava valori inferiori al 15% negli anni 2015 e 2018 (rispettivamente 14,3% e 12,9%), mentre negli anni centrali (2016 e 2017) e nel 2019 una percentuale superiore al 20%. Il sottovaglio è risultato il più variabile: lo scarto fra il valore massimo (17,9%) e il minimo (2,6%) è stato di oltre il 15%. Ad eccezione del 2018, si è osservato un valore grosso modo costante (circa il 30%) della somma di sostanza organica e sottovaglio. I risultati evidenziavano la complementarità di queste frazioni che quindi restituivano un valore caratteristico della frazione biodegradabile di rifiuto.

Nel 2016 e nel 2019 l'elevata presenza di sostanza organica (rispettivamente 27,9% e 25,6%) ha portato ad una riduzione di tutte le altre frazioni altrimenti maggiori, quali carta, cartone e plastica.

Tabella 1 – Composizione merceologica (w%) del rifiuto in ingresso all'impianto AMIU dal 2015 al 2019

| Frazione | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | Media |
|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Sottovaglio | 17,9% | 9,6% | 11,8% | 2,6% | 6,8% | 9,7% |
| Carta e cartone | 18,6% | 13,7% | 19,9% | 20,6% | 14,6% | 17,5% |
| Inerti | 3,3% | 11,1% | 5,2% | 6,9% | 11,9% | 7,7% |
| Metalli | 5,1% | 4,9% | 2,5% | 3,3% | 9,5% | 5,0% |
| Plastica | 22,7% | 16,0% | 20,3% | 23,4% | 16,3% | 19,7% |
| Sostanza organica | 14,3% | 27,9% | 22,8% | 12,9% | 25,6% | 20,7% |
| Tessili | 10,2% | 10,0% | 9,7% | 22,1% | 8,2% | 12,0% |
| Legno | 3,7% | 2,7% | 1,7% | 3,6% | 1,9% | 2,7% |
| Altro | 4,2% | 4,2% | 6,2% | 4,6% | 5,2% | 4,9% |

Contestualmente si osservava un'elevata presenza di inerti pari rispettivamente a 11,1% e 11,9%, a differenza degli altri anni in cui si attestavano intorno al 3-5%.

I metalli, il legno e le altre frazioni (Altro) invece hanno mantenuto una presenza costante, raggiungendo valori inferiori al 5%. Il solo 2019 ha mostrato un contenuto di metalli del 9,5%, valore probabilmente additabile a delle situazioni estemporanee. Per quanto riguarda i tessili, fra il 2015 e il 2017 si è osservato un valore intorno al 10%, raddoppiato nel 2018 probabilmente a causa di analisi riferenti a specifici ingressi (risultando la frazione prevalente di quell'anno). Difatti nel 2019, tale frazione assumeva nuovamente un valore paragonabile agli anni precedenti (12,0%).

Si fa osservare come le variazioni di composizione negli anni potevano essere correlate alla diversa provenienza, natura stessa del rifiuto indifferenziato, ma anche ad un numero limitato di analisi presenti. Di conseguenza, una caratterizzazione più frequente del rifiuto in ingresso avrebbe permesso al gestore di ottenere composizioni merceologiche più attendibili. Inoltre, la valutazione di un valore medio di composizione del rifiuto in ingresso all'impianto in aggiunta all'evoluzione nei diversi anni è stata possibile in quanto il sistema di raccolta del rifiuto indifferenziato nella città di Bari non ha subito sostanziali modifiche. Tale valore è stato utile per poter svolgere delle considerazioni generali e confrontare i risultati annuali.

Per quanto riguarda i rifiuti in uscita, sebbene con alcune limitazioni (le analisi merceologiche del 2015 non erano disponibili), è stato possibile osservare (Figura 4a) come il flusso di FSC dal 2017 al 2019 era composto per quasi il 90% da sostanza secca quale plastica, carta e cartone e tessili, con valori rispettivamente pari a 39,5%, 25,0% e 20,1%.

Tale composizione ha giustificato l'invio del flusso FSC ad impianti di produzione di CSS e conseguentemente a recupero di energia. La presenza di rifiuto biodegradabile (espressa come sostanza organica o sottovaglio) è stata trascurabile (inferiore al 4%). L'assenza di elevati valori di sottovaglio (elementi con dimensioni inferiori a 20 mm) confermava che il flusso di FSC possedeva una composizione granulometrica medio-grande (elementi con dimensione > 80 mm). La presenza non trascurabile di metalli, pari a circa il 5%, suggeriva che gli stessi fossero tutti costituiti da i metalli ferrosi non trattenuti dal separatore magnetico, precedente la fase di vagliatura, e dai metalli non ferrosi quali alluminio e banda stagnata. Si rendeva pertanto necessario il ricorso ad analisi più dettagliate ed eventualmente disporre un ulteriore selettore per la loro rimozione dei non ferrosi mediante eddy currents.

L'RDB ha mostrato una quantità non trascurabile di tutte le frazioni merceologiche (Figura 4b). La sostanza organica è risultata essere ben evidente (5,1%), sebbene non è stata la frazione prevalente, ascrivibile invece al sottovaglio. Quest'ultima è risultata composta da materiali con dimensione <20mm e, vista la maglia di 80mm del vaglio successivo alla biostabilizzazione, la maggior parte dei materiali di piccole dimensioni è finita in questo flusso. Anche in questo caso, la componente biodegradabile del rifiuto avrebbe dovuto essere espressa considerando sia la sostanza organica che il sottovaglio. Secondo questa interpretazione, la quasi metà di RBD (47,6%) sarebbe risultata composta da rifiuto biodegradabile. Si riscontrava inoltre la presenza di carta, cartone, plastica, inerti e tessili, i quali nel complesso erano la metà complementare del flusso. La presenza di inerti non era da considerarsi un problema dal momento che l'RBD era destinato

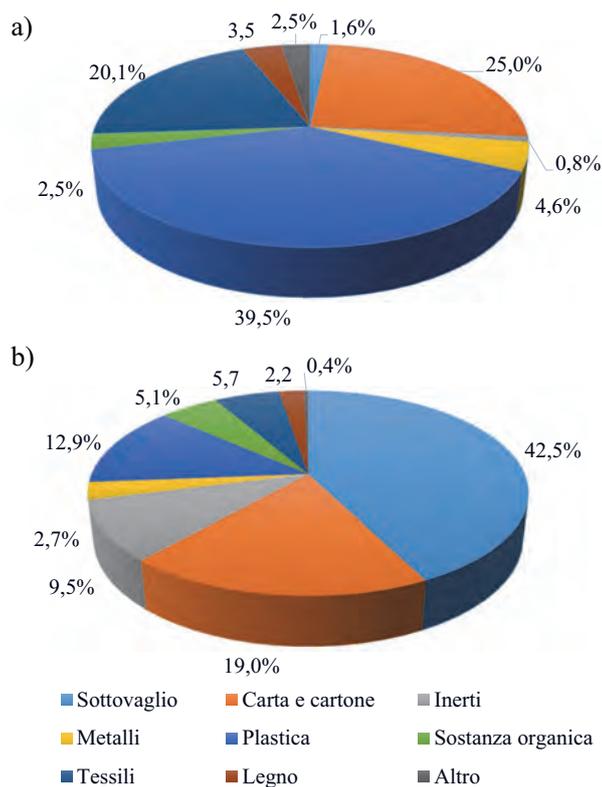


Figura 4 – Composizione merceologica media dei flussi in uscita dall'impianto AMIU rispettivamente di a) FSC dal 2017 al 2019 e b) RBD dal 2016 al 2019

allo smaltimento in discarica. La presenza non trascurabile di metalli ha mostrato anche in questo caso la necessità di un'indagine ulteriore sulla composizione di tale frazione, al fine di valutare l'adozione di selettori aggiuntivi. In merito a carta, cartone e plastica, si sono osservate elevate quantità, oltre il 10%. Le dimensioni sono risultate comprese nel range 20-80mm. La capaci-

tà "assorbente" della carta ha reso il materiale molto probabilmente pesante e conseguentemente difficilmente vagliabile.

I risultati delle analisi merceologiche annuali di RBD e FSC sono mostrati in Tabella 2.

Nel 2016 (periodo in cui l'impianto ha adottato una configurazione a flusso separato) l'RBD ha mostrato valori elevati del sottovaglio (in linea con i valori degli anni successivi) e della sostanza organica. In questo anno la vagliatura era svolta prima della biostabilizzazione; il rifiuto in biocella si presentava già povero di sostanze secche. La ridotta presenza di plastica, carta e cartone mostrava una selezione delle frazioni combustibili più efficiente nel caso che il flusso in ingresso non venisse sottoposto precedentemente a biostabilizzazione. Nei restanti anni, caratterizzati da una configurazione a flusso unico, le diverse frazioni assumevano valori costanti per entrambi i flussi FSC e RBD. L'elevata presenza di frazione secca combustibile nel flusso FSC e di sostanza organica nel flusso RBD configuravano uno scenario di vagliatura ben performante, sebbene ulteriormente perfezionabile.

L'adozione della stessa metodologia e delle stesse frazioni merceologiche ha consentito un confronto fra il rifiuto in ingresso ed i flussi in uscita. Si è osservato come il sottovaglio in ingresso si riversava nel flusso RBD, a sua volta incrementato dalla biodegradazione durante la fase di biostabilizzazione. I metalli non recuperati nella selezione magnetica, erano distribuiti quasi equamente nei due flussi. Carta e cartone e plastica erano presenti in modo elevato nei flussi FSC e RBD della configurazione a flusso unico, sebbene scomparivano dal flusso RBD nella configurazione a flusso separato.

Tabella 2 – Composizione merceologica (w%) dei flussi di FSC e RBD in uscita dall'impianto AMIU dal 2016 al 2019

| Frazione | RBD (CER 190501) | | | | | FSC (CER 191212) | | | | |
|-------------------|------------------|-------|-------|-------|-------|------------------|-------|-------|-------|-------|
| | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | Media | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | Media |
| Sottovaglio | 44,3% | 31,2% | 41,2% | 46,2% | 42,5% | - | 0,8% | 2,7% | 0,3% | 1,6% |
| Carta e cartone | 1,9% | 22,5% | 20,6% | 18,3% | 19,0% | - | 29,0% | 24,5% | 23,0% | 25,0% |
| Inerti | 8,1% | 8,2% | 12,4% | 8,4% | 9,5% | - | 0,2% | 1,4% | 0,2% | 0,8% |
| Metalli | 1,7% | 5,2% | 1,9% | 2,5% | 2,7% | - | 5,7% | 4,4% | 4,1% | 4,6% |
| Plastica | 3,8% | 17,9% | 11,7% | 12,8% | 12,9% | - | 42,5% | 35,0% | 45,0% | 39,5% |
| Sostanza organica | 32,4% | 3,4% | 4,5% | 4,1% | 5,1% | - | 1,3% | 3,2% | 2,1% | 2,5% |
| Tessili | 6,3% | 8,6% | 5,7% | 4,9% | 5,7% | - | 17,5% | 21,4% | 19,6% | 20,1% |
| Legno | 1,4% | 2,9% | 1,9% | 2,2% | 2,2% | - | 3,3% | 4,4% | 2,2% | 3,5% |
| Altro | 0,1% | 0,2% | 0,1% | 0,6% | 0,4% | - | 0,1% | 2,9% | 3,4% | 2,5% |

3.2. Bilancio di massa

Il bilancio di massa ha consentito di quantificare i flussi in uscita con riferimento al periodo 2015-2019: perdite di processo e acque di processo per la

fase di biostabilizzazione, metalli per la selezione magnetica e FSC e RBD per la vagliatura (Figura 5). Il trend decrescente del rifiuto in ingresso all'impianto era avvalorato dall'incremento costante (da circa il 25% nel 2015 a circa il 75% nel 2019) dei

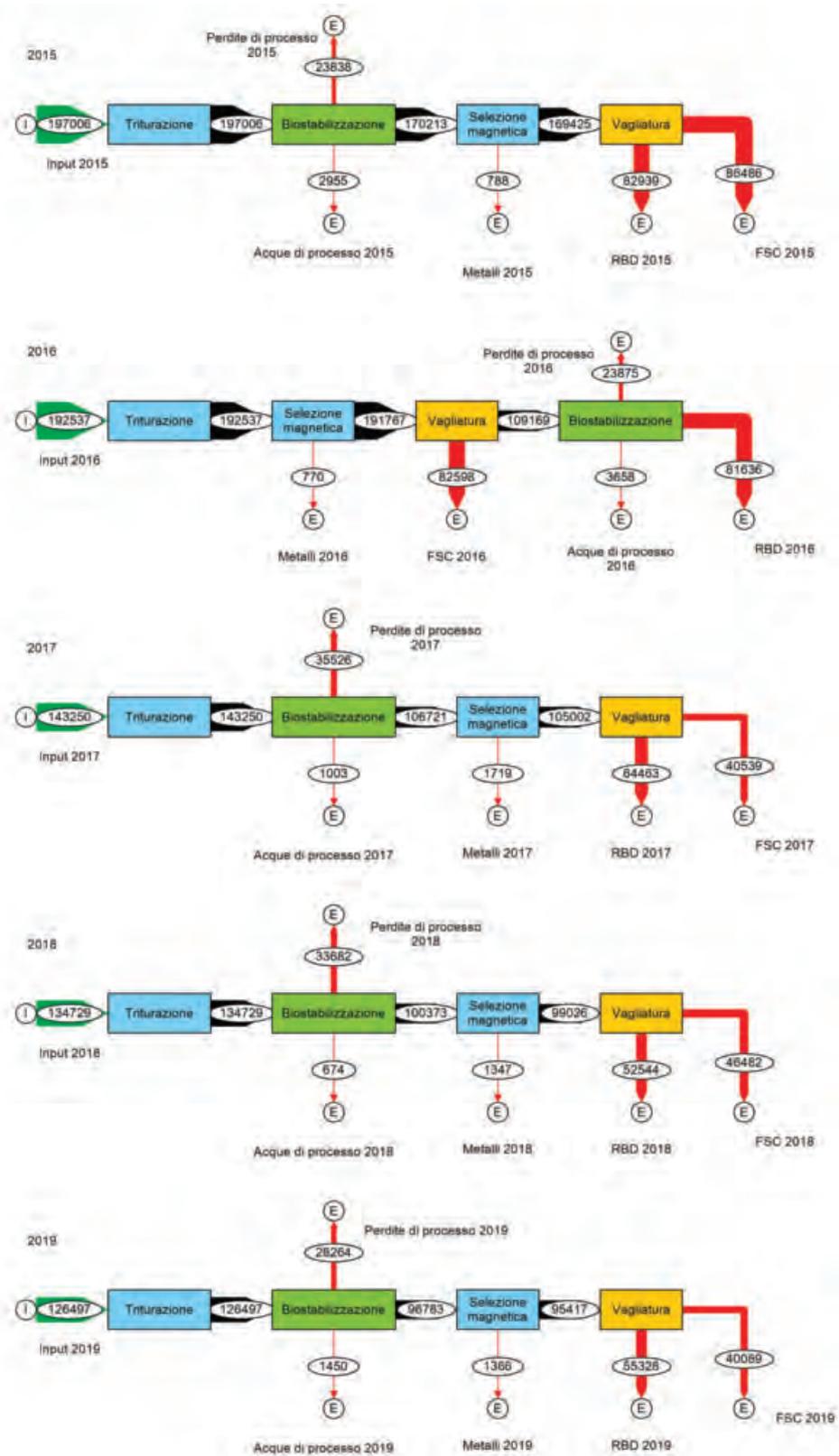


Figura 5 – Bilanci di massa dell'impianto AMIU in termini di quantità di rifiuto annue relativi a ciascun anno dell'analisi

tassi di raccolta differenziata sia per la città di Bari che per i comuni che conferivano presso l'impianto AMIU (Portale Ambientale della Regione Puglia, 2020). Difatti, negli anni i sistemi di raccolta differenziata "porta a porta" attivi nei diversi comuni si erano consolidati e l'utente iniziava a conferire con maggior correttezza le frazioni riciclabili nelle apposite raccolte.

Analizzando il 2015, caratterizzato da una configurazione a flusso unico e un tempo di biostabilizzazione di 7 giorni, RBD e FSC erano pressoché simili fra loro (circa 85.000 t y⁻¹). Anche nel 2016, caratterizzato da una configurazione a flusso separato e un periodo di biostabilizzazione di 7 giorni, i quantitativi di FSC e RBD risultavano ancora comparabili e con il primo caratterizzato da quantità superiori, seppur 2015 e 2016 possedessero input simili (circa 190.000 t y⁻¹). Una variazione significativa del 2016, non solo rispetto all'anno precedente, ma anche rispetto a quelli successivi, ha interessato le acque di processo; si osservava un incremento molto probabilmente dovuto alla maggiore umidità del rifiuto in ingresso alle biocelle. Inoltre, il tempo di trattamento limitato (7 giorni) non permetteva una favorevole evaporazione dell'acqua interna alla massa di rifiuto. Dal 2017 l'impianto ha lavorato di nuovo a flusso unico, aumentando il tempo di biostabilizzazione a 10 giorni. Così, per tutti gli anni successivi al 2016, le perdite di processo sono risultate, in termini percentuali, superiori nonostante i rifiuti in ingresso all'impianto decrescessero. L'aumento del tempo di permanenza in biocella, stante la maggiore biodegradazione conseguita, generava maggiori perdite di processo. Anche i metalli erano notevolmente in aumento dal 2017 in poi, raddoppiando il proprio valore dal 2015 al 2019. Dato che tale frazione era sempre costante nel rifiuto in ingresso, questo aumento era molto probabilmente associato alla maggiore resa della selezione magnetica su una massa maggiormente biostabilizzata (quindi con un contenuto di umidità inferiore). Dal 2017 in poi si osservava una notevole riduzione dei flussi FSC e RBD, da circa 85.000 t nel 2015 a 45.000 t nel 2019. Questa situazione poteva essere giustificata sia ad un ingresso ridotto di rifiuto che dal già citato aumento delle perdite di processo. Dal 2017 in poi il flusso RBD risultava superiore a quello di FSC, a differenza del 2015 e 2016 in cui la situazione era inversa. La differenza fra i due flussi risultava più marcata rispetto ai primi anni, in cui lo scarto era di qualche migliaio di tonnellate.

Per esaminare meglio i flussi in uscita dalle due configurazioni d'impianto, si sono considerate le

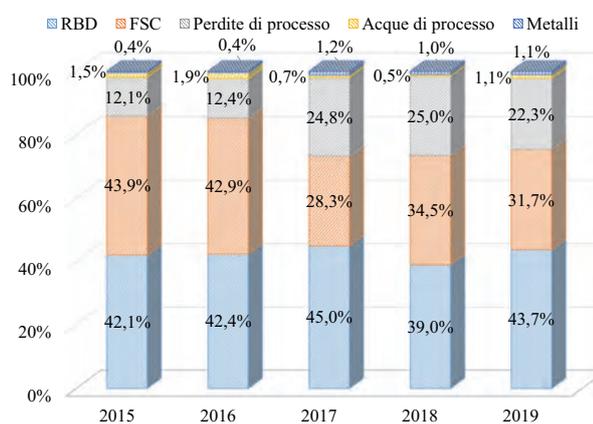


Figura 6 – Ripartizione percentuale dei flussi di output dell'impianto AMIU dal 2015 al 2019

distribuzioni percentuali degli output dal 2015 al 2019 (Figura 6).

Il RBD ha mantenuto valori costanti nel tempo, a meno del 2018. Per quanto riguarda il flusso FSC, dopo due anni di valori pressoché simili (2015 e 2016), si osservava un netto decremento nel 2017 per poi lievemente aumentare nel 2018 e 2019 (senza però raggiungere i valori degli anni precedenti). Tale situazione non sembrava trovare giustificazione con il rifiuto in ingresso in quanto, sebbene il 2017 avesse valori inferiori di sostanza organica in ingresso rispetto al 2016, la FSC del 2017 risultava minore di quella dell'anno precedente. Nel 2018 invece proprio plastica, carta e tessili risultavano le frazioni predominanti del rifiuto in ingresso, tale da giustificare la crescita della FSC in quell'anno. Anche dalla Figura 6 è possibile notare l'aumento delle perdite di processo e dei metalli recuperati nel 2017, in linea con le precedenti valutazioni.

L'adozione della configurazione a flusso unico con tempo di 10 giorni permetteva di eliminare circa il 20% del rifiuto in ingresso in biostabilizzazione. Con l'aumentare delle perdite di processo e la riduzione delle acque di processo, è stato possibile ridurre il quantitativo del flusso di RBD e conseguentemente i costi di smaltimento affrontati dalla società.

3.3. Indice Respirimetrico Dinamico

L'intervallo temporale è stato discretizzato in funzione delle diverse configurazioni del TMB. Sono state identificate tre diverse condizioni: (i) flusso unico con biostabilizzazione a 7 giorni; (ii) flusso separato con biostabilizzazione a 7 giorni; (iii) flusso unico con biostabilizzazione a 10 giorni (per tale configurazione sono disponibili dati sia per RBD

che per FSC). L'andamento nel tempo dell'IRD_p per il RBD è mostrato in Figura 7.

Il flusso unico con biostabilizzazione a 7 giorni è stato adottato da gennaio a dicembre 2015. Visto il minor tempo di biostabilizzazione, i valori dell'IRD_p sono risultati relativamente alti qualora comparati rispetto a simili condizioni di processo. Ad ogni modo tutti i dati sono stati inferiori al valore limite AIA pari a 800 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹. L'andamento nel tempo mostrava un discreto scostamento dei valori di IRD_p dal valor medio di 655 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹ (i valori erano compresi nell'intervallo 400÷800 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹).

Il flusso separato con biostabilizzazione a 7 giorni è stato adottato da gennaio a novembre 2016. In questo caso l'andamento dell'IRD_p era caratterizzato da una maggiore variabilità, con un maggior scarto dal valor medio (pari a 737 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹), senza seguire un trend definito. I valori di IRD_p erano compresi nell'intervallo 450÷950 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹. Il valore medio dell'IRD_p è stato maggiore di quello delle altre configurazioni, sebbene tutti i valori erano conformi al limite di 1000 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹ del D.M. 24/06/2015. Ciò ha trovato giustificazione considerando la configurazione dell'impianto; la vagliatura a monte della biostabilizzazione consentiva di caricare la biocella con un rifiuto prevalentemente composto da sostanza biodegradabile e con caratteristiche diverse (maggiore tenore di solidi volatili e umidità). Il tempo di biostabilizzazione di 7 giorni non era quindi idoneo per un sostanziale abbattimento dell'ossigeno richiesto per la degradazione di una quantità di rifiuto simile a quella del 2015.

Il flusso unico con biostabilizzazione a 10 giorni è stato adottato da dicembre 2016 a dicembre 2019

(Figura 8). Risultavano evidenti due diversi andamenti: da gennaio 2017 a dicembre 2018 l'IRD_p mostrava valori stabili nel tempo, a differenza di quanto osservato nei periodi precedenti, con valori di IRD_p più alti e meno uniformi. Da gennaio 2019 l'andamento risultava maggiormente discostante dal valore medio. D'altra parte, i valori di IRD_p risultavano inferiori al valore medio calcolato per il periodo in esame (656 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹), nonostante i picchi di circa 700 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹. Complessivamente, l'aumento del tempo di biostabilizzazione da 7 a 10 giorni comportava una riduzione del valore di IRD_p.

Per la FSC, si è osservato un IRD_p nell'intervallo 150÷550 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹, con un trend decrescente negli anni e valore medio di 420 mgO₂ kgSV⁻¹ h⁻¹. I valori di IRD_p del flusso FSC a disposizione iniziavano da gennaio 2017; tuttavia, da ottobre 2018 la frequenza di campionamento era stata ridotta, fino a ottenere 3 valori per il 2019, a differenza del periodo precedente in cui le analisi avevano una cadenza molto più regolare e frequente. Tale scelta era stata effettuata in quanto la FSC possedeva una elevata stabilità biologica, visibile dai bassi valori di IRD_p, che si manteneva costante nel tempo. Il flusso FSC (Figura 4a) era prevalentemente composto da plastica e carta, materiali difficilmente degradabili se paragonati ai rifiuti organici.

Un riassunto delle diverse configurazioni dell'impianto in termini di monitoraggio dell'IRD_p è mostrato in Figura 9.

L'analisi statistica ha confermato una variabilità maggiore dei dati e prestazioni inferiori dello schema a flusso separato rispetto a quello unico. Tanto di cui sopra si desume dalla maggior deviazio-

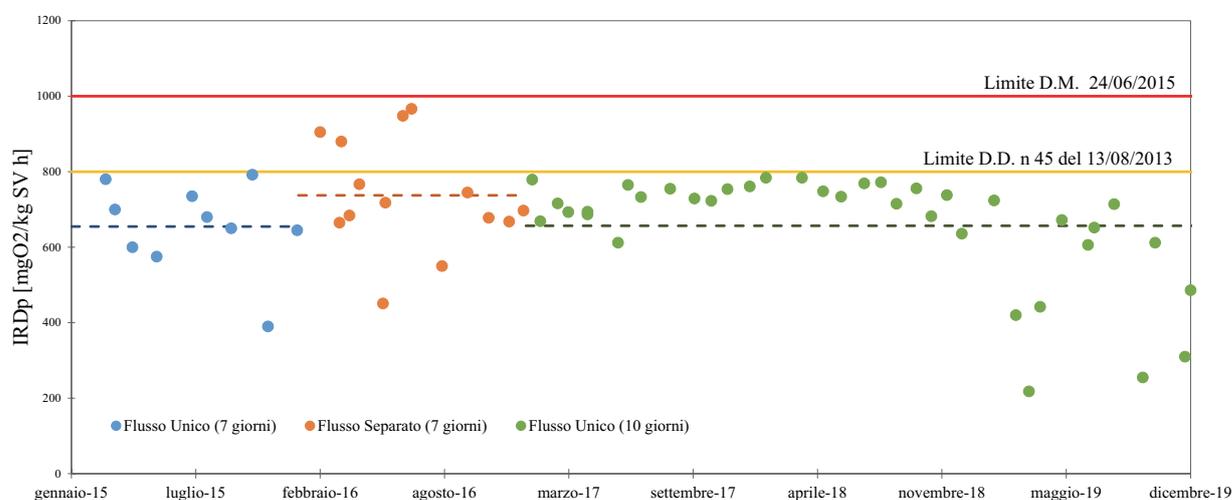


Figura 7 – Andamento dell'IRD_p del RBD

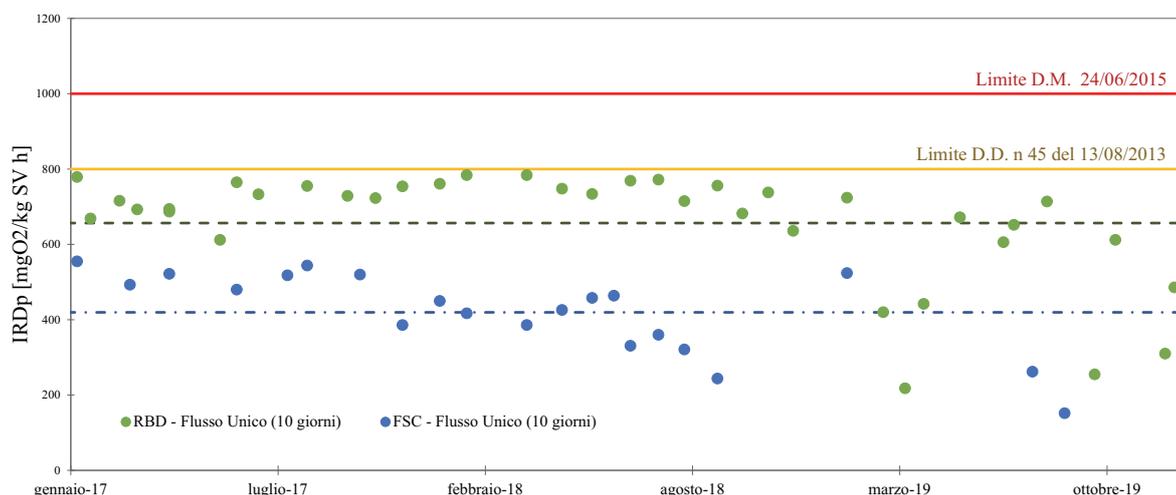


Figura 8 – Andamento dell'IRD_p per RBD e FSC relativo ad una configurazione a flusso unico con tempo di biostabilizzazione a 10 giorni

ne standard dei dati e dal più alto valore di IRD_p medio. Inoltre, nel caso di configurazione a flusso unico, il maggior tempo di biostabilizzazione ha permesso una variabilità e valori di IRD_p inferiori (confronto dei valori di RBD a 7 e 10 giorni di biostabilizzazione). Generalmente, il flusso di RBD ha mostrato valori massimi dell'indice respirometrico prossimi ai limiti normativi, a differenza di quelli di FSC che invece erano inferiori e che presentavano una variabilità ridotta.

4. CONCLUSIONI

Al termine del periodo di indagine è possibile osservare che, in termini di analisi merceologica, le frazioni prevalenti nel rifiuto in ingresso sono risultate essere carta, cartone e plastica. La somma del sottovaglio e della sostanza organica, la parte biodegradabile del rifiuto, si è attestata mediamente sul 30%, mentre le altre frazioni erano costanti e non superiori al 5%. I flussi FSC e RBD sono risultati essere composti, rispettivamente, da sostanze secche (carta, plastica e tessili) e biodegradabili (prevalentemente di dimensioni ridotte). Vista l'elevata presenza di metalli in entrambi i flussi, si è reso consigliabile il ricorso ad ulteriori analisi sulla tipologia di questi materiali (ferrosi o non ferrosi) e, nel caso, l'adozione di separatori aggiuntivi. L'adozione della configurazione a flusso separato ha permesso di incrementare l'efficienza della vagliatura, riducendo il contenuto di plastica e carta nel flusso RBD.

I risultati del bilancio di massa hanno evidenziato come la configurazione a flusso unico o separato con 7 giorni di biostabilizzazione (a parità di

input) non ha influito sul rapporto fra FSC e RBD (con il primo leggermente superiore del secondo). L'incremento del tempo da 7 a 10 giorni ha consentito una migliore selezione della componente ferrosa di rifiuto dalla massa maggiormente biostabilizzata e una riduzione dei flussi RBD e FSC, le cui quantità risultavano discostanti e a vantaggio del RBD. Al contrario, in una configurazione a flusso separato, le acque di processo risultavano in maggiori quantità. L'adozione di una configurazione a flusso unico e l'aumento del tempo della biostabilizzazione hanno permesso di incrementare le perdite di processo e ridurre le acque di processo. Lo studio dell'indice respirometrico ha evidenziato la necessità di adottare un monitoraggio più intenso dell'IRD_p del RBD in presenza di una configurazione a flusso separato. Al contrario, in una configurazione a flusso unico, i valori di IRD_p del flusso RBD erano più stabili e inferiori, ancor più in presenza di un tempo di biostabilizzazione pari a 10 giorni. In questa condizione si è osservata una riduzione complessiva del valore medio di IRD_p. La stabilità della FSC variava di poco, confermando l'idoneità per un successivo upgrade e trattamento termico. I risultati hanno suggerito anche una minor frequenza di monitoraggio dell'IRD_p nel flusso FSC.

In conclusione, l'esperienza qui descritta è quella di un impianto che pur in presenza di una variazione dello schema di processo, ha sempre rispettato i valori limite imposti dal legislatore, evidenziando una buona flessibilità. A livello metodologico lo studio si pone come un valido strumento a servizio del gestore.

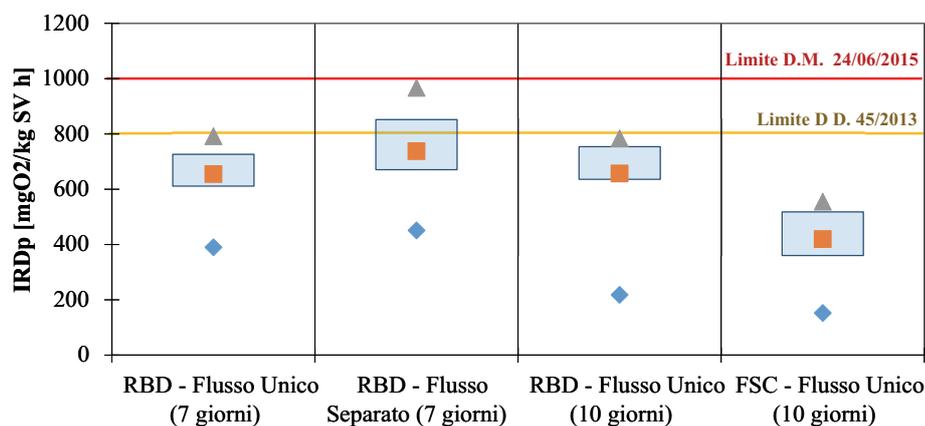


Figura 9 – Valori minimi, medi e massimi con indicazione dell'intervallo compreso tra il primo e il terzo quartile

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Abeliotis K., Kalogeropoulos A. and Lasaridi K. (2012) Life Cycle Assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece, *Waste Management* 32(1): 213-219.
- Achour F., Morais J., Rouez M., et al. (2005) Characterization of organic matter in municipal solid wastes: a pertinent tool for the assessment of a mechanical-biological treatment. In: *Proceedings of International Symposium MBT 559-568*.
- Cencic O. and Rechberger H. (2008) Material Flow Analysis with Software STAN. In: *EnviroInfo 2008 – Environmental Informatics and Industrial Ecology* 440-447.
- D.D. n. 45 13 agosto 2013 (2013) “Rinnovo Autorizzazione Integrata Ambientale (IPPC) ai sensi dell’art. 29 – octies del D.Lgs. n. 152/06 e smi rilasciato a “AMIU SpA – BARI” – ubicato in via Francesco Fuzio Ingegnere (Bari) – per l’impianto con codice attività IPPC 5.3 – Allegato VIII alla parte seconda D.Lgs 152/06 e smi – Fascicolo 137”, Dirigente Ufficio Inquinamento e Grandi Impianti Regione Puglia.
- De Gisi S., Chiarelli A., Tagliente L., et al. (2018) Energy, environmental and operation aspects of a SRF-fired fluidized bed waste-to-energy plant, *Waste Management* 73, 271-286.
- De Gisi S., Todaro F., Fedele G., et al. (2018) Alternating pure oxygen and air cycles for the biostabilization of unsorted fraction of municipal solid waste, *Waste Management* 79: 404-414.
- D.Lgs n. 152 3 aprile 2006 (2006) “Norme in materia ambientale”. G.U. n. 88 del 14 aprile 2006”.
- D.M. 24 giugno 2015 (2015) “Modifica del decreto 27 settembre 2010, relativo alla definizione dei criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica”, Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Grosso M., Dellavedova S., Rigamonti L., et al. (2016) Case study of an MBT plant producing SRF for cement kiln co-combustion, coupled with a bioreactor landfill for process residues. *Waste management* 47: 267-275.
- Haaf M., Anantharaman R., Roussanaly S., et al. (2020) CO₂ capture from waste-to-energy plants: Techno-economic assessment of novel integration concepts of calcium looping technology. *Resources, Conservation and Recycling* 162: 104973.
- ISPRA (2018) Rapporto Rifiuti Urbani 2018. <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/rapporto-rifiuti-urbani-edizione-2018>
- Materazzi M., Lettieri P., Taylor R., et al. (2016) Performance analysis of RDF gasification in a two stage fluidized bed-plasma process. *Waste Management* 47: 256-266.
- Montejo C., Tonini D., del Carmen Márquez M., et al. (2013) Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *Journal of environmental management* 128, 661-673.
- Portale Ambientale della Regione Puglia. (2020) Osservatorio Rifiuti Regione Puglia. Disponibile su: http://www.sit.puglia.it/portal/portale_orp
- Rigamonti L., Borghi G., Martignoni G., et al. (2019) Life cycle costing of energy recovery from solid recovered fuel produced in MBT plants in Italy. *Waste Management* 99, 154-162.
- Rigamonti L., Grosso M. and Biganzoli L. (2012) Environmental Assessment of Refuse-Derived Fuel Co-Combustion in a Coal-Fired Power Plant, *Journal of Industrial Ecology* 16(5): 748-760.
- Siddiqui A.A., Richards D.J. and Powrie W. (2013) Biodegradation and flushing of MBT wastes, *Waste Management* 16(5): 748-760.
- Trulli E., Ferronato N., Torretta V., et al. (2018) Sustainable mechanical biological treatment of solid waste in urbanized areas with low recycling rates. *Waste Management* 71: 556-564.
- UNI (2013) 10802. Rifiuti – Campionamento manuale, preparazione del campione ed analisi degli eluati.
- UNI (2016) 11184. Rifiuti e combustibili ricavati da rifiuti – Determinazione della stabilità biologica mediante l’Indice di Respirazione Dinamico (IRD).

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano l’azienda AMIU Puglia S.p.A. e tutto il suo personale che hanno contribuito alla raccolta dati e alla realizzazione di questo lavoro.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2021 è sostenuta da:



INGEGNERIA
DELL'AMBIENTE



N. 2/2021



Veolia Water Technologies Italia S.p.A.

