

POLITECNICO DI MILANO

FACOLTÀ D'INGEGNERIA CIVILE, AMBIENTALE E TERRITORIALE

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio



STUDIO DI UN MODELLO PRESTAZIONALE PER IL TRATTAMENTO MECCANICO-BIOLOGICO DEI RIFIUTI URBANI

Relatore: Prof. Ing. Mario GROSSO

Correlatore: Dott. Sergio SCOTTI

Tesi di Laurea Magistrale di:

Luca GRECO

Matricola: 782301

ANNO ACCADEMICO 2013/2014

RINGRAZIAMENTI

29 Aprile 2014.

Si conclude finalmente (finalmente??) questo cammino immenso. Guardando indietro sembra che sia iniziato ieri. Tanta voglia di iniziare l'avventura senza avere idea di ciò che si sarebbe incontrato. È già finito. Sarà anche banale ma devo dire che un po', in realtà, mi dispiace.

Questi anni mi lasciano davvero tanto, sotto ogni aspetto, ma soprattutto delle amicizie vere. Grazie a tutti i miei compagni di viaggio.

Un primo, sentito, ringraziamento lo devo al Professor Mario Grosso per avermi dato l'opportunità di lavorare a questo stimolante progetto e per la costante disponibilità mostratami in questi mesi concitati.

Ringrazio il Dott. Sergio Scotti per gli infiniti insegnamenti, i consigli, il supporto e per avermi fatto sentire, assieme ai colleghi di "ingegneria" di A2A Ambiente, subito a mio agio in un ambiente per me così nuovo. Auguro a tutti un Sergio Scotti tra i colleghi di lavoro.

Ringrazio Dario e i fratelli del *green dowel*. Se solo ci fossimo incontrati qualche anno prima...

Grazie a tutti i miei amici di sempre. Credo che la frase "guarda, in realtà avrei da studiare, ho un esame importante..." non avrà più effetto.

Come non ringraziare la famiglia, i miei genitori e mia sorella, che con il supporto morale, la normalità della vita quotidiana, le difficoltà e le gioie mi hanno accompagnato in questi lunghissimi, ma forse troppo brevi, 5 anni.

Un grazie ai nonni, tutti. Ma soprattutto grazie al nonno Toto, Magister Latinarum litterarum et vitae in peculiari modo (lo so, di sicuro è scritto male). A suon di "*memento audere semper*" e "*fortiter in pelago*" mi ha sempre incoraggiato e sostenuto.

Grazie infine ad Irene, il mio faro, che mi sopporta stoicamente dall'inizio di questa avventura e che, con la sua forza ed il suo amore, mi permette di superare qualsiasi ostacolo.

Luca

INDICE DEI CONTENUTI

SOMMARIO	17
ABSTRACT	19
PREFAZIONE	21
1 - INTRODUZIONE AL TEMA DEI RIFIUTI - La gestione in Europa e in Italia	23
1.1 IL CONTESTO EUROPEO	25
1.1.1 LA PRODUZIONE	25
1.1.2 LA GESTIONE	27
1.2 IL CONTESTO ITALIANO	28
1.2.1 LA PRODUZIONE	28
1.2.2 LA GESTIONE	29
1.2.3 LE CRITICITA'	30
2 - MBT - IL TRATTAMENTO MECCANICO BIOLOGICO	33
2.1 IL RUOLO DEGLI IMPIANTI TMB NELLA GESTIONE INTEGRATA.....	33
2.2 END OF WASTE - Il rifiuto come risorsa.....	35
2.3 LA TECNOLOGIA DI FUNZIONAMENTO	38
2.3.1 LA BIOESSICCAZIONE.....	42
2.3.1.1 IL PROCESSO AEROBICO E LE DIPENDENZE DI PROCESSO	43
2.3.1.2 IL PROCESSO DI ESSICCAZIONE BIOCUBI®.....	47
2.3.2 LA RAFFINAZIONE MECCANICA	50
2.3.2.1 LA RIDUZIONE DIMENSIONALE.....	50
2.3.2.2 LA SEPARAZIONE DEI FLUSSI.....	52
2.3.2.3 LA COMPATTAZIONE	56
2.4 NECESSITÀ DI SIMULAZIONE Possibili applicazioni del modello prestazionale...	57
2.4.1 IMPIANTI REALI.....	57
2.4.2 IMPIANTI DA REALIZZARE	59

3 - MATERIALE E METODI	61
3.1 LA BIOESSICCAZIONE.....	61
3.1.1 INTRODUZIONE.....	61
3.1.2 IL MODELLO 1.....	63
3.1.2.1 FORMULAZIONE.....	63
3.1.2.2 ASSEGNAZIONE DEI PARAMETRI.....	67
3.1.3 IL MODELLO 2.....	79
3.1.3.1 FORMULAZIONE.....	79
3.1.3.2 ASSEGNAZIONE PARAMETRI.....	82
3.1.4 SINTESI.....	88
3.2 LA RAFFINAZIONE MECCANICA.....	90
3.2.1 INTRODUZIONE.....	90
3.2.2 IL MODELLO.....	91
4 - TARATURA DELLE COSTANTI CINETICHE E SCELTA DEL MODELLO DI BIOESSICCAZIONE	95
4.1 CONCETTI PRELIMINARI	95
4.2 METODOLOGIA.....	97
4.2.1 FUNZIONAMENTO DEI MODELLI	97
4.2.2 PROCEDURA DI CALIBRAZIONE	101
4.3 DATI IN INGRESSO	102
4.3.1 IL PROBLEMA DELLA RAPPRESENTATIVITÀ.....	102
4.3.2 ADATTAMENTO DATI.....	106
4.4 CARATTERIZZAZIONE DEL RIFIUTO	109
4.5 CALCOLO COSTANTI CINETICHE MEDIE E CONFRONTO DEI RISULTATI... ..	115
4.6 VALUTAZIONE E SCELTA DEL MODELLO DI BIOESSICCAZIONE.....	117
5 - VALIDAZIONE DEI MODELLI - Impianto di Villafalletto 2011.....	123
5.1 CONSIDERAZIONI PRELIMINARI	123
5.2 DESCRIZIONE DELL'IMPIANTO	124
5.3 DESCRIZIONE DEL PROCESSO.....	126
5.3.1 SCARICO DEL MATERIALE	126
5.3.2 DEPOSITO IN AREA DI FERMENTAZIONE , CONTROLLO DEL PROCESSO ED ESTRAZIONE MATERIALE	127

5.3.3	GESTIONE DEI PERCOLATI E DELLE ACQUE METEORICHE	128
5.3.4	RAFFINAZIONE BIOESSICATO - PRODUZIONE CSS	129
5.3.5	PRESSATURA DEGLI SCARTI E CONFERIMENTO IN DISCARICA.....	131
5.4	DATI IN INGRESSO	133
5.5	LA BIOESSICCAZIONE.....	135
5.5.1	ADATTAMENTO DATI.....	135
5.5.2	RISULTATI.....	138
5.6	LA RAFFINAZIONE MECCANICA.....	142
5.6.1	ADEGUAMENTO DELLA MATRICE RFTF	143
5.6.2	RISULTATI.....	147
5.6.3	MODIFICHE CORRETTIVE ALLA MATRICE RFTF	152
5.7	CONCLUSIONI.....	156
5.7.1	LA BIOESSICCAZIONE.....	156
5.7.2	LA RAFFINAZIONE MECCANICA	157
6	- ANALISI DI UNA METODICA PER LA RACCOLTA DATI - Villafalletto 2014....	161
6.1	OBIETTIVO	161
6.2	LA CAMPAGNA DI MISURA	163
6.2.1	ORGANIZZAZIONE DEI CAMPIONAMENTI.....	163
6.2.2	PREPARAZIONE DEL CAMPIONE RAPPRESENTATIVO	164
6.2.3	RISULTATI.....	167
6.3	SIMULAZIONE DELLA BIOESSICCAZIONE CON I PARAMETRI DI DEFAULT	169
6.4	TARATURA DEI PARAMETRI UTILIZZANDO IL DATO MEDIO E VALIDAZIONE DEL MODELLO RISULTANTE	172
6.5	CONCLUSIONI.....	175
	ALLEGATO A - OUTPUT GRAFICI PRODOTTI DAL MODELLO 1.....	179
	ALLEGATO B - TARATURA DEI MODELLI DI BIOESSICCAZIONE	181
	ALLEGATO C - CLASSIFICAZIONE DEI MATERIALI USCENTI DALL'IMPIANTO DI VILLAFALLETTO.....	183
	ALLEGATO D - DESCRIZIONE DEL BIOESSICCATO DI VILLAFALLETTO.....	184
	ALLEGATO E - COMPOSIZIONI MERCEOLOGICHE DEI FLUSSI USCENTI DALL'IMPIANTO DI VILLAFALLETTO 2011.....	185

ALLEGATO F - PROPRIETA' COMPLESSIVE DI TUTTI I FLUSSI D'IMPIANTO.....	186
ALLEGATO G - INFLUENZA DELLA PARAMETRIZZAZIONE SULLE USCITE DEL MODELLO DI BIOESSICCAZIONE	189
BIBLIOGRAFIA	193

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1 - Gerarchia della gestione dei rifiuti solidi urbani secondo la Direttiva 2008/98/CE.	24
Figura 2 - Produzione pro capite di RU nell'UE (2009-2011) [Elaborazioni ISPRA su dati EUROSTAT].	25
Figura 3 - RU prodotti, SCFF e RU prodotti per unità di SCFF nell'UE 27 (numeri indice base anno 2000). 2000-2011. [Elaborazioni ISPRA su dati EUROSTAT].	26
Figura 4 - Gestione dei rifiuti urbani negli Stati membri della UE, anno 2011 [Elaborazioni ISPRA su dati EUROSTAT].	27
Figura 5 - Produzione pro capite di rifiuti urbani per macro area geografica, anni 2002-2012. [ISPRA, 2013].	28
Figura 6 - Gestione dei rifiuti urbani, anno 2011 [ISPRA, 2013].	29
Figura 7 - Raccolta differenziata dei RU, anni 2007-2012 [ISPRA, 2013].	31
Figura 8 - RU smaltiti in discarica senza aver subito trattamenti di riduzione dei potenziali impatti. Anno 2011 [ISPRA, 2013].	32
Figura 9 - Classificazione dei CSS secondo la Norma UNI EN 15359:2011 (D.Lgs 205/10). Su sfondo bianco i parametri che definiscono il CSS-Combustibile ai sensi del DM 22 del 14/02/13.	36
Figura 10 - Indicazioni di massima sulle emissioni di CO ₂ derivanti da analisi LCA di 4 possibili trattamenti del RU. In rosso, prima riga, le emissioni evitate rispetto alle condizioni standard; in nero le emissioni prodotte e infine le emissioni nette. [Grosso, 2012].	37
Figura 11 - Schema di massima di un impianto TMB a flusso unico [Speranza, 2012].	39
Figura 12 - Schema di massima di un impianto TMB a flussi separati. [Speranza, 2012].	40
Figura 13 - Influenza della temperatura e del tempo di permanenza nell'eliminazione degli agenti patogeni. [Polprasert, 2007].	41
Figura 14 - Schematizzazione del processo di degradazione allo stato solido.	43
Figura 15 - Rappresentazione schematica del sistema trifasico attivo sul biofilm della particella di rifiuto [Adani et al, 2004]. La zona 1 rappresenta la fase gassosa, che funge da sorgente di ossigeno O ₂ e da serbatoio di biossido di carbonio CO ₂ e calore ΔH. L'area 2 rappresenta la porzione aerobica in cui il substrato solubile S _s viene ossidato in anidride carbonica, calore, acqua e nuova biomassa X. La regione 3 rappresenta infine la regione anaerobica, nella quale il substrato insolubile S _i viene solubilizzato e reso disponibile per la degradazione aerobica.	44
Figura 16 - Esempio di legame tra temperatura del rifiuto e portata d'aria aspirata dai ventilatori. [Scotti, 2013c].	48
Figura 17 - Efficienze di rimozione del biofiltro in impianti MBT. [Grosso, 2013].	49

Figura 18 - Schematizzazione del processo BIOCUBI®. [Scotti, 2013c].....	49
Figura 19 - Mulino a martelli con albero verticale [Grosso, 2013]. Presenta consumi elettrici elevati in ragione della velocità di rotazione. Permette di raggiungere pezzature ridotte (<50mm).....	51
Figura 20 - Tranciatrice a cesoie [Grosso, 2013]. Il più delle volte utilizzato con funzione di lacerasacchi.....	51
Figura 21 - Vaglio a tamburo [Grosso, 2013].	52
Figura 22 - Vaglio a dischi [Grosso, 2013].	53
Figura 23 - Vibrovaglio [Grosso, 2013].	53
Figura 24 - Separatore aeraulico [Scotti, 2013c]. In questa configurazione il materiale viene investito da una corrente d'aria che trascina il materiale leggero in una camera di espansione, nella quale avviene la successiva separazione. L'aria di processo viene depolverata e reimmessa nel ciclo.	54
Figura 25 - Separatore gravimetrico a letto fluido [Grosso, 2013].	54
Figura 26 - Sensori ottici NIR e VIS [Scotti, 2013c].	55
Figura 27 - Rappresentazione concettuale delle possibili applicazioni del modello dell'impianto TMB a casi reali. a) Previsione della variazione dei flussi uscenti al variare del rifiuto alimentato. b) Variazione dei flussi uscenti in seguito a modifiche impiantistiche.	58
Figura 28 - Rappresentazione concettuale dell'applicazione del modello ad impianti non ancora realizzati.....	59
Figura 29 - Andamento nel tempo degli indici DRI e ABP del rifiuto urbano sottoposto a trattamento aerobico [Scaglia et al, 2010]. I punti a, b e c rappresentano le grandezze medie corrispondenti a campioni soggetti a trattamento aerobico per intervalli di tempo differenti (0, 28 e 84 giorni rispettivamente).	70
Figura 30 - Funzione correttiva, di derivazione empirica, della cinetica di degradazione k in base all'umidità del materiale sottoposto a compostaggio [Smith, 1980 riportato da Mason, 2007].....	73
Figura 31 - Coefficiente correttivo β . La linea tratteggiata riporta il coefficiente γ di Mason (2007) con valore di umidità ottimale pari al 60% (utilizzato dal MODELLO 2). La linea continua rappresenta il coefficiente correttivo β utilizzato nel MODELLO 1.	74
Figura 32 - Schematizzazione del bilancio energetico di un reattore di degradazione aerobica [Mason, 2007].	84
Figura 33 - Schematizzazione del funzionamento del modello di simulazione del processo di bioessiccazione.....	98
Figura 34 - Schermata d'inserimento dati del MODELLO 1.	101
Figura 35 - Composizioni merceologiche medie dei rifiuti alimentati ai cinque impianti oggetto di studio.....	108
Figura 36 - Errori medi di caratterizzazione del rifiuto per i 4 database. Le barre rappresentano la deviazione standard dell'errore.....	114

Figura 37 - Estratto da Rada et al (2007). Interessante l'andamento del PCI del bioessiccato (LHV biod), della massa totale di rifiuto (m MSW) e del contenuto energetico totale ($LHV_{tot} = m MSW * LHV_{biod}$).....	118
Figura 38 - Area di ricezione di Villafalletto.....	124
Figura 39 - Biofiltro coperto di Villafalletto.....	128
Figura 40 - Cassoni stoccaggio CSS.....	129
Figura 41 - Linea di raffinazione di Villafalletto.....	130
Figura 42 - Forno a tamburo rotante della cementeria Buzzi Unicem (Robilante, CN).	131
Figura 43 - Pressa-lega scarti di Villafalletto.	132
Figura 44 - Discarica Villafalletto.	132
Figura 45 - Bilancio di massa del 2011 dell'impianto di Villafalletto [Dati d'archivio A2A Ambiente].	133
Figura 46 - Ripartizione del contenuto d'acqua tra le frazioni merceologiche del RUR. Ottenuta dall'applicazione della parametrizzazione CEW.....	137
Figura 47 - Ripartizione del contenuto calorico del RUR ($CC=PCI*massa$). Ottenuta dall'applicazione della parametrizzazione CEW.....	137
Figura 48 - Ripartizione del contenuto di ceneri del RUR. Ottenuta dall'applicazione della parametrizzazione CEW.....	138
Figura 49 - Ripartizione del contenuto di SV del RUR. Ottenuta dall'applicazione della parametrizzazione CEW.....	138
Figura 50 - Diagramma di flusso dell'impianto MBT di Villafalletto. Sono espresse le masse risultanti dal bilancio del 2011 [Dati d'archivio A2A Ambiente].	143
Figura 51 - Rappresentazione del funzionamento del separatore magnetico. x=efficienza estrazione ferro; y=tasso impurità estratte.	154
Figura 52 - Estrazione di un campione di RUR pre-triturato dalla vasca di pre carico.....	165
Figura 53 - Fase di quartatura di un campione di RUR.	166
Figura 54 - Cernita manuale di un campione di RUR, eseguita su di un vaglio con fori di 20 mm.....	166
Figura 55 - Errori percentuali di rappresentazione delle proprietà dei rifiuti bioessiccati estratti il 6, l'11 e il 13 Marzo 2014.	171
Figura 56 - Stima del contenuto di AM dei due RUR analizzati. CEW: combinazione easewaste-wrate; EW: easewaste; WR: wrate; CV: Consonni, Viganò.	190
Figura 57 - Stima della perdita di peso, ottenuta dall'applicazione del modello ai due RUR, caratterizzati con i quattro database. CEW: combinazione easewaste-wrate; EW: easewaste; WR: wrate; CV: Consonni, Viganò.....	190
Figura 58 - Stima dell'umidità del rifiuto bioessiccato, prodotta dall'applicazione del modello ai due RUR, caratterizzati con i quattro database. CEW: combinazione easewaste-wrate; EW: easewaste; WR: wrate; CV: Consonni, Viganò.....	191

Figura 59 - Stima del PCI del rifiuto bioessiccato, prodotta dall'applicazione del modello ai due RUR, caratterizzati con i quattro database. CEW: combinazione easewaste-wrate; EW: easewaste; WR: wrate; CV: Consonni, Viganò..... 191

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1 - Sintesi dei tassi di degradazione organica reperiti in letteratura scientifica.	72
Tabella 2 - Esempio di applicazione del coefficiente β per 3 diversi valori di umidità iniziale (U) del rifiuto alimentato. I 3 esempi riportati si basano sul medesimo valore di k e di t. La $p_{\text{degradata}}$ indica la percentuale di AM degradata nell'intervallo di tempo considerato. L'ultima colonna riporta, al variare dell'umidità iniziale, la variazione della AM degradata utilizzando l'equazione 13 anziché la 12.....	75
Tabella 3 - Composizioni chimiche tipiche di alcuni composti organici [Polprasert, 2007]. ...	77
Tabella 4 - Contenuto di massa attiva potenzialmente degradabile e cinetiche di degradazione delle categorie "organico", "verde" e "cellulosici" (Komilis and Ham, 2000) estratte da Mason (2007).....	82
Tabella 5 - Sintesi dei parametri dei due modelli di bioessiccazione.....	89
Tabella 6 - Matrice RFTF contenente i coefficienti di separazione delle principali tipologie di macchinari utilizzati negli impianti TMB [Caputo e Pelagagge, 2002].....	92
Tabella 7 - Risultati della validazione della matrice RFTF [Caputo, Pelagagge 2002].	92
Tabella 8 - Esempio della variabilità caratteristica delle analisi merceologiche del rifiuto urbano. Impianto Hespian Wood [Elaborazione dati Shanks Cumbria, 2011].	102
Tabella 9 - Composizioni merceologiche e proprietà complessive dei rifiuti alimentati agli impianti (input) e del prodotto bioessiccato (output). I dati di Villafalletto sono parziali e non riferiti all'intero anno 2011 [Materiale d'archivio A2A Ambiente, non pubblicato].	103
Tabella 10 - Confronto tra le ceneri misurate sul rifiuto bioessiccato (Tabella 9, output) e quelle teoricamente contenute applicando l'equazione 31 al dato sul rifiuto in ingresso agli impianti (Tabella 9, input).....	104
Tabella 11 - Elenco delle 14 frazioni merceologiche che descrivono il rifiuto all'interno dei due modelli proposti.....	106
Tabella 12 - Composizioni merceologiche medie dei rifiuti alimentati ai cinque impianti oggetto di studio, adattate ai modelli previsionali.	107
Tabella 13 - Caratterizzazione EASEWASTE [Riber et al, 2009]. I parametri della categoria "fini" sono stati estratti dal database Wrate.	111
Tabella 14 - Caratterizzazione WRATE.....	111
Tabella 15 - Parametrizzazione utilizzata da Consonni e Viganò (2011).....	111
Tabella 16 - Caratterizzazione CEW.	112
Tabella 17 - Risultati complessivi ed errori risultanti dall'applicazione dei quattro database di caratterizzazione del RUR.....	113

Tabella 18 - Valori medi e deviazioni standard delle costanti cinetiche risultanti da taratura, dei Solidi Volatili persi rispetto al rifiuto alimentato (VSL) e dell'incremento percentuale del potere calorifico inferiore (Δ PCI).	116
Tabella 19 - Stima degli errori medi commessi dai due modelli nella rappresentazione delle proprietà complessive dei bioessiccati.	117
Tabella 20 - Valori dei coefficienti r_{14} risultanti dai dati disponibili (Tabella 9).	120
Tabella 21 - Merceologica RUR e caratteristiche complessive RA [Dati d'archivio A2A Ambiente].	133
Tabella 22 - Composizione merceologica e macro proprietà del bioessiccato [Dati d'archivio A2A Ambiente].	134
Tabella 23 - Composizione merceologica del RUR alimentato all'impianto di Villafalletto nel 2011, adattata al modello di bioessiccazione.	136
Tabella 24 - Macro proprietà del RUR ottenute attraverso la parametrizzazione CEW.	137
Tabella 25 - Proprietà del bioessiccato ottenute con il modello di bioessiccazione ($k_{default}$). .	139
Tabella 26 - Stima degli errori del modello nella rappresentazione delle caratteristiche del bioessiccato ($k_{default}$). Gli errori sono stati calcolati attraverso l'equazione: $\varepsilon = \text{differenza}/\text{misura} * 100$. Ad errore negativo corrisponde una sottostima del dato di Tabella 22, ad errore positivo una sovrastima.	139
Tabella 27 - Proprietà del bioessiccato ottenute con il modello di bioessiccazione ($k_{taratura}$). 140	140
Tabella 28 - Stima degli errori del modello nella rappresentazione delle caratteristiche del bioessiccato ($k_{taratura}$). Gli errori sono stati calcolati attraverso l'equazione: $\varepsilon = \text{differenza}/\text{misura} * 100$. Ad errore negativo corrisponde una sottostima del dato di Tabella 22, ad errore positivo una sovrastima.	140
Tabella 29 - Proprietà complessive del rifiuto bioessiccato. Derivanti dalla correzione dell'umidità dell'uscita del modello di bioessiccazione ($k_{taratura}$).	142
Tabella 30 - Matrice RFTF adattata al modello prestazionale. M: frazione secca; U: frazione umida.	144
Tabella 31 - Macro proprietà degli scarti smaltiti in discarica. Risultati del modello, dati disponibili e calcolo errori di rappresentazione. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima del dato, ad errore negativo una sottostima.	149
Tabella 32 - Macro proprietà del rottame ferroso inviato a recupero. Risultati del modello, dati disponibili e calcolo errori di rappresentazione. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima del dato, ad errore negativo una sottostima.	149
Tabella 33 - Macro proprietà del rottame non ferroso inviato a recupero. Risultati del modello, dati disponibili e calcolo errori di rappresentazione. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima del dato, ad errore negativo una sottostima.	149
Tabella 34 - Macro proprietà del combustibile prodotto. Risultati del modello, dati disponibili e calcolo errori di rappresentazione. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima del dato, ad errore negativo una sottostima.	149

Tabella 35 - Fattori di recupero del Vaglio 20 mm, ricavati dalla media dei coefficienti del vaglio grossolano e fine di Tabella 30.....	153
Tabella 36 - Macro proprietà degli scarti smaltiti in discarica. Risultati del modello in seguito alle correzioni apportate alla descrizione del vaglio e dei separatori magnetici.	154
Tabella 37 - Macro proprietà del rottame ferroso inviato a recupero. Risultati del modello in seguito alle correzioni apportate alla descrizione del vaglio e dei separatori magnetici.....	154
Tabella 38 - Macro proprietà del rottame non ferroso inviato a recupero. Risultati del modello in seguito alle correzioni apportate alla descrizione del vaglio e dei separatori magnetici.	154
Tabella 39 - Macro proprietà del CSS prodotto. Risultati del modello in seguito alle correzioni apportate alla descrizione del vaglio e dei separatori magnetici.	155
Tabella 40 - Risultati delle analisi condotte sui 6 campioni di RUR (C1-C6). μ e σ indicano la media e la deviazione standard delle aliquote merceologiche e delle proprietà delle coppie di campioni e del totale.	167
Tabella 41 - Risultati delle analisi condotte sui 6 campioni di BIOESSICCATO (C7-C12). μ e σ indicano la media e la deviazione standard delle aliquote merceologiche e delle proprietà delle coppie di campioni e del totale.	167
Tabella 42 - Simulazione della bioessiccazione effettuata con $k = 0,0686 \text{ d}^{-1}$. Sono rappresentate le informazioni utilizzate come input del modello, le uscite risultanti e gli errori commessi, sia per i tre rifiuti giornalieri che per il rifiuto medio. Gli errori sono stati ricavati da un confronto tra le uscite del modello e i dati disponibili: $\varepsilon = (\text{output-dato})/\text{dato} \cdot 100$	170
Tabella 43 - Dati utilizzati per la taratura dei parametri del modello. I dati "input modello" sono stati ricavati dall'applicazione del database CEW al rifiuto medio, in seguito corretto con la media delle umidità misurate.	172
Tabella 44 - Valori misurati, output del modello ed errori commessi nella rappresentazione delle caratteristiche del bioessiccato. Gli errori sono stati calcolati attraverso l'equazione: $\varepsilon = (\text{output_modello} - \text{dato})/\text{dato} \cdot 100$. Ad errore negativo corrisponde una sottostima del dato di Tabella 43, ad errore positivo una sovrastima.	174
Tabella 45 - Parametri utilizzati dal modello di bioessiccazione.....	189

SOMMARIO

Il trattamento meccanico-biologico (TMB) dei rifiuti urbani residui dalla raccolta differenziata (RUR) rappresenta una soluzione sempre più diffusa tra i Paesi membri della UE, sia come strumento di riduzione della massa biodegradabile smaltita in discarica, sia come pretrattamento per l'ottimizzazione del recupero energetico in impianti dedicati. La massimizzazione dei benefici ambientali ed economici conseguibili richiede, però, un processo di pianificazione attento alle specifiche esigenze e particolarità delle realtà territoriali in cui essi sono inseriti.

Nella presente Tesi di Laurea, nata dalla collaborazione con A2A Ambiente S.p.A., è stato realizzato un modello empirico per la simulazione prestazionale degli impianti TMB, con particolare riguardo alla fase di bioessiccazione. L'obiettivo principale è stato rendere disponibile uno strumento operativo di supporto alla progettazione, in grado di fornire delle previsioni affidabili delle prestazioni conseguibili, nello specifico caso, con differenti alternative impiantistiche. Questo fine specifico si inserisce in quello, più ampio e generale, di sviluppare ogni attività in grado di concorrere alla soluzione di un grave problema dei nostri tempi: smaltire nel modo più organico e completo, tutelando l'ambiente e la salute di chi vi abita, l'enorme quantità di rifiuti prodotta dalla società in cui viviamo; in subordine, trasformare un pressante problema sociale in una risorsa, attraverso il recupero di materia ed energia con ridotti costi economico-ambientali.

La realizzazione del modello e l'analisi delle sue capacità descrittive è stata basata sulla letteratura scientifica di riferimento, su dati d'archivio A2A e su dati prelevati *ad hoc* presso l'impianto di Villafalletto (CN). Oltre alla descrizione della struttura del modello e del suo funzionamento, sono forniti dei valori standard dei parametri, che ne permettono un utilizzo anche in assenza di dati su cui effettuare una taratura specifica per l'impianto in oggetto.

Le analisi condotte su differenti casi reali hanno permesso di concludere che il modello, se utilizzato con le opportune accortezze e con dati realmente rappresentativi del rifiuto elaborato dallo specifico impianto, rappresenta un valido ed affidabile strumento di simulazione. A riprova di ciò, gli errori commessi nella riproduzione del processo di bioessiccazione sono risultati contenuti, nella maggior parte dei casi analizzati, entro un margine, decisamente accettabile, del 5%.

ABSTRACT

The mechanical-biological treatment (MBT) of municipal waste remaining from separate collection (RUR) is a solution increasingly adopted among the EU Member Countries, both as an instrument for the reduction of biodegradable mass disposed in landfills, and as a pre-treatment for the optimization of energy recovery in specific plants. The maximization of obtainable environmental and economic benefits requires a planning process careful to the specific needs and particularities of the local situations in which they are inserted.

In this graduation Thesis, developed during the co-operation with A2A Ambiente S.p.A., an empirical model for the performance simulation of TMB plants has been realized. The main goal was the creation of a tool made to support the plant planning, able to provide reliable forecasts of the achievable performances depending on the different types of plant. This particular goal fits into the wider one of developing any activity that can contribute to the solution of a serious problem of our times: disposing the huge amount of urban waste produced by the society we live in, in the most complete and structured way, protecting the environment and the health of citizens; then turning this urgent problem into a resource, through the recovery of energy and material with reduced economic and environmental costs.

The realization of the model and the analysis of its descriptive skills has been based on scientific literature, A2A's database and data collected from Villafalletto MBT plant. In addition to the description of the model structure and its working principles, standard values of the parameters are given; they allow the use of the model even without data that can provide a specific calibration for that system.

The analysis carried out on different real cases have led to the conclusion that the model is an efficient and reliable simulation instrument, when it is used with appropriate precautions and with data truly representative of the waste processed by the specific plant. Supporting this conclusion, the errors committed in the reproduction of the bio-drying process have remained, in most of the analyzed cases, within the acceptable range of 5%.

PREFAZIONE

Lo sviluppo economico e sociale che ha visto e tuttora vede coinvolta la popolazione globale, la creazione di sempre nuovi bisogni, l'accresciuta accessibilità ai più svariati beni di consumo e il conseguente miglioramento della qualità della vita hanno come contropartita la crescita esponenziale della produzione di rifiuti. Negli ultimi decenni l'aumento della produzione di rifiuti è stato reso possibile dalla diffusa disponibilità di materie prime a basso costo e dalla ridotta attenzione alle conseguenze del loro consumo. Tale fenomeno, parte della crescente pressione antropica sull'ambiente, richiede politiche di gestione coerenti e innovative, in grado di ridurre contemporaneamente al minimo la produzione stessa di rifiuti e l'impatto sull'ambiente derivante dalle specifiche modalità di smaltimento adottate dalla collettività.

Da sempre l'uomo ha vissuto con la percezione del concetto di penuria e scarsità, della limitatezza delle risorse rispetto alle proprie necessità. Nel mondo industrializzato del XX secolo tale concezione si è gradatamente modificata in sempre più ampi strati della popolazione grazie alla apparentemente illimitata disponibilità di materie prime e di beni fruibili, causando forti squilibri nei rapporti tra l'uomo e l'ambiente. Negli ultimi anni sta iniziando a rivelarsi l'insostenibilità di tale paradigma e la scarsità di risorse disponibili, sicché si è rivelata sempre più pressante l'urgenza di porre rimedio a questa situazione. In questo contesto anche la gestione dei rifiuti può fornire il suo contributo chiudendo il ciclo di vita dei materiali e trasformando il più possibile il rifiuto in risorsa. Esistono flussi crescenti di metalli, plastiche, fibre recuperabili dagli scarti; il recupero di questi materiali, tenendo anche conto del loro contenuto energetico, è visto con favore crescente, soprattutto nei Paesi in cui le materie prime scarseggiano.

La gestione dei rifiuti può a tutti gli effetti essere considerata uno degli indicatori del livello di civilizzazione e benessere di un Paese; un decisore attento non può prescindere da una gestione sostenibile degli scarti di una società la cui economia è basata sul consumo illimitato di prodotti di ogni genere. Da qui la necessità di gestire il fine vita dei beni di consumo al minimo costo economico ed ambientale, sia per gli attori contemporanei che per le generazioni future.

“L’età dell’abbondanza è finita: è durata mezzo secolo, più o meno dagli Anni ‘60, quelli del boom economico, fino all’inizio degli Anni 2000. È stata resa possibile da petrolio e materie prime a basso costo e da pochi scrupoli nel trattamento dei rifiuti che ne derivavano: brucia, sversa e sotterra era il suo motto.

Si entra ora nell’età dell’efficienza: Il petrolio facile è finito e il barile d’oro nero costa ormai un centinaio di dollari, le emissioni di gas ad effetto serra cambiano il clima globale, la caccia alle materie prime saccheggia il globo, e i rifiuti pervadono e intossicano ormai tutti gli ambienti. Non ci si può più permettere di sprecare, non ci si può più permettere d’inquinare, pena la perdita delle basi della nostra futura prosperità e qualità di vita.” - Luca Mercalli.

Fortunatamente l’Europa ha ben compreso l’entità del problema e ha intrapreso un percorso che sta iniziando a mostrare i primi risultati. La speranza è che un costante impegno dei Paesi membri possa portare l’Europa a raggiungere obiettivi sempre più ambiziosi e, attraverso l’acquisizione di conoscenza specializzata sulla gestione sostenibile dei rifiuti, a fungere da modello e influenzare positivamente anche i Paesi meno virtuosi.

CAPITOLO 1

INTRODUZIONE AL TEMA DEI RIFIUTI

La gestione in Europa e in Italia

La gestione dei rifiuti urbani sta assumendo un'importanza sempre maggior nell'opinione pubblica, tanto da rappresentare uno dei temi più dibattuti degli ultimi anni. La complessità del problema e la molteplicità dei soggetti coinvolti comporta la necessità di un'abile strategia politica da parte del decisore. A questa complessa problematica sta tentando di rispondere la normativa nazionale, influenzata e orientata dalle direttive comunitarie¹. I punti chiave della strategia condivisa sono, oltre alla riduzione dei quantitativi prodotti, la minimizzazione dell'utilizzo delle discariche, in particolar modo per il rifiuto biodegradabile, e la massimizzazione del recupero di materia ed energia. Questi obiettivi possono essere raggiunti grazie allo sviluppo di una *gestione integrata dei rifiuti*², come indicato anche nel D.lgs. 152/06 che recepisce la direttiva 2008/98/CE, focalizzata sul concetto di ottimizzazione di tutte le attività che la compongono.

Le norme introdotte dalla Comunità Europea hanno definito una gerarchia delle attività di gestione dei rifiuti urbani (Figura 1), in base alla loro preferibilità [Ficco, 2013]. Le priorità principali sono la *prevenzione* e il *riutilizzo*, in modo da ridurre il quantitativo di materiale da gestire; in secondo luogo il *riciclaggio*, preferito al *recupero energetico* in quanto sostituisce, in parte, l'utilizzo di materie prime nei processi industriali; infine il conferimento in *discarica* del materiale dal quale non è possibile ricavare alcun vantaggio.

Il motivo per il quale il conferimento in discarica occupa l'ultima posizione nella graduatoria europea è da ricercarsi, come si può facilmente intuire, nei numerosi impatti ad esso legati. I principali rischi nei confronti della salute pubblica sono: le emissioni di biogas e di composti organici volatili (VOC); la produzione di scarichi liquidi altamente inquinanti; la

¹ L'unione Europea ha disposto un quadro di gestione dei rifiuti coordinata per gli Stati membri, volto a limitarne la produzione e ad organizzarne nel modo migliore il trattamento e lo smaltimento. In particolare il trattamento dei rifiuti è disciplinato dalla nuova Direttiva 2008/98/CE, recepita in Italia dal D.lgs. 205/2010.

² La gestione integrata viene definita nell'articolo 183 del D.lgs. 152/06 come il "complesso delle attività, [...], volte ad ottimizzare la gestione dei rifiuti".

presenza di vettori naturali delle sostanze tossiche (insetti, roditori, etc.) ed il rischio di esplosioni [Scaglia et al, 2011].

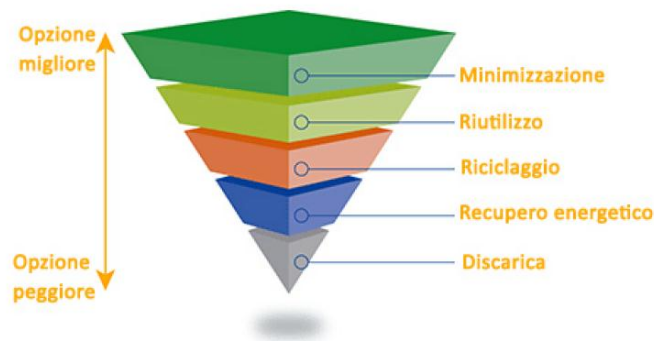


Figura 1 - Gerarchia della gestione dei rifiuti solidi urbani secondo la Direttiva 2008/98/CE.

Il paradigma rappresentato dalla Figura 1 può essere perseguito per mezzo dei seguenti strumenti operativi:

- Raccolta differenziata. Il materiale così raccolto può essere trattato in specifici impianti in modo da massimizzare il recupero di materiale.
- Impianti di pretrattamento del rifiuto. Essi sono fondamentali per un ulteriore recupero di materiale dal rifiuto residuo da raccolta differenziata, per la stabilizzazione biologica e per la trasformazione del rifiuto per utilizzi successivi.
- Impianti di recupero energetico. Necessari per recuperare parte del contenuto energetico del rifiuto (inceneritori, gassificatori, digestori anaerobici, impianti di recupero di biogas da discarica).
- Impianti di compostaggio. Permettono la trasformazione del materiale organico in ammendante utilizzabile in agricoltura.
- Discariche controllate. Indispensabili, ad oggi, per la chiusura del cerchio di gestione dei rifiuti urbani. L'ottimizzazione del loro funzionamento permette la minimizzazione delle emissioni di biogas e permette un ulteriore recupero energetico.

Gli strumenti di valutazione del livello di efficienza di uno specifico sistema di gestione integrata consistono in: bilanci di massa ed energia; valutazioni di impatto ambientale regolate dalle normative nazionali; valutazioni economiche e analisi degli impatti sull'ambiente e sull'uomo durante l'intero ciclo di vita della gestione dei rifiuti (analisi LCA). Attraverso tali strumenti valutativi ogni specifica realtà territoriale è messa in condizione di scegliere la combinazione di strumenti operativi più adeguata.

Nel presente Capitolo viene brevemente descritta la realtà europea e italiana della gestione dei rifiuti, con particolare attenzione ai trend storici e agli scenari attuali.

1.1 IL CONTESTO EUROPEO

1.1.1 LA PRODUZIONE

Lo scenario europeo è caratterizzato da forti differenze nei quantitativi di rifiuti urbani prodotti dai Paesi membri. Dal rapporto sui rifiuti urbani elaborato da ISPRA³ nel 2013, si evince come la produzione di rifiuti urbani a livello di UE27 si sia attestato nel 2011 a poco meno di 252 milioni di tonnellate, a seguito di una riduzione dell'1% rispetto all'anno precedente. La produzione totale fornisce un'indicazione sul quantitativo complessivo prodotto dai Paesi membri ma, al fine di valutare con maggior dettaglio i comportamenti dei singoli Stati nei confronti dell'ambiente, è più interessante analizzare la produzione pro capite, svincolata dal livello di popolazione residente (Figura 2).

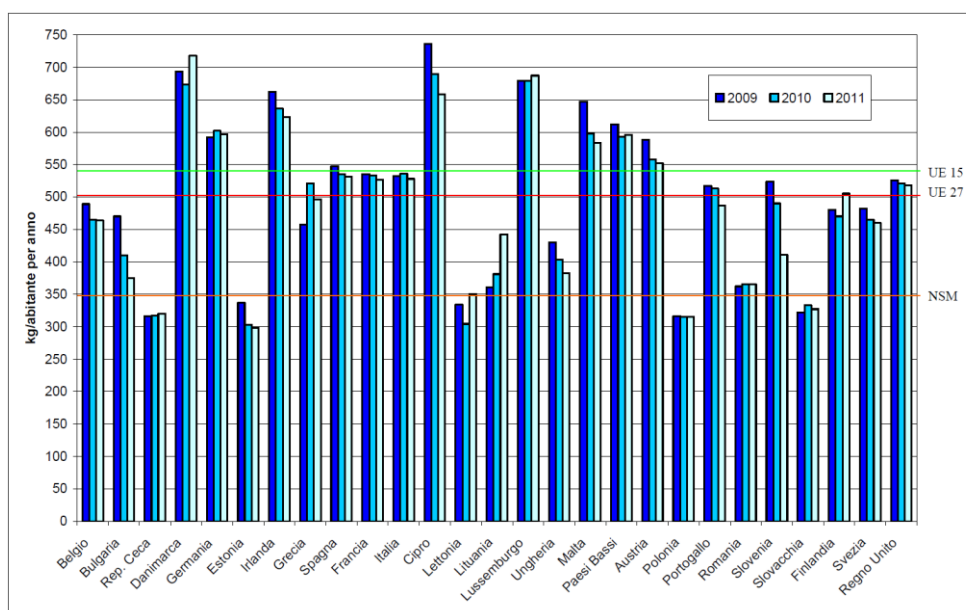


Figura 2 - Produzione pro capite di RU nell'UE (2009-2011) [Elaborazioni ISPRA su dati EUROSTAT].

Nel 2011 la produzione pro capite media per l'UE27 è stata pari a 502 kg/abitate per anno, confermando una flessione, rispetto al 2010 di circa l'1%; la tendenza alla diminuzione era già evidente tra il 2009 e il 2010 (-0,4% per l'UE15 e -2,2% per i NSM⁴). La variabilità del

³ Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. Pubblica annualmente un rapporto sui rifiuti.

⁴ Nuovi Stati Membri.

dato conferma le forti differenze che caratterizzano i diversi Paesi. Dall'analisi dei dati in Figura 2 emerge la netta differenza tra i vecchi (UE15) e i nuovi Stati membri (NSM), questi ultimi caratterizzati da una produzione pro capite molto più contenuta, con ogni probabilità a causa di motivazioni di carattere sostanzialmente economico⁵ [ISPRA, 2013].

Sulle cause della riduzione mediamente riscontrata nella produzione europea di rifiuti urbani incide senza dubbio la crisi economica che, negli ultimi anni, ha ridotto fortemente i consumi. Al di là della motivazione economica è probabile che stiano iniziando lentamente ad affermarsi modelli di consumo più virtuosi e attenti alla riduzione della produzione dei rifiuti, in linea con le politiche europee. Tale aspetto può essere riscontrato nell'analisi di più lungo periodo (2000-2011) sulla dipendenza della produzione di rifiuti dall'andamento di fattori di carattere economico. In Figura 3 è riportato l'andamento della produzione di rifiuti urbani, dei consumi finali delle famiglie⁶ e della quantità di rifiuti prodotti per unità di spesa.

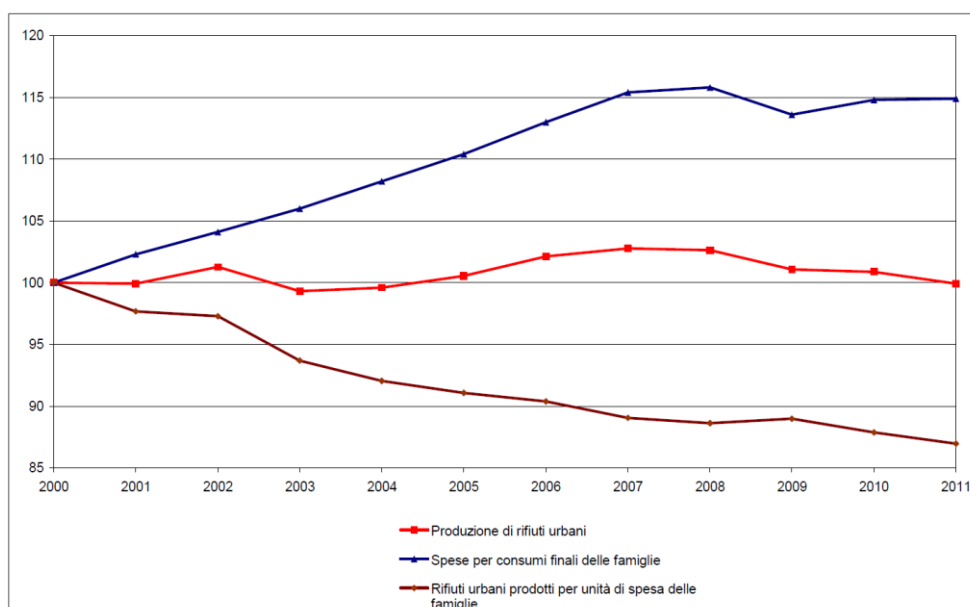


Figura 3 - RU prodotti, SCFF e RU prodotti per unità di SCFF nell'UE 27 (numeri indice base anno 2000). 2000-2011. [Elaborazioni ISPRA su dati EUROSTAT].

Dall'andamento decrescente della curva raffigurante i rifiuti prodotti per unità di spesa emerge chiaramente la tendenza alla dissociazione tra le due dimensioni nel periodo considerato; mentre nel decennio considerato la SCFF è cresciuta mediamente del 15%, la produzione di rifiuti è rimasta pressoché invariata.

⁵ La ridotta produzione pro capite di rifiuti dei NSM è diretta conseguenza di un livello di consumi inferiore.

⁶ La spesa per i consumi finali delle famiglie (SCFF) è utilizzato come driver economico della produzione di rifiuti.

1.1.2 LA GESTIONE

La gestione dei rifiuti urbani nei differenti Stati membri presenta delle evidenti differenze a causa degli specifici approcci al problema. Mediamente nei 27 Stati membri circa il 15% dei RU prodotti è soggetto a compostaggio⁷, il 26% a riciclaggio, il 23% ad incenerimento⁸ e il 36% viene smaltito in discarica. Come si può osservare in Figura 4 il conferimento in discarica rappresenta ancora la forma di gestione principale tra le quattro considerate, sia per quanto riguarda la UE27, sia e soprattutto i NSM, i quali smaltiscono in discarica quasi l'80% dei RU prodotti; inoltre la maggior parte del rifiuto conferito in discarica non viene soggetto a pretrattamenti atti a ridurre le emissioni di biogas⁹.

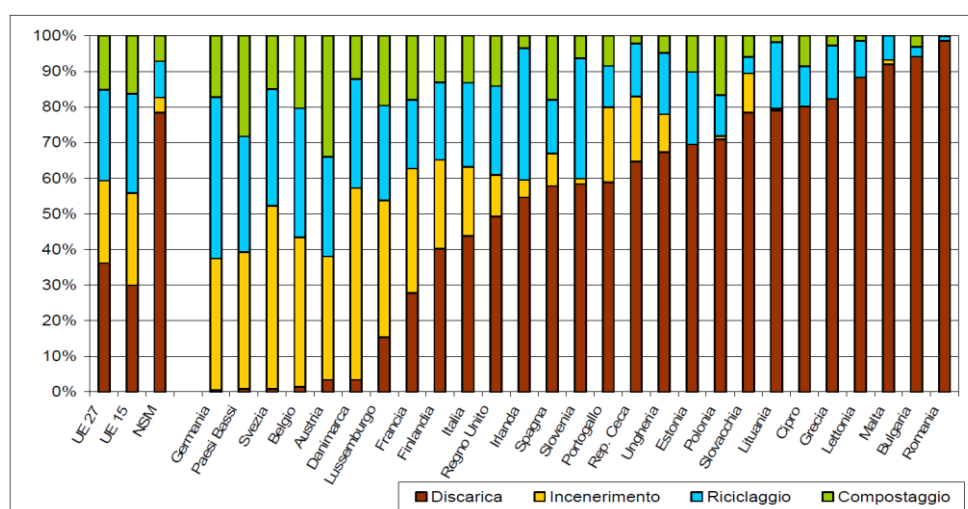


Figura 4 - Gestione dei rifiuti urbani negli Stati membri della UE, anno 2011 [Elaborazioni ISPRA su dati EUROSTAT].

Fortunatamente l'attuazione delle politiche comunitarie sta iniziando a dare i primi risultati nella riduzione dell'utilizzo della discarica, soprattutto per i rifiuti biodegradabili. Nel 2011 è stata infatti registrata una flessione dell'8% nell'utilizzo delle discariche nei 27 Paesi membri [ISPRA, 2013].

⁷ Secondo l'approccio Eurostat nella categoria "compostaggio" rientrano tutti i trattamenti aerobici e anaerobici della frazione biodegradabile.

⁸ Comprendente anche le tecniche di recupero energetico.

⁹ Il maggiore impatto sull'ambiente è dato dal metano, costituente circa il 50% del biogas, a causa del suo elevato potere climalterante; GWP₁₀₀=25 [IPCC AR4, 2007].

1.2 IL CONTESTO ITALIANO

Come anticipato, in Italia la gestione dei rifiuti urbani è regolata dalla parte IV del D.lgs. 152/06, recante norme in materia ambientale. In tale decreto vengono fissati i principi generali su cui si basa la gestione integrata del sistema rifiuti, in linea con le direttive europee. Gli impianti di trattamento e smaltimento dei rifiuti urbani sono legittimati per la loro natura di necessità e sono a tutti gli effetti considerati parte del servizio pubblico al cittadino; perciò essi devono essere pienamente integrati nel disegno del territorio nazionale, a livello regionale, provinciale e locale.

1.2.1 LA PRODUZIONE

Nell'anno 2011 la produzione nazionale di rifiuti urbani si è attestata a circa 31,4 milioni di tonnellate, registrando un calo del 3,4% rispetto all'anno precedente, sebbene su tale riduzione incida il decremento della popolazione italiana di 1,2 milioni di unità tra il 2010 e il 2011. Infatti la produzione pro capite nazionale di rifiuti nello stesso biennio è diminuita di circa l'1,5%, in modo omogeneo tra le macro aree del Nord, Centro e Sud (Figura 5), assestandosi ad un valore di circa 528 kg per abitante [ISPRA, 2013].

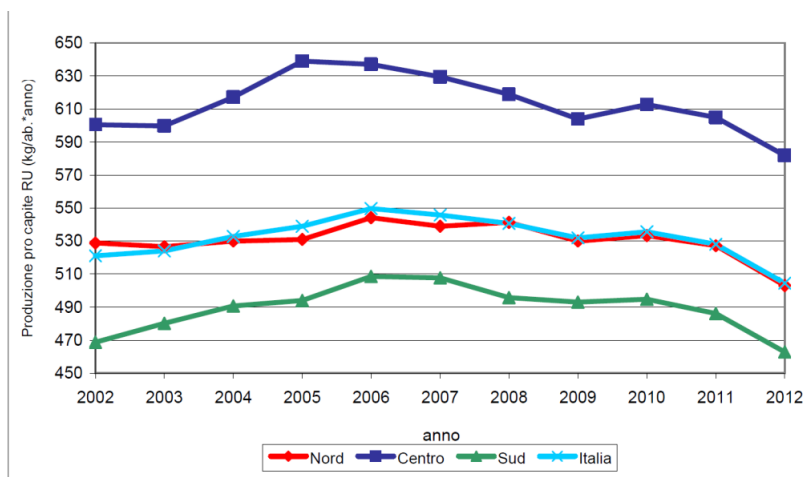


Figura 5 - Produzione pro capite di rifiuti urbani per macro area geografica, anni 2002-2012. [ISPRA, 2013].

A differenza di quanto osservato per la realtà europea, però, in Italia la riduzione della produzione di rifiuti sembra dipendere da un forte legame con il contesto economico più che dall'implementazione di specifiche misure di prevenzione¹⁰.

1.2.2 LA GESTIONE

Il conferimento in discarica rappresenta ancora oggi lo strumento più utilizzato dalla gestione nazionale dei rifiuti urbani, rappresentando il 42,1% del totale (Figura 6); oltre un terzo del RU prodotto viene riciclato¹¹; il 16,9% viene incenerito e l'1,8% utilizzato come fonte di energia in impianti produttivi.

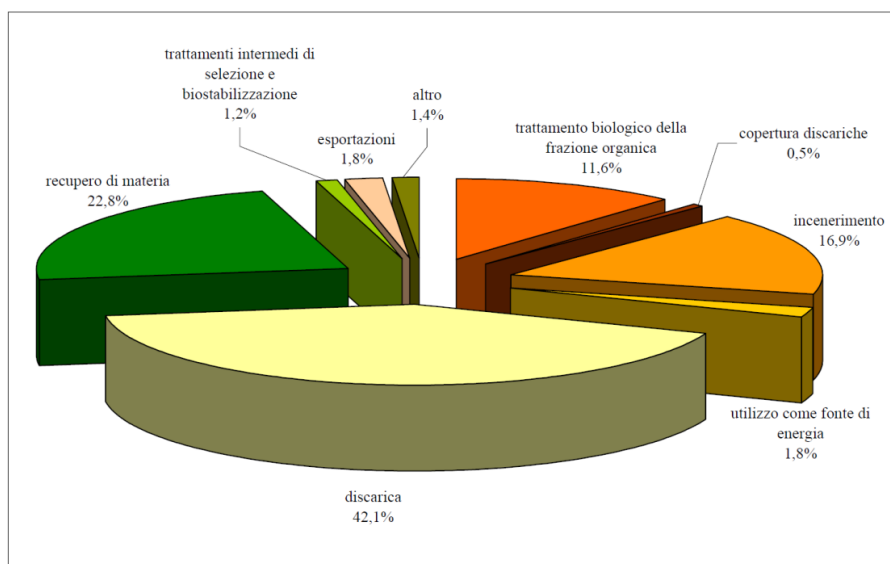


Figura 6 - Gestione dei rifiuti urbani, anno 2011 [ISPRA, 2013].

Lo smaltimento in discarica è diminuito del 12,1% tra il 2010 e il 2011, fenomeno essenzialmente attribuibile all'aumento della raccolta differenziata e all'utilizzo di impianti di trattamento meccanico biologico [ISPRA, 2013]. L'implementazione di un ciclo integrato di gestione dei rifiuti, basato su uno sviluppato parco impiantistico, permette infatti la forte riduzione dell'utilizzo delle discariche. La Lombardia ne rappresenta un perfetto esempio poiché, con una raccolta differenziata pari a circa il 50% e l'incenerimento del 44% dei rifiuti prodotti, conferisce in discarica solo l'8% del totale. Nelle regioni in cui è carente sia il

¹⁰ La correlazione lineare tra produzione di rifiuti urbani e consumi delle famiglie italiane nel periodo 2005-2012 (valori concatenati al 2005) ha mostrato un valore del coefficiente R^2 pari a 0,85 [ISPRA, 2013]

¹¹ Il riciclaggio delle frazioni provenienti da raccolta differenziata e da impianti di trattamento meccanico biologico rappresenta il 34,4% della produzione (11,6% trattamento frazione organica e 22,8% dalle restanti frazioni) al netto degli scarti di lavorazione degli specifici impianti di trattamento [ISPRA, 2013].

sistema di raccolta differenziata sia il quadro impiantistico, si osserva un utilizzo massiccio della discarica; ne sono un esempio il Molise, la Basilicata, la Calabria, la Liguria e il Lazio, con un conferimento in discarica variabile tra il 91% e il 71% dei rifiuti prodotti. Questi numeri evidenziano la necessità di promuovere in tali Regioni una politica volta ad ottimizzare la gestione dei rifiuti urbani attraverso un apparato industriale coerente con le esigenze specifiche.

1.2.3 LE CRITICITA'

Nel 2012 la Commissione europea, all'interno di uno studio sullo stato di fatto della gestione dei rifiuti degli Stati membri¹², ha classificato l'Italia nel gruppo dei Paesi che presentano i maggiori deficit, con forti carenze quali politiche di prevenzione deboli o addirittura assenti, assenza di incentivi alle opzioni di gestione alternative al conferimento in discarica e all'attivazione di azioni utili a realizzare il disaccoppiamento tra produzione di rifiuti e indicatori economici.

Le principali politiche di gestione dei prossimi anni dovranno perciò tenere conto delle priorità individuate a livello europeo, prima tra tutte la riduzione dell'utilizzo delle discariche e il disaccoppiamento tra economia e produzione dei rifiuti.

In un tale contesto possono svolgere un ruolo centrale anche gli impianti di trattamento meccanico biologico¹³ (TMB o MBT) poiché, a patto di far parte di un'accorta gestione integrata, possono concorrere a ridurre l'utilizzo delle discariche e ad accrescere il recupero di materia ed energia dal rifiuto urbano residuo a valle della raccolta differenziata. Il livello di raccolta differenziata è infatti ancora molto distante dagli obiettivi fissati¹⁴ dalla normativa nazionale (Figura 7) e gli impianti TMB possono permettere una riduzione dei potenziali impatti del materiale residuo (RUR¹⁵) ancora smaltito in discarica senza aver subito pretrattamenti. Il principale beneficio ottenibile evitando il conferimento del materiale organico in discarica è la consistente riduzione delle emissioni climalteranti, considerando che le emissioni di metano delle discariche si protraggono per diversi decenni dopo la loro chiusura. In Figura 8 è riportato, Regione per Regione, il quantitativo percentuale del rifiuto

¹² "Screening of waste management performance of EU Member States", luglio 2012. Documento che pone l'accento sulla discrepanza dell'implementazione della Waste Framework Directive (2008/98/CE) nel sistema legislativo degli Stati membri [European Commission, 2012].

¹³ Le tre strategie attualmente adottate per la riduzione del conferimento in discarica del materiale organico sono: l'incenerimento, la raccolta e trattamento differenziato della frazione biodegradabile del rifiuto urbano (BMSW) e i trattamenti meccanico biologici del rifiuto residuo [Scaglia et al, 2011].

¹⁴ Il D.lgs. 152/06 poneva come obiettivo un livello di RD pari al 65% del RU prodotto, da raggiungere entro il 31 dicembre 2012.

¹⁵ Rifiuto Urbano Residuo da raccolta differenziata.

urbano smaltito in discarica che non ha subito alcun trattamento volto a ridurre i potenziali impatti.

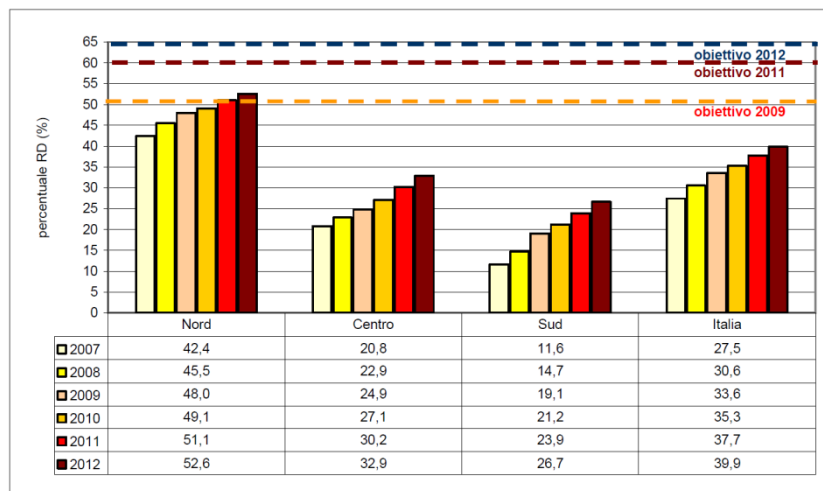


Figura 7 - Raccolta differenziata dei RU, anni 2007-2012 [ISPRA, 2013].

Considerando che gli impianti TMB situati nel Nord, Centro e Sud Italia operano rispettivamente al 67,8%, 58,7% e 70% delle quantità utilizzate [ISPRA, 2013], il conferimento in discarica del rifiuto tal quale e gli impatti ad esso legati potrebbero essere ridotti anche con l'attuale disponibilità impiantistica¹⁶.

Trattandosi di un pretrattamento intermedio della gestione complessiva, l'utilizzo di impianti TMB non può essere slegato dal contesto impiantistico generale e men che meno costituire, da solo, la soluzione al problema rifiuti.

¹⁶ Nel 4° report nell'IPCC, WG3 capitolo 10.4.4, viene affermato che in linea teorica gli impianti TMB, in sostituzione al conferimento in discarica, possono ridurre le emissioni di metano del 90%. Viene poi aggiunto che nella pratica le riduzioni sono inferiori e dipendono dalla specifica tecnologia utilizzata negli impianti.

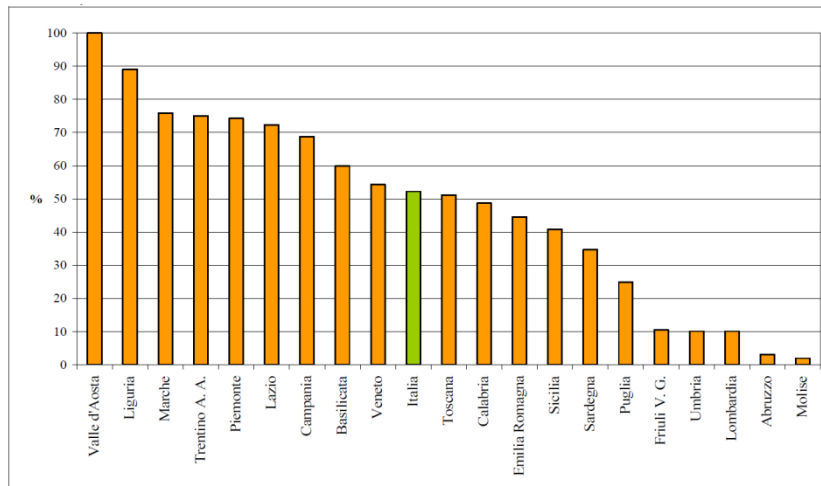


Figura 8 - RU smaltiti in discarica senza aver subito trattamenti di riduzione dei potenziali impatti. Anno 2011 [ISPRA, 2013].

CAPITOLO 2

MBT - IL TRATTAMENTO MECCANICO BIOLOGICO

In seguito alla breve premessa sullo stato di fatto della gestione dei rifiuti europea e nazionale, nel presente Capitolo viene descritto il ruolo degli impianti meccanico biologici all'interno del ciclo integrato, le possibili applicazioni e i principi che ne regolano il funzionamento.

2.1 IL RUOLO DEGLI IMPIANTI TMB NELLA GESTIONE INTEGRATA

Le alternative ormai consolidate di trattamento del rifiuto residuo a valle della raccolta differenziata sono la combustione in termovalorizzatori (per la produzione di energia elettrica e termica) o differenti tipologie di trattamenti meccanico biologici, seguiti dal recupero di materia, di energia e dal conferimento in discarica degli scarti di processo. Non è stato però raggiunto un consenso scientifico su quale sia tra le due la miglior strategia di trattamento in generale [Cimpan, 2013]. Troppo alta è risultata infatti la dipendenza dallo specifico contesto geografico che, a seconda della disponibilità di impianti e della loro distanza¹⁷, può rendere preferibile l'una piuttosto che l'altra ipotesi in alternativa. Un impianto TMB può, ad esempio, essere implementato in bacini in cui la produzione di rifiuti non è sufficiente a giustificare la realizzazione di un termovalorizzatore; al contrario, in un contesto caratterizzato dalla presenza di un termovalorizzatore già integrato nel sistema di gestione locale, la realizzazione di un impianto TMB potrebbe essere ingiustificata.

I vantaggi e gli svantaggi dell'utilizzo di impianti TMB in alternativa al tradizionale incenerimento sono riassumibili nel seguente elenco.

¹⁷ È stato calcolato che l'energia richiesta dal trasporto del rifiuto o dei sottoprodotti richieda tra il 3% e il 9,8% dell'energia recuperata [Cimpan, 2013].

VANTAGGI:

- Incremento del recupero di materia dal rifiuto, principalmente metalli e più raramente plastiche, carta e vetro.
- Estensione dei possibili utilizzi energetici ad impianti industriali più efficienti o in sostituzione a combustibili più “sporchi”, in particolare al carbone nei cementifici e nelle centrali termoelettriche, riducendo gli impatti legati all’emissione di CO₂ fossile e inquinanti (NO_x, CO e polveri) [Grosso, 2012].
- L’utilizzo di CSS¹⁸ in co-combustione in impianti già esistenti permette inoltre di evitare la realizzazione di un apposito impianto dedicato all’incenerimento dei rifiuti e le conseguenti problematiche di accettabilità sociale derivate dall’immissione di una sorgente aggiuntiva di emissioni sul territorio.
- Possibilità di deposito temporaneo del materiale stabilizzato in caso di momentanea impossibilità di ricezione da parte dell’impianto di valorizzazione termica.

SVANTAGGI

- Incrementa la complessità del sistema di gestione dei rifiuti.
- Comporta una parziale perdita dell’energia potenzialmente recuperabile dal rifiuto a causa dei consumi elettrici dell’impianto.
- Tra le uscite contiene degli scarti da conferire in discarica, anche se tale materiale è composto principalmente da inerti dal ridotto impatto potenziale.

Ognuno degli aspetti citati è soggetto ad estrema variabilità da caso a caso, a seconda dell’intensità di trattamento applicato sul rifiuto e delle sue caratteristiche iniziali. Per questo motivo la scelta del trattamento più idoneo non può prescindere da un’approfondita valutazione dei pro e dei contro delle molteplici alternative disponibili (attraverso gli strumenti valutativi, ad esempio analisi LCA).

La presenza degli impianti TMB in Europa si è ormai consolidata negli ultimi 15 anni, a conferma dei vantaggi che possono fornire in determinate realtà territoriali.

In Italia gli impianti TMB sono diffusamente utilizzati come forma di pretrattamento del rifiuto indifferenziato prima dello smaltimento in discarica, dell’incenerimento in forni dedicati o in regime di co-combustione in impianti industriali. Nel primo caso lo scopo principale è quello di incrementare la stabilità biologica del rifiuto e di ridurre la massa, al fine di conferire in discarica un materiale dalla limitata putrescibilità, riducendo così la

¹⁸ Combustibile Solido Secondario, uno dei principali prodotti degli impianti TMB.

produzione di biogas e percolato¹⁹; nel secondo caso invece l'obiettivo del trattamento è l'incremento della "combustibilità" del rifiuto, raggiunta attraverso la riduzione dell'umidità e delle frazioni a basso contenuto energetico, al fine di poterlo utilizzare in termovalorizzatori o in sostituzione ai combustibili tradizionali in specifici settori industriali (in particolare cementifici e centrali termiche a carbone). Va infatti rilevato che nel 2011 il 47% dei rifiuti urbani smaltiti in discarica e il 49% di quelli inceneriti è stato preventivamente sottoposto a trattamento meccanico biologico. È evidente che i differenti destini che interessano i prodotti del trattamento meccanico biologico possono essere raggiunti attraverso diverse modalità di trattamento, più o meno spinte a seconda delle specifiche esigenze.

Nel 2011 il trattamento meccanico biologico ha interessato il 29% circa dei RU prodotti (9,2 milioni di tonnellate di cui l'85% da rifiuti indifferenziati), registrando un incremento rispetto al 2010 del 3,3% [ISPRA, 2013].

2.2 END OF WASTE - Il rifiuto come risorsa

Negli ultimi anni il combustibile derivato da rifiuto sta assumendo un valore sempre maggiore all'interno delle politiche nazionali in merito alla gestione dei rifiuti solidi urbani. È infatti ormai riconosciuto che anche in presenza di una buona raccolta differenziata, permane una frazione residua non riciclabile che può essere trasformata in combustibile [Scotti 2013b].

Al fine di ridurre il conferimento in discarica di tale materiale anche nei contesti privi di inceneritore tradizionale, è stato ritenuto necessario dal Ministero dell'ambiente incoraggiare la produzione di CSS di elevata qualità e aumentare la fiducia dei potenziali utilizzatori di tale materiale, ovvero cementifici e centrali termoelettriche. Un forte segnale in questo senso è stato dato dal recente Decreto Ministeriale 22/2013²⁰ che modifica il D.lgs. 152/06 (il quale classificava il CDR come rifiuto speciale) e "... stabilisce i criteri specifici da rispettare affinché determinate tipologie di combustibile solido secondario (C_{ss}), [...], cessino di essere qualificate come rifiuto" (Articolo 1, comma 1). Tale decreto ha l'obiettivo dichiarato di promuovere l'utilizzo di CSS di elevata qualità in sostituzione ai combustibili convenzionali, con l'intento di "contribuire alla riduzione delle emissioni inquinanti, ivi incluse le emissioni

¹⁹ La vigente normativa italiana, D.Lgs.36/2003 attuazione della Direttiva 1999/31/CE, impone, per il conferimento in discarica del materiale organico, un indice respirometrico dinamico (IRD) inferiore a 1000 mgO₂/kg_{sv} ora. L'indice respirometrico dinamico viene utilizzato come misurazione del livello di attività biologica del materiale organico.

²⁰ D.M. del 14 Febbraio 2013 "Recante disciplina della cessazione della qualifica di rifiuto di determinate tipologie di combustibili solidi secondari (C_{ss}), ai sensi dell'articolo 184-ter, comma 2, del D.lgs. 152/06, e successive modificazioni.

di gas climalteranti, all'incremento dell'utilizzo di fonti energetiche rinnovabili mediante un utilizzo sostenibile a scopi energetici della biomassa contenuta nei rifiuti, ad un più alto livello di recupero dei rifiuti, [...], ad una riduzione degli oneri ambientali ed economici legati allo smaltimento dei rifiuti in discarica, al risparmio di risorse naturali, [...], e all'aumento della certezza d'approvvigionamento energetico".

La classificazione di CSS si basa su tre parametri riconosciuti di importanza strategica dal punto di vista ambientale, tecnologico e economico; quali: il potere calorifico inferiore (parametro economico/commerciale), il contenuto di cloro (parametro tecnologico) e di mercurio (parametro ambientale). Per ognuno di questi tre parametri sono espresse 5 classi di appartenenza²¹ (Figura 9) che determinano la qualità del CSS prodotto (ad esempio CSS-3.2.2.). Solo i lotti che appartengono alle categorie superiori o pari a 3 per il PCI e il cloro e alle categorie superiori o pari a 2 per il mercurio possono essere definiti CSS-combustibile e perdere la qualifica di rifiuto. Vi sono inoltre ulteriori limitazioni emissive che il combustibile deve rispettare per poter essere definito CSS-combustibile, ma per essi non è stata definita una classificazione²². La definizione dei valori limite per le ceneri e l'umidità è infine rimandata a specifici accordi tra produttore e utilizzatore del CSS.

		Classe CSS				
		1	2	3	4	5
PCI (MJ/kg tq)	Media	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Cl (% ss)	Media	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3
Hg (mg/MJ tq)	Mediana	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,5
	80° percentile	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,3	≤ 1

Figura 9 - Classificazione dei CSS secondo la Norma UNI EN 15359:2011 (D.lgs. 205/10). Su sfondo bianco i parametri che definiscono il CSS-Combustibile ai sensi del DM 22 del 14/02/13.

Per ogni lotto prodotto dall'impianto il produttore verifica il rispetto delle caratteristiche di classificazione ed emette una dichiarazione di conformità attraverso la quale il combustibile assume la qualifica di prodotto.

Il CSS prodotto attraverso gli impianti MBT risulta particolarmente adeguato all'utilizzo in regime di co-combustione, ovvero in parziale sostituzione del combustibile tradizionale, in impianti industriali che già utilizzano combustibili di bassa qualità (e ad elevato impatto ambientale) e che sono caratterizzati da una efficiente sistema di trattamento dei fumi di combustione. Per tali ragioni la pratica di combustione viene perlopiù utilizzata nei cementifici e nelle centrali termoelettriche a carbone.

²¹ Definite dalla norma tecnica Uni En 15359 "Solid recovered fuels" (SRF).

²² Dettaglio in tabella 2, allegato 1 del D.M. 22/2013.

Il processo di produzione del cemento, la cui descrizione esula dalle finalità del presente testo, comporta degli ingenti consumi energetici. L'utilizzo di CSS come combustibile alternativo non comporta significative difficoltà tecniche, a patto di non utilizzare un tasso di sostituzione eccessivo, e può comportare dei vantaggi sia economici (per il basso costo del CSS rispetto al carbone) che ambientali:

- L'ambiente fortemente alcalino, grazie alla presenza di CaCO_3 e CaO , permette l'abbattimento dei gas acidi (HCl , HF) direttamente in camera di combustione.
- Le temperature molto elevate del materiale e dei fumi ($1'400-2'000$ °C) e il sequestro di cloro operato dal carbonato di calcio e dall'ossido di calcio, permettono di non avere rilevanti rilasci di diossine al camino.
- L'ambiente fortemente ossidante della camera di combustione comporta un basso rilascio di monossido di carbonio (CO).
- Grazie al ricircolo delle ceneri, inertizzate all'interno del clinker²³, la linea produttiva non presenta scarti solidi o liquidi [Grosso, 2012].

La co-combustione di CSS in centrali termoelettriche a carbone può avvenire in seguito ad un potenziamento delle prestazioni della linea di trattamento fumi. Infatti, anche con un ridotto tasso di sostituzione del carbone, si osserva un considerevole aumento di gas acidi (a causa dei composti clorurati presenti nel CSS) che può rendere necessario un sistema di abbattimento attraverso dosaggio di carbone attivo.

In Figura 10 è riportato un esempio numerico di quanto la co-combustione possa risultare vantaggiosa dal punto di vista dell'emissione di gas climalteranti.

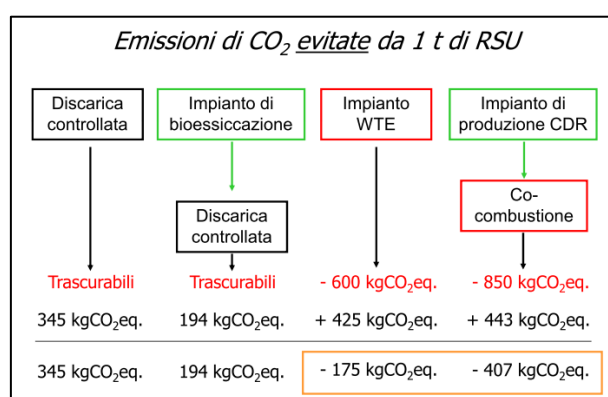


Figura 10 - Indicazioni di massima sulle emissioni di CO₂ derivanti da analisi LCA di 4 possibili trattamenti del RU. In rosso, prima riga, le emissioni evitate rispetto alle condizioni standard; in nero le emissioni prodotte e infine le emissioni nette. [Grosso, 2012].

²³ Uno dei principali componenti del cemento.

2.3 LA TECNOLOGIA DI FUNZIONAMENTO

Come anticipato, i processi di trattamento meccanico biologico consistono in un pretrattamento del rifiuto urbano e per questo motivo rappresentano una prima fase dell'intera filiera di gestione, propedeutica alle successive. Andando a costituire un aggravio energetico, ambientale ed economico, l'implementazione di tali impianti necessita di un'attenta valutazione che ne giustifichi la necessità in base al contesto specifico.

Una linea di pretrattamento dei rifiuti è composta da una molteplicità di operazioni eseguite in serie, di natura meccanica o biologica. I processi biologici hanno il duplice scopo di ridurre la putrescibilità della frazione organica del materiale (e i conseguenti impatti potenziali) e il contenuto idrico complessivo (incremento delle proprietà combustibili); in particolare viene sfruttato il calore rilasciato dalla degradazione biologica delle componenti organiche in condizioni aerobiche. Se lo scopo principale è il raggiungimento della stabilità biologica, il processo viene definito *biostabilizzazione*²⁴; se invece lo scopo primario è la riduzione dell'umidità si tratta di *bioessiccazione*. I processi meccanici hanno invece lo scopo di isolare le frazioni merceologiche costituenti il rifiuto di partenza, in particolare metalli e inerti, in modo da ricavare in uscita un materiale dalle caratteristiche ottimali per l'utilizzo come combustibile.

Per gli argomenti trattati nel presente testo è stato ritenuto opportuno concentrarsi sugli impianti TMB realizzati per la produzione di combustibile, tralasciando la descrizione di quelli destinati alla sola riduzione dell'attività biologica del rifiuto da smaltire in discarica.

Gli impatti generati dal pretrattamento dei rifiuti negli impianti TMB si concentrano principalmente sul comparto aria, a causa del rilascio di composti organici volatili (COV) prodotti dalla fermentazione aerobica, di cataboliti ridotti (H_2S , NH_3 e CH_4) prodotti dalle sacche anaerobiche e di particolato generato dai trattamenti meccanici. Vi è inoltre l'impatto legato alla proliferazione di insetti nella vasca di bioessiccazione. Per ovviare a tali impatti, tutte le operazioni sono effettuate in locali chiusi, in modo da evitare emissioni incontrollate in atmosfera. L'aria di processo viene quindi trattata per mezzo di sistemi di tipo biologico (biofiltri), chimico-fisico (torri di lavaggio o sistemi di adsorbimento) o termico (combustione termica o catalitica). Gli impatti riscontrati sui comparti acqua e suolo, se l'impianto è gestito opportunamente, sono sostanzialmente nulli [Grosso, 2013]. I liquidi percolati dall'impianto sono infatti, di norma, riciccolati all'interno della vasca di bioessiccazione o smaltiti in opportuni impianti di trattamento.

Le possibili combinazioni di una linea di pretrattamento meccanico biologico sono praticamente infinite. A seconda delle caratteristiche del rifiuto in ingresso all'impianto e alla destinazione del prodotto finale, viene progettata l'architettura d'impianto più idonea. La

²⁴ Pretrattamento solitamente effettuato a monte del conferimento in discarica.

progettazione dell'impianto tiene necessariamente conto anche degli aspetti economici, legati principalmente ai consumi energetici dei macchinari impiegati e al costo di smaltimento degli scarti del processo.

Gli impianti TMB sono classificati in due categorie a seconda che il processo di bioessiccazione venga effettuato sull'intera massa entrante o solo sulla frazione più umida, separata meccanicamente attraverso una vagliatura; si parla rispettivamente di *impianti a flusso unico* o a *flusso separato*.

Gli impianti TMB a **flusso unico** sottopongono, in seguito ad una leggera triturazione con funzione di lacerasacchi, l'intera massa di rifiuto al processo di bioessiccazione. Questa fase prevede il deposito del RUR nella vasca di bioessiccazione, isolata dall'esterno, nella quale il rifiuto viene attraversato da aria ambiente, grazie al supporto di appositi ventilatori, al fine di agevolare la degradazione aerobica della componente organica. L'aria di processo, prima di essere liberata in atmosfera, viene trattata, di norma, attraverso un biofiltro per la rimozione dei composti organici volatili e la riduzione delle componenti odorogene.

L'esotermia dell'attività microbica che si sviluppa provoca un innalzamento della temperatura del rifiuto (circa 50-60°C) e l'evaporazione di parte dell'acqua contenuta [Scotti 2013a].

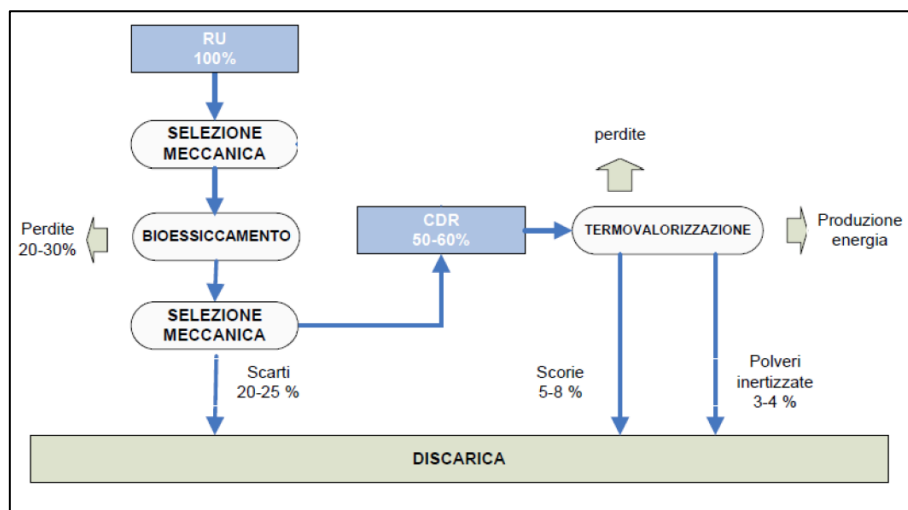


Figura 11 - Schema di massima di un impianto TMB a flusso unico [Speranza, 2012]

Il materiale uscente dalla fase di bioessiccazione (7-15 giorni), che prende il nome di *bioessiccato*, viene quindi soggetto ad un processo di selezione meccanica e di adeguamento dimensionale delle frazioni energeticamente più interessanti, di rimozione degli scarti e di estrazione dei materiali recuperabili. Tali risultati sono possibili grazie all'utilizzo di macchinari che effettuano operazioni elementari che, adeguatamente combinate, permettono

il raggiungimento di elevate efficienze di separazione. Un esempio numerico, del tutto qualitativo, del bilancio di massa di un impianto a flusso unico è riportato in Figura 11.

Negli impianti a **flusso separato** viene effettuata una separazione dimensionale del rifiuto preventivamente sottoposto ad una leggera triturazione (lacerasacchi). In questo modo la frazione secca, rappresentata dal sovrvallo, viene separata e lavorata meccanicamente al fine di produrre un combustibile; la frazione umida invece, contenuta nel sottovaglio, viene sottoposta a stabilizzazione biologica e va a costituire la FOS (Frazione Organica Stabilizzata), materiale destinato principalmente a smaltimento in discarica controllata (Figura 12).

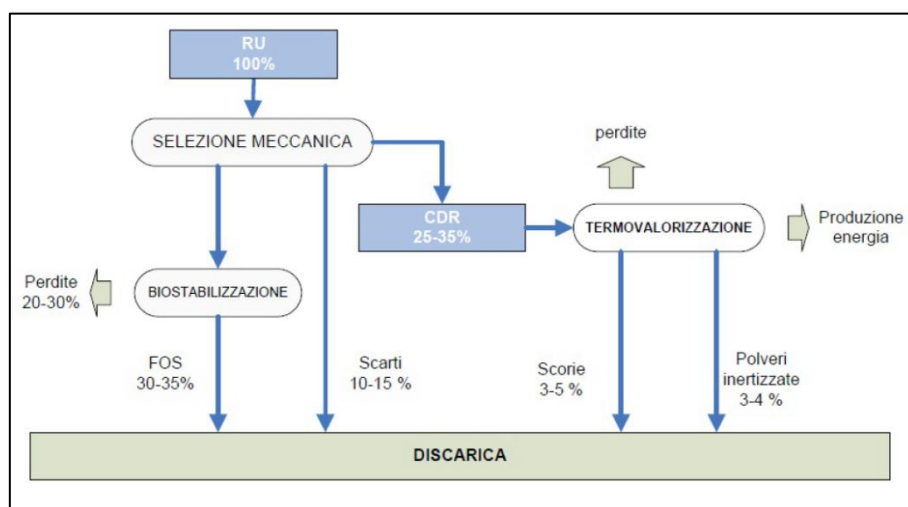


Figura 12 - Schema di massima di un impianto TMB a flussi separati. [Speranza, 2012].

Gli impianti a flusso separato hanno visto numerose applicazioni in Italia negli anni '80 e '90 ma stanno progressivamente cedendo il passo agli impianti a flusso unico a causa delle prestazioni più elevate che essi garantiscono, in particolare:

- L'assenza di produzione di FOS che, per la sua natura perlopiù organica, rappresenta un materiale dalla difficile gestione.
- L'ottenimento di un combustibile dalla elevata stabilità biologica che ne permette, eventualmente, lo stoccaggio temporaneo.
- Una maggiore resa in massa di combustibile; circa il 50% contro il 30-35% dei sistemi a flusso separato [Grosso, 2013].
- L'igienizzazione dell'intera massa trattata. Il mantenimento del rifiuto ad una temperatura di circa 55-65°C permette la disinfestazione dei principali patogeni presenti nel materiale, quali batteri, virus e uova di elminti²⁵ [Gorietti et al, 2007; Polprasert, 2007]. Come si può osservare in Figura 13, è sufficiente

²⁵ Vermi parassiti.

che la temperatura si mantenga ad un valore di 50°C per un periodo di poco superiore alle 24 ore per garantire la morte di tutti i patogeni potenzialmente contenuti nel RU.

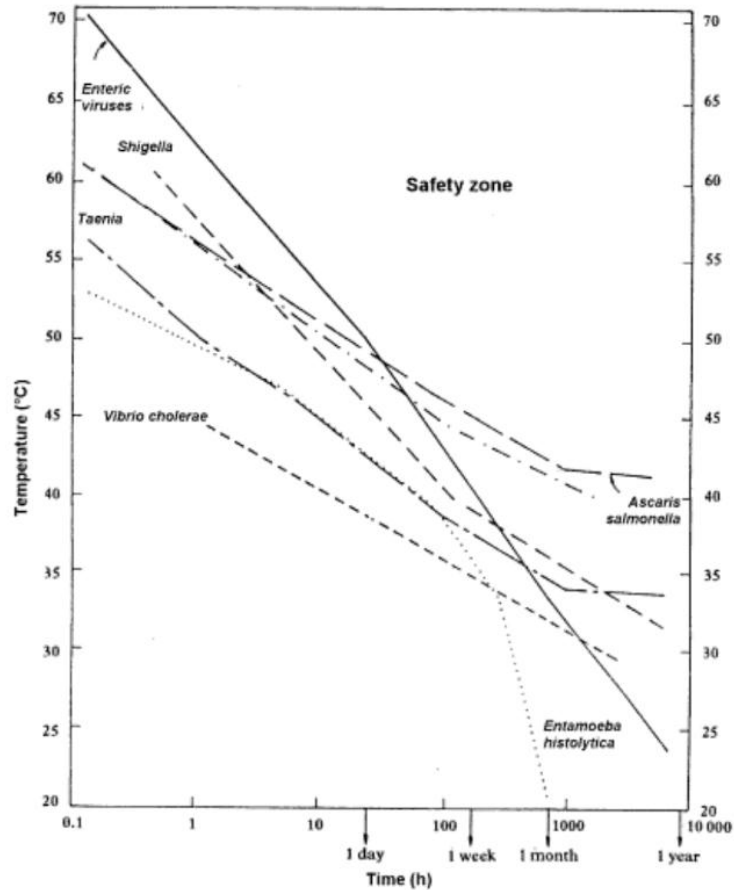


Figura 13 - Influenza della temperatura e del tempo di permanenza nell'eliminazione degli agenti patogeni. [Polprasert, 2007].

Viste le specificità dei trattamenti possibili e l'eterogeneità del rifiuto di partenza, al fine di ridurre al minimo gli impatti ambientali e di salvaguardare la salute e la sicurezza degli operatori e dei cittadini, è indispensabile che gli impianti TMB siano realizzati adottando tutti gli accorgimenti progettuali necessari. A questo scopo sono state definite, all'interno della Direttiva 96/61/CE, le migliori tecnologie disponibili in merito alle differenti tipologie impiantistiche di diversi settori, quali le BAT (Best Available Technology), al fine di regolamentare gli obblighi degli operatori industriali in relazione alla prevenzione e al controllo dell'inquinamento. L'individuazione delle BAT, definite in specifici documenti tecnici, avviene attraverso regolari scambi d'informazioni tra i comitati tecnici degli Stati membri UE. L'applicazione delle BAT per la realizzazione di nuovi impianti TMB non costituisce obbligo di legge, ma è ormai diventato pressoché indispensabile per ottenere le autorizzazioni necessarie e per garantire un'elevata qualità prestazionale.

I trattamenti che vengono realizzati negli impianti TMB sono suddivisibili in due fasi ben distinte; la bioessiccazione e la raffinazione meccanica. Nel seguito del presente Paragrafo viene riportata una breve descrizione di queste due fasi.

2.3.1 LA BIOESSICCAZIONE

La bioessiccazione effettuata all'interno degli impianti TMB consiste, nella maggioranza dei casi, in una variazione del noto processo di compostaggio. Come già anticipato, all'interno della vasca di bioessiccazione l'energia termica liberata dalla decomposizione delle componenti putrescibili, combinata con un'areazione forzata, permette l'evaporazione di parte del contenuto idrico del rifiuto. A differenza del processo di compostaggio classico, finalizzato alla produzione di materiale utilizzabile come ammendante organico in agricoltura, la bioessiccazione del RUR persegue l'obiettivo di pretrattare il materiale nel più breve tempo possibile, per ottenere delle elevate proprietà combustibili. Infatti una degradazione prolungata delle componenti organiche porta ad un buon livello di stabilizzazione biologica ma, al contempo, causa una consistente perdita di carbonio organico, riducendo sia il potere calorifico che il contributo CO₂ neutro ottenuto dalla combustione del combustibile ricavato.

Delle buone proprietà combustibili vengono perciò raggiunte attraverso [Velis et al, 2009]:

- L'incremento del potere calorifico, ottenuto massimizzando la rimozione di acqua e minimizzando la perdita di energia contenuta nei composti organici (bassa biostabilizzazione). Più lungo è il tempo previsto di stoccaggio del bioessiccato prima di essere avviato a combustione, maggiore deve essere la stabilizzazione biologica, a scapito del contenuto energetico.
- La conservazione della gran parte del contenuto biogenico, CO₂ neutro.
- La riduzione dell'adesività delle particelle, poiché ciò rende più agevole la successiva lavorazione del prodotto bioessiccato.

2.3.1.1 IL PROCESSO AEROBICO E LE DIPENDENZE DI PROCESSO

Le reazioni aerobiche che si sviluppano nel reattore sono ossidative ed esotermiche; in particolare le frazioni organiche più putrescibili vengono ossidate ed evolvono verso una struttura più stabile, mentre quelle più resistenti vengono concentrate [Adani et al, 2004].

I microorganismi responsabili della degradazione sono batteri, funghi e attinomiceti. Le reazioni che si sviluppano sono molteplici, complesse e difficilmente descrivibili con precisione, specialmente in un materiale eterogeneo quale il rifiuto urbano; l'attività di rottura dei legami molecolari coinvolge infatti percorsi intermedi differenti, ad esempio [Polprasert, 2007]:

PROTEINE → PEPTIDI → AMMINOACIDI → COMPOSTI AMMONICI → BATTERI,
AZOTO E AMMONIACA

oppure

CARBOIDRATI → ZUCCHERI SEMPLICI → ACIDI ORGANICI → CO₂ E BATTERI

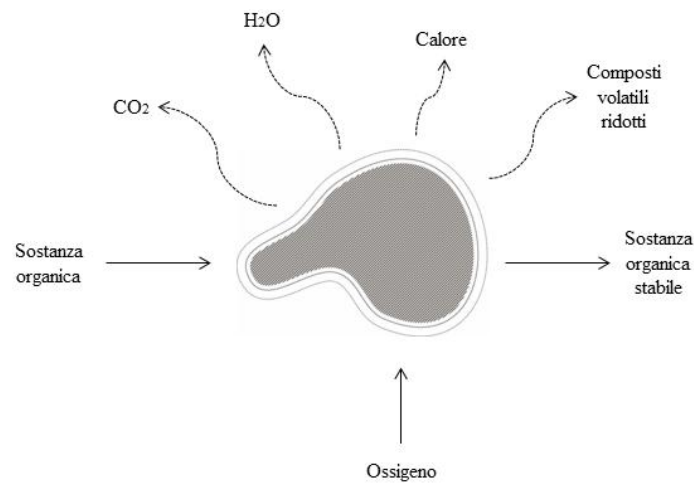


Figura 14 - Schematizzazione del processo di degradazione allo stato solido.

Non essendo disponibile una descrizione di dettaglio alla micro scala dei processi biochimici che hanno luogo durante la degradazione [Polprasert, 2007; Velis et al, 2009], solitamente sono utilizzate delle reazioni riassuntive del tipo:



Nel complesso parte della sostanza organica viene ossidata e produce anidride carbonica, acqua, calore, nuova biomassa microbica e composti organici volatili in tracce (Figura 14).

Le reazioni biologiche avvengono sul biofilm, ovvero il sottile strato trifasico (solido, liquido e gassoso) esterno alle singole particelle organiche sul quale convivono tutti gli elementi indispensabili quali acqua, microorganismi, sostanza organica e ossigeno.

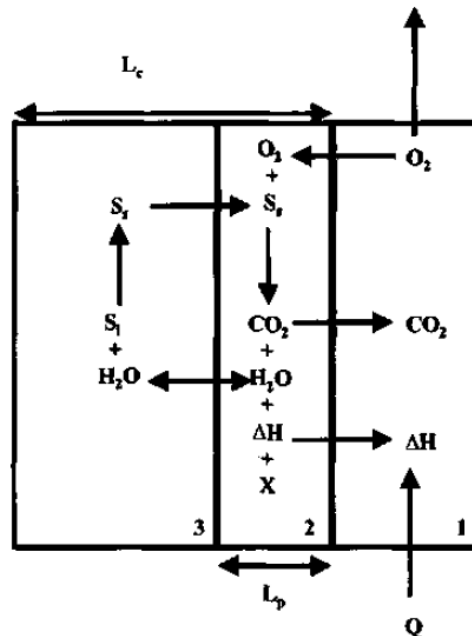


Figura 15 - Rappresentazione schematica del sistema trifasico attivo sul biofilm della particella di rifiuto [Adani et al, 2004]. La zona 1 rappresenta la fase gassosa, che funge da sorgente di ossigeno O_2 e da serbatoio di biossido di carbonio CO_2 e calore ΔH . L'area 2 rappresenta la porzione aerobica in cui il substrato solubile S_s viene ossidato in anidride carbonica, calore, acqua e nuova biomassa X . La regione 3 rappresenta infine la regione anaerobica, nella quale il substrato insolubile S_i viene solubilizzato e reso disponibile per la degradazione aerobica.

Come osservabile in Figura 15, l'ossigeno non penetra interamente nel biofilm, generando una porzione anaerobica. In questo strato il materiale organico solubilizzato viene trasformato, attraverso fermentazione anaerobica, in composti dal ridotto pH, quali gli acidi grassi volatili. I prodotti della fermentazione, assieme al rimanente materiale organico idrolizzato, migrano verso lo strato aerobico nel quale vengono ossidati in CO_2 e H_2O [Adani et al, 2004; Ubbiali, Adani 2004]. Se l'aerazione permette l'apporto di un sufficiente quantitativo di O_2 , la degradazione avviene completamente, evitando il rilascio di metaboliti e acidi grassi particolarmente odoriferi.

Durante la bioessiccazione del rifiuto si verifica perciò una perdita sia di acqua che di sostanza organica. Il rapporto tra queste due grandezze, come viene esposto nel seguito del presente lavoro, è molto variabile da impianto ad impianto, soprattutto a causa dello specifico valore di temperatura e portata dell'aria forzata. Come ampiamente dimostrato in

letteratura [Calcaterra, Adani, 2004; Adani, 2002; Velis et al, 2009] è possibile intervenire sulle cinetiche di degradazione, ottenendo un'essiccazione più spinta a scapito della stabilità biologica, intervenendo sulla potenza dei ventilatori dell'aria forzata; infatti, con portate d'aria molto elevate, è possibile ottenere una maggiore perdita d'acqua con una bassa ossidazione della componente organica. Adani et al (2002) hanno verificato che sottoporre il rifiuto ad una degradazione a temperature elevate (60-70°C), corrispondente a basse portate d'aria (6-12 l_{aria} per kg di TS all'ora), comporta un'elevata perdita di solidi volatili organici e una ridotta perdita idrica; al contrario una temperatura ridotta (45°C), ottenuta tramite un'elevata ventilazione (23 l_{aria} per kg di TS all'ora circa), limita l'ossidazione della frazione putrescibile favorendo la perdita di umidità. Questo fenomeno è dovuto al fatto che la perdita di massa idrica per evaporazione è causata da una combinazione del tasso di ventilazione, del calore rilasciato dall'esotermia dell'aerobiosi e dalla temperatura dell'aria di processo, poiché essa influenza a sua volta la capacità dell'aria di contenere acqua. Da tale studio si comprende quanto la biostabilizzazione e la bioessiccazione siano inversamente correlate; una veloce bioessiccazione con elevata portata d'aria determina una bassa stabilità biologica del prodotto e vice versa. Ne consegue che se l'obiettivo del processo fosse la stabilizzazione biologica per il conferimento in discarica, sarebbe opportuno massimizzare il consumo di sostanza organica attraverso alte temperature e basse portate d'aria; se invece l'obiettivo fosse la produzione di combustibile, sarebbe preferibile massimizzare l'essiccazione a basse temperature e ad elevate portate d'aria, tenendo comunque conto che per far fronte ad eventuali depositi temporanei del bioessiccato è necessario raggiungere un valore di stabilità biologica accettabile, da valutare caso per caso. Il valore di temperatura nominale più diffuso negli impianti si aggira infatti tra i 50 e i 62°C, tale da garantire una adeguata essiccazione in 7-15 giorni di trattamento pur mantenendo un alto contenuto di frazione organica (CO₂ neutra) all'interno del CSS prodotto [Velis et al 2009].

Mediamente nelle applicazioni industriali, della durata di 7-14 giorni, si osserva una perdita del 50-60% della materia organica degradabile, pari a circa il 2-5% della massa totale di rifiuti trattati. Fermo restando la variabilità compositiva del rifiuto urbano (variazioni giornaliere e stagionali), le tecnologie più recenti permettono di ottenere, da un materiale con un'umidità pari a circa il 40%, un bioessiccato con umidità inferiore al 20%, attraverso una perdita del 25-30% della massa iniziale [Calcaterra, Adani 2004].

I parametri che regolano i processi di degradazione aerobica allo stato solido sono numerosi ed è facile comprendere quanto una loro piccola variazione possa modificare le cinetiche di reazione in maniera rilevante. Al fine di comprendere in che misura i parametri impiantistici influenzino le cinetiche di reazione, sono di seguito elencate le principali dipendenze che è necessario monitorare al fine di garantire e mantenere le condizioni ottimali di vita dei microorganismi aerobi, ovvero:

- Temperatura del substrato.

La dipendenza della reazione dalla temperatura, come anticipato in precedenza, viene sfruttata per ottenere un materiale bioessiccato adatto al suo utilizzo finale.

Durante le prime ore di processo la temperatura incrementa sino ad assestarsi per alcuni giorni attorno a valori pari a 50-60°C, per poi avvicinarsi gradualmente alla temperatura dell'aria esterna, segnale che la degradazione ha rallentato fortemente la sua cinetica [Tambone et al, 2004]. Al di là della scelta progettuale, è fondamentale mantenere la temperatura del rifiuto all'interno dell'intervallo ammesso dalle esigenze di sopravvivenza dei microorganismi. La regolazione negli impianti TMB avviene principalmente attraverso la portata d'aria che, per mezzo dell'asportazione di calore, permette di esercitare un controllo sulla temperatura del rifiuto e sull'andamento del processo in generale [Velis et al, 2009].

- Disponibilità di materia organica degradabile.

La presenza di materiale organico rappresenta la condizione necessaria per la bioessiccazione del rifiuto urbano. Esso rappresenta il "combustibile" del processo in quanto rende possibile il metabolismo dei microorganismi aerobi. Il trattamento di un rifiuto caratterizzato da un modesto contenuto di materiale organico potrebbe non trovare giustificazione, a causa della ridotta perdita di peso che subirebbe a fronte di un ingente consumo energetico dell'impianto, pressoché inalterato rispetto alle condizioni standard.

- Disponibilità idrica sul biofilm.

La presenza di acqua rappresenta il parametro più importante per il processo di bioessiccazione [Velis et al, 2009]. L'acqua è infatti indispensabile per la solubilizzazione dei nutrienti organici. Il valore di umidità che massimizza la cinetica di degradazione è compreso tra il 50% e il 60%, mentre la mancanza di acqua determina un forte rallentamento dell'attività microbica. Sebbene non sia stato identificato il minimo valore di umidità del materiale al di sotto del quale la degradazione risulta inibita, per valori inferiori al 20% la degradazione risulta estremamente limitata [Polprasert, 2007].

- Disponibilità di ossigeno.

L'ossigeno è l'elemento fondamentale per la vita dei microorganismi aerobi, come si può dedurre dal loro stesso nome. L'eventuale carenza di ossigeno, soprattutto nelle prime fasi del processo nelle quali la disponibilità di sostanza

organica putrescibile è massima, comporta una parziale degradazione anaerobica; la principale conseguenza consiste nella produzione di acidi organici e inorganici. Un accumulo di tali acidi può comportare un abbassamento del pH a valori inferiori a 5, causando l'arresto del processo [Tambone et al, 2004]. Dalla misurazione del pH del bioessiccato è quindi possibile stabilire se il processo è condotto con un apporto di ossigeno sufficiente.

La disponibilità di ossigeno sul substrato dipende principalmente da altri due fattori, ovvero il tasso di aerazione e la resistenza all'aria della matrice soggetta a trattamento.

Oltre che per il controllo della temperatura e per la rimozione del vapore acqueo, il sistema di aerazione risulta fondamentale per la fornitura dell'ossigeno stechiometricamente necessario alla decomposizione aerobica. Numerosi studi in merito hanno però dimostrato che la portata necessaria per la rimozione del vapore acqueo è superiore alle esigenze stechiometriche di circa 6-10 volte [Velis et al, 2009]. Per questo motivo la portata d'aria non rappresenta una limitazione alla disponibilità di ossigeno sul biofilm.

La porosità e il livello di compattamento del rifiuto determinano il grado di resistenza nei confronti del flusso di aria forzata. Le proprietà fisiche del rifiuto rappresentano perciò un aspetto critico per l'ottimizzazione del sistema, tanto che, nella maggioranza dei casi, il rifiuto viene tritato a circa 150-300 mm prima di essere posizionato in vasca di bioessiccazione, in modo da ridurre al minimo la resistenza all'aria.

A seguito del processo di bioessiccazione tutte le operazioni meccaniche eseguite sul rifiuto possono avvenire in condizioni sanitarie ed ambientali molto migliori rispetto al caso che non prevede l'essiccamento preliminare. Il bioessiccato risulta infatti poco odorifero, parzialmente igienizzato, omogeneo e più semplice da separare nelle diverse componenti al fine di produrre CSS.

2.3.1.2 IL PROCESSO DI ESSICCAZIONE BIOCUBI®

Prima di passare ad una breve descrizione della fase di raffinazione meccanica è necessario approfondire la tecnologia di bioessiccazione utilizzata da A2A Ambiente (già Ecodeco) nei suoi impianti, ovvero il processo BIOCUBI®, poiché caratteristico dei casi di studio analizzati nella presente Tesi.

Il processo brevettato BIOCUBI® è stato implementato da Ecodeco nel primo impianto MBT operativo in Europa (1996) [Velis et al, 2009]. Gli impianti MBT realizzati da A2A Ambiente prendono il nome di “Intelligent Transfer Station” (ITS®) e sono installati in Italia, Spagna e Inghilterra.

Tale tecnologia viene perlopiù impiegata in impianti MBT a flusso unico. Attraverso il calore liberato dalla degradazione aerobica della frazione putrescibile, il rifiuto viene essiccato e igienizzato.

Il rifiuto alimentato viene preliminarmente triturato ad una pezzatura di circa 200-300 mm, con lo scopo di omogeneizzare il materiale e di incrementare la permeabilità all’aria per favorire la degradazione aerobica. Il materiale triturato viene quindi posizionato nella vasca di bioessiccazione, situata all’interno di un capannone chiuso, da un sistema di carico automatico dotato di benna montata su carroponete. La vasca di bioessiccazione è suddivisa in una rete virtuale che fornisce in continuo informazioni alla sala controllo. La fornitura di aria avviene attraverso un sistema di aspirazione posizionato sul fondo della vasca di bioessiccazione. La portata d’aria viene modulata automaticamente in relazione alla temperatura dell’aria esausta uscente dal capannone (esempio in Figura 16). Per ottimizzare il processo la temperatura viene mantenuta al di sotto dei 60°C e, per un periodo di tempo più lungo possibile, entro l’intervallo 40-60°C.

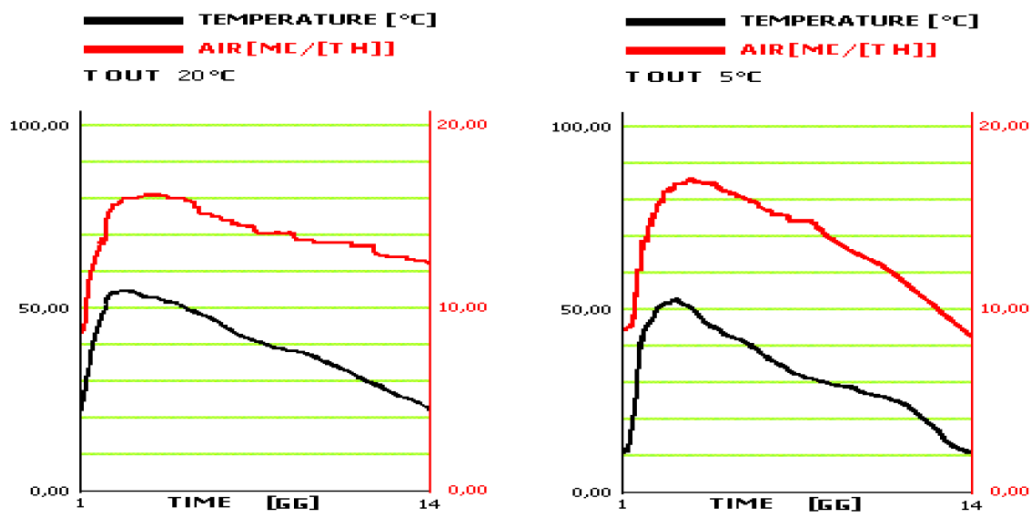


Figura 16 - Esempio di legame tra temperatura del rifiuto e portata d'aria aspirata dai ventilatori. [Scotti, 2013c].

A seguito della permanenza in vasca per un periodo di 12-15 giorni, il materiale bioessiccato viene trattato meccanicamente per recuperare il maggior quantitativo di materiale e per ottimizzare il successivo recupero energetico; in assenza di una fase di raffinazione, il materiale può essere smaltito in discarica controllata, garantendo un ridotto impatto potenziale grazie all’elevato grado di stabilità biologica raggiunto.

Come rappresentato in Figura 18, l'aspirazione d'aria, condotta dai ventilatori situati al di sotto della griglia sulla quale sono posizionati i cumuli di rifiuti, permette di mantenere il capannone in leggera depressione rispetto all'ambiente esterno. In tal modo il rilascio di cattivi odori ed insetti è ridotto al minimo. L'aria aspirata, ricca di composti organici volatili e altre molecole odorogene²⁶, viene trattata tramite un biofiltro. Esso è composto da uno strutturante di origine vegetale che funge da supporto per una degradazione aerobica degli inquinanti presenti. Le efficienze di abbattimento garantite dal biofiltro sono molto elevate (Figura 17) a fronte di un costo di gestione sostanzialmente ridotto.

Gruppo di sostanze	Efficienza del biofiltro (%)
Aldeidi, alcani	75
Alcoli	90
AOX, idrocarburi aromatici (benzene)	40
Idrocarburi aromatici (toluene, xilene)	80
NM/VOC	83
PAK, PCB, PCDD/F	40
Odori	95-99

Figura 17 - Efficienze di rimozione del biofiltro in impianti MBT. [Grosso, 2013].

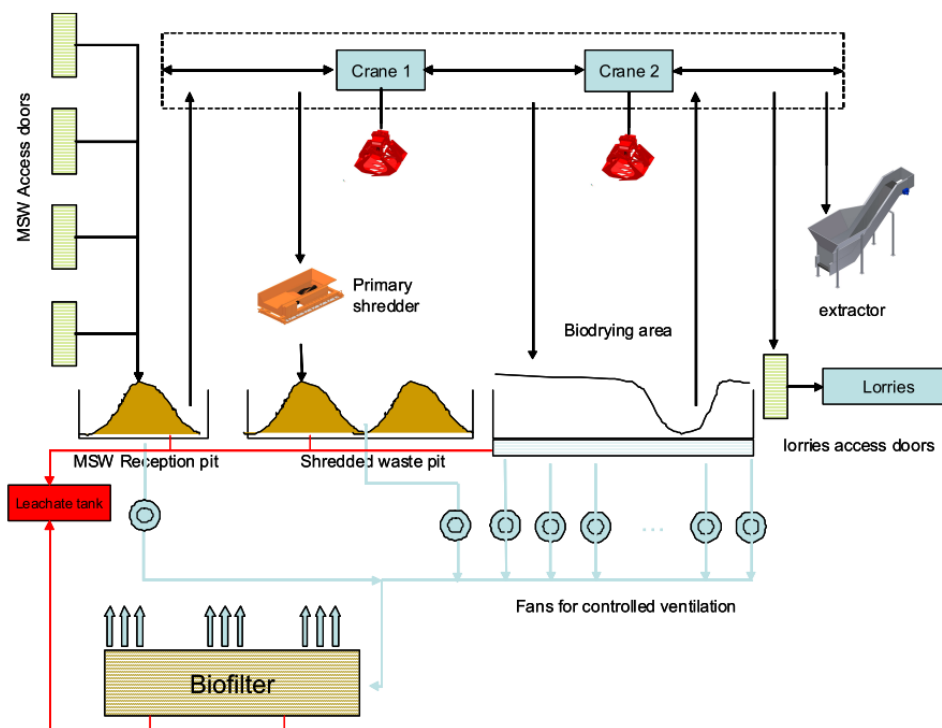


Figura 18 - Schematizzazione del processo BIOCUBI®. [Scotti, 2013c].

²⁶ Composti inorganici (H₂S, NH₃) ed organici, sia alifatici che aromatici (acidi, alcoli, idrocarburi, etc.).

I liquami prodotti dalla degradazione aerobica che ha luogo nella vasca di bioessiccazione e nel biofiltro sono raccolti da un sistema di scarico e riciclati sul materiale o inviati a trattamento in impianti dedicati (Figura 18).

2.3.2 LA RAFFINAZIONE MECCANICA

La fase di raffinazione meccanica rappresenta il passaggio fondamentale per dividere il materiale bioessiccato in combustibile utilizzabile in impianti di valorizzazione energetica, in materiale riciclabile e negli scarti di processo da smaltire in discarica controllata. La linea di trattamento è costituita da una successione di unità di processo che, singolarmente, realizzano delle operazioni relativamente semplici, ma dalla combinazione delle quali vengono raggiunte delle prestazioni estremamente elevate e dei prodotti dalle caratteristiche ottimali per il loro utilizzo successivo. Lo scopo principale del trattamento è perciò quello di separare dal materiale bioessiccato le componenti riciclabili e quelle indesiderate, in modo da migliorare le caratteristiche energetiche, di trasportabilità e di stoccabilità del combustibile prodotto. Le possibili realizzazioni impiantistiche sono innumerevoli, data l'elevata disponibilità di macchinari; l'architettura dell'impianto (il numero e la tipologia di unità di trattamento e la loro disposizione) è funzione delle caratteristiche del rifiuto da trattare e della destinazione dei prodotti del processo.

Le principali operazioni che vengono effettuate sul rifiuto sono raggruppabili in due categorie, la *riduzione dimensionale* e la *separazione* nelle differenti componenti. Nel caso in cui il combustibile prodotto debba essere trasportato per distanze considerevoli, possono essere effettuate delle operazioni di *compattazione*, finalizzate alla riduzione delle spese di movimentazione e trasporto.

Trattando il rifiuto con le migliori tecnologie disponibili, possono essere minimizzati i costi di smaltimento e trasporto e massimizzati i ricavi generati dalla vendita dei materiali recuperati. I macchinari devono essere selezionati e combinati con estrema cura, in modo da ottenere il miglior risultato auspicabile.

Per agevolare la comprensione degli argomenti che vengono trattati nella presente Tesi, viene di seguito fornita una breve descrizione delle principali unità di trattamento che compongono una linea di raffinazione meccanica.

2.3.2.1 LA RIDUZIONE DIMENSIONALE

La riduzione dimensionale viene effettuata per ridurre la pezzatura dei materiali al fine di agevolare le operazioni successive, basate sulle proprietà fisiche e meccaniche. Le

principali tipologie di macchinari utilizzati sono: mulini a martelli, tranciatrici a cesoie e trituratori a coclee, la cui descrizione dettagliata esula dalle finalità della Tesi.

I mulini a martelli (Figura 19) frantumano il materiale grazie ai ripetuti urti generati dalle elevate velocità di rotazione dell'albero sul quale sono fissati i martelli (1000-2000 giri al minuto). Le tranciatrici a cesoie (Figura 20), caratterizzate da una velocità di rotazione intermedia (50-200 giri al minuto) riducono le dimensioni delle componenti attraverso l'attività delle lame affilate. Infine i trituratori a coclee sibrano i componenti di dimensione considerevole per mezzo di una rotazione lenta (<100 giri al minuto) [Grosso, 2013].

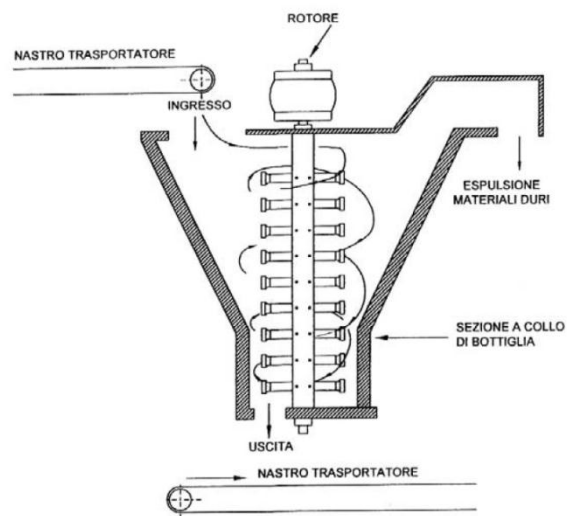


Figura 19 - Mulino a martelli con albero verticale [Grosso, 2013]. Presenta consumi elettrici elevati in ragione della velocità di rotazione. Permette di raggiungere pezzature ridotte (<50mm).

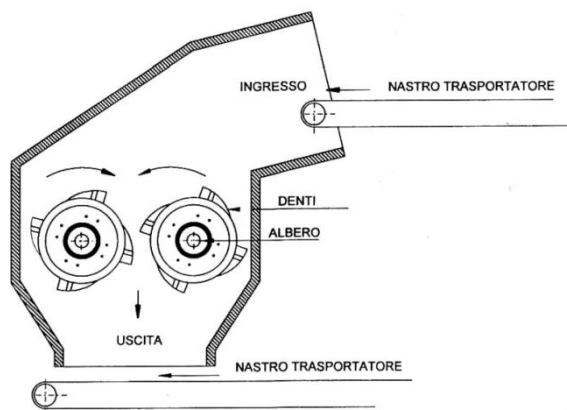


Figura 20 - Tranciatrice a cesoie [Grosso, 2013]. Il più delle volte utilizzato con funzione di lacerasacchi.

I macchinari di riduzione dimensionale vengono scelti e dimensionati sulla base della portata del rifiuto da trattare e della pezzatura richiesta in uscita.

2.3.2.2 LA SEPARAZIONE DEI FLUSSI

La separazione dei materiali presenti nel rifiuto viene effettuata da macchinari che ne sfruttano le proprietà fisico-meccaniche, quali la dimensione, la densità, la resistenza aerodinamica, il magnetismo, la conduttività elettrica e lo spettro di emissione elettromagnetica.

La **Separazione Dimensionale** è l'operazione più comune ed è sempre presente in una linea di raffinazione meccanica. Essa permette la separazione del materiale fine, nel quale si concentrano le componenti organiche ed inerti (dalla elevata umidità e dal ridotto contenuto energetico), da quello grossolano, più interessante ai fini della produzione di combustibile. Nella maggioranza degli impianti a flusso unico, la separazione dimensionale viene eseguita come prima operazione a valle della bioessiccazione, ed il sottovaglio, già stabilizzato ed essiccato, viene inviato a smaltimento poiché caratterizzato da materiale poco interessante. Le tipologie di macchinari disponibili per la separazione dimensionale sono i *vagli a tamburo*, i *vagli a disco* e i *vibrovagli*.

I primi (Figura 21), di forma cilindrica, effettuano la separazione attraverso i fori presenti sulle pareti ed il movimento rotazionale a cui sono soggetti. Le particelle più piccole vengono setacciate e raccolte nelle rispettive tramogge.

I vagli a disco (Figura 22) sono composti da numerose barre rotanti sulle quali sono montati dei dischi a forma di stella che permettono l'avanzamento del materiale. La distanza tra i dischi è funzione della granulometria di separazione desiderata.

I vibrovagli (Figura 23) sono composti da piastre forate oscillanti. Rispetto alle altre due soluzioni precedentemente descritte, il vibrovaglio permette un minor tempo di permanenza e un rimescolamento del materiale inferiore.

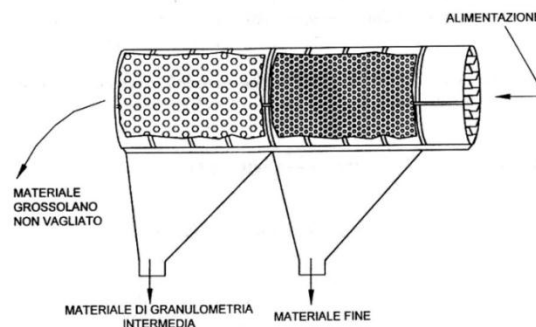


Figura 21 - Vaglio a tamburo [Grosso, 2013].

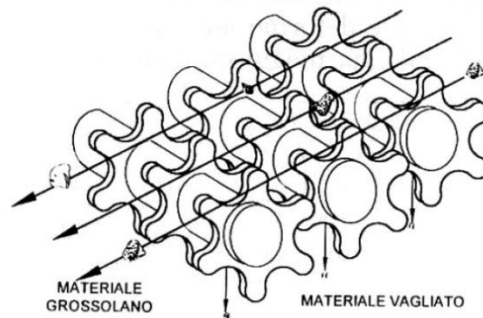


Figura 22 - Vaglio a dischi [Grosso, 2013].

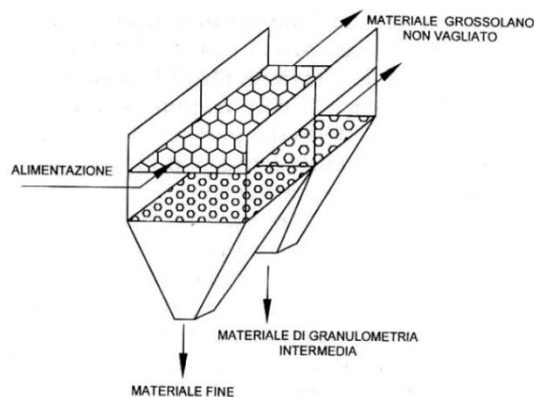


Figura 23 - Vibrovaglio [Grosso, 2013].

I principali parametri di settaggio di tali macchinari, attraverso i quali variano considerevolmente le efficienze di separazione delle frazioni merceologiche, sono:

- Lunghezza del vaglio.
- Diametro del cilindro (a tamburo).
- Diametro dei fori (tamburo e vibrovaglio) o distanza tra i dischi (a dischi).
- Velocità di rotazione (tamburo e dischi) o intensità di vibrazione (vibrovaglio).
- Inclinazione dell'asse.

La **Separazione Gravimetrica** si basa invece sul peso specifico e sulla resistenza all'aria fornita dai materiali caratterizzanti il rifiuto. Il rifiuto alimentato viene suddiviso in una frazione leggera, composta perlopiù da carta, plastica e sostanza organica, e in una pesante, contenente principalmente metalli ed inerti.

Tra i macchinari che sfruttano le proprietà morfologiche e la densità delle particelle, uno dei più utilizzati è il *separatoro aeraulico* (esempio in Figura 24). Esso investe il rifiuto con un getto d'aria che trascina gli elementi più leggeri, separandoli da quelli più pesanti che cadono nella tramoggia di ricezione. L'efficienza del processo dipende dalla portata di materiale alimentato, dalla sua pezzatura e dalla portata d'aria.

Un'ulteriore tipologia di separatori dimensionali sono le unità a *letto fluido* (Figura 25). Esse sono caratterizzate da un piano poroso vibrante attraversato da un getto d'aria. Le particelle più leggere restano in sospensione e vengono condotte verso il basso, mentre il materiale pesante viene trascinato verso l'alto dall'azione vibrante.

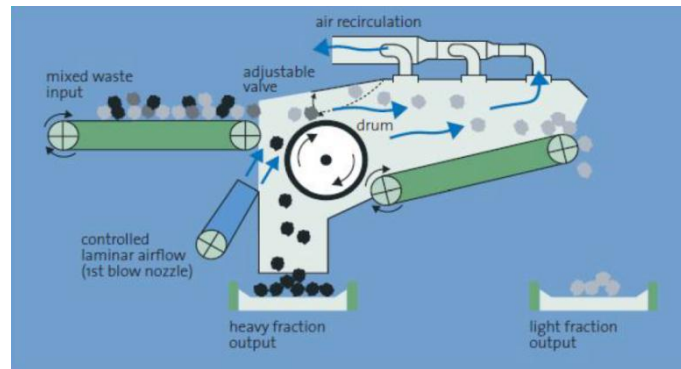


Figura 24 - Separatore aeramico [Scotti, 2013c]. In questa configurazione il materiale viene investito da una corrente d'aria che trascina il materiale leggero in una camera di espansione, nella quale avviene la successiva separazione. L'aria di processo viene depolverata e reimessa nel ciclo.

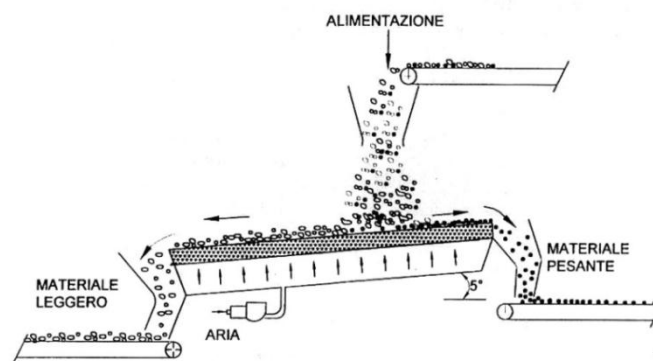


Figura 25 - Separatore gravimetrico a letto fluido [Grosso, 2013].

L'ultima tipologia di separatori gravimetrici sfrutta l'elasticità, la densità e la resistenza all'aria dei materiali; si tratta dei *separatori balistici*. Quelli che sfruttano l'elasticità delle particelle, scagliano il materiale ad alta velocità contro una parete rivestita di gomma; in seguito all'urto, le componenti seguono differenti traiettorie a seconda della loro elasticità e possono essere conseguentemente classificate. Quelli che sfruttano le proprietà di resistenza all'aria effettuano un lancio parabolico delle particelle, che vengono opportunamente separate in base alla traiettoria seguita.

La **Separazione Magnetica** rappresenta la tecnica più utilizzata per il recupero dei materiali ferrosi. I macchinari appartenenti a questa categoria sfruttano le proprietà magnetiche dei metalli ferrosi per estrarli dal flusso principale tramite un magnete, permanente od elettrico, ed inviarli a recupero. Il materiale estratto può avere un valore

compreso tra i 20 e i 60 €/t in funzione della sua purezza. La vendita del rottame recuperato giustifica ampiamente le spese per un sistema efficiente di recupero del materiale ferroso. Le efficienze di recupero, funzione del livello di pretriturazione, dello spessore del flusso trattato e del grado di adesione delle particelle, superano con facilità il 90% [Scotti, 2013c].

Per il loro ridotto costo e per i vantaggi che forniscono in termini di recupero di materia e di pulizia del combustibile prodotto, i separatori magnetici sono impiegati in qualsiasi linea di trattamento meccanico.

La **Separazione dei metalli non ferrosi** viene effettuata tramite il principio delle correnti indotte di Foucault, generate da un campo magnetico rotante. La circolazione di tali correnti nei metalli non ferrosi (Alluminio, rame, zinco, etc.) provoca una forza di repulsione che causa l'espulsione di tali oggetti. Sebbene il recupero di tali metalli sia meno frequente di quelli ferrosi, il valore del materiale estratto (350-850 €/t a seconda della purezza del rottame) giustifica ampiamente l'investimento necessario. Con i moderni sistemi di estrazione possono essere raggiunte efficienze del 95% [Scotti, 2013c].

Negli ultimi anni i **sensori ottici** (Figura 26) sono stati oggetto di un utilizzo sempre più diffuso nei processi di separazione meccanica. Tali macchinari, grazie alle avanzate tecnologie utilizzate, permettono di massimizzare il recupero di materiali da inviare a riciclo.

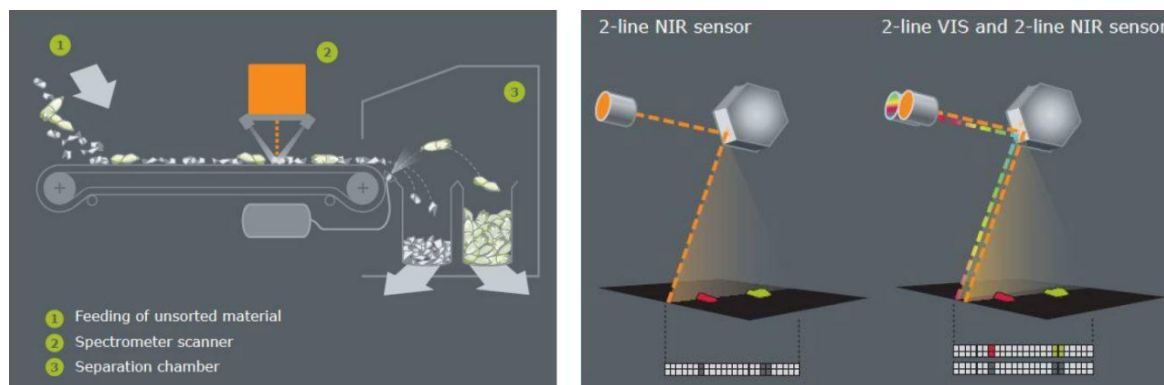


Figura 26 - Sensori ottici NIR e VIS [Scotti, 2013c].

Il funzionamento di questi macchinari è basato sull'utilizzo di sensori NIR (Near Infra Red) o VIS (Spettro del visibile), i quali leggono lo spettro radiativo dei materiali che scorrono sotto di esso. Sulla base del settaggio specifico, i sensori riconoscono i materiali desiderati e un getto d'aria successivo ne permette l'estrazione. Tramite questa tecnologia è possibile recuperare un'ampia gamma di materiali, quali carta, cartone e varie tipologie di plastiche (PET, PVC, etc.). Le efficienze di separazione possono essere molto elevate e variano a seconda del materiale che si intende estrarre e della velocità e spessore del flusso trattato. L'installazione di macchinari basati su tale tecnologia deve essere preventivamente

valutata sulla base di considerazioni di natura economica a causa dell'elevato investimento richiesto.

2.3.2.3 LA COMPATTAZIONE

La compattazione del materiale è solitamente l'ultima operazione effettuata sui prodotti del trattamento meccanico. Essa viene effettuata sul combustibile prodotto o sugli scarti da smaltire per incrementarne la densità ed agevolare le operazioni di trasporto e stoccaggio eventualmente necessarie.

Il materiale può essere ridotto in balle del medesimo volume attraverso delle compattatrici che esercitano delle elevate pressioni (100-200 t/m²); i blocchi possono essere rinforzati con tiranti [Grosso, 2013].

La riduzione in pellet viene solitamente implementata per la produzione di CSS compatto. Tale operazione viene effettuata per mezzo di un estrusore. L'utilizzo di questa tipologia di macchinari deve essere opportunamente valutata a causa degli elevati consumi elettrici richiesti²⁷.

La panoramica sulle tecnologie utilizzate negli impianti TMB è stata illustrata con l'intenzione di far emergere la variabilità e numerosità di realizzazioni che è possibile adottare per ogni specifica realtà. Le prestazioni di un impianto dipendono da numerosissimi parametri e il ruolo centrale degli impianti TMB nella gestione integrata dei rifiuti urbani implica la necessità di ottimizzazione del processo. A causa dell'eterogeneità del RUR e della sua variabilità nel tempo, un'ottimizzazione sistematica non è ancora stata resa possibile.

Come viene espresso nel Paragrafo seguente, uno strumento di simulazione flessibile può fungere da utile strumento operativo di supporto per l'individuazione della linea impiantistica più idonea ad un determinato contesto e per ottenere una stima delle prestazioni conseguibili.

²⁷ 25-35 kWh/t [Grosso, 2013].

2.4 NECESSITÀ DI SIMULAZIONE Possibili applicazioni del modello prestazionale

Prima di affrontare la descrizione delle operazioni e dei metodi che hanno portato alla realizzazione del modello prestazionale, è opportuno definire lo scopo che ha guidato il progetto di collaborazione con A2A Ambiente.

A causa della variabilità del materiale trattato, il rifiuto urbano residuo, e delle innumerevoli soluzioni impiantistiche adottabili, l'individuazione della configurazione più idonea necessita la conoscenza delle prestazioni ottenibili con le differenti alternative disponibili. L'obiettivo del progetto di Stage e della presente Tesi è quindi consistito nella realizzazione di un modello che permettesse di quantificare le prestazioni conseguibili con un determinato impianto di trattamento meccanico-biologico. Per la tipologia d'impianto da riprodurre, il modello è stato suddiviso in due moduli strutturalmente differenti: il primo intende descrivere il processo di bioessiccazione, mentre il secondo la raffinazione meccanica.

Le possibili applicazioni pratiche di tale strumento di simulazione sono relative sia ad impianti TMB già operativi che, ancor più importante, ad impianti ancora da realizzare.

2.4.1 IMPIANTI REALI

Un modello previsionale opportunamente strutturato permette di effettuare delle analisi molto utili su impianti TMB reali ed operativi.

Una prima applicazione possibile è l'analisi delle potenzialità di un impianto (Figura 27a). Al variare delle caratteristiche qualitative e quantitative del rifiuto alimentato, il modello è in grado di fornire una stima delle alterazioni subite dai prodotti di processo. Tale stima pone il gestore nelle condizioni di poter valutare se le alterazioni sono accettabili o se è necessario intervenire sulla struttura dell'impianto, al fine di ottenere prodotti dalle caratteristiche volute. Ad esempio, considerando la dipendenza del valore economico dei flussi uscenti da un impianto TMB dalle loro caratteristiche, è possibile comprendere quanto sia importante ottenere un prodotto di elevata qualità e stabile nel tempo, nonostante la variazione a cui è inevitabilmente soggetto il rifiuto urbano residuo. Tra le principali cause di alterazione compositiva, quantitativa e qualitativa del rifiuto urbano alimentato agli impianti TMB, si citano:

- Variazione della produzione nel bacino di riferimento.
- Alterazione del potere combustibile del rifiuto.
- Modifiche delle quantità riciclate a monte.

- Modifiche della gestione del sistema rifiuti dello specifico contesto territoriale.
- Cambiamento delle abitudini sociali (es. il passaggio dall'utilizzo di bottiglie di vetro a quelle di plastica).

Le conseguenti alterazioni del RUR non devono però ripercuotersi sui prodotti dell'impianto TMB, in particolare sul CSS, poiché gli utilizzatori finali non accettano di buon grado una variazione apprezzabile del contenuto energetico del combustibile. Il buon esito dei rapporti commerciali tra produttori e utilizzatori di CSS è infatti basato, tra le altre cose, sulla stabilità compositiva del combustibile prodotto.

Per poter far fronte a tale problematica, l'alterazione delle caratteristiche del rifiuto alimentato deve essere nota con anticipo, al fine di poter prevedere le variazioni delle proprietà del bioessiccato e adottare le opportune modifiche ai trattamenti meccanici successivi. In tal modo possono essere mantenute le proprietà combustibili desiderate e la stabilità nel tempo viene preservata.

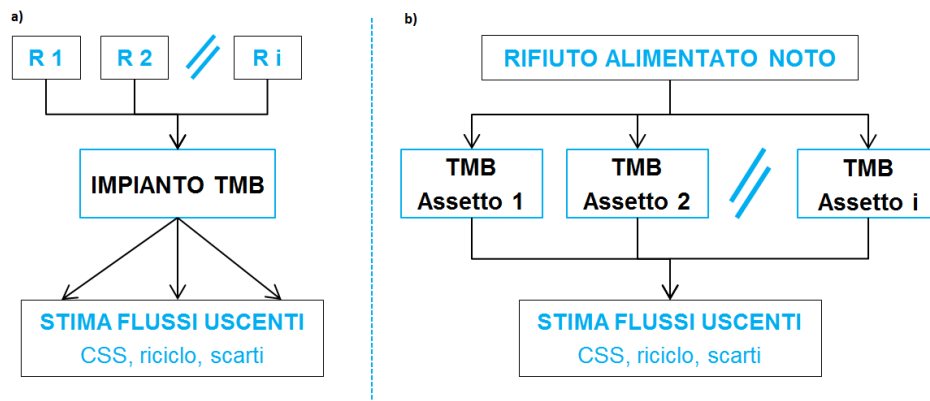


Figura 27 - Rappresentazione concettuale delle possibili applicazioni del modello dell'impianto TMB a casi reali. a) Previsione della variazione dei flussi uscenti al variare del rifiuto alimentato. b) Variazione dei flussi uscenti in seguito a modifiche impiantistiche.

Il modello prestazionale può essere inoltre utilizzato per valutare l'efficacia di eventuali modifiche strutturali che si intendono apportare all'impianto (Figura 27b). Ipotizzando che il rifiuto non subisca alterazioni (anche se nulla vieta di alimentare il modello con un rifiuto differente) il modello è in grado di fornire una stima delle prestazioni ottenibili con differenti assetti impiantistici ed individuare l'alternativa più adatta.

2.4.2 IMPIANTI DA REALIZZARE

La previsione prestazionale di impianti non ancora realizzati rappresenta la motivazione principale del presente studio. Le applicazioni possono essere finalizzate all'ottimizzazione del funzionamento di un impianto o all'ottenimento di garanzie prestazionali da fornire al Cliente richiedente l'impianto.

Nel primo caso il modello permette di ottenere delle stime delle prestazioni di differenti soluzioni impiantistiche (Figura 28). Attraverso un confronto delle caratteristiche compositive previste per i prodotti d'impianto, può essere individuata la tipologia che ottimizza le esigenze del Cliente.

Nel secondo caso, l'ottenimento di garanzie prestazionali è fondamentale per il buon esito di una collaborazione commerciale con il Cliente richiedente l'opera. Essendo la gestione degli impianti di competenza delle autorità locali, per l'assegnazione dell'appalto di realizzazione e gestione di un impianto TMB, A2A Ambiente deve necessariamente partecipare a gare pubbliche, nelle quali sono richieste determinate garanzie prestazionali. Attraverso l'utilizzo del modello previsionale è quindi possibile ottenere delle previsioni attendibili sul funzionamento dell'impianto, a patto di avere a disposizione delle informazioni valide sulle caratteristiche del rifiuto da trattare.

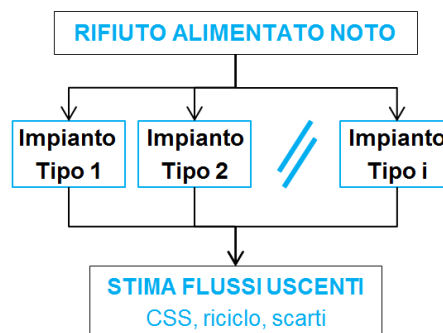


Figura 28 - Rappresentazione concettuale dell'applicazione del modello ad impianti non ancora realizzati.

La possibilità di effettuare delle previsioni prestazionali degli impianti TMB è risultata fondamentale, specialmente per quanto riguarda la fase di bioessiccazione, poiché attraverso la stima delle caratteristiche del bioessiccato può essere progettata la linea di raffinazione ottimale per raggiungere gli obiettivi fissati.

CAPITOLO 3

MATERIALE E METODI

3.1 LA BIOESSICCAZIONE

3.1.1 INTRODUZIONE

La realizzazione di un modello in grado di riprodurre con precisione il processo di bioessiccazione del rifiuto indifferenziato si scontra inevitabilmente con le numerose fonti di variabilità a cui esso è soggetto (Sotto-paragrafo 2.3.1). Le efficienze di rimozione di acqua e massa organica ossidata sono infatti fortemente dipendenti dai parametri di processo del singolo impianto e dalle caratteristiche del rifiuto prodotto in un determinato contesto geografico.

In letteratura sono stati proposti numerosi modelli che riproducono con successo le prestazioni di specifici impianti di bioessiccazione (Speranza, 2012; Mason, 2007; Robinzon, 2000; Bach, 1987; Haug, Smith, Keener, Komils e Higgins analizzati da Mason, 2007). Tali modelli hanno però un obiettivo differente da quello proposto in questo testo; essi, di natura empirica, mirano a rappresentare il più fedelmente possibile un particolare impianto, del quale sono noti tutti i parametri di processo e sono disponibili misurazioni dettagliate circa le caratteristiche sia del materiale alimentato all'impianto sia di quello da esso uscente. Si tratta infatti di modelli descrittivi, utilizzati per reperire dettagliati bilanci massici ed energetici degli impianti, al variare delle specifiche condizioni operative.

Il modello di bioessiccazione proposto, al contrario, è di tipo previsionale e deve, per le esigenze che hanno portato alla sua realizzazione, poter essere applicato ad un ampio ventaglio di impianti TMB. Esso si pone come obiettivo la previsione delle prestazioni di un generico impianto di cui, nella maggioranza dei casi, è noto lo schema di processo ma sul quale non è possibile compiere misurazioni specifiche, poiché non ancora realizzato. Il suo compito è quello di simulare le prestazioni di una specifica realtà impiantistica, essendo note le caratteristiche attese del materiale che si troverà a dover processare.

In relazione all'applicazione del modello come strumento di supporto alla progettazione dell'impianto ottimale (Sotto-paragrafo 2.4.2), le garanzie prestazionali fornite devono

permettere una valutazione della convenienza che si ricaverebbe dalla realizzazione delle diverse alternative progettuali. In questi casi non è perciò possibile effettuare delle misurazioni sull'impianto al fine di comprendere nel dettaglio le dinamiche e le dipendenze specifiche a cui è soggetto. Il modello deve perciò essere flessibile e garantire una validità generale, in modo da poter essere applicato ad una molteplicità di impianti dalle differenti caratteristiche (es: con una differente altezza dei cumuli di materiale nel reattore, con o senza rivoltamento di materiale, composto da biocelle o da un'unica vasca di essiccazione, con insufflazione d'aria o con aspirazione, etc.). A tal scopo è stato preferito rinunciare in parte ad una modellizzazione rigorosa della fisica del processo, favorendo una struttura più semplice, che riunisse le numerose fonti di incertezza e variabilità in pochi parametri liberi, soggetti ad apposita taratura. L'utilizzo del modello di bioessiccazione richiede perciò un processo di calibrazione di tali parametri sulla base di dati empirici, ricavati da impianti caratterizzati dalla medesima tecnologia della versione oggetto della modellizzazione; in questo modo la descrizione dell'impianto perde inevitabilmente parte del suo significato fisico ma permette al modello una vasta applicabilità ed una semplicità di calcolo non ottenibile altrimenti.

Inizialmente sono stati realizzati due modelli di simulazione della bioessiccazione molto simili, basati su analisi condotte sulla letteratura scientifica disponibile in materia.

Il primo modello (MODELLO 1) nasce dall'analisi degli studi effettuati in merito alla bioessiccazione/biostabilizzazione del rifiuto indifferenziato in impianti MBT; il secondo (MODELLO 2), invece, deriva dall'adattamento del processo di compostaggio dei rifiuti organici, in quanto basato sugli stessi principi di degradazione aerobica della massa biodegradabile.

Entrambi i modelli replicano il processo di degradazione aerobica del materiale organico attraverso una semplificazione dei legami e delle dipendenze che lo caratterizzano (Sotto-paragrafo 2.3.1). I passaggi riprodotti dai modelli sono riassumibili nel seguente elenco:

1. **CARATTERIZZAZIONE:** ricevendo in ingresso la stima della composizione merceologica del RUR soggetto a trattamento, i modelli, attraverso l'utilizzo di specifici parametri di caratterizzazione derivati da database scientificamente riconosciuti, ricavano una stima delle proprietà di ogni frazione merceologica (Umidità, Ceneri, Solidi Volatili e PCI).
2. **MASSA ATTIVA:** da tali informazioni viene ottenuta una stima della massa organica potenzialmente degradabile, definita massa attiva (AM), motore del processo aerobico.
3. **DEGRADAZIONE:** dalla stima della AM viene calcolata la materia organica ossidata nell'intervallo di tempo, l'energia termica liberata dal sistema e l'acqua prodotta dalla reazione.

4. PERDITA DI PESO: il passo successivo è il calcolo della massa d'acqua che viene estratta dal rifiuto, la quale, sommata alla AM ossidata, costituisce la perdita di peso del rifiuto (WL).
5. DESCRIZIONE BIOESSICCATO: ultimo passaggio dei modelli è quello di ricavare una descrizione verosimile della composizione del bioessiccato prodotto dall'impianto.

Le principali differenze tra i due modelli proposti, come viene esposto nel Sottoparagrafo 3.1.4, sono relative all'assegnazione di alcuni parametri e all'utilizzo di ipotesi differenti nella descrizione del processo di degradazione.

3.1.2 IL MODELLO 1

3.1.2.1 FORMULAZIONE

Il modello di bioessiccazione, come già anticipato, riceve in ingresso una stima della composizione merceologica attesa del rifiuto da trattare. Oltre a tale informazione è di norma disponibile una previsione della massa annua che l'impianto, una volta entrato in funzione, si troverà ad elaborare²⁸. In aggiunta possono essere disponibili delle stime di alcune grandezze caratteristiche del rifiuto alimentato, quali umidità, contenuto di ceneri e PCI (potere calorifico inferiore) derivanti da misurazioni puntuali; tali grandezze, come viene espresso nel Paragrafo 4.4, possono fungere da informazione di supporto nella scelta del database di caratterizzazione più idoneo e, se ritenute sufficientemente affidabili, possono essere utilizzate come parametri di correzione del rifiuto caratterizzato.

Dalla stima della composizione merceologica si ottiene una caratterizzazione dettagliata del rifiuto alimentato, attraverso l'applicazione di un database scientificamente riconosciuto. Esso fornisce, per ogni frazione merceologica costituente il RU, un valore attendibile del quantitativo di Acqua, Ceneri, Solidi Volatili e PCI. Dal rifiuto caratterizzato il modello estrae le informazioni indispensabili per la descrizione delle reazioni di degradazione aerobica, ovvero per il MODELLO 1:

- M_{tot} massa totale del rifiuto da trattare nell'intervallo di tempo considerato.
- H_2O_{t0} acqua totale contenuta nella massa M_{tot} .
- ASH_{t0} ceneri totali contenute nella M_{tot} .
- AM_{t0} massa attiva contenuta in M_{tot} .

²⁸ In caso di impianto già operativo si utilizza una stima della massa che verrà trattata nel periodo per il quale si ha necessità previsionale.

È possibile comprendere quanto la validità di tali grandezze sia legata all'affidabilità garantita dalla stima della composizione merceologica, input dell'intero processo, e dalla parametrizzazione scelta. Per ottenere una stima soddisfacente delle prestazioni dell'impianto è perciò più che mai fondamentale avere a disposizione un dato affidabile e scegliere la parametrizzazione più adatta all'area geografica dalla quale proviene il rifiuto. Questo secondo aspetto è stato approfondito nel Paragrafo 4.4 e, per minimizzare l'errore introdotto in tale fase, vengono fornite delle linee guida per la scelta della caratterizzazione più adatta per ogni singolo contesto.

La massa attiva, come precedentemente indicato, rappresenta una stima della massa potenzialmente biodegradabile, ovvero del "combustibile" disponibile per l'ossidazione operata dai microorganismi aerobi. In assenza di un dato più preciso il modello utilizza la seguente formula per la stima della AM, in cui VS rappresenta il quantitativo di Solidi Volatili contenuti nella specifica frazione²⁹:

$$AM_{tot} = AM_{t0} = VS_{organico} + VS_{verde} + \vartheta_1 * VS_{fine} + \vartheta_2 * VS_{altrocombustibile} \quad (Eq 1)$$

L'ipotesi introdotta nell'Equazione 1 è che l'intera massa di VS delle frazioni *organico* e *verde* sia composta da materiale potenzialmente biodegradabile; ϑ_1 e ϑ_2 indicano invece la percentuale di VS delle frazioni *fine* e *altro combustibile* che può essere ipotizzata degradabile tramite aerobiosi.

Il processo di degradazione rallenta man mano che le sostanze più facilmente putrescibili vengono rimosse; in ordine: lipidi, proteine ed emicellulose [Adani et al, 2004]. Si ipotizza che, come nella maggioranza dei casi analizzati in letteratura, la AM venga degradata con una dinamica del 1° ordine a tasso costante k, del tipo:

$$\frac{dAM}{dt} = -k * AM_t \quad (Eq 2)$$

Da cui:

$$AM_t = e^{-kt} \quad (Eq 3)$$

²⁹ L'elenco completo delle frazioni merceologiche utilizzate dai 2 modelli di bioessiccazione è riportato in Tabella 11.

Di conseguenza il quantitativo di massa ossidata (AM_{oss}), nell'intervallo di tempo considerato, viene ricavato dalla seguente formula:

$$AM_{oss} = AM_{t0} * (1 - e^{-kt}) \quad (\text{Eq 4})$$

Dove la costante k è influenzata dalla temperatura e dall'umidità del cumulo di rifiuti attraverso un coefficiente β^{30} , come viene espresso nel Sotto-paragrafo 3.1.2.2.

La AM_{oss} corrisponde al quantitativo di VS rimosso dal rifiuto per opera della popolazione microbica nell'intervallo di tempo considerato.

L'esotermia di tale reazione provoca la liberazione di energia sotto forma di calore. L'energia liberata viene calcolata con la seguente formula:

$$EN_{liberata} = AM_{oss} * \Delta H \quad (\text{Eq 5})$$

dove ΔH rappresenta la produzione di energia per unità di massa degradata (esotermia della reazione).

La massa di acqua evaporata viene calcolata attraverso la seguente espressione:

$$H_2O_{evaporata} = \gamma * EN_{liberata} / CLV \quad (\text{Eq 6})$$

in cui γ rappresenta la quota parte di energia termica che viene assorbita dall'acqua per il passaggio allo stato di vapore e CLV il Calore Latente di Vaporizzazione. Il MODELLO 1 ipotizza che l'intera energia liberata dalla reazione venga assorbita dall'acqua come calore latente di vaporizzazione, perciò il parametro γ assume un valore unitario. Si considera tale ipotesi semplificativa in quanto è stato ritenuto che le perdite di calore dalle pareti dell'impianto e il calore sensibile contenuto nei gas uscenti siano molto inferiori al calore assorbito dall'acqua e, di conseguenza, trascurabili.

Prima di calcolare l'effettiva perdita di acqua dal rifiuto, il modello ricava una stima della quantità di acqua prodotta dal metabolismo microbico in base al coefficiente γ (massa d'acqua prodotta per unità di massa degradata), ricavabile dalla stechiometria di reazione (Sotto-paragrafo 2.3.1.1). Il calcolo dell'acqua prodotta dall'aerobiosi viene ricavato dal seguente prodotto:

$$H_2O_{prodotta} = AM_{oss} * \gamma \quad (\text{Eq 7})$$

³⁰ $k=f(\beta)$

Attraverso una semplice differenza tra acqua evaporata e acqua prodotta dal metabolismo batterico, la perdita d'acqua risulta:

$$H_2O_{rimossa} = H_2O_{evaporata} - H_2O_{prodotta} \quad (\text{Eq 8})$$

In sintesi, le perdite di processo sono quantificate dalla seguente espressione³¹:

$$WL_t = AM_{oss} + H_2O_{rimossa} = AM_{t0} * (1 - e^{-kt}) * (1 + y * \frac{\Delta H}{CLV} - y) \quad (\text{Eq 9})$$

L'uscita del modello è composta dalle grandezze che permettono di descrivere completamente il rifiuto bioessiccato risultante, ovvero:

- $ASH_{finale} = ASH_{t0}$ il quantitativo di ceneri non varia, poiché esse non sono interessate dall'ossidazione aerobica.
- $H_2O_{finale} = H_2O_{t0} - H_2O_{rimossa}$
- $VS_{finale} = VS_{t0} - AM_{oss}$ poiché la massa attiva è composta unicamente da solidi volatili.
- $M_{finale} = M_{iniziale} - WL$

Per dettagliare la composizione del materiale bioessiccato, tali informazioni complessive, in aggiunta ai dati relativi alla composizione iniziale del rifiuto, sono sufficienti ad ottenere una stima delle proprietà specifiche di ogni frazione merceologica.

Come espresso nel Sotto-paragrafo 2.3.1, l'entità della degradazione aerobica e della riduzione del contenuto idrico dipendono sia dalla portata d'aria forzata (Q) che dalla temperatura del rifiuto (T). Tali dipendenze non sono state inserite nelle equazioni del modello per tre motivazioni principali.

Innanzitutto l'introduzione di tali dipendenze avrebbe comportato una complicazione nella struttura del modello. La semplicità descrittiva è stata una delle principali caratteristiche richieste al modello per fungere da strumento operativo flessibile.

In secondo luogo la portata d'aria viene modulata automaticamente negli impianti che utilizzano la tecnologia Biocubi®, in funzione del mantenimento della temperatura del rifiuto al di sotto del limite di 55-60°C (Sotto-paragrafo 2.3.1.2). Essendo la temperatura funzione dell'entità della degradazione aerobica, viene ipotizzato che l'inserimento di tali dipendenze sia superfluo, poiché esse possono essere considerate attraverso la derivazione delle costanti cinetiche direttamente dai dati relativi agli specifici impianti.

³¹ WL : Weight Loss.

Infine ricavare l'andamento della portata d'aria Q nel tempo di trattamento aerobico può risultare difficoltoso, se non impossibile, quando il modello deve essere applicato ad un impianto ancora in fase di progettazione.

3.1.2.2 ASSEGNAZIONE DEI PARAMETRI

L'assegnazione dei parametri rappresenta uno degli aspetti più delicati della definizione di un modello che deve rappresentare un fenomeno complesso come la degradazione aerobica del rifiuto urbano. A tal proposito la scelta dei valori più adatti dei parametri, sia per il MODELLO 1 che per il MODELLO 2, è stata preceduta da un'analisi della letteratura scientifica disponibile.

- ϑ_1 e ϑ_2 . Frazione degradabile dei Solidi Volatili delle frazioni "fine" e "altro combustibile".

La frazione "fine" rappresenta, a prescindere dalla sua composizione merceologica, la categoria comprendente tutte le particelle caratterizzate da dimensioni inferiori ai 20 mm. Analisi di letteratura hanno dimostrato che tale frazione risulta composta perlopiù da ceneri e materiale organico [Consonni et al 2005; Consonni, Viganò 2011]. La presenza di materiale organico nella frazione "fine" è ben nota, tanto che, in analisi dirette su campioni di rifiuto urbano, è stato riscontrato un aumento lineare della frazione "fine" all'aumentare della frazione "organico" [Consonni, Viganò, 2011].

Le conclusioni di uno studio dell'unità di ricerca del Professor Ragazzi (Università degli Studi di Trento) sulla composizione del rifiuto urbano residuo (riportate da Consonni e Viganò, 2011) hanno mostrato che la frazione "fine" risulta mediamente composta per 2/3 da materiale di natura organica, assimilabile alla frazione "organico", e per 1/3 da ceneri, assimilabili alla frazione "inerti". I database analizzati risultano in accordo nel quantificare come inferiore al 4% sul secco i Solidi Volatili dei materiali appartenenti alla categoria "inerti" [EASEWASTE³²; WRATE³³; Consonni, Viganò 2011]. Di conseguenza è stato ritenuto lecito ipotizzare, senza commettere grossi errori, che i solidi volatili della frazione "fine" siano interamente di matrice organica. Perciò:

$$\vartheta_1 = 100\%$$

³² Database di riferimento per l'omonimo strumento di analisi LCA applicato a diversi sistemi di gestione del rifiuto urbano.

³³ Come Easewaste.

La frazione “altro combustibile” è composta, tra gli altri componenti, da elementi organici degradabili, in particolare nei residui alimentari presenti negli imballaggi. Purtroppo non è stata reperita in letteratura alcuna indicazione precisa su un valore indicativo di ϑ_2 . Esso rimane perciò un parametro soggettivo, da stabilire in base alle informazioni disponibili di volta in volta su tale frazione merceologica.

▪ k. Cinetica di reazione

Il materiale disponibile in letteratura in merito alle cinetiche di degradazione aerobica della frazione putrescibile del rifiuto urbano si presenta alquanto ridotto. In realtà i testi che trattano l'argomento sono numerosi, ma in pochi forniscono informazioni circa la formulazione matematica del processo di degradazione e le costanti cinetiche che lo governano.

Tra gli autori che si sono occupati dell'approfondimento di questo tema, è prassi comune descrivere il processo di degradazione aerobica del substrato organico con una cinetica del 1° ordine del tipo rappresentato nell'Equazione 2.

La dinamica di degradazione del substrato è influenzata principalmente, come descritto nel Sotto-paragrafo 2.3.1, dalle condizioni ambientali in cui i microorganismi si trovano ad operare, in particolare:

- SUBSTRATO S Differenti tipologie di substrato (residui animali, vegetali, etc.) vengono degradate a velocità differenti a seconda del loro grado di stabilità biologica.
- TEMPERATURA T La vita microbica è fortemente influenzata dalla temperatura.
Range tipico: 50-60°C nei primi giorni di trattamento [Tambone et al, 2004].
- UMIDITA' U Anche la disponibilità idrica rappresenta un requisito indispensabile.
Range ottimo: 50-60% [Tambone et al, 2004]; 50-70% [Polprasert, 2007].
- OSSIGENO O_2 La disponibilità di ossigeno è un parametro che varia considerevolmente da impianto ad impianto in base alle specifiche condizioni operative. Come descritto nel Sotto-paragrafo 2.3.1, la portata d'aria forzata (Q) non rappresenta una condizione limitante la disponibilità stechiometrica di ossigeno; lo è invece la

porosità del rifiuto e l'altezza del cumulo. L'avanzamento della reazione è infatti garantito solo se l'ossigeno raggiunge omogeneamente ogni zona del cumulo.

Una modellizzazione sistematica del processo di degradazione dovrebbe teoricamente considerare tutti questi aspetti nella descrizione della cinetica di reazione. Una strutturazione così spinta, però, oltre a complicare eccessivamente il modello senza fornire grosse garanzie di miglioramento nella descrizione del processo, implica la conoscenza di grandezze che non sempre sono note all'utilizzatore del modello previsionale; in particolar modo nel caso di impianti non ancora realizzati. Di conseguenza solo alcuni di questi parametri sono stati espressi nel modello con delle relazioni esplicite, mentre i restanti rientrano nelle specificità del singolo impianto e ne viene tenuto conto attraverso il processo di taratura basato sui dati reali. In questo modo le caratteristiche specifiche degli impianti vengono inserite, almeno in parte, nella descrizione del processo.

Da un'analisi delle dinamiche di degradazione del substrato proposte in letteratura sono stati individuati dei valori indicativi della costante cinetica k .

Mason (2007), nel suo approfondito lavoro di rassegna bibliografica, individua un intervallo molto ampio di possibili costanti cinetiche k al variare della tipologia di substrato e della sua temperatura; i valori indicati sono compresi tra $0,002 \text{ d}^{-1}$ e $0,15 \text{ d}^{-1}$. Nel medesimo studio viene riportato l'intervallo proposto da Keener, in una pubblicazione del 1993 ("Optimising the efficiency of the composting process"), per descrivere la degradazione aerobica ad una temperatura nominale compresa tra i $50\text{-}60^\circ\text{C}$, pari a $k=0,025\text{-}0,19 \text{ d}^{-1}$.

Più recentemente Scaglia et al (2010) hanno proposto un valore della costante cinetica pari a $0,0354 \text{ d}^{-1}$ per rappresentare la velocità di degradazione aerobica mediamente riscontrata negli impianti MBT analizzati. Come si può osservare in Figura 29, tale costante descrive l'andamento nel tempo dell'indice respirometrico dinamico (DRI).

L'indice DRI, definito dalla massa di ossigeno consumata in un'ora dall'ossidazione di un chilogrammo di solidi volatili, rappresenta un'indicazione dell'andamento della reazione aerobica poiché linearmente dipendente dalla massa ossidata [Scaglia et al 2010].

Nello stesso grafico (Figura 29) l'asse destro rappresenta l'andamento della produzione potenziale di biogas da parte di un kg di sostanza secca in seguito allo smaltimento in discarica del materiale (ABP). I due assi si riferiscono alla medesima curva, sottintendendo un legame lineare, ottenuto per via sperimentale, tra ABP e DRI, la cui descrizione esula dalle finalità del presente testo.

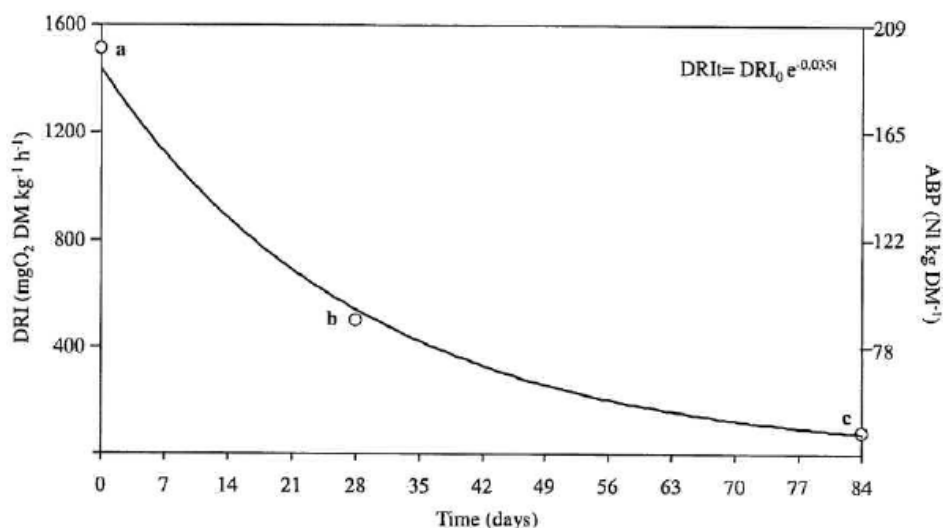


Figura 29 - Andamento nel tempo degli indici DRI e ABP del rifiuto urbano sottoposto a trattamento aerobico [Scaglia et al, 2010]. I punti a, b e c rappresentano le grandezze medie corrispondenti a campioni soggetti a trattamento aerobico per intervalli di tempo differenti (0, 28 e 84 giorni rispettivamente).

La descrizione della dinamica del processo proposta da Scaglia et al (2010) è stata ottenuta dall'analisi di numerosi dati sulla stabilità biologica del rifiuto calcolati in laboratorio prima e dopo il trattamento aerobico. Tuttavia l'utilizzo di tale k per descrivere la degradazione del substrato organico implica un'assunzione molto forte che ne limita l'applicabilità. Ipotizzare che il consumo microbico di O₂ decresca allo stesso modo della sostanza organica biologicamente attiva, significa assumere che il consumo specifico di O₂ per kg di materia degradata sia costante durante l'intero arco temporale. Per le tempistiche di degradazione aerobica di un impianto MBT (7-20 giorni) tale ipotesi è tuttavia accettabile, poiché, in un intervallo di tempo così ridotto, non si verifica una consistente variazione dei composti organici soggetti a degradazione e il consumo specifico di O₂ può essere ipotizzato costante.

Gorietti et al (2007) hanno studiato il processo di degradazione aerobica della frazione organica del rifiuto urbano in un reattore pilota. L'impianto oggetto di tale studio era dotato di scambiatori di calore per effettuare un recupero energetico del calore prodotto dalla reazione aerobica. Al fine di massimizzare la liberazione di energia termica dal rifiuto, le prove di laboratorio sono state effettuate con iniezione e ricircolo d'acqua, per mantenere l'umidità del materiale ad un valore compreso tra il 50% e il 60%, poiché ritenuto ottimale per la vita dei microorganismi. In questo modo il prodotto ottenuto è risultato biologicamente inattivo, in quanto liberato dalla componente biodegradabile, ma molto umido.

La costante cinetica proposta da Gorietti et al (2007) è caratterizzata da una dipendenza esplicita dalla temperatura, ed è pari a:

$$k = 0,00632 * 1,066^{(T-20)} \quad (\text{Eq 10})$$

Per una temperatura media del processo generalmente compresa tra i 45°C e i 55°C, dalla Equazione 10 si ottiene un tasso $k=0,0312-0,0592 \text{ d}^{-1}$.

È necessario tenere presente che tale valore è stato ricavato dall'analisi di un impianto in cui la degradazione è ottimizzata attraverso un controllo dell'umidità.

Calcaterra e Adani (2004) affermano invece che mediamente, in tempi compresi tra 7 e 14 giorni, un impianto di bioessiccazione provoca una degradazione del 50-60% della sostanza facilmente putrescibile (2-5% del rifiuto alimentato al reattore). Invertendo l'Equazione 4 è possibile ottenere le costanti cinetiche massima e minima implicitamente indicate dagli autori.

Il caso più veloce, $t=7\text{d}$ e una degradazione del 60%, corrisponde ad una cinetica pari a:

$$k = - \frac{\ln(1 - p_{\text{degradata}})}{t} = 0,1309 \text{ d}^{-1}$$

dove $p_{\text{degradata}}$ rappresenta la frazione di massa attiva degradata, ovvero: AM_{oss}/AM_{t0}

Mentre il caso più lento, 14 d per degradare il 50% della AM:

$$k = - \frac{\ln(1 - p_{\text{degradata}})}{t} = 0,0495 \text{ d}^{-1}$$

Nella Tabella 1 sono riassunti i valori della costante cinetica indicati dagli autori citati nella descrizione del processo.

Gli intervalli proposti comprendono tutte le velocità che si possono presentare in una reazione aerobica controllata, al variare della tipologia di materiale trattato e delle condizioni operative. L'ampiezza di questi intervalli fornisce una conferma dell'impossibilità di trovare un valore che possa garantire una validità generale del modello prestazionale. Per questo motivo il modello di bioessiccazione fornisce un'indicazione del valore della costante cinetica, lasciando all'utilizzatore il compito di effettuare una taratura di tale parametro su un set di dati disponibile relativo all'impianto in esame o, se non disponibile, ad uno quanto più simile possibile nella tecnologia di funzionamento. Il tasso di degradazione della AM rimane perciò un parametro libero del modello; la sua taratura su dati reali, come precedentemente indicato, permette in questo modo una descrizione realistica del

funzionamento di differenti impianti TMB. Un esempio pratico di taratura è illustrato nel Capitolo 4.

Tabella 1 - Sintesi dei tassi di degradazione organica reperiti in letteratura scientifica.

AUTORE	k	BIO-REATTORE
Mason, 2007	0,002-0,15 d ⁻¹	Compostaggio generico della materia organica.
Keener, 1993	0,025-0,19 d ⁻¹	Degradazione aerobica generica.
Scaglia et al, 2010	0,0354 d ⁻¹	Impianto MBT; Rifiuto <60mm da selezione meccanica
Gorietti et al, 2007	0,0321-0,0592 d ⁻¹	Degradazione aerobica della FORSU ³⁴ in impianto con recupero di calore e iniezione di acqua per l'ottimizzazione del processo.
Calcaterra, Adani, 2004	0,0495-0,1309 d ⁻¹	Bioessiccazione generica dei rifiuti urbani.

- β . Dipendenza dall'umidità del rifiuto

Il contenuto d'acqua a disposizione della popolazione batterica sul substrato da degradare è un parametro fondamentale del processo. Negli impianti di bioessiccazione il rifiuto viene sottoposto ad una leggera triturazione primaria per aprire i sacchi ed omogeneizzarne la composizione, al fine di facilitare il passaggio dell'aria necessario per la fermentazione aerobica. Poiché tale trattamento viene regolarmente effettuato negli impianti TMB, è stato ipotizzato che il contenuto idrico superficiale venga distribuito in modo sufficientemente omogeneo sull'intera massa e, quindi, anche sul substrato. Per questo motivo l'umidità totale iniziale è stata ritenuta un valido indicatore della disponibilità idrica dei microrganismi aerobi.

Come già precisato nel Sotto-paragrafo 2.3.1, l'umidità del rifiuto è un parametro che condiziona sensibilmente la cinetica di degradazione del substrato organico, in quanto la presenza idrica garantisce la solubilizzazione dei composti organici, necessari al metabolismo dei microrganismi. Per esplicitare questa dipendenza al di fuori del parametro k, per il quale è necessaria una calibrazione, sono state valutate due opzioni molto simili. Entrambe si basano sull'introduzione di un coefficiente correttivo della dinamica di degradazione, in base al valore di umidità iniziale del rifiuto. L'idea nasce dall'utilizzo di un coefficiente correttivo (proposto da Smith nel 1980), utilizzato da Mason (2007) nel modello

³⁴ Frazione Organica del Rifiuto Solido Urbano.

descrittivo da lui proposto (Figura 30). Il coefficiente correttivo y viene moltiplicato per il tasso di degradazione aerobica potenziale, in modo da adeguare il suo valore al grado di umidità del materiale.

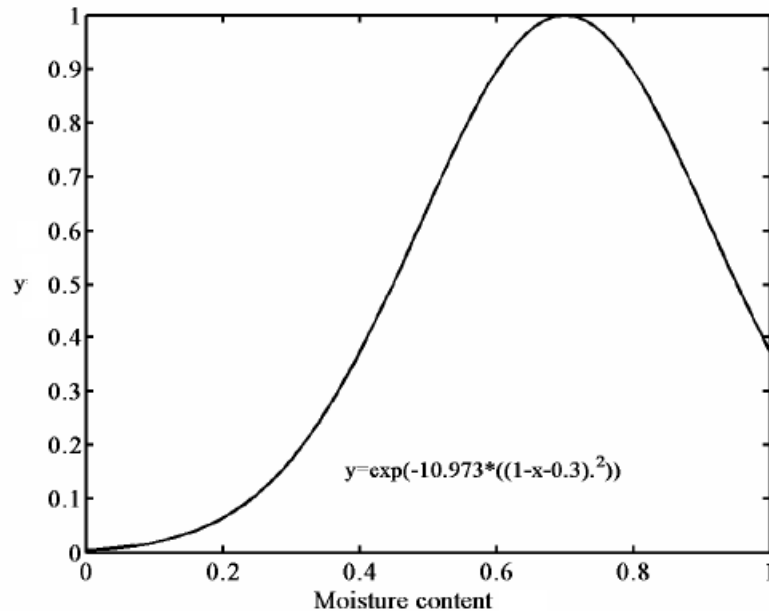


Figura 30 - Funzione correttiva, di derivazione empirica, della cinetica di degradazione k in base all'umidità del materiale sottoposto a compostaggio [Smith, 1980 riportato da Mason, 2007].

Come si può dedurre dalla Figura 30, l'autore ipotizza che il massimo tasso di degradazione aerobica, nei processi di compostaggio, abbia luogo per un'umidità pari al 70%; infatti, in tali condizioni, il coefficiente assume un valore unitario; mentre, per valori di umidità inferiori o superiori, il coefficiente assume valori più piccoli, simulando la riduzione di velocità di degradazione dei microorganismi aerobi in condizioni non ottimali. La riduzione della cinetica di degradazione per valori di umidità superiori al 70% è dovuta al grado troppo elevato di compattazione che il materiale raggiunge in tali condizioni, rendendo sempre più arduo il passaggio di ossigeno tra le particelle.

Anche il MODELLO 1 utilizza un coefficiente correttivo (β) che però, facendo riferimento a quanto indicato da Polprasert (2007) e Tambone e Genevini (2004), ipotizza come valore di umidità iniziale ottimale il 60%, in quanto ritenuto più indicato per il rifiuto urbano indifferenziato. Inoltre la formulazione utilizzata dal MODELLO 1 è lineare rispetto all'umidità iniziale del RUR (Equazione 11) e presenta il vantaggio di non essere legato ad una particolare derivazione sperimentale. Come è possibile osservare in Figura 31, il coefficiente correttivo β presenta un andamento simile a quello utilizzato da Mason (2007).

$$\left\{ \begin{array}{lll} \beta = 0 & [/] & \text{se } U < 15\% \\ \beta = \frac{(U_i - 0,15)}{0,45} & [/] & \text{se } 15\% < U < 60\% \\ \beta = \frac{(1,05 - U_i)}{0,45} & [/] & \text{se } U \geq 60\% \end{array} \right. \quad (\text{Eq 11})$$

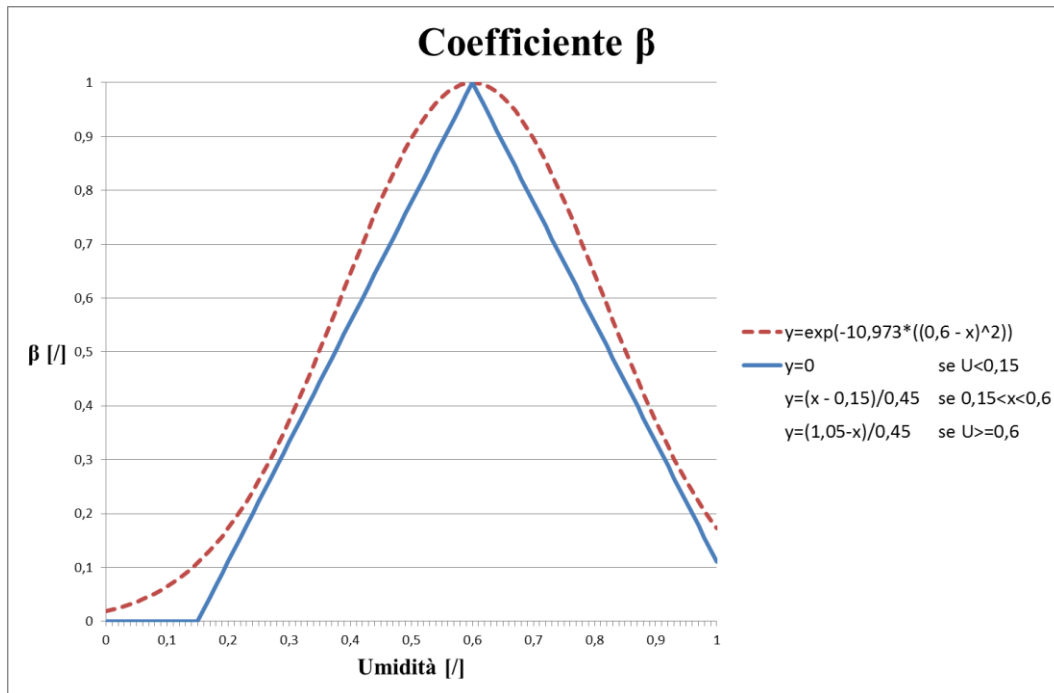


Figura 31 - Coefficiente correttivo β . La linea tratteggiata riporta il coefficiente y di Mason (2007) con valore di umidità ottimale pari al 60% (utilizzato dal MODELLO 2). La linea continua rappresenta il coefficiente correttivo β utilizzato nel MODELLO 1.

Il coefficiente β presenta un valore nullo in corrispondenza di un'umidità iniziale inferiore al 15% (U_{\min}), poiché, in tal caso, l'attività microbica risulta sostanzialmente inibita a causa della morte dei microorganismi. Tale condizione limite è tuttavia praticamente irrealizzabile per il RUR soggetto a trattamento biologico, poiché presenta mediamente un'umidità iniziale del 35-45%. Un rifiuto urbano caratterizzato da un'umidità inferiore al 20%, oltre a risultare particolarmente anomalo, non giustificerebbe un trattamento aerobico, poiché la perdita di peso che ne conseguirebbe sarebbe molto esigua.

Il valore di β risulta unitario quando il rifiuto in ingresso presenta un'umidità del 60%, valore pressoché irraggiungibile per la tipologia di rifiuto alimentato negli impianti MBT, ovvero rifiuto solido urbano (RSU) o residuo da RSU dopo raccolta differenziata (RUR).

La prima opzione analizzata per l'applicazione del coefficiente correttivo è stata la sua moltiplicazione per la costante cinetica k raggiungibile nelle condizioni ottimali, ovvero:

$$AM_{oss} = AM(t_0) * (1 - e^{-\beta kt}) \quad (\text{Eq 12})$$

In tal modo k rappresenta la massima velocità di degradazione raggiungibile, in corrispondenza del valore ottimale di umidità del rifiuto. A seconda dell'umidità reale la k viene corretta e la velocità di degradazione ridotta.

La seconda opzione valutata è stata l'applicazione di β alla quantità di massa attiva potenzialmente degradabile, ovvero:

$$AM_{oss} = \beta * AM(t_0) * (1 - e^{-kt}) \quad (\text{Eq 13})$$

Questa seconda formulazione rappresenta una dipendenza maggiore tra umidità e cinetica di degradazione, come descritto dall'esempio riportato in Tabella 2.

Tabella 2 - Esempio di applicazione del coefficiente β per 3 diversi valori di umidità iniziale (U) del rifiuto alimentato. I 3 esempi riportati si basano sul medesimo valore di k e di t . La $p_{degradata}$ indica la percentuale di AM degradata nell'intervallo di tempo considerato. L'ultima colonna riporta, al variare dell'umidità iniziale, la variazione della AM degradata utilizzando l'equazione 13 anziché la 12.

FORMULAZIONE	U	β	k	t	$p_{degradata}$	VARIAZIONE
Eq 12	20%	0,11	0,035 d ⁻¹	14 d	5,25%	-18,86%
Eq 13					4,26%	
Eq 12	40%	0,56			24,00%	-9,58%
Eq 13					21,70%	
Eq 12	55%	0,89			35,34%	-2,43%
Eq 13					34,48%	

Più il valore di umidità è distante dall'ottimo, più la seconda formulazione riduce la velocità di degradazione del substrato rispetto alla prima. In tal senso la seconda formulazione rappresenta un rallentamento più accentuato della degradazione batterica al diminuire dell'umidità, poiché rappresenta un vincolo fisico del processo.

Mentre nell'equazione 12 l'umidità influisce direttamente sulla costante cinetica k , rallentando la velocità di degradazione ($\beta < 1$), nell'equazione 13 il valore di umidità impone una riduzione della massa potenzialmente degradabile ($\beta * AM$). Ad esempio, facendo riferimento alla Tabella 2, nel caso in cui l'umidità iniziale del rifiuto alimentato è pari al 40%, β risulta pari a 0,56; ciò comporta che la massa potenzialmente degradabile per un tempo che tende all'infinito è esattamente il 56% della AM totale. Questa formulazione rappresenta abbastanza fedelmente ciò che avviene nel processo reale; ovvero: quando l'umidità scende sotto il 15% la degradazione aerobica si arresta a causa della morte dei

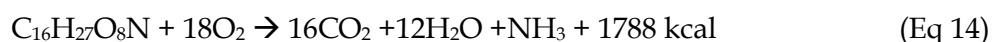
microorganismi. Purtroppo le eccessive difficoltà riscontrate nella precisa quantificazione di questo legame hanno portato a dei risultati incoerenti con i dati misurati e, di conseguenza, all'abbandono della formulazione descritta dall'equazione 13. L'equazione 12 ha fornito maggiori garanzie sui risultati e per questo motivo è stata implementata nel MODELLO 1.

- y. Acqua prodotta dalla reazione aerobica.

Nella realizzazione di un modello con cui si intende riprodurre la degradazione aerobica, concentrandosi in particolare sui bilanci di massa del processo, non ci si può esimere dal tenere in considerazione la massa d'acqua prodotta dal metabolismo aerobico. Una stima del quantitativo idrico prodotto può essere ricavata dalla stechiometria di reazione.

Come già discusso nel Sotto-paragrafo 2.3.1, i composti organici presenti nel RU sono caratterizzati da un elevato livello di eterogeneità; inoltre i processi ossidativi sono molto complessi e sono caratterizzati da molteplici prodotti intermedi. Non essendo ancora disponibile una trattazione esaustiva delle reazioni coinvolte, è prassi comune semplificare il processo ossidativo con delle reazioni riassuntive [Polprasert 2007]. Il metodo utilizzato nel presente studio per quantificare l'acqua prodotta dalla reazione è stato basato sulla stechiometria delle reazioni riassuntive proposte da vari autori, di seguito elencate.

Calcaterra e Adani (2004) hanno proposto, per la descrizione della degradazione aerobica del RU, la seguente reazione:



L'utilizzo del composto $\text{C}_{16}\text{H}_{27}\text{O}_8\text{N}$ come rappresentativo del rifiuto urbano è in accordo con la descrizione di Polprasert (2007) (Tabella 3).

Il composto esemplificativo $\text{C}_{16}\text{H}_{27}\text{O}_8\text{N}$ deriva dai rapporti ponderali dei singoli elementi chimici presenti in particolari campioni di un rifiuto, ottenuti tramite spettrometria di massa. Il campione sul quale sono state effettuate le analisi era relativo ad un rifiuto urbano indifferenziato, caratterizzato da una propria composizione merceologica. Eseguire le stesse analisi su un altro campione di rifiuto porterebbe a differenti rapporti ponderali e quindi ad un differente composto organico rappresentativo, con la corrispondente reazione di degradazione. Per questo motivo tale reazione non ha validità generale, ma fornisce un valore indicativo delle grandezze in gioco.

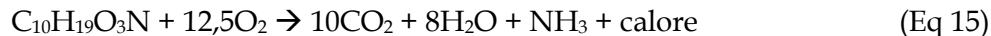
Dalla stechiometria della reazione (Eq 14) è stato ricavato il tasso di produzione idrica per massa attiva degradata, pari a:

$$y = 0,598 \text{ kg}_{\text{H}_2\text{O}}/\text{kg}_{\text{AMoss}}$$

Tabella 3 - Composizioni chimiche tipiche di alcuni composti organici [Polprasert, 2007].

Waste component	Typical chemical composition
Carbohydrates	$(\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5)_x$
Protein	$\text{C}_{16}\text{H}_{24}\text{O}_3\text{N}_4$
Fat and oil	$\text{C}_{50}\text{H}_{90}\text{O}_6$
Sludge	
Primary	$\text{C}_{22}\text{H}_{39}\text{O}_{10}\text{N}$
Combined	$\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$
Refuse (total organic fraction)	$\text{C}_{64}\text{H}_{104}\text{O}_{37}\text{N}$
	$\text{C}_{99}\text{H}_{148}\text{O}_{59}\text{N}$
Wood	$\text{C}_{295}\text{H}_{420}\text{O}_{186}\text{N}$
Grass	$\text{C}_{23}\text{H}_{38}\text{O}_{17}\text{N}$
Garbage	$\text{C}_{16}\text{H}_{27}\text{O}_8\text{N}$

La reazione proposta da Polprasert (2007) per il processo di compostaggio è la seguente:



Anche in questo caso il composto rappresentativo della materia degradabile è stato ricavato dai rapporti ponderali relativi ad un particolare campione. Il composto dell'equazione 15 rappresenta la massa organica contenuta nei fanghi di depurazione (Sludge combined, Tabella 3).

Dalla stechiometria della reazione è risultato il seguente coefficiente di produzione di acqua:

$$y = 0,720 \text{ kg}_{\text{H}_2\text{O}}/\text{kg}_{\text{AMoss}}$$

Gorietti et al (2007) ipotizzano come rappresentativa del processo di ossidazione la seguente reazione che coinvolge l'acido adipico:



Da cui risulta:

$$y = 0,616 \text{ kg}_{\text{H}_2\text{O}}/\text{kg}_{\text{AMoss}}$$

Nonostante i coefficienti y individuati in letteratura siano stati ricavati attraverso strade differenti, il loro discostamento reciproco è risultato limitato.

Considerando che le relazioni presentate in letteratura sono troppo semplificate o relative ad un rifiuto specifico, nessuna di esse possiede una validità generale. Per tale motivo il MODELLO 1 utilizza il valore medio tra le y proposte, che risulta:

$$y = 0,645 \text{ kg}_{\text{H}_2\text{O}}/\text{kg}_{\text{AMoss}}$$

- ΔH e CLV. Esotermia e Calore Latente di Vaporizzazione.

Anche la scelta del parametro ΔH è stata basata sulla stechiometria delle reazioni rappresentative del processo di degradazione biologica.

Calcaterra e Adani (2004) ipotizzano un rilascio di 22'000 kJ/kg_{AMoss}, ricavato dalla reazione da loro proposta (Eq 14).

Secondo la reazione indicata da Gorietti et al (2007) (Eq 16), invece, l'esotermia della degradazione aerobica è quantificabile con $\Delta H = 17'662 \text{ kJ/ kg}_{\text{AMoss}}$.

L'intervallo risultante, 17'662-22'000 kJ/ kg_{AMoss}, trova riscontro con le analisi condotte per il MODELLO 2 ed espresse nel seguito.

I valori dei parametri ΔH e CLV utilizzati dal MODELLO 1 sono gli stessi utilizzati dal MODELLO 2 e la loro scelta viene descritta nel Sotto-paragrafo 3.1.3.

3.1.3 IL MODELLO 2

Il secondo modello proposto in questo testo deriva dall'analisi del materiale disponibile in letteratura scientifica riguardo i processi di compostaggio della frazione organica. Anche se i processi a scala industriale di compostaggio e bioessiccazione sono sensibilmente differenti in alcuni parametri di controllo e nelle tempistiche, è lecito assumere che i fenomeni di degradazione batterica che hanno luogo nei due casi siano molto simili. Questa ipotesi è valida soprattutto per i primi giorni del processo di compostaggio in quanto non è ancora avviata la seconda fase, ovvero quella di degradazione dei composti organici più stabili (es: lignina) e di produzione di acidi umici e fulvici che rendono il materiale un buon ammendante organico.

La più grossa differenza tra i due processi consiste nel controllo dell'umidità, effettuato nel compostaggio ed assente nella bioessiccazione; durante il compostaggio il valore di umidità viene infatti mantenuto il più possibile costante tra il 50-70%, poiché corrisponde alle condizioni ottimali per la crescita batterica. Ovviamente nella bioessiccazione del rifiuto urbano non avrebbe senso aggiungere acqua ad un materiale dal quale se ne intende togliere la maggior quantità possibile. Per rappresentare la dipendenza del processo dalle variabili condizioni di umidità iniziale del RUR sottoposto a trattamento, anche il MODELLO 2 contiene un coefficiente correttivo β ; esso, moltiplicato per la costante cinetica teorica k , permette di adeguare la cinetica della degradazione aerobica alle reali condizioni di umidità del rifiuto.

L'evidente analogia tra il processo di compostaggio (prima fase) e di bioessiccazione si riflette sulla struttura del MODELLO 2 che, per questo motivo, risulta molto simile al MODELLO 1.

3.1.3.1 FORMULAZIONE

I dati in ingresso al MODELLO 2 sono i medesimi di quelli del MODELLO 1 ad eccezione della stima della massa attiva. Il MODELLO 2, infatti, descrive separatamente la degradazione di tre differenti frazioni merceologiche soggette ad ossidazione aerobica; è perciò necessario conoscere una stima della massa attiva di ognuna di esse per poter quantificare il calore totale prodotto dalla reazione.

I dati estratti dal RUR caratterizzato per la descrizione della bioessiccazione sono:

- M_{tot} massa totale del rifiuto da trattare nell'intervallo di tempo considerato.
- H_2O_{t0} massa d'acqua totale contenuta nel rifiuto.
- ASH_{t0} massa di ceneri totali contenute nel rifiuto.
- $AM_{t0}^{cellulosici}$ massa attiva contenuta nelle frazioni "carta" e "cartone".

- $AM_{t_0}^{\text{organico}}$ massa attiva contenuta nelle frazioni “organico”, “altro combustibile” e “fini”.
- $AM_{t_0}^{\text{verde}}$ massa attiva contenuta nella frazione “verde”.

I valori di AM delle tre categorie sono ricavati per mezzo di coefficienti che ne forniscono il quantitativo in relazione alla massa secca delle corrispondenti frazioni presenti nel rifiuto complessivo.

A differenza del MODELLO 1, il MODELLO 2 ipotizza che venga degradata anche una piccola parte del materiale cellulosico (carta e cartone) ma con una cinetica più lenta e un ritardo di 7 giorni rispetto all’inizio del processo, a causa della maggior stabilità biologica della cellulosa e della emicellulosa.

La determinazione della sostanza degradata nel tempo t è analoga al MODELLO 1, ovvero secondo una dinamica esponenziale del 1° ordine:

$$AM_{\text{oss}}^i = AM_{t_0}^i * (1 - e^{-\beta k^i t}) \quad (\text{Eq 17})$$

dove con “ i ” sono indicate le tre categorie soggette a degradazione e con β il coefficiente correttivo dipendente dall’umidità iniziale del rifiuto, presente anche in questa modellizzazione.

Una volta calcolata la perdita di AM delle tre categorie, la massa attiva complessivamente degradata viene ottenuta sommando i tre contributi:

$$AM_{\text{oss}}^{\text{tot}} = \sum_i AM_{\text{oss}}^i \quad (\text{Eq 18})$$

Il quantitativo di calore sensibile trasferito all’ambiente viene ricavato dall’entalpia di reazione (ΔH), analogamente al MODELLO 1, ovvero:

$$EN_{\text{liberata}} = AM_{\text{oss}}^{\text{tot}} * \Delta H \quad (\text{Eq 5})$$

A differenza del MODELLO 1, il MODELLO 2 ipotizza che non tutta l’energia liberata dalla reazione venga assorbita dall’acqua, ma solo una frazione $\gamma < 1$, a causa delle perdite energetiche del reattore. L’acqua evaporata risulta perciò dalla seguente espressione:

$$H_2O_{\text{evaporata}} = \gamma * EN_{\text{liberata}} / CLV \quad (\text{Eq 6})$$

Viene quindi calcolata l'acqua prodotta dalla degradazione aerobica tramite il coefficiente y (acqua prodotta per unità di massa degradata) analogamente al MODELLO 1:

$$H_2O_{prodotta} = AM_{oss}^{tot} * y \quad (Eq 7)$$

La perdita d'acqua risulta quindi:

$$H_2O_{rimossa} = H_2O_{evaporata} - H_2O_{prodotta} \quad (Eq 8)$$

Come per il MODELLO 1, anche il MODELLO 2 deve poter essere in grado di rappresentare differenti impianti di bioessiccazione. Ogni singolo impianto è caratterizzato da differenti parametri di processo (insufflazione d'aria, perdite energetiche, etc.) e ambientali (T esterna, U aria esterna, etc.) che influenzano le cinetiche di reazione. L'introduzione di una dipendenza della reazione dal valore di ognuno di questi parametri renderebbe il modello estremamente complesso e inadatto all'utilizzo per il quale è stato progettato. Di conseguenza anche per il MODELLO 2 è stata mantenuta una struttura semplice, che permetta di considerare le peculiarità di ogni impianto all'interno delle costanti cinetiche, che necessitano così di essere ricavate attraverso dati reali. Una volta tarato, anche il MODELLO 2 permette di ricavare una stima delle prestazioni ottenibili dall'impianto riprodotto al variare della composizione del rifiuto alimentato. La perdita di peso viene calcolata attraverso la seguente equazione:

$$WL_t = AM_{oss} + H_2O_{evap} - H_2O_{prod} = \sum_{i=1}^3 AM_{t0}^i * (1 - e^{-\beta k^i t}) * (1 + \gamma * \frac{\Delta H}{CLV} - y) \quad (Eq 19)$$

Le uscite del MODELLO 2 permettono di descrivere completamente il prodotto a fine processo:

- $ASH_{finali} = ASH_{t0}$ il quantitativo di ceneri non varia, poiché esse non sono interessate dall'ossidazione aerobica.
- $H_2O_{finali} = H_2O_{t0} - H_2O_{loss}$
- $VS_{finali} = VS_{t0} - AM_{t0}^{loss}$ poiché la massa attiva è composta unicamente da solidi volatili.
- $VS_{finali}^i = VS_{t0}^i - AM_{t0}^{i,loss}$ i solidi volatili finali delle frazioni soggette a degradazione sono pari al loro valore iniziale a meno del valore di AM degradata.

3.1.3.2 ASSEGNAZIONE PARAMETRI

Un lavoro molto completo di analisi del materiale disponibile sulla modellizzazione dei sistemi di compostaggio è quello proposto da Mason (2007). Secondo questo studio, i modelli di maggior successo nella predizione dei profili di T e degradazione del materiale organico nascono dall'adozione di cinetiche empiriche del 1° ordine, con correzioni basate sulla temperatura e umidità del materiale trattato. Per questo motivo il lavoro di Mason (2007) ha rivestito un ruolo molto importante nell'assegnazione dei parametri del MODELLO 2, così come per il MODELLO 1.

- k_{verde} , k_{organico} e $k_{\text{cellulosici}}$. Costanti cinetiche di degradazione

Una corretta modellizzazione della degradazione del substrato è di vitale importanza per una descrizione verosimile del processo. L'approccio generalmente adottato in letteratura per la modellizzazione della degradazione aerobica è la descrizione dell'andamento nel tempo dei solidi volatili (VS), dei solidi volatili biodegradabili (BVS) o dell'ossigeno consumato dai batteri (O_2) [Mason, 2007]. La massa ossidata, o l'ossigeno consumato, provoca la liberazione di calore, motore del processo di evaporazione dell'acqua.

La gran parte dei modelli proposti in letteratura utilizzano cinetiche empiriche di degradazione del 1° ordine a tasso costante e un approccio deterministico (Smith 1980; Haug 1993; Keener 1993; Das 1997; Mohee 1998; Higgins 2001; riportati da Mason, 2007).

Analisi condotte sull'utilizzo di alcuni di essi mostrano dei buoni risultati prestazionali nel breve e medio periodo con un peggioramento nel lungo periodo [Mason, 2007]. Tale caratteristica è però ininfluente ai fini del presente studio, in quanto il MODELLO 2 è progettato per riprodurre un processo che solitamente è compreso fra i 7 e i 20 giorni.

Tra le caratteristiche riportate da Mason (2007), le più interessanti sono quelle ricavate dallo studio di Komilis and Ham (2000) riportate in Tabella 4.

Tabella 4 - Contenuto di massa attiva potenzialmente degradabile e cinetiche di degradazione delle categorie "organico", "verde" e "cellulosici" (Komilis and Ham, 2000) estratte da Mason (2007).

FRAZIONE	AM [kg/kg _{ss}]	k [d ⁻¹]
Organico	0,761	0,10
Verde	0,470	0,14
Cellulosici	0,141	0,08

Il MODELLO 2 adotta i valori indicati in Tabella 4 per quantificare la massa biologicamente attiva delle tre categorie partendo dal loro contenuto su base secca.

Per quanto riguarda le costanti cinetiche k , i valori indicati in Tabella 4 sono stati utilizzati come valore di primo tentativo, da adattare attraverso la taratura eseguita su dati reali per ogni applicazione del modello (esempio nel Capitolo 4). La scelta di tali valori è giustificata dalle buone prestazioni ottenute dalla loro applicazione [Mason, 2007].

- β . Dipendenza dall'umidità del rifiuto

Anche il MODELLO 2 utilizza un coefficiente correttivo delle costanti cinetiche in base al valore di umidità iniziale del RU; esso è stato ricavato dal coefficiente ρ proposto da Smith nel 1980 (riportato da Mason, 2007) di Figura 30. Il coefficiente di derivazione empirica presenta la seguente espressione:

$$\rho = e^{10,973(0,7-U)^2} \quad (\text{Eq 20})$$

Questa formulazione si basa sull'ipotesi che le massime velocità di degradazione abbiano luogo per un'umidità del 70%. In base alle indicazioni di Polprasert (2007) e Tambone, Genevini (2004), è stato ritenuto più adeguato utilizzare come umidità ottima un valore del 60%, in corrispondenza del quale il coefficiente assume valore unitario. Il coefficiente β risultante è pari a:

$$\beta = e^{10,973(0,6-U)^2} \quad (\text{Eq 21})$$

La rappresentazione grafica del coefficiente β utilizzato dal MODELLO 2 è descritta dalla linea tratteggiata di Figura 31.

Il coefficiente β viene moltiplicato direttamente per il tasso k (Eq 17).

- γ . Calore utile di vaporizzazione

L'assegnazione del parametro γ , che definisce la quota parte di calore liberato dall'esotermia di reazione che viene assorbita dall'acqua per il passaggio allo stato di vapore, è stata effettuata a seguito di un'analisi dei bilanci energetici del processo di degradazione aerobica riportati in letteratura.

Gli autori che hanno proposto modelli di rappresentazione del processo di compostaggio si sono basati su un bilancio energetico desumibile dalla Figura 32 e dalla Equazione 22.

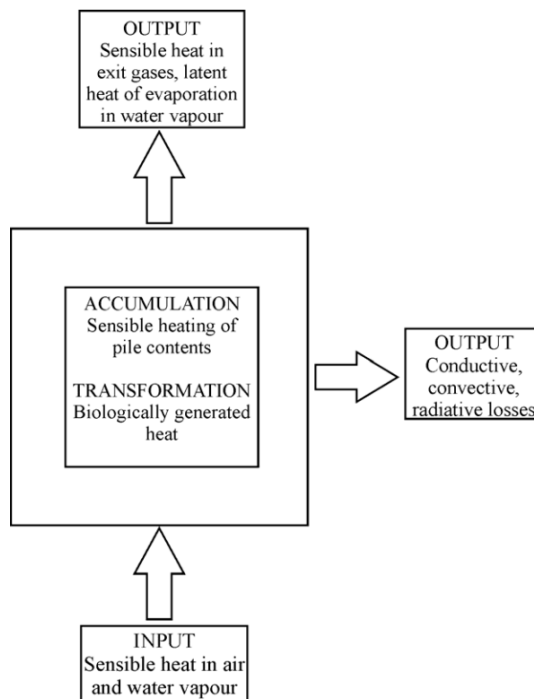


Figura 32 - Schematizzazione del bilancio energetico di un reattore di degradazione aerobica [Mason, 2007].

$$\text{ACCUMULO} = \text{INPUT} - \text{OUTPUT} + \text{TRASFORMAZIONI} \quad (\text{Eq 22})$$

- ACCUMULO : variazione del calore sensibile del materiale (cumulo).
 INPUT : calore sensibile dell'aria insufflata, calore latente del vapore acqueo in ingresso.
 OUTPUT : calore sensibile dei gas secchi e del vapore acqueo uscente (CS_{gas}), perdite CCR (convettive, conduttive, radiative) dalle pareti, calore latente del vapore acqueo.
 TRASFORMAZIONI : calore prodotto dalla ossidazione (CO).

I termini di maggior rilievo del bilancio energetico sono stati individuati nel calore latente del vapore acqueo uscente e nel CO prodotto dalla esotermia di reazione [Bach 1987; Haug, 1993 da Mason, 2007; Gorietti, 2007].

Rada et al (2007) affermano inoltre che, nel bilancio energetico eseguito su un impianto pilota di bioessiccazione di un rifiuto urbano³⁵, il calore rilasciato dall'ossidazione dei solidi volatili è dominante rispetto all'entalpia del rifiuto in ingresso e all'effetto ventilativo dell'aria di processo.

Le perdite energetiche dovute al calore sensibile dei gas e al calore latente del vapore acqueo uscenti dall'impianto, prendono il nome di "perdite ventilative". Le perdite ventilative oscillano, in funzione della tipologia d'impianto e della portata d'aria forzata, tra il 70% e il 95% delle perdite totali (energia uscente dal sistema), mentre le perdite CCR sono mediamente comprese tra il 3 e il 15% [Mason, 2007].

Le misurazioni della distribuzione dell'energia uscente da un impianto "full-scale" senza copertura, effettuate da Bach et al (1987), confermano che la principale forma di perdita energetica è rappresentata dal calore latente del vapore acqueo uscente dal sistema (CLV copre circa il 76% del calore uscente).

Analisi di Weppen (2001) condotte su un impianto a scala industriale indicano un assorbimento di calore per l'evaporazione dell'acqua pari all'85% del calore uscente in 12 giorni.

Il bilancio energetico risultante dalle analisi condotte da Robinzon (2000), per un reattore di compostaggio industriale, assegna al CLV il 70% dell'energia totale uscente dall'impianto.

Il MODELLO 2, sulla base delle informazioni reperite in letteratura, considera trascurabile sia il calore sensibile accumulato dal materiale soggetto a trattamento che il calore in ingresso al sistema. In tal modo risulta, dall'Equazione 22, che il calore uscente dal sistema può essere considerato pari al calore prodotto dall'esotermia della degradazione microbica dei composti organici. Di conseguenza il calore liberato dall'aerobiosi (CO) si suddivide in CLV, perdite CCR e calore sensibile dei vapori uscenti (CS_{gas}):

$$CO = CLV + CCR + CS_{gas} \quad (Eq\ 23)$$

Utilizzando un adeguato coefficiente γ , che rappresenta la percentuale di calore liberato dall'ossidazione che viene assorbito dall'acqua per il passaggio di stato, è possibile stimare la perdita d'acqua del rifiuto.

$$\text{Calore utile di vaporizzazione:} \quad CUV = CLV = \gamma * CO$$

³⁵ Il rifiuto alimentato era composto per il 50% da materiale organico, grazie all'aggiunta di FORSU.

Per il MODELLO 2 è stato scelto di utilizzare un coefficiente γ pari alla media di quelli proposti in letteratura (76%, 85%, 70%), ovvero:

$$\gamma = 77\%$$

il che corrisponde ad una perdita del 23% dell'energia liberata dal processo di degradazione.

Il coefficiente γ ivi proposto, in quanto derivante da analisi effettuate su impianti molto differenti tra loro, viene ritenuto un valore indicativo, ammissibile per applicazioni del modello a contesti dai quali non è possibile ricavare informazioni più dettagliate sulla dinamica di degradazione. Negli specifici contesti applicativi il valore del parametro γ può essere modificato in funzione di eventuali informazioni disponibili in merito alle perdite energetiche dell'impianto oggetto di modellizzazione. Una taratura corretta del parametro γ , basata sui dati reali, porterebbe infatti ad una rappresentazione più realistica del processo di degradazione e, in particolare, ad una quantificazione più precisa delle perdite idriche di processo.

Un modello che nel bilancio energetico trascuri l'entalpia introdotta nel sistema dall'aria in ingresso, non può che essere una semplificazione del sistema reale. L'aria in ingresso, infatti, concorre all'apporto energetico necessario all'evaporazione dell'acqua contenuta nel rifiuto e permette il trasporto, verso l'esterno, del vapore acqueo formatosi all'interno del reattore. Per effettuare un bilancio energetico più preciso di quello proposto in questo testo, però, sarebbe necessario, come riscontrato nei modelli disponibili in letteratura, conoscere i valori puntuali di temperatura e umidità dell'aria, in ingresso e in uscita al reattore. Queste informazioni non sono disponibili nei casi che necessitano l'utilizzo del modello proposto; inoltre, la necessità di un modello semplice e con validità generale impone di trascurare questo aspetto. Oltre a ciò, come confermato dai vari autori, il calore generato dall'esotermia della reazione è dominante rispetto agli altri contributi energetici; di conseguenza, tenere in considerazione solo il contributo biologico nel bilancio energetico è stata considerata un'approssimazione accettabile.

- ΔH e CLV. Esotermia e Calore Latente di Vaporizzazione

La maggior parte dei modelli analizzati per la descrizione dei processi di compostaggio utilizza, per ottenere il quantitativo di energia rilasciata dalla reazione di ossidazione, un fattore di conversione basato sulla degradazione dei Solidi Volatili o sul consumo di ossigeno ad opera dei microorganismi [Mason, 2007]. I valori proposti sono stati ricavati da misure calorimetriche dirette e risultano compresi nell'intervallo 17,8-24,7 kJ/g_{ossidato} (Haug 1993; Keener 1993; Van Ginkel 1996; riportati da Mason 2007). Tale intervallo risulta molto

ampio a causa dei differenti materiali utilizzati dagli autori negli esperimenti da loro condotti. L'utilizzo di un coefficiente errato per rappresentare la liberazione di calore della reazione, porterebbe ad un altrettanto errata quantificazione dell'intero processo poiché, come precedentemente descritto, la perdita di peso subita dal RUR dipende linearmente da tale parametro (Eq 9, 19). La scelta di tale parametro è stata perciò presa con estrema cautela.

Nel modello di simulazione proposto da Mason (2007) viene utilizzato un ΔH di 19,6 kJ/g_{ossidato}.

Sia per il MODELLO 2 che per il MODELLO 1 è stato invece scelto un valore prudenziale pari a 18 kJ/g_{ossidato}.

Per ricavare la perdita di acqua dovuta all'evaporazione è necessario, una volta calcolato il calore utile di vaporizzazione attraverso il coefficiente γ , conoscere il CLV specifico, ovvero l'energia necessaria ad un chilogrammo di acqua liquida per passare allo stato di vapore. Tale parametro varia al variare della temperatura dell'acqua stessa contenuta nel rifiuto; al crescere della temperatura, infatti, l'acqua necessita di minor energia per evaporare.

In letteratura è stata proposta la seguente formula empirica per il calcolo del CLV:

$$CLV = ((1093,7 - (0,5683 * ((T + 32) * 9/5))) * 1055/454) \quad (Eq\ 24)^{36}$$

A causa delle forti oscillazioni di temperatura cui è soggetto il rifiuto all'interno del reattore, tale relazione non è stata utilizzata, poiché necessiterebbe di una misurazione in linea della temperatura; entrambi i modelli di bioessiccazione utilizzano perciò un valore semplificato costante pari a 2500 kJ/kg_{H₂O}. Tale valore è lo stesso utilizzato nel calcolo del potere calorifico complessivo (PCI) di ogni frazione del RU, noto il suo valore sul materiale secco (PCI_{ss}), ovvero:

$$PCI = PCI_{ss} * TS - 2500 * U$$

Questa ipotesi, seppur semplificativa, permette di ottenere una stima dell'acqua evaporata all'interno del reattore, indipendentemente dalla specifica temperatura del rifiuto.

³⁶ Mason (2007) da Haug 1993.

3.1.4 SINTESI

I due modelli proposti non tengono in considerazione il contributo che l'entalpia dell'aria forzata fornisce all'evaporazione dell'acqua contenuta nel rifiuto. Anche in assenza del calore liberato dalla degradazione aerobica, il rifiuto sarebbe soggetto ad evaporazione di parte dell'acqua contenuta, per mezzo della sola areazione. Tale contributo evaporativo può però essere definito, in prima approssimazione, proporzionale al calore generato dalla degradazione dei composti organici, poiché la portata d'aria viene di norma modulata al variare del calore prodotto dalla reazione, al fine di fungere da regolatore termico e di garantire la vita microbica. Tuttavia la mancata considerazione di questo aspetto potrebbe essere in parte compensata dalla probabile sottostima delle perdite energetiche considerata nel modello, ovvero dalla sovrastima della quota parte di calore, prodotto dalla reazione, che viene assorbita dall'acqua nel passaggio di stato.

Negli specifici casi applicativi però, qualora fosse possibile effettuare un dettagliato bilancio energetico della vasca di bioessiccazione e quindi ricavare le perdite energetiche effettive in base all'entalpia dei flussi uscenti e entranti, è consigliabile inserire tale dato nel modello, in modo da rappresentare con maggior precisione l'impianto in oggetto.

I due modelli presentati hanno una struttura molto simile ma si differenziano nei seguenti aspetti (Tabella 5):

- nella stima della massa attiva potenzialmente degradabile dai microorganismi aerobi (AM);
- nelle cinetiche di degradazione, poiché nel MODELLO 1 tutta la materia degradabile viene ossidata alla stessa velocità (k) mentre nel MODELLO 2 sono distinte tre tipologie di materiali (cellulosici, organico e verde) che seguono tre differenti dinamiche di degradazione;
- nel coefficiente β di correzione delle costanti cinetiche, il quale però varia in modo molto limitato (Figura 31);
- infine, nelle perdite energetiche, assenti nel MODELLO 1 e pari al 23% nel MODELLO 2.

Entrambi i modelli rappresentano una forte semplificazione del processo di bioessiccazione del rifiuto. Tale semplificazione, come già espresso, è giustificata dalla necessità di rappresentare una generalità di impianti MBT con uno strumento flessibile che si possa adattare a qualsiasi realtà.

Il MODELLO 2 sembra descrivere in maniera più completa il processo di bioessiccazione, grazie alla distinzione di tre tipologie di materiali soggetti a degradazione; mentre il MODELLO 1 introduce una maggior quantità di ipotesi semplificative. A causa

della natura stessa del processo che si intende modellizzare e delle numerose fonti d'incertezza che affliggono il modello a partire dai dati caratterizzanti il rifiuto alimentato, una maggior semplicità non implica necessariamente una peggior capacità descrittiva. Per questo motivo, la scelta del modello più adeguato alla simulazione della bioessiccazione si deve basare su test di riproducibilità delle uscite di impianti reali e non sul livello di dettaglio delle equazioni contenute. Solo a valle di un confronto tra le prestazioni mostrate da entrambi i modelli è stato infatti possibile individuare il modello più adatto allo scopo.

Tabella 5 - Sintesi dei parametri dei due modelli di bioessiccazione.

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	MODELLO 1	MODELLO 2	NOTA
ϑ_1	%	100	/	
ϑ_2	%	50	/	Parametro soggettivo
$AM_{\text{cellulosici}}$	%	/	14,1	
AM_{organico}	%	/	76,1	
AM_{verde}	%	/	47,0	
k	d ⁻¹	0,025-0,19	/	Parametro libero soggetto a taratura
$k_{\text{cellulosici}}$	d ⁻¹ (lag time: 7 d)	/	0,08	Valori di primo tentativo.
k_{organico}	d ⁻¹	/	0,10	Parametri soggetti a taratura
k_{verde}	d ⁻¹	/	0,14	
ΔH	$\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} AM_{\text{Mossidata}}$	18.000	18.000	
CLV	$\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} H_2O_{\text{evap}}$	2.500	2.500	
y	$\text{kg}_{H_2O} \cdot \text{kg}^{-1} AM_{\text{Mossidata}}$	0,645	0,645	
β	%	$\frac{U_0 - 0,15}{0,45}$	$e^{10,973 \cdot (0,6 - U_0)^2}$	
γ	%	100	77	Modificabile in caso di info più affidabili

3.2 LA RAFFINAZIONE MECCANICA

3.2.1 INTRODUZIONE

Il rifiuto bioessiccato, prodotto dalla fase di degradazione aerobica, viene di norma sottoposto ad una fase di raffinazione meccanica³⁷, più o meno spinta a seconda dei prodotti finali che si intendono ottenere e delle proprietà del materiale di partenza.

Nella progettazione degli impianti di trattamento meccanico biologico non viene di norma utilizzato uno strumento previsionale di supporto; l'architettura della linea viene realizzata sulla base dell'esperienza dei tecnici di settore, i quali individuano le unità di processo più adatte, in base alla tipologia di rifiuto trattato e alle qualità desiderate per i prodotti uscenti.

La possibilità di disporre di previsioni attendibili sulle prestazioni della fase di bioessiccazione e sulle caratteristiche attese del rifiuto bioessiccato, rappresenta già di per sé un vantaggio nella progettazione degli impianti TMB. Per fornire uno strumento di supporto ancor più utile e completo, è stata sperimentata una modellizzazione della linea di raffinazione meccanica.

Riallacciandosi a quanto descritto nel Sotto-paragrafo 2.3.2, una linea di raffinazione meccanica del rifiuto è composta da una successione di molteplici unità di trattamento. Lo scopo principale è la separazione delle componenti indesiderate nella produzione di combustibile e il miglioramento delle caratteristiche energetiche, di trasporto e stoccaggio. La linea di raffinazione può essere realizzata in innumerevoli composizioni differenti, dipendenti dalle caratteristiche del rifiuto in arrivo all'impianto e dalla qualità del materiale che si intende ottenere in uscita.

Una rappresentazione sistematica della linea di raffinazione dovrebbe essere suddivisa in sotto-modelli che descrivano dettagliatamente le prestazioni di ciascun macchinario al variare della forma, della densità e di altre specifiche proprietà dei materiali che compongono il flusso in ingresso; le uscite di tali modelli dovrebbero inoltre essere funzione del settaggio dei parametri specifici di funzionamento dei macchinari stessi (velocità, inclinazione, etc.), in quanto essi influenzano in modo determinante le loro prestazioni. La realizzazione di un modello di questo tipo, oltre a risultare estremamente complessa, porterebbe ad una previsione prestazionale di ottimo livello solo in relazione ad un preciso macchinario e nel caso in cui il dato con cui esso viene alimentato sia inficiato da un errore molto limitato. A causa delle problematiche precedentemente discusse in merito alla

³⁷ Ci si riferisce agli impianti TMB a flusso unico, poiché di questa tipologia sono tutti gli impianti trattati nella Tesi. L'applicazione dei modelli di bioessiccazione e di raffinazione ad un impianto a flussi separati è comunque possibile.

rappresentatività dei dati disponibili riguardanti il rifiuto alimentato, anche un modello che riproduca perfettamente il comportamento di un macchinario porterebbe a dei risultati affetti da un errore difficilmente quantificabile. Inoltre lo scopo della presente modellizzazione è quello di fungere da strumento predittivo delle prestazioni di molteplici impianti differenti; perciò la sua validità dev'essere il più possibile generale, cosa che non può essere garantita dalla modellizzazione dettagliata dei macchinari di un particolare impianto. Per questo motivo è stata realizzata una modellizzazione della raffinazione meccanica seguendo un approccio differente e molto meno dettagliato, che possa garantire un'applicabilità generale a qualsiasi impianto TMB.

Da un'analisi della letteratura disponibile non sono stati reperiti modelli descrittivi, riconosciuti e dalla provata validità, delle prestazioni della linea di raffinazione meccanica di un generico impianto TMB. L'unico approccio sperimentale che ha mostrato le caratteristiche ricercate è stato quello di Caputo e Pelagagge (2002).

3.2.2 IL MODELLO

La riproduzione dei processi di trattamento meccanico è stata effettuata per mezzo di un adattamento del modello utilizzato da Caputo e Pelagagge (2002). Esso si basa sull'efficienza di separazione che ogni macchinario presenta nei confronti delle singole frazioni merceologiche che compongono il rifiuto. In particolare, ogni unità di processo viene modellizzata attraverso una separazione binaria del flusso entrante. La separazione in un numero di flussi superiore a due viene ottenuta con la successione di più passaggi. I coefficienti che definiscono l'entità della separazione sono contenuti nella matrice RFTF (Recovery Factor Transfer Function). Gli elementi di tale matrice rappresentano la quantità di massa secca e umida che permane nel flusso principale uscente dal macchinario. In tal modo è possibile ricavare un bilancio di massa che riproduca in cascata tutte le operazioni delle unità di processo dell'impianto.

I fattori della matrice RFTF sono stati determinati analiticamente o empiricamente sulla base di dati raccolti presso impianti reali [Caputo e Pelagagge, 2002]. Attraverso tale procedura, gli autori hanno ricavato la matrice RFTF di Tabella 6, validandola poi su molteplici impianti MBT reali localizzati sul territorio nazionale. Il confronto delle stime ottenute con le misurazioni reali ha portato a degli ottimi risultati (Tabella 7): escludendo il caso "e", l'errore di simulazione dell'efficienza di produzione di CSS è risultato compreso tra l'1,3% e il 3,5% mentre quello commesso nei confronti del potere calorifico del CSS prodotto è risultato compreso tra 0,3 e 2,1 %; errori estremamente ridotti per la tipologia di dati trattati.

Tabella 6 - Matrice RFTF contenente i coefficienti di separazione delle principali tipologie di macchinari utilizzati negli impianti TMB [Caputo e Pelagagge, 2002].

		Ferrosi	Non ferrosi	Vetro	Carta	Plastica	Sottovaglio	Legno	Organico
Lacerasacchi	M ¹	1	1	1	1	1	1	1	1
	U ²	1	1	1	1	1	1	1	1
Trituratore primario	M	1	1	1	1	1	1	1	1
	U	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Mulino a martelli	M	1	1	1	1	1	1	1	1
	U	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Vaglio a tamburo (fine)	M	0,8	0,8	0,2	0,85	0,9	0,25	0,5	0,25
	U	0,8	0,8	0,2	0,85	0,9	0,25	0,5	0,25
Vaglio a tamburo (grossolano)	M	0,41	0,37	0,01	0,69	0,62	0,02	0,2	0,11
	U	0,41	0,37	0,01	0,69	0,62	0,02	0,2	0,11
Classificatore ad aria (su rifiuto triturato)	M	0,1	0,8	0,7	0,98	0,98	0,2	0,7	0,7
	U	0,09	0,72	0,63	0,882	0,882	0,18	0,63	0,63
Classificatore ad aria (su rifiuto non triturato)	M	0,1	0,5	0,02	0,98	0,98	0,15	0,4	0,4
	U	0,09	0,45	0,018	0,882	0,882	0,135	0,36	0,36
Classificatore balistico	M	0,1	0,8	0,7	0,98	0,98	0,2	0,6	0,6
	U	0,1	0,8	0,7	0,98	0,98	0,2	0,6	0,6
Separatore magnetico	M	0,2	1	1	0,98	0,98	1	1	0,95
	U	0,2	1	1	0,98	0,98	1	1	0,95
Separatore amagnetici	M	0,9	0,1	1	0,98	0,98	0,95	0,98	0,98
	U	0,9	0,1	1	0,98	0,98	0,95	0,98	0,98
Essiccatore	M	1	1	1	1	1	1	1	1
	U	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Addensatore/estrusore/pelletizzatore	M	1	1	1	1	1	1	1	1
	U	1	1	1	1	1	1	1	1

1: M = materiale secco
2: U = umidità

La modellizzazione della linea di selezione meccanica proposta da Caputo e Pelagagge (2002) risulta molto interessante in ragione della semplicità che la caratterizza. Questa peculiarità la rende adatta al modello prestazionale oggetto del presente studio.

Tabella 7 - Risultati della validazione della matrice RFTF [Caputo, Pelagagge 2002].

Reference plants and computation results

Plant	Structure	Mass efficiency AV (%) / SE (%)	Moisture AV (%) / SE (%)	Ash AV (%) / SE (%)	LHV AV (kcal/kg RDF) / SE (%)
a	S-T-MS-M-MS-ACC-T-E	36.0/2.5	12.0/2.1	6.5/4.6	2900/1.1
b	PT-HS-MS-S-T-MS-M-T	69.3/1.3	7.3/3.7	4.8/5.2	4010/1.5
c	S-T-MS-M-MS-T	43.0/3.5			4354/0.34
d	M-PT-ACC-M-D-P	24.0/3.0			4000/2.1
e	M-MS-T-BC	55.0/6.0			2100/8.9
f	T-MS-ACC-T-MS-ACC				4000/1.7
g	M-MS-PT-MS	27.0/3.3			3000/1.5
h	M-T-M-ACC-P	35.0/1.4			3150/1.9

Legend: a: AREA (Ravenna); b: CIRSU (Giulianova); c: Consorzio Alessandrino (Castelciriolo); d: Consorzio Smaltimento Rifiuti Bassa Friulana (Udine); e: Macomer (Nuoro); f: RECLAS (Frosinone); g: SAO (Orvieto); h: SIEM (Pieve di Coriano); AV: actual value, SE: simulation error.

Una forte limitazione all'utilizzo di tale metodo è però riscontrabile, oltre che nella necessità di aggiornamento dei coefficienti in base ai progressi tecnologici che hanno avuto luogo nel decennio trascorso dal loro calcolo, nella dipendenza che lega la matrice RFTF al caso specifico sul quale è stata determinata. Infatti, l'efficienza di separazione che un particolare macchinario presenta nei confronti di ogni frazione merceologica dipende fortemente sia dalle specificità che lo caratterizzano (variabili, ad esempio, da produttore a produttore) sia dalle lavorazioni che il flusso in ingresso ha subito precedentemente. Per fare un esempio, un separatore magnetico presenta un'efficienza di recupero del ferro e una purezza differenti a seconda del costruttore che lo ha realizzato e a seconda che il flusso in ingresso sia stato o meno precedentemente trattato da un separatore balistico o da un vaglio dimensionale, in quanto varia il grado di sovrapposizione con altri materiali (quali plastica o carta); la stessa cosa avviene nei confronti delle altre frazioni, trascinate dal materiale ferroso. Tali differenze non possono essere colte da una matrice RFTF come quella riportata in Tabella 6, poiché essa non distingue le prestazioni del separatore magnetico in differenti condizioni. Ovviamente lo stesso discorso è valido anche per tutti gli altri macchinari; variando la disposizione delle unità di processo all'interno della linea di selezione meccanica, variano i coefficienti della matrice RFTF.

La matrice riportata in Tabella 6 effettua una distinzione solo per il classificatore ad aria, per il quale vengono forniti differenti coefficienti a seconda che il rifiuto sia stato precedentemente tritato o meno. Tale distinzione non è sufficiente a rappresentare tutti i casi possibili, ma fornisce una maggior flessibilità all'applicazione di tale metodo a più soluzioni impiantistiche.

In assenza di una matrice più dettagliata che distingua i coefficienti di separazione di ogni macchinario a seconda dei principali trattamenti che il flusso ha già subito, è stata effettuata una prova applicativa della matrice di Tabella 6, a seguito di alcuni adattamenti necessari per poterla utilizzare nel modello previsionale proposto. Tale prova preliminare è stata condotta con lo scopo di valutare la possibilità di utilizzare il modello proposto da Caputo e Pelagagge (2002) a complemento del modello previsionale della bioessiccazione su un impianto differente da quelli attraverso cui gli autori hanno calcolato la matrice RFTF. La verifica di riproducibilità è stata effettuata sui dati dell'impianto di Villafalletto relativi al 2011. La metodologia utilizzata e i risultati conseguiti sono descritti nel Capitolo 5.

CAPITOLO 4

TARATURA DELLE COSTANTI CINETICHE E SCELTA DEL MODELLO DI BIOESSICCAZIONE

4.1 CONCETTI PRELIMINARI

La scelta del modello più adatto allo scopo previsionale prefissato deve necessariamente essere fondata, oltre che sulla congruenza dei risultati ottenibili, su un'attenta analisi delle prestazioni che caratterizzano i due modelli proposti. La valutazione delle prestazioni di un modello previsionale dovrebbe basarsi sul grado di precisione che il modello stesso garantisce nel riprodurre un determinato processo. Nel caso specifico della bioessiccazione del rifiuto urbano, il modello, alimentato con una stima della caratterizzazione merceologica del materiale alimentato all'impianto, produce in uscita la descrizione completa del rifiuto bioessiccato (massa, umidità, solidi volatili e ceneri totali per ogni frazione merceologica). In questo caso l'analisi delle prestazioni dovrebbe perciò basarsi su un confronto tra le uscite del modello e i dati reali.

La procedura classica d'identificazione di un modello si compone di tre fasi.

In primo luogo viene eseguita la "concettualizzazione" del modello (fase 1), ovvero della formulazione della sua struttura e delle equazioni che lo caratterizzano; tale fase corrisponde a quella descritta nei Capitoli 3.2.1 e 3.3.1.

Durante la seconda fase viene assegnato un valore ad ognuno dei parametri contenuti nelle equazioni del modello, il che corrisponde alla "calibrazione" o "taratura". La maggioranza dei parametri, come descritto nel Capitolo 3, sono stati assegnati sulla base delle informazioni reperite in letteratura circa le relazioni caratteristiche del processo di degradazione aerobica; per quanto riguarda le costanti cinetiche è invece emersa la necessità di una taratura basata sui dati reali, in modo da adattare il modello allo specifico contesto di riferimento.

Di norma, la calibrazione basata sui dati viene compiuta discretizzando i possibili valori del parametro e, per ogni valore individuato, calcolando le uscite risultanti dall'alimentazione del modello con i medesimi dati in input. Una volta selezionato l'obiettivo J ritenuto più adatto per la valutazione del modello (es: SQM), funzione della differenza tra uscita misurata e stimata, esso viene calcolato in corrispondenza di ogni valore del parametro. Attraverso la minimizzazione o massimizzazione dell'obiettivo viene scelto il valore ottimale del parametro.

Il modello così calibrato è soggetto alla fase di "validazione" (fase 3). Essa consiste nell'utilizzo del modello su un differente dato in ingresso; i risultati della funzione obiettivo J forniscono informazioni sui limiti di validità del modello stesso e sulla sua capacità di riprodurre il sistema soggetto a modellizzazione.

Nell'identificazione di un modello, al fine di minimizzare i costi computazionali e di garantire robustezza previsionale, è ritenuta buona norma preferire, a parità di risultati, il modello più semplice [Jakeman et al, 2006].

Purtroppo la metodologia classica non è risultata applicabile ai modelli di bioessiccazione proposti nel presente testo, principalmente a causa di due problemi riscontrati durante lo studio.

Innanzitutto è emersa la mancanza di una popolazione di dati, relativi ad un singolo impianto, sufficiente a supportare la calibrazione dei parametri. Tale problematica è spesso ricorrente negli impianti TMB reali, soprattutto in ragione dei costi e delle tempistiche associate alle misurazioni.

In secondo luogo, l'incertezza e l'incongruenza che affliggono i dati misurati sugli impianti reali, sia in input che in output, espone al rischio di ottenere dei parametri che rappresentino il processo in modo errato. Questa problematica è emersa più volte durante l'analisi delle prestazioni dei modelli ed una sua trattazione viene più volte ripresa nel presente testo. Una prima accortezza che è stata presa per ridurre le conseguenze di tale aspetto è consistita nell'utilizzare un processo di taratura alternativo, basato sul dato che ha fornito le maggiori garanzie di validità e congruenza; esso consiste nella perdita di peso mediamente conseguita nello specifico impianto, poiché derivante dal bilancio di massa annuo. Attraverso la conoscenza di questa informazione e della stima della composizione merceologica media del rifiuto trattato dall'impianto, viene individuato il valore della costante cinetica k (dei tre valori in caso di taratura del MODELLO 2). Il parametro individuato attraverso tale procedura, dettagliata nel seguito del presente Capitolo, basandosi su un unico set di dati dall'incertezza non trascurabile, non può fornire elevate garanzie di rappresentatività del processo. Per questo motivo sarebbe sempre preferibile, qualora non si potesse eseguire un'apposita campagna di misura, avere a disposizione più di un set di dati con i quali eseguire la taratura delle costanti cinetiche di degradazione.

Nel presente Capitolo viene illustrato un esempio di taratura dei parametri dei due modelli proposti con un triplice obiettivo:

1. Illustrare un esempio applicativo della metodologia proposta per la taratura delle costanti cinetiche.
2. Valutare quale dei due modelli sia il più adeguato in base alle capacità mostrate nella descrizione del prodotto bioessiccato e del processo biologico stesso.
3. Fornire un valore robusto dei parametri, da utilizzare nel caso di impossibilità di taratura "ad hoc". In aggiunta vengono forniti degli intervalli dei parametri cinetici che possano fungere da punto di partenza per l'utilizzo dei modelli, nei casi in cui non siano disponibili dati reali e la raccolta diretta sia preclusa.

I dati utilizzati per la prova sono relativi a cinque impianti reali realizzati da A2A Ambiente; tre localizzati nel Regno Unito³⁸ e due in Italia:

- Dumfries, Scozia. Capacità 65.000 t a⁻¹
- Frog Island, Londra. Capacità 180.000 t a⁻¹
- Jankins Lane, Londra. Capacità 180.000 t a⁻¹
- Montanaso Lombardo, Lodi. Capacità 75.000 t a⁻¹
- Villafalletto, Cuneo. Capacità 75.000 t a⁻¹

Tutti gli impianti sono stati realizzati con la tecnologia di bioessiccazione Biocubi®, che elabora il rifiuto per un periodo di 14 giorni circa.

4.2 METODOLOGIA

4.2.1 FUNZIONAMENTO DEI MODELLI

Prima di affrontare la descrizione della taratura, nel presente Sotto-paragrafo sono dettagliati alcuni dei passaggi dei modelli ritenuti più significativi.

Come descritto nel Capitolo 3, entrambi i modelli di bioessiccazione ricevono, in ingresso, una stima della quantità e composizione specifica di ogni frazione merceologica, da cui ricavano una stima della AM potenzialmente degradabile dai microorganismi aerobi. I modelli calcolano quindi la AM degradata nel tempo stabilito e, in base al calore rilasciato dalla reazione stessa, il quantitativo di acqua che evapora.

Come si può osservare in Figura 33, i dati in ingresso al modello, disponibili per ogni impianto, consistono in una stima della composizione merceologica media del rifiuto alimentato; trattasi di stima in quanto, a causa dell'eterogeneità caratteristica del RUR, per ricavare un dato più significativo delle sue caratteristiche, vengono eseguite più misurazioni

³⁸ In collaborazione con Shanks Group plc.

distinte dalle quali si estrae il valor medio. Per ottenere il contenuto di AM del rifiuto in ingresso è quindi necessario passare attraverso una caratterizzazione chimico-fisica, compiuta tramite una parametrizzazione scelta tra i database disponibili e scientificamente riconosciuti. Solo a seguito di tale passaggio è resa disponibile una descrizione del rifiuto in ingresso compatibile con i modelli previsionali; ogni frazione risulta cioè caratterizzata dalla sua massa, dal potere calorifico e dal quantitativo di acqua, di ceneri e di solidi volatili.

Spesso, oltre alla composizione merceologica, sono noti i valori medi misurati di umidità, ceneri e potere calorifico del rifiuto complessivo alimentato (es. Tabella 8). Quando si verifica questo caso, è consigliabile sfruttare appieno tutte le informazioni disponibili e correggere la caratterizzazione con i dati aggiuntivi, in modo da minimizzare gli errori introdotti in questo passaggio. In particolare, l'applicazione del database fornisce una descrizione delle singole frazioni e del rifiuto nel suo complesso; conoscendo, ad esempio, l'umidità misurata del rifiuto complessivo, l'umidità delle singole frazioni viene corretta dal modello proporzionalmente al valore stimato e, frazione per frazione, viene riadeguato anche il quantitativo di ceneri e solidi volatili. Il modello è predisposto per effettuare automaticamente tale correzione, una volta inserito il dato misurato di umidità. La medesima correzione potrebbe essere compiuta sul quantitativo di ceneri, qualora fosse disponibile il suo valore complessivo mediamente riscontrato.

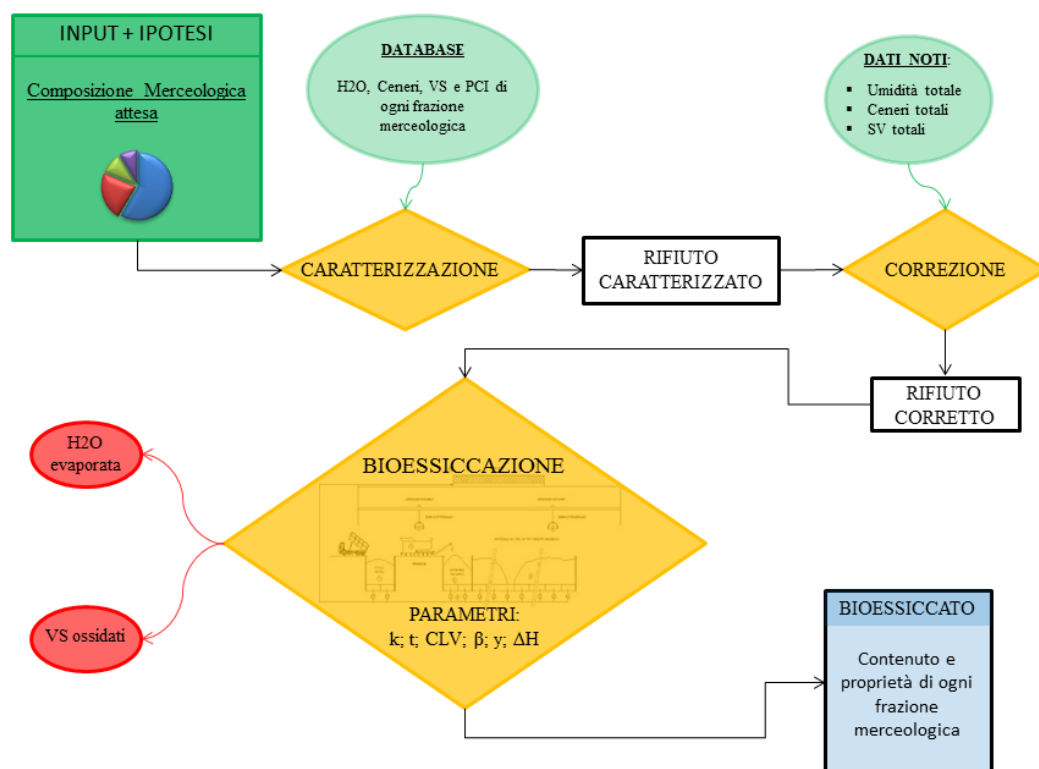


Figura 33 - Schematizzazione del funzionamento del modello di simulazione del processo di bioessiccazione.

Il potere calorifico inferiore viene calcolato di conseguenza in base alle indicazioni contenute nel database.

Una volta ottenuta la caratterizzazione più realistica possibile del rifiuto alimentato all'impianto, viene effettuata la stima della AM, secondo le specifiche dei due modelli; solo a questo punto è possibile alimentare il modello vero e proprio che, secondo la propria descrizione della dinamica di degradazione, fornisce il valore di solidi volatili degradati (VSL, ovvero AM ossidata) e di acqua evaporata, i quali sommati equivalgono alla perdita di peso complessiva subita dal rifiuto (WL). Ottenute queste grandezze, viene calcolato il quantitativo di acqua, ceneri e solidi volatili delle singole frazioni del rifiuto bioessiccato e, conseguentemente, del suo complesso. Una schematizzazione del funzionamento dei modelli è raffigurata in Figura 33.

La determinazione della composizione del rifiuto bioessiccato avviene secondo la seguente procedura:

- Il quantitativo di ceneri di ogni frazione "i" risulta pari a quello in ingresso, poiché non coinvolto, se non in quantità del tutto trascurabile, nel processo di bioessiccazione:

$$\text{Ceneri}_i^{\text{bioessiccato}} = \text{Ceneri}_i^{\text{input}} \quad (\text{Eq. 25})$$

- La perdita di acqua complessiva viene suddivisa tra le frazioni, proporzionalmente al contenuto idrico iniziale di ognuna di esse.
- I solidi volatili di ogni frazione sono ottenuti sottraendo alla quantità iniziale la quota parte che risulta degradata nel processo, in base alle ipotesi adottate dal singolo modello:

$$\text{VS}_i^{\text{bioessiccato}} = \text{VS}_i^{\text{input}} - \text{AM}_i^{\text{degradata}} \quad (\text{Eq. 26})$$

- Il potere calorifico delle frazioni merceologiche subisce un'alterazione, soprattutto in ragione della perdita idrica (aumento PCI) e della ossidazione di parte dei SV che si verifica durante il processo (perdita energetica).

Il potere calorifico inferiore sul secco ($PCI_{ss,i}$ [MJ/t_{ss}]) di ogni frazione del rifiuto in ingresso deriva dall'applicazione del database scelto e dalla correzione apportata al contenuto di acqua, ceneri e solidi volatili di ogni frazione. Da questo valore viene ricavato il contenuto calorico (CC) di ogni frazione:

$$CC_i^{\text{input}} = PCI_{ss,i} * TS_i \quad (\text{Eq. 27})$$

Il contenuto calorico del rifiuto bioessiccato viene ricavato sottraendo al valore iniziale il calore liberato nel processo di ossidazione della massa attiva, ottenuto moltiplicando l'entalpia di degradazione per la massa degradata, ovvero:

$$CC_i^{\text{bioessiccato}} = CC_i^{\text{input}} - AM_i^{\text{degradata}} * \Delta H \quad (\text{Eq. 28})$$

Dividendo il nuovo contenuto energetico per i solidi totali della frazione, si ricava il potere calorifico sul secco del bioessiccato:

$$PCI_{ss,i}^{\text{bioessiccato}} = \frac{CC_i^{\text{bioessiccato}}}{TS_i^{\text{bioessiccato}}} \quad (\text{Eq. 29})$$

Il potere calorifico riferito al tal quale, viene calcolato, per ogni frazione del rifiuto bioessiccato, secondo l'Equazione 4.6, che sottrae l'energia necessaria per il passaggio di stato dell'acqua (CLV).

$$PCI_i = PCI_{ss,i} * (1 - U_i) - 2500 * U_i \quad (\text{Eq. 30})$$

Al termine di tali operazioni, i modelli generano una stima del potere calorifico, del contenuto di acqua, ceneri e solidi volatili del rifiuto bioessiccato e di ogni frazione merceologica di cui è composto.

I modelli producono output grafici per descrivere le caratteristiche del rifiuto in ingresso e il prodotto bioessiccato. Nell'Allegato A sono riportati i grafici d'esempio (MODELLO 1) del rifiuto processato nell'impianto di Dumfries.

I modelli prestazionali proposti necessitano, come dati in ingresso, esclusivamente della *composizione merceologica del rifiuto* (dati obbligatori) e, qualora fossero disponibili, del *contenuto di acqua* o di *ceneri* complessivi (dati correttivi facoltativi).

In Figura 34 è riportata l'interfaccia d'inserimento dati del MODELLO 1.


INSERIMENTO DATI																												
MASSA ANNUA (RW)		10000	[t/a]																									
Durata bioessiccazione:		14	[giorni]																									
Correttivo Umidità [%]:		42																										
Correttivo Ceneri [%]:		12,3																										
				LEGENDA COLORI 																								
				Se non disponibile il dato sulla umidità, impostare la cella evidenziata a 0 Se non viene eseguita una correzione delle ceneri impostare la cella evidenziata a 0																								
								<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Parametro</th> <th>Default</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>y, H2O prodotta [gH2O/gAMoss]:</td> <td>0,65</td> <td>0,65</td> </tr> <tr> <td>ΔH reazione [kJ/kgAMoss]:</td> <td>18000</td> <td>18000</td> </tr> <tr> <td>CLV [kJ/kgH2O]:</td> <td>2500</td> <td>2500</td> </tr> <tr> <td>Y, Parte di calore assorbito dall'H2O [/]:</td> <td>1</td> <td>1</td> </tr> </tbody> </table>			Parametro	Default	y, H2O prodotta [gH2O/gAMoss]:	0,65	0,65	ΔH reazione [kJ/kgAMoss]:	18000	18000	CLV [kJ/kgH2O]:	2500	2500	Y, Parte di calore assorbito dall'H2O [/]:	1	1				
	Parametro	Default																										
y, H2O prodotta [gH2O/gAMoss]:	0,65	0,65																										
ΔH reazione [kJ/kgAMoss]:	18000	18000																										
CLV [kJ/kgH2O]:	2500	2500																										
Y, Parte di calore assorbito dall'H2O [/]:	1	1																										
FRAZIONI	CARTA	CARTONE	PLASTICA 2D	PLASTICA 3D	TESSILI	LEGNO	VETRO	ORGANICO	VERDE	M FERROSI	M NON FERROSI	ALTRO COMB	ALTRO NON COMB	FINI														
MERCEOLOGICA [%]	13,40%	6,70%	9,20%	9,20%	10,20%	0,00%	4,20%	33,80%	4,20%	1,20%			2,80%	5,10%														
MERCEOLOGICA [t/a]	13400	6700	9200	9200	10200	0	4200	33800	0	4200	1200	0	2800	5100														

Figura 34 - Schermata d'inserimento dati del MODELLO 1.

4.2.2 PROCEDURA DI CALIBRAZIONE

Come precedentemente anticipato, ai due modelli vengono applicati i dati raccolti presso cinque impianti reali di trattamento meccanico biologico del RUR. Da ognuno di essi è stato ricavato, per mezzo del procedimento precedentemente definito "taratura", il valore dei parametri k (costante cinetica di degradazione) che permette il raggiungimento della perdita di peso riscontrata.

Il valor medio dei parametri ottenuti nei cinque casi determina una quantificazione indicativa del processo. In mancanza di un corposo set di dati sul quale validare i parametri individuati, la scelta del modello più adeguato è stata basata su considerazioni in merito alla robustezza che essi hanno manifestato nella riproduzione del processo di biostabilizzazione.

Le costanti cinetiche medie risultanti, ottenute dalla taratura dei cinque impianti reali oggetto dello studio, possono essere utilizzate per effettuare delle stime preliminari delle prestazioni di un generico impianto di bioessiccazione. Tali valori medi, comprensivi di incertezza, vengono quindi proposti come indicazioni di default per l'utilizzo dei due modelli, a patto di mantenere inalterate le ipotesi introdotte per ricavarli.

4.3 DATI IN INGRESSO

4.3.1 IL PROBLEMA DELLA RAPPRESENTATIVITÀ

Prima di affrontare la descrizione degli adattamenti che è stato necessario apportare ai dati in ingresso, è opportuno fare un accenno al problema della loro rappresentatività.

La naturale eterogeneità compositiva del rifiuto urbano fa sì che i risultati delle analisi merceologiche varino enormemente in base alla stagionalità, al giorno specifico e al singolo carico trasportato da un automezzo. Inoltre, anche effettuando più campionamenti del medesimo lotto, risultano composizioni merceologiche differenti. Un esempio di tale variabilità è riportato in Tabella 8, in cui sono espresse le analisi merceologiche eseguite, in cinque giorni consecutivi, sul rifiuto convogliato all'impianto TMB di Hespim Wood³⁹. Come è possibile constatare, la variabilità giornaliera delle singole aliquote può superare abbondantemente il 100%.

Tabella 8 - Esempio della variabilità caratteristica delle analisi merceologiche del rifiuto urbano. Impianto Hespim Wood [Elaborazione dati Shanks Cumbria, 2011].

GIORNO	Cellulosici	Tessili	Inerti	Metalli	Plastiche	Organico
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
1	16,7	7,5	2,5	2,5	30,8	40,0
2	19,8	3,3	5,8	9,1	22,3	39,7
3	13,2	5,8	1,7	3,3	40,5	35,5
4	30,7	9,2	4,1	0,1	20,7	35,3
5	16,2	5,4	2,7	1,8	32,4	41,4

Dall'esempio emerge chiaramente l'entità di tale problematica che di norma viene ridotta attraverso medie di lungo periodo, in modo da ottenere delle informazioni il più possibile rappresentative del rifiuto.

Un approfondimento statistico della rappresentatività delle analisi merceologiche non è stato individuato in letteratura. Sebbene una sua trattazione approfondita esuli dalle finalità della Tesi, la limitata rappresentatività dei dati ha determinato l'incongruenza tra le misurazioni del rifiuto in ingresso e in uscita citata in precedenza, causa delle maggiori difficoltà riscontrate nel presente studio.

³⁹ Impianto gestito da Shanks Group plc in collaborazione con A2A Ambiente. Capacità di trattamento: 75.000 t a⁻¹.

Tabella 9 - Composizioni merceologiche e proprietà complessive dei rifiuti alimentati agli impianti (input) e del prodotto bioessiccato (output). I dati di Villafalletto sono parziali e non riferiti all'intero anno 2011 [Materiale d'archivio A2A Ambiente, non pubblicato].

	DUMFRIES 2006	FROG ISLAND 2006	JENKINS LANE 2007	MONTANASO 2009	VILLAFALLETTO 2011
Glass [%]	4,2	3,9	3,6	1,6	4,8
Dense Plastics [%]				17,3	15
Plastic film [%]				10	13,4
Plastics [%]	18,4	20,7	26,2		
Miscellaneous combustibles [%]					4
Ferrous metals [%]	4,2	5,2	3,7	3	2
Non ferrous metals [%]	1,2	0,9	0,9	1	0,4
Miscellaneous non combustibles [%]	2,8	2,2	1,3		2,4
Paper [%]	20,1	19,8	18,5	23,9	26
Textiles [%]	10,2	10,7	12,2	7,1	4
Organic catering [%]	33,8	31,8	28,8	25,6	20,8
Organic non catering [%]					4
Fines [%]	5,1	4,8	4,8	10,5	3,2
TOTAL	100	100	100	100	100
PCI [kJ/kg]	8900	9500	11000	11400	12400
Umidità [%]	42	39	37	35	32
Ceneri [%]	14,5	14,64	13,23	13	14,28
Ceneri [%ss]	25	24	21	20	21
O Perdita peso [%]	30	29	26	25	25
U PCI [kJ/kg]	13500	14200	15900	16900	17300
T Umidità [%]	18	15	17	15	14
P Ceneri [%]	23,8	25,5	21,6	23,0	21,5
U Ceneri [%ss]	29	30	26	27	25

Da una prima analisi dei dati disponibili (Tabella 9) è stata ottenuta una conferma di tale incongruenza determinante ai fini della valutazione delle prestazioni dei modelli. Per quanto ipotizzato in precedenza, il quantitativo di ceneri contenuto nel rifiuto processato dall'impianto non subisce variazioni apprezzabili durante il trattamento biologico, poiché non coinvolto nelle reazioni di degradazione aerobica attive nel reattore. Di conseguenza, una volta noto il quantitativo percentuale di massa persa dal rifiuto, composta da acqua e solidi volatili, è possibile ricavare il contenuto percentuale di ceneri finali attraverso la seguente relazione:

$$\text{Ceneri}_{\text{tot}}^{\text{bioessiccato}} = \text{Ceneri}_{\text{tot}}^{\text{input}} * \frac{\text{massa}_{\text{input}}}{\text{massa}_{\text{bioessiccato}}} = \text{Ceneri}_{\text{tot}}^{\text{input}} * \frac{100}{100 - \text{Massa persa}} \quad (\text{Eq. 31})$$

Dall'applicazione di tale formula, le percentuali di ceneri teoricamente contenute nei prodotti dei cinque impianti analizzati risultano quelle riassunte nella Tabella 10. Il confronto rappresentato evidenzia in modo chiaro l'incongruenza tra le misurazioni sulle uscite e le elaborazioni del modello, basate sulle misurazioni degli ingressi.

Tabella 10 - Confronto tra le ceneri misurate sul rifiuto bioessiccato (Tabella 9, output) e quelle teoricamente contenute applicando l'equazione 31 al dato sul rifiuto in ingresso agli impianti (Tabella 9, input).

	DUMFRIES 2006	FROG ISLAND 2006	JENKINS LANE 2007	MONTANASO 2009	VILLAFALLETTO 2011
Ceneri bioessiccato teoriche [%]	20.7	20.6	17.9	17.3	19.0
Ceneri bioessiccato misurate [%]	23.8	25.5	21.6	23.0	21.5

La differenza tra i dati misurati e quelli teorici è imputabile a più fattori:

1. Sia il valore ponderale relativo al rifiuto in ingresso, sia quello relativo al prodotto bioessiccato, sono frutto di medie relative a differenti campionamenti effettuati in differenti tempi sul rifiuto alimentato agli impianti. A causa dell'intrinseca eterogeneità che caratterizza il rifiuto urbano, anche all'interno dello stesso carico all'impianto, la probabilità che i campionamenti effettuati sulle uscite (bioessiccato) abbiano la medesima composizione di quelli effettuati sugli ingressi è a dir poco esigua. In altre parole, per come vengono di norma effettuate le misurazioni, risulta praticamente impossibile ottenere una corrispondenza tra il rifiuto alimentato e quello uscente dall'impianto, determinando una rappresentazione del fenomeno di bioessiccazione non del tutto veritiera. Il legame tra i dati medi sugli ingressi e sulle uscite non può essere perciò spiegato neanche con un modello ideale, che riproduca con esattezza i processi fisici che avvengono all'interno degli impianti.

Dirette conseguenze di tale fenomeno sono da un lato l'impossibilità di determinare con precisione l'errore commesso nella simulazione del processo, dall'altro l'assenza di dati rappresentativi sui quali calibrare gli specifici parametri del modello.

Una strategia comunque possibile di riduzione della componente dell'errore, dovuta all'eterogeneità del rifiuto, è l'aumento della dimensione del campione, ottenibile con rilevazioni statistiche di lungo periodo (ad esempio annuali).

La risoluzione di tale problematica potrebbe essere verosimilmente conseguita modificando la tecnica di misurazione delle caratteristiche del rifiuto in ingresso e in uscita dal modulo di bioessiccazione. La misurazione dell'input e dell'output, in uno specifico impianto, dovrebbe essere effettuata su un rifiuto della stessa origine, in modo tale da limitare al massimo la variabilità merceologica dei campioni stessi. Per conseguire tale risultato dovrebbe essere nota la posizione, all'interno del reattore di bioessiccazione, del rifiuto sul quale è stata effettuata l'analisi dell'input, e su di esso effettuare un'ulteriore analisi al termine del periodo di trattamento aerobico. Misurare la composizione di due campioni dello stesso rifiuto, all'inizio e al termine del

processo, consentirebbe una maggior corrispondenza tra i dati in ingresso e in uscita dal processo.

La problematica dell'incongruenza dei dati disponibili ha accompagnato le applicazioni del modello prestazionale, determinando l'impossibilità di sfruttarne appieno le potenzialità. Un tentativo di superare questa limitazione viene descritta nel Capitolo 6.

2. Un'ulteriore possibile causa della differenza riscontrata dal confronto di Tabella 10 è l'errore di misurazione. È possibile osservare come il contenuto di ceneri misurato risulti superiore a quello ottenuto dall'applicazione del modello in tutti e cinque i casi analizzati. La regolarità di tale differenza porta a pensare ad una possibile debolezza del metodo di raccolta dei dati, medesimo nelle cinque realtà. Esso si basa sulla tecnica degli inquantamenti successivi⁴⁰; le analisi vengono effettuate su un campione di circa 3-4 t, estratto tramite benne meccaniche dal rifiuto ricevuto dall'impianto e ritenuto sufficientemente rappresentativo del materiale che si intende descrivere; esso viene omogeneizzato il più possibile tramite l'utilizzo di pale meccaniche, per evitare l'accumulo di materiale di particolare natura. Attraverso gli inquantamenti successivi si arriva ad ottenere una quantità di circa 100-400 kg sul quale effettuare le analisi chimico-fisiche e la suddivisione nelle categorie scelte per la classificazione merceologica.

Osservando i risultati ottenuti non si può escludere che i processi meccanici di estrazione tendano a catturare con difficoltà il materiale più fine del RUR, caratterizzato da un elevato contenuto di ceneri. Se così fosse sarebbe verosimile una sottostima strutturale delle ceneri contenute nel rifiuto in ingresso e una conseguente sovrastima del contenuto idrico e dei solidi volatili. Non avendo però avuto conferme in merito a tale ipotesi, non è stato ritenuto giustificato l'inserimento di tale aspetto nel modello.

Come preannunciato, l'incoerenza dei dati influisce sulle possibilità di valutazione delle prestazioni dei due modelli proposti. La quantificazione dell'errore previsionale si basa infatti sulla differenza tra le uscite del modello e le misurazioni effettuate sulle medesime grandezze. Ad esempio, l'errore commesso nella stima dell'umidità del rifiuto bioessiccato è quantificabile nel seguente modo:

$$\varepsilon_{\text{umidità}} = \frac{U_{\text{stim}} - U_{\text{mis}}}{U_{\text{mis}}} \quad (\text{Eq 32})$$

⁴⁰ Metodica ufficiale IPLA (Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente).

In cui:

U_{stim} rappresenta l'uscita stimata dal modello;

U_{mis} l'umidità misurata sul bioessiccato.

Dal momento che la U_{mis} deriva dalla misurazione di un rifiuto differente da quello da cui originano le informazioni utilizzate come input del modello, l'errore $\epsilon_{umidità}$ non corrisponde a quello realmente commesso. Tale caratteristica intrinseca nei dati disponibili in merito al processo di bioessiccazione ha comportato perciò l'impossibilità di ottenere una precisa quantificazione degli errori commessi nell'applicazione dei modelli.

4.3.2 ADATTAMENTO DATI

Per poter utilizzare i modelli di bioessiccazione nei cinque casi reali selezionati, è stato necessario adeguare le classi merceologiche, caratterizzanti i rifiuti alimentati agli impianti, alla classificazione caratteristica dei due modelli. Come si può infatti notare, confrontando la Tabella 9 con la Tabella 11, le classi merceologiche del materiale alimentato agli impianti e quelle dei modelli non presentano una piena corrispondenza.

Le cinque analisi merceologiche in ingresso, inoltre, non sono sempre condotte considerando le medesime frazioni. In Tabella 9, ad esempio, la frazione "verde" è presente nella composizione merceologica dell'impianto di Villafalletto ma assente nelle restanti quattro.

Per rendere omogenei e confrontabili i dati relativi ai rifiuti processati dagli impianti, è stato necessario adattarli alle frazioni merceologiche dei due modelli (Tabella 11) seguendo alcune accortezze che rendessero minime le variabili di soggettività ed interpretazione.

È necessario specificare che nelle categorie "altro combustibile" e "altro non combustibile" rientrano tutti i materiali che non sono classificati nelle altre frazioni; l'appartenenza ad una o all'altra di esse dipende dal potere calorifico del materiale da classificare. La categoria "fini" è invece contraddistinta dai materiali la cui dimensione è inferiore ai 20 mm (viene a volte definito "sottovaglio") ed è costituito essenzialmente da sostanze organiche o inerti non facilmente cernibili.

Tabella 11 - Elenco delle 14 frazioni merceologiche che descrivono il rifiuto all'interno dei due modelli proposti.

CARTA	CARTONE	PLASTICA 2D	PLASTICA 3D	TESSILI	LEGNO	VETRO	ORGANICO	VERDE	METALLI FERROSI	METALLI NON FERROSI	ALTRO COMBUSTIBILE	ALTRO NON COMBUSTIBILE	FINI
-------	---------	----------------	----------------	---------	-------	-------	----------	-------	--------------------	------------------------	-----------------------	---------------------------	------

L'introduzione di ipotesi necessarie per uniformare la classificazione del materiale rappresenta inevitabilmente una fonte di errore aggiuntiva di difficile quantificazione.

Fortunatamente le categorie di classificazione dei rifiuti in oggetto e quelle previste nel modello sono risultate molto simili e le uniche ipotesi che si sono dovute adottare sono state le seguenti due:

- Quando il contenuto di plastiche del rifiuto non è risultato differenziato tra film plastico e oggetti tridimensionali, esso è stato suddiviso in egual misura tra “plastica 2D” e “plastica 3D” (50% e 50%).
- L’aliquota contenente il materiale celluloso del rifiuto (definita “paper”) è stata suddivisa in “carta” e “cartone” con rapporti rispettivamente pari a 2/3 e 1/3. Tali rapporti sono stati ricavati dallo studio di Riber et al (2009) relativo al RU. Dai dati desunti da tale studio è stato riscontrato un quantitativo di carta pari al 67% del materiale celluloso complessivo e di cartone pari al restante 33%⁴¹.

Le ipotesi introdotte non influiscono minimamente sulla riproduzione del processo biologico, ma permettono di ricavare informazioni di maggior dettaglio sulla composizione del rifiuto bioessiccato prodotto. Per l’utilizzo del modello in altri contesti è consigliabile utilizzare tutte le informazioni disponibili in merito al rifiuto caratteristico del contesto geografico di riferimento.

Tabella 12 - Composizioni merceologiche medie dei rifiuti alimentati ai cinque impianti oggetto di studio, adattate ai modelli previsionali.

		DUMFRIES 2006	FROG ISLAND 2006	JENKINS LANE 2007	MONTANASO 2009	VILLAFALLETTO 2011
I N P U T	Carta	13,4	13,2	12,3	15,9	17,3
	Cartone	6,7	6,6	6,2	8	8,7
	Plastica 2D	9,2	10,35	13,1	10	13,4
	Plastica 3D	9,2	10,35	13,1	17,3	15
	Tessili	10,2	10,7	12,2	7,1	4
	Vetro	4,2	3,9	3,6	1,6	4,8
	Legno					
	Organico Verde	33,8	31,8	28,8	25,6	20,8
						4
	Metalli ferrosi	4,2	5,2	3,7	3	2
	Metalli non ferrosi	1,2	0,9	0,9	1	0,4
	Altro combustibile					4
	Altro non combustibile	2,8	2,2	1,3		2,4
	Fini	5,1	4,8	4,8	10,5	3,2
	TOTAL	100	100	100	100	100

⁴¹ Tali rapporti sono riferiti al RU a monte della raccolta differenziata ma, ipotizzando che essa presenti la medesima efficienza di cattura nei confronti di carta e cartone poiché raccolti insieme, sono stati ritenuti validi anche per il RUR a valle della RD.

Al fine di limitare l'introduzione di soggettività nel processo di adattamento dei dati, è consigliabile basarsi su informazioni attendibili; è inoltre fondamentale che le ipotesi adottate in fase di taratura dei parametri siano ripetute nei casi sui quali il modello risultante viene applicato.

Le composizioni merceologiche medie dei cinque casi analizzati, risultanti dall'applicazione delle citate ipotesi, sono riportate in Figura 35 e Tabella 12.

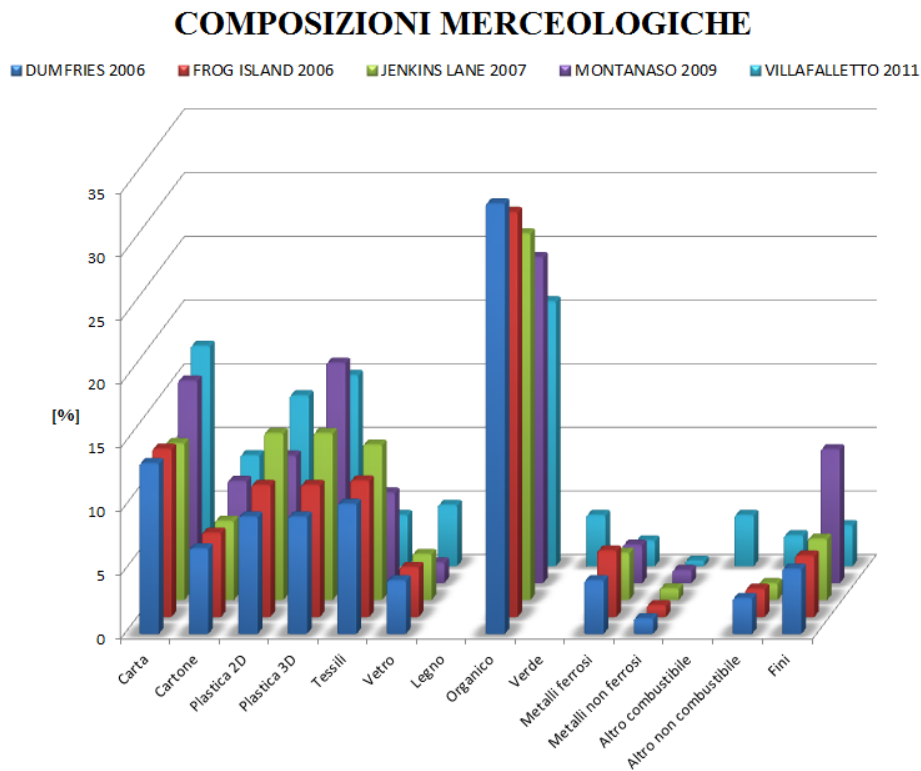


Figura 35 - Composizioni merceologiche medie dei rifiuti alimentati ai cinque impianti oggetto di studio.

4.4 CARATTERIZZAZIONE DEL RIFIUTO

Come anticipato in precedenza, la composizione merceologica del rifiuto conferito in un impianto deve essere soggetta alla fase di caratterizzazione (Figura 33), al fine di ottenere le informazioni necessarie alla riproduzione del processo di bioessiccazione. Per ogni frazione merceologica costituente il rifiuto, è necessario infatti disporre di una stima del quantitativo di acqua, ceneri, solidi volatili e PCI. Tali dati possono essere ottenuti o attraverso analisi specifiche sul rifiuto o attraverso l'utilizzo di una parametrizzazione scientificamente riconosciuta.

Il primo caso porterebbe con ogni probabilità a delle informazioni molto valide in quanto specifiche del rifiuto in esame; purtroppo però, all'atto pratico, risulta molto raro che tali misurazioni vengano eseguite in concomitanza con quelle da cui derivano i dati di ingresso al modello. La seconda possibilità invece, sebbene fornisca solo una stima delle caratteristiche reali del rifiuto, garantisce la possibilità di reperire le informazioni ricercate in qualsiasi contesto applicativo.

Purtroppo, da un'analisi del materiale disponibile nella letteratura scientifica internazionale di riferimento è emersa una disponibilità molto limitata di studi relativi alla caratterizzazioni delle frazioni merceologiche; tale considerazione è confermata da Consonni e Viganò (2011), i quali sottolineano la carenza di dati relativi alla caratterizzazione chimica ed energetica di differenti flussi di rifiuti, così come di una metodologia sistematica atta ad un suo ottenimento.

Nelle elaborazioni eseguite nel presente lavoro di Tesi è stata utilizzata una parametrizzazione derivante da letteratura, ma nulla vieta di utilizzare, qualora disponibile, una parametrizzazione ottenuta da analisi sul rifiuto specifico, a patto che essa fornisca una stima attendibile delle caratteristiche medie del rifiuto trattato.

A seconda della parametrizzazione scelta, gli errori commessi nella stima delle caratteristiche del rifiuto conferito all'impianto variano considerevolmente; tali errori, come si può immaginare, si ripropongono nella riproduzione del processo di bioessiccazione fino alle uscite del modello, in modo più o meno marcato. Da ciò si può facilmente comprendere quanto la scelta della parametrizzazione di riferimento sia un processo delicato e determinante per la qualità delle previsioni prestazionali ottenibili.

Per ridurre al minimo l'errore introdotto nella fase di caratterizzazione è perciò necessario scegliere la parametrizzazione con particolare cura e limitarsi alle alternative scientificamente riconosciute.

La scelta della parametrizzazione più adatta ai dati utilizzati per il processo di taratura dei parametri liberi è stata effettuata valutando quattro database alternativi, di seguito descritti.

1. EASEWASTE. Tale parametrizzazione è la medesima utilizzata dal software Danese Easewaste-LCA, supporto per l'analisi degli impatti sull'ambiente derivanti dalle differenti tipologie di trattamento del rifiuto urbano. I parametri caratteristici, riportati in Tabella 13, nascono dalle analisi condotte dalla Technical University of Denmark sul rifiuto danese e riportate nel lavoro di Riber et al (2009). A causa dell'assenza della categoria "fini", i relativi parametri sono stati estratti dal database Wrate.
2. WRATE. La seconda parametrizzazione deriva dal database del software Inglese Wrate-LCA⁴², da anni utilizzato dai tecnici di A2A Ambiente per la caratterizzazione del rifiuto urbano. I parametri di caratterizzazione sono riportati in Tabella 14.
3. CEWEP. I parametri riportati in Tabella 15 sono stati utilizzati da Consonni e Viganò (2011) per la caratterizzazione del rifiuto urbano residuo oggetto del loro studio. Tale caratterizzazione deriva dallo studio CEWEP⁴³, promosso dall'ELCD⁴⁴.
4. CEW. Infine la parametrizzazione CEW⁴⁵ è stata ottenuta da un'opportuna selezione dei parametri dei database Easewaste e Wrate. In particolare, per ogni frazione merceologica, è stata scelta la caratterizzazione più realistica tra le due analizzate, in accordo con le indicazioni reperite nello studio di Consonni e Viganò (2011); particolare attenzione è stata dedicata all'umidità del rifiuto, poiché ritenuta uno dei parametri più sensibili nella riproduzione del processo di degradazione aerobica. La parametrizzazione CEW è riportata in Tabella 16.

⁴² Waste and Resources Assessment Tool for the Environment. Strumento utilizzato per confrontare differenti tecniche di gestione del rifiuto urbano e fungere da sistema di supporto alle decisioni [environment.agency.gov.uk]

⁴³ Confederation of European Waste-to-Energy Plants. Elaborazioni di Kreissig e Stroffegen, 2008.

⁴⁴ European Reference Life Cycle Data system.

⁴⁵ Combinazione Easewaste-Wrate.

Tabella 13 - Caratterizzazione EASEWASTE [Riber et al, 2009]. I parametri della categoria “fini” sono stati estratti dal database Wrate.

	H2O [%]	CENERI [%]	VS [%]	PCI [kJ/kg]	Fonte
CARTA	9.51	17.58	72.91	12589	Easewaste
CARTONE	19.68	8.05	72.27	13024	Easewaste
PLASTICA 2D	10.12	4.40	85.48	32672	Easewaste
PLASTICA 3D	10.12	4.40	85.48	32672	Easewaste
TESSILI	6.00	3.38	90.62	18466	Easewaste
LEGNO	15.86	8.41	75.73	15584	Easewaste
VETRO	6.91	93.09	0.00	-168	Easewaste
ORGANICO	72.24	1.80	25.96	3961	Easewaste
VERDE	48.21	12.43	39.36	5791	Easewaste
METALLI FERROSI	10.60	89.40	0.00	-258	Easewaste
METALLI NON FERROSI	14.13	75.16	10.72	2688	Easewaste
ALTRO COMBUSTIBILE	30.09	10.79	59.12	12621	Easewaste
ALTRO NON COMBUSTIBILE	14.08	80.88	5.05	171	Easewaste
FINI	41.00	21.77	37.23	3480	Wrate

Tabella 14 - Caratterizzazione WRATE.

	H2O [%]	CENERI [%]	VS [%]	PCI [kJ/kg]	Fonte
CARTA	24,00	6,69	69,31	12000	Wrate
CARTONE	26,70	6,16	67,14	12000	Wrate
PLASTICA 2D	28,50	7,44	64,06	22280	Wrate
PLASTICA 3D	6,10	11,27	82,63	30100	Wrate
TESSILI	19,10	11,57	69,33	16330	Wrate
LEGNO					
VETRO	1,80	95,06	3,14	1410	Wrate
ORGANICO	62,80	3,46	33,74	3460	Wrate
VERDE	58,00	3,86	38,14	4610	Wrate
METALLI FERROSI	11,00	89,00	0,00	0	Wrate
METALLI NON FERROSI	11,00	89,00	0,00	0	Wrate
ALTRO COMBUSTIBILE	18,10	10,57	71,33	14060	Wrate
ALTRO NON COMBUSTIBILE	5,60	77,50	16,90	2570	Wrate
FINI	41,00	21,77	37,23	3480	Wrate

Tabella 15 - Parametrizzazione utilizzata da Consonni e Viganò (2011).

Summary of the data used in the waste model.

Waste fraction	% by mass on wet basis								Ashes	H ₂ O	Total	LHV	
	C	Cl	F	H	O	N	S	MJ/kg				kcal/kg	
Paper and cardboard	30.97	0.11	0.00	4.65	34.07	0.37	0.03	7.80	22.00	100.00	10.84	2589	
Wood	38.61	0.00	0.00	4.68	33.31	0.16	0.08	1.17	22.00	100.00	13.94	3329	
Plastics	60.61	0.67	0.00	9.29	8.21	0.72	0.04	6.45	14.00	100.00	25.63	6123	
Glass and inert materials	0.43	0.03	0.02	0.01	1.08	0.87	0.13	96.43	1.00	100.00	-0.02	-6	
Metals w/o Al	0.42	0.18	0.01	0.02	0.83	1.04	0.08	96.43	1.00	100.00	-0.02	-6	
Al	0.42	0.18	0.01	0.02	0.83	1.04	0.08	96.43	1.00	100.00	-0.02	-6	
Food waste	16.36	0.26	0.00	2.79	14.44	0.96	0.03	6.15	59.00	100.00	5.42	1294	
Green waste	12.38	0.00	0.00	1.50	10.68	0.05	0.03	0.38	75.00	100.00	2.81	671	
Organic fines	16.36	0.26	0.00	2.79	14.44	0.96	0.03	6.15	59.00	100.00	5.42	1294	
Inert fines	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	70.00	30.00	100.00	-0.73	-175	
Textiles	40.02	0.09	0.00	5.60	33.01	2.90	0.08	4.30	14.00	100.00	15.90	3799	
Others	21.97	0.52	0.00	3.56	16.74	0.94	0.14	23.63	32.50	100.00	8.06	1925	

Tabella 16 - Caratterizzazione CEW.

	H2O [%]	CENERI [%]	VS [%]	PCI [kJ/kg]	Fonte
CARTA	24,00	6,69	69,31	12000	Wrate
CARTONE	26,70	6,16	67,14	12000	Wrate
PLASTICA 2D	28,50	7,44	64,06	22280	Wrate
PLASTICA 3D	6,10	11,27	82,63	30100	Wrate
TESSILI	19,10	11,57	69,33	16330	Wrate
LEGNO	15,86	8,41	75,73	15584	Easewaste
VETRO	6,91	93,09	0,00	-168	Easewaste
ORGANICO	72,24	1,80	25,96	3961	Easewaste
VERDE	58,00	3,86	38,14	4610	Wrate
METALLI FERROSI	10,60	89,40	0,00	-258	Easewaste
METALLI NON FERROSI	11,00	89,00	0,00	0	Wrate
ALTRO COMBUSTIBILE	30,09	10,79	59,12	12621	Easewaste
ALTRO NON COMBUSTIBILE	14,08	80,88	5,05	171	Easewaste
FINI	41,00	21,77	37,23	3480	Wrate

Nella gran parte dei casi, così come per i dati utilizzati per la presente taratura dei parametri (Tabella 9), assieme alle analisi merceologiche di un rifiuto sono disponibili le misurazioni dirette del contenuto medio di acqua e di ceneri del RUR. Ipotizzando che tali informazioni siano attendibili e rappresentino correttamente le caratteristiche medie reali del rifiuto elaborato, le stesse possono essere utilizzate per valutare la capacità, riferita ad una base di dati, di descrivere le proprietà di un particolare rifiuto urbano. Più precisamente, è possibile confrontare le proprietà complessive del rifiuto (Umidità, Ceneri e SV) derivanti dall'applicazione del database, con quelle direttamente misurate sul rifiuto che si intende descrivere. La quantificazione dell'errore di stima del rifiuto nel suo complesso è stato considerato un buon indicatore della capacità del database di descrivere le proprietà delle frazioni merceologiche da cui il rifiuto è composto. La scelta del database più adatto alla caratterizzazione dei flussi di RUR trattati dai cinque impianti è stata perciò effettuata attraverso tale procedura.

Gli errori commessi dai quattro database nei confronti delle caratteristiche complessive dei rifiuti trattati dai cinque impianti reali sono riportati in Tabella 17. In grassetto sono evidenziati gli errori minori (in modulo), commessi dalle quattro parametrizzazioni nella descrizione delle proprietà dei rifiuti trattati nei cinque impianti. La parametrizzazione CEW è apparsa la migliore nell'identificazione di 11 grandezze su 20, risultando così la più vantaggiosa.

In Figura 36 sono riportati gli errori medi commessi dai quattro database nella descrizione delle quattro proprietà selezionate. Innanzitutto l'applicazione della parametrizzazione CEW ha mostrato mediamente la miglior descrizione del quantitativo idrico del rifiuto, con un errore medio del 3,9% contro il 12,2% della seconda (parametrizzazione Wrate); tale risultato rappresenta una conferma del raggiungimento dell'obiettivo per il quale la parametrizzazione CEW è stata realizzata, ovvero fornire una miglior descrizione dell'umidità del rifiuto, poiché considerato un parametro fondamentale

per la modellizzazione della degradazione aerobica. In secondo luogo anche il contenuto di SV è descritto dalla parametrizzazione CEW con l'errore più basso. Questo risultato rappresenta un ulteriore punto di forza di tale database, poiché la quantificazione della AM si basa proprio sul contenuto di SV di alcune frazioni merceologiche. Per quanto riguarda l'errore sulle ceneri, il miglior risultato è stato raggiunto con la parametrizzazione Easewaste (5,6%). L'errore commesso dalla CEW (10,3%) è stato tuttavia considerato accettabile in quanto, riferendosi ad un quantitativo ridotto (13,0-14,6% del RUR), corrisponde ad un errore in massa limitato. L'errore commesso dalla CEW nei confronti del PCI è paragonabile a quello commesso utilizzando gli altri database, perciò non ha influito sulla scelta.

Dalle analisi effettuate la parametrizzazione CEW è risultata essere la più affidabile e per questo motivo è stata scelta per la caratterizzazione delle analisi merceologiche disponibili.

Tabella 17 - Risultati complessivi ed errori risultanti dall'applicazione dei quattro database di caratterizzazione del RUR.

		DATI		EASEWASTE		WRATE		CEW		CEWEP	
		RUR	Valore	€ [%]	Valore	€ [%]	Valore	€ [%]	Valore	€ [%]	
DUMFRIES	H2O [%]	42,0	32,9	-21,7	34,3	-18,4	37,9	-9,7	30,9	-26,3	
	Ceneri [%]	14,5	16,6	14,5	17,5	20,4	16,9	16,7	17,9	23,5	
	VS [%]	43,5	50,5	16,2	48,3	10,9	45,2	3,8	51,1	17,6	
	PCI [kJ/kg]	8900	10004	12,4	10375	16,6	10400	16,9	10529	18,3	
FROG ISLAND	H2O [%]	39,0	31,5	-19,3	33,4	-14,5	36,7	-5,8	29,9	-23,4	
	Ceneri [%]	14,6	16,5	12,6	17,4	19,2	16,9	15,7	17,8	21,3	
	VS [%]	46,4	52,0	12,2	49,2	6,1	46,3	-0,1	52,3	12,9	
	PCI [kJ/kg]	9500	11027	16,1	10923	15,0	10955	15,3	11045	16,3	
JENKINS LANE	H2O [%]	37,0	29,6	-19,9	32,1	-13,3	35,2	-5,0	28,7	-22,5	
	Ceneri [%]	13,2	12,6	-5,1	13,3	0,7	15,1	14,5	15,4	16,6	
	VS [%]	49,8	57,8	16,1	54,6	9,7	49,7	-0,2	55,9	12,3	
	PCI [kJ/kg]	11000	12709	15,5	12322	12,0	12368	12,4	12389	12,6	
MONTANASO	H2O [%]	35,0	29,6	-15,3	32,1	-8,4	34,5	-1,3	29,5	-15,6	
	Ceneri [%]	13,0	12,6	-3,4	13,3	2,5	12,9	-0,9	13,2	1,5	
	VS [%]	52,0	57,8	11,2	54,6	5,0	52,6	1,1	57,3	10,1	
	PCI [kJ/kg]	11400	13401	17,6	12736	11,7	12832	12,6	12468	9,4	
VILLAFALLETTO	H2O [%]	32,0	26,9	-16,0	29,9	-6,6	32,8	2,4	28,5	-10,8	
	Ceneri [%]	14,3	15,6	9,4	15,4	7,8	15,1	5,4	15,9	11,0	
	VS [%]	53,7	57,5	7,0	54,7	1,9	52,2	-2,9	55,6	3,5	
	PCI [kJ/kg]	12400	13797	11,3	12981	4,7	12889	3,9	12410	0,1	
# ID migliori per DB			3		4		11		2		

Al di là dei cinque casi reali analizzati in questo studio, prima di effettuare qualsiasi previsione prestazionale di un generico impianto di bioessiccazione, è consigliabile verificare che gli errori commessi nella caratterizzazione del rifiuto non siano eccessivi. Sarebbe quindi opportuno effettuare una preventiva valutazione del database più adatto alla caratterizzazione del rifiuto di un determinato contesto territoriale e prendere in considerazione una possibile commistione di quelli disponibili. Sebbene possa apparire

dispendiosa, la scelta dei parametri di caratterizzazione è una fase cruciale, poiché più la descrizione del rifiuto in ingresso risulta imprecisa, più i risultati del modello perdono in termini di garanzie di buona descrizione della realtà.

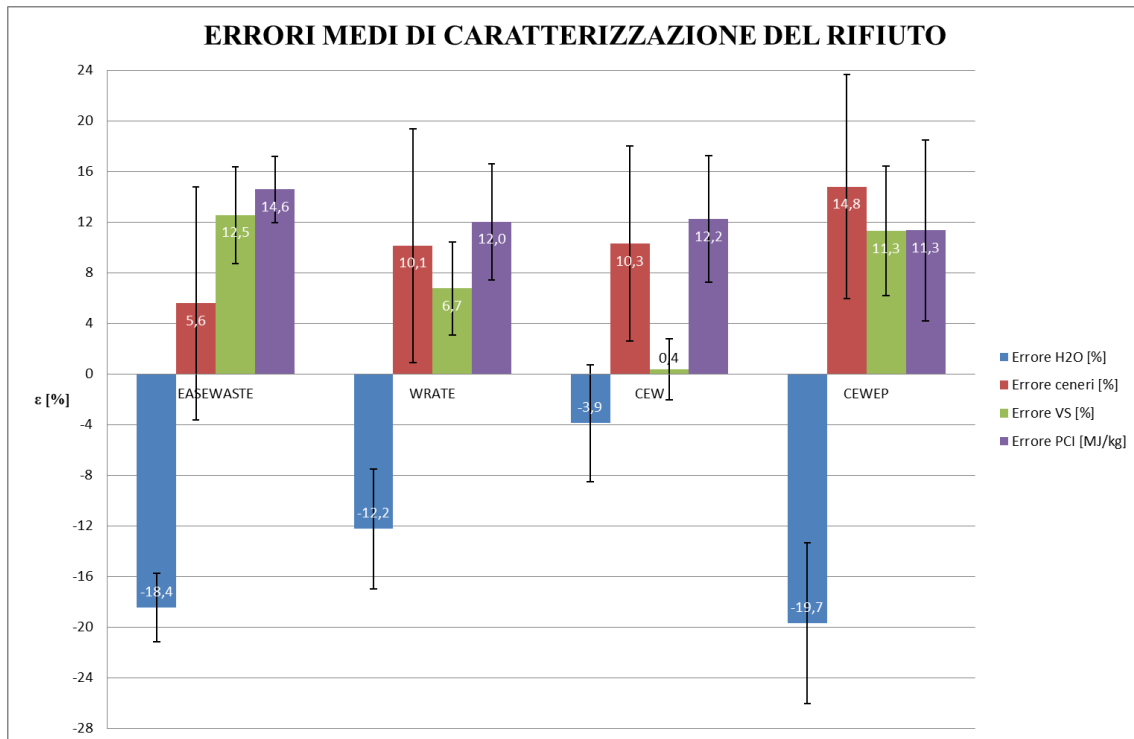


Figura 36 - Errori medi di caratterizzazione del rifiuto per i 4 database. Le barre rappresentano la deviazione standard dell'errore.

Per limitare il più possibile gli errori introdotti dalla caratterizzazione scelta e la corrispondente propagazione sulle uscite, il modello è stato predisposto per una correzione dei dati delle singole frazioni, nel caso siano a disposizione delle informazioni in merito al rifiuto complessivo (Figura 33). Le correzioni sono sintetizzabili in due passaggi:

1. Tra gli ingressi del modello viene inserito il valore disponibile in merito all'**umidità** mediamente riscontrata nel rifiuto analizzato. Il modello, noto il quantitativo di acqua da aggiungere o sottrarre al rifiuto caratterizzato, suddivide tale grandezza tra le frazioni, proporzionalmente alla loro massa. Questo passaggio assume implicitamente l'ipotesi che l'errore di caratterizzazione sia omogeneo tra le frazioni. Se, ad esempio, il quantitativo di acqua misurata fosse maggiore di quella calcolata dal modello, la correzione interverrebbe redistribuendo omogeneamente la quantità mancante; allo stesso modo, nel caso di sovrastima del quantitativo di acqua, la correzione agisce come se l'acqua evaporasse dalle varie frazioni proporzionalmente alla loro massa. Il quantitativo di ceneri e di solidi volatili viene riadattato proporzionalmente al valore iniziale.

2. Nel caso fosse disponibile anche il valore medio misurato di **ceneri** o **solidi volatili** del rifiuto in ingresso all'impianto, il modello permette di utilizzare tale dato per correggere ulteriormente la caratterizzazione delle frazioni. Il quantitativo d'acqua di ogni frazione rimane invariato poiché già corretto in precedenza, mentre il quantitativo di ceneri e solidi volatili viene corretto proporzionalmente al valore iniziale secondo la seguente proporzione:

$$\text{Ceneri}_i^{\text{database}} : \text{Ceneri}_{\text{tot}}^{\text{database}} = \text{Ceneri}_i^{\text{corretto}} : \text{Ceneri}_{\text{tot}}^{\text{dato}} \quad (\text{Eq. 33})$$

Questo passaggio appare fondamentale per rendere la caratterizzazione stimata del rifiuto in ingresso ad un generico impianto il più possibile vicina alla situazione reale. Va da sé che tale correzione non fornisce garanzie di miglioramento nella caratterizzazione delle singole frazioni, ma quanto meno permette una miglior descrizione dell'input del modello nel suo complesso. Ovviamente, più le grandezze complessive del rifiuto caratterizzato dal database si discostano dai valori misurati, più la correzione introdotta dal modello appare come una forzatura che stravolge i risultati dell'applicazione del database.

4.5 CALCOLO COSTANTI CINETICHE MEDIE E CONFRONTO DEI RISULTATI

Come anticipato in precedenza, la taratura dei parametri è stata ottenuta attraverso una media dei coefficienti calibrati per ognuno dei cinque impianti. Non essendo possibile quantificare gli errori contenuti nei dati utilizzati per la taratura, eseguire una media dei parametri risultanti permette di ottenere maggiori garanzie di validità degli stessi.

Per ciascun impianto la taratura dei parametri avviene attraverso i seguenti passaggi:

- Dai dati relativi al rifiuto alimentato all'impianto, caratterizzati e corretti, i due modelli ricavano una stima della massa attiva iniziale (AM).
- Vengono fissati tutti i parametri del modello, comprese le costanti cinetiche con un valore di primo tentativo e la perdita di peso caratteristica mediamente riscontrata nell'impianto (Tabella 9).
- Attraverso un algoritmo iterativo⁴⁶ viene ricavato il valore delle costanti cinetiche che permette di ottenere la perdita di peso fissata.

⁴⁶ Il modello è stato realizzato su supporto Excel per espressa richiesta di A2A Ambiente. L'algoritmo risolutivo utilizzato è stato "ricerca obiettivo".

Le costanti cinetiche medie risultanti da taratura sono riportate in Tabella 18, mentre i risultati parziali in Allegato B.

Sebbene le costanti siano state ottenute dall'applicazione dei modelli a cinque impianti molto differenti per geografia e composizione del rifiuto trattato, esse hanno mostrato una variabilità molto limitata, pari a circa l'8-10%. Tali valori sono indice di robustezza, poiché dimostrano che i modelli proposti sono in grado di rappresentare un ampio ventaglio di impianti con una variazione molto contenuta dei parametri liberi. A conferma di tale robustezza, è stato applicato il parametro medio risultante da taratura agli stessi cinque impianti. La perdita di peso stimata dai modelli sotto tali condizioni si è allontanata dal dato misurato di un valore sempre inferiore al 2,8%⁴⁷.

Tabella 18 - Valori medi e deviazioni standard delle costanti cinetiche risultanti da taratura, dei Solidi Volatili persi rispetto al rifiuto alimentato (VSL) e dell'incremento percentuale del potere calorifico inferiore (Δ PCI).

	MODELLO 1		MODELLO 2	
	Media	SQM	Media	SQM
k [d ⁻¹]	0,0686	0,0069	-	-
kcellulosa [d ⁻¹]	-	-	0,0711	0,0062
korganico [d ⁻¹]	-	-	0,0889	0,0078
kverde [d ⁻¹]	-	-	0,1245	0,0109
VSL [%tot_input]	3,6	0,3	4,4	0,4
Δ PCI	36,4	4,3	35,9	4,6

Dal processo di taratura stesso sono state rese disponibili le caratteristiche stimate del rifiuto bioessiccato risultante a valle del trattamento, ovvero le uscite del modello (Umidità, SV e ceneri). Da un confronto con le misurazioni disponibili (Tabella 9) sono state ricavate delle stime degli errori⁴⁸ commessi dai modelli nella descrizione del bioessiccato. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima mentre ad errore negativo una sottostima.

A causa dell'incongruenza strutturale che caratterizza i dati utilizzati come ingresso al modello e quelli disponibili sulle uscite, in quanto riferiti a campionamenti indipendenti relativi a rifiuti differenti, gli errori risultanti non possono essere utilizzati per effettuare delle analisi quantitative. Se così fosse, infatti, la taratura stessa dei parametri potrebbe essere effettuata minimizzando tali errori.

La Tabella 19 riporta le stime degli errori medi commessi dai due modelli nella descrizione delle macro proprietà del materiale bioessiccato. L'errore sulle ceneri è comune per i due modelli, in quanto entrambi ipotizzano che esse non siano coinvolte nel processo di bioessiccazione. Essendo alimentati con il medesimo dato di ceneri in ingresso presentano lo stesso valore in uscita. Come precedentemente descritto nel Sotto-paragrafo 4.3.1, il dato

⁴⁷ $WL_{stim} - WL_{mis}$.

⁴⁸ $\varepsilon = \frac{(y_{stimata} - y_{misurata})}{y_{misurata}}$

disponibile sul quantitativo di ceneri del bioessiccato appare incongruente con il dato in ingresso. Di conseguenza, ipotizzando che i modelli non commettano errori nella stima del quantitativo di ceneri, è verosimile concludere che il contenuto d'acqua e di solidi volatili corrispondente dovrebbe essere mediamente più elevato di quello indicato dalle misurazioni, comportando una riduzione degli errori indicati in Tabella 19.

Per quanto riguarda l'umidità e il potere calorifico del bioessiccato, il MODELLO 1 sembra fornire una stima mediamente più corretta rispetto al MODELLO 2, mentre quest'ultimo sembra ricavarne una migliore riguardo al contenuto di Solidi Volatili. Non potendo avere una conferma di tali considerazioni, la scelta del modello più adeguato alla rappresentazione del processo di degradazione aerobica deve necessariamente basarsi su altri parametri di valutazione, di seguito analizzati.

Tabella 19 - Stima degli errori medi commessi dai due modelli nella rappresentazione delle proprietà complessive dei bioessiccati.

	MODELLO 1		MODELLO 2	
	ϵ medio [%]	ST DEV	ϵ medio [%]	ST DEV
Umidità	17,6	12,5	24,5	12,8
Ceneri	-17,1	5,3	-17,1	5,3
VS	1,7	3,1	-0,1	3,3
PCI	0,9	1,3	1,5	2,6

4.6 VALUTAZIONE E SCELTA DEL MODELLO DI BIOESSICCAZIONE

Gli errori riportati in Tabella 19 si riferiscono, per i motivi già discussi, ad una stima dei valori reali e, per questo motivo, non sono stati considerati una fonte sufficientemente valida su cui basare la valutazione del modello più adatto alla rappresentazione della degradazione aerobica. Di conseguenza la scelta del modello migliore è stata presa basandosi su altri parametri di valutazione della capacità di descrivere il processo.

Innanzitutto, entrambi i modelli proposti hanno mostrato un valor medio di solidi volatili degradati (VSL, Tabella 18), in rapporto alla massa totale di rifiuto alimentato, pari a 3,6% per il MODELLO 1 e 4,4% per il MODELLO 2. Tale risultato è in accordo con l'intervallo indicato da Calcaterra e Adani (2004), ovvero 2-5%.

La maggior anomalia emersa per il MODELLO 2 è rappresentata dal fatto che la costante cinetica di degradazione della frazione "verde" è risultata superiore a quella della frazione organica. Ciò è apparso quantomeno insolito, poiché le sostanze organiche vegetali sono soggette ad una degradazione più lenta rispetto a quelle di origine animale, presenti nella frazione organica. Il rapporto tra le costanti risultanti da taratura, per la procedura utilizzata,

è lo stesso di quelle di primo tentativo, ovvero quelle indicate da Komilis and Ham (2000) e riportate da Mason (2007) (Tabella 4). L'assenza di ulteriore materiale bibliografico che potesse fornire una conferma di tale assunzione ha determinato un grosso svantaggio nell'applicazione del MODELLO 2.

Uno studio dell'Università di Trento, in collaborazione con il Politecnico di Bucarest (Rada et al, 2007) ha fatto emergere degli aspetti interessanti che trovano riscontro con i modelli proposti. Alcuni dei parametri risultanti dallo studio sono stati così utilizzati per valutare la capacità dei due modelli di descrivere il processo di degradazione aerobica.

Durante lo studio di Rada et al (2007) sono stati utilizzati due reattori di laboratorio con bilancia elettronica incorporata per le misurazioni sulla perdita di peso di un particolare tipo di rifiuto soggetto a bioessiccazione, la cui composizione è stata alterata dall'aggiunta di FORSU in modo che contenesse per il 50% materia organica. È stato inoltre assunto che i reattori fossero adiabatici, situazione paragonabile al MODELLO 1 poiché trascura le perdite di calore dalle pareti. Sulla base delle misurazioni raccolte in laboratorio, Rada et al (2007) hanno realizzato un modello bio-chimico per la descrizione del processo di bioessiccazione. Tale modello è stato realizzato con l'obiettivo di fungere da strumento descrittivo del processo, in modo da ricavare curve sperimentali di alcuni parametri, tra cui in modo particolare il potere calorifico inferiore (estratti dei risultati dell'esperimento in Figura 37).

Il modello proposto dallo studio differisce da quello proposto nel presente testo, poiché realizzato con finalità descrittiva anziché previsionale; esso infatti necessita in ingresso del dato sulla perdita di peso riscontrata durante il processo, che nel caso previsionale rappresenta una delle uscite più importanti. Il modello ricostruisce poi la composizione del rifiuto bioessiccato tramite bilanci energetici e di massa e tenendo conto anche dell'entalpia dell'aria uscente dall'impianto.

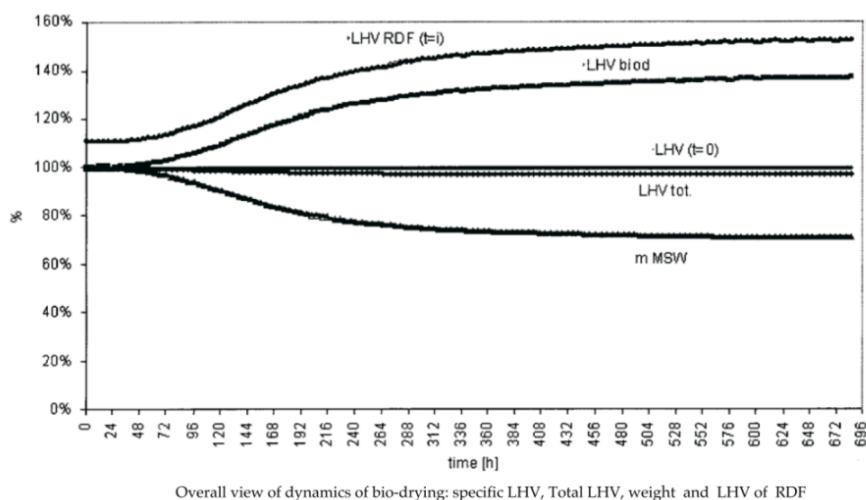


Figura 37 - Estratto da Rada et al (2007). Interessante l'andamento del PCI del bioessiccato (LHV biod), della massa totale di rifiuto (m MSW) e del contenuto energetico totale ($LHV_{tot} = m MSW * LHV_{biod}$).

Dallo sviluppo dei bilanci energetici è stato dimostrato che il calore generato dalla bioossidazione dei solidi volatili consumati è dominante rispetto all'entalpia del rifiuto entrante nel reattore e all'effetto ventilativo dell'aria di processo. Questa conclusione, anche se riferita ad un reattore di laboratorio e non realizzato su scala industriale, fornisce una parziale giustificazione alla scelta di limitare il bilancio energetico del MODELLO 1 al calore prodotto dalla reazione esotermica e a quello assorbito dall'evaporazione dell'acqua.

Le analisi condotte da Rada et al (2007) forniscono inoltre le seguenti indicazioni:

- Il consumo totale di solidi volatili è risultato pari a circa il 3,3% del materiale alimentato. In questo senso il MODELLO 1 propone un valore medio molto più simile rispetto al MODELLO 2 (3,6% contro 4,4%, Tabella 18).
- L'aumento specifico del PCI del prodotto bioessiccato rispetto al RUR è risultato mediamente pari a circa il 31%. I due modelli proposti mostrano invece un aumento medio del PCI di circa il 36% in fase di taratura (Tabella 18), il che equivale, ipotizzando che il PCI del rifiuto entrante sia stato stimato in modo sufficientemente corretto, ad una leggera sovrastima del PCI del bioessiccato.

Un indice molto importante per la comprensione del processo di bioessiccazione è rappresentato dal rapporto tra acqua evaporata e massa organica ossidata nell'intervallo di tempo considerato. È stato perciò definito il coefficiente r come:

$$r_{\Delta t} = \frac{H_2O_{\Delta t}^{evaporata}}{VS_{\Delta t}^{ossidati}} \quad (\text{Eq. 34})$$

Il coefficiente r fornisce delle utili indicazioni sull'entità del trasferimento di energia dalla massa organica all'acqua. Più elevato risulta infatti tale rapporto, più efficiente sarà la bioessiccazione, poiché, a parità di massa degradata, si ottiene una maggior perdita idrica.

I risultati dello studio di Rada et al (2007) riportano un rapporto tra acqua evaporata e solidi volatili rimossi pari a 6,8 in seguito ad una essiccazione di 14 giorni ($r_{14} = 6,8$). I modelli 1 e 2 proposti in questo testo, con i parametri imposti (Tabella 5), presentano un rapporto r_{14} costante e rispettivamente pari a circa 6,6 e 5,2. Mentre il valore r_{14} del MODELLO 2 è risultato molto differente da quello proposto da Rada et al (2007), quello del MODELLO 1 è apparso molto simile. Inoltre, il fatto che il rapporto sia risultato di poco inferiore a quello sperimentale comporta che, a parità di solidi volatili degradati, il MODELLO 1 provochi una perdita di acqua leggermente inferiore; il che, per il fatto che il MODELLO 1 nasce per l'applicazione ad impianti industriali e non di laboratorio, compensa in parte la mancata considerazione delle perdite energetiche dalle pareti e dal calore sensibile dei gas uscenti.

Sui dati relativi ai cinque impianti reali è stata effettuata un'ulteriore analisi, basata sul coefficiente r_{14} appena definito, che merita una breve trattazione.

Avendo a disposizione per ciascun impianto il dato relativo alla umidità iniziale, alla perdita di peso e alla umidità finale del rifiuto (Tabella 9), è stato possibile risalire al corrispondente valore percentuale di acqua evaporata e solidi volatili ossidati attraverso le seguenti equazioni:

$$H_2O_{\text{evaporata}} = U_{\text{iniziale}} * 100 - U_{\text{finale}} * (100 - WL) \quad (\text{Eq 35})$$

$$VS_{\text{ossidati}} = WL - H_2O_{\text{evaporata}} \quad (\text{Eq 36})$$

I coefficienti r_{14} risultanti sono riportati in Tabella 20.

Essi presentano una variabilità molto alta, con valori molto lontani da quanto indicato da Rada et al (2007), in particolar modo per quanto riguarda i casi inglesi.

Tabella 20 - Valori dei coefficienti r_{14} risultanti dai dati disponibili (Tabella 9).

	DUMFRIES	FROG ISLAND	JANKINS LANE	MONTANASO	VILLAFALLETTO
r_{14}	49	43,6	15,5	4	6,14

Il fatto che ogni impianto presenti una propria efficienza di essiccazione è del tutto giustificata; l'evaporazione dell'acqua infatti dipende, oltre che dall'energia liberata dalla reazione esotermica, anche da altri parametri specifici di ogni impianto (portata d'aria forzata Q ; umidità e temperatura dell'aria esterna; perdite energetiche; altezza dei cumuli; etc.). Nonostante ciò, la differenza emersa tra i coefficienti di Tabella 20 è risultata eccessivamente elevata. Se i dati utilizzati rappresentassero correttamente la realtà del fenomeno, a parità di AM degradata corrisponderebbero infatti dei tassi di evaporazione completamente differenti. Tale conclusione è risultata irrealistica per almeno due ragioni:

- Tutti gli impianti analizzati nella presente taratura sono realizzati con la medesima tecnologia (BIOCUBI®), cosa che rende inverosimile una variazione così ampia del coefficiente r_{14} .
- Per ottenere l' r_{14} dei tre impianti inglesi, l'ossidazione della massa putrescibile dovrebbe produrre un quantitativo specifico di energia molto superiore a quello utilizzato dai modelli ($\Delta H = 18.000 \text{ kJ/kg}$), andando in contrasto con quanto indicato in letteratura.

La spiegazione più verosimile dell'altissima variabilità del coefficiente r_{14} va ricondotta perciò, ancora una volta, all'incongruenza dei dati disponibili.

Tornando alla scelta dei modelli, è noto che la valutazione delle prestazioni di ognuno di essi necessiterebbe della validazione su serie di dati differenti. Nonostante ciò, limitandosi alle considerazioni effettuate sui risultati dei due modelli nella fase di taratura, è evidente che il MODELLO 1 abbia fornito una rappresentazione migliore rispetto al MODELLO 2. Quest'ultimo inoltre presenta l'evidente problematica del dubbio significato fisico delle costanti cinetiche risultanti. In assenza di ulteriori studi in merito a rapporti più verosimili tra le velocità di degradazione della frazione organica e verde, tale modello non è stato considerato sufficientemente rappresentativo del processo di degradazione aerobica del rifiuto.

Inoltre, il confronto con lo studio Rada et al (2007) ha permesso di individuare nel MODELLO 1 lo strumento che meglio rappresenta le grandezze in gioco nel processo di degradazione, in particolare per quanto riguarda il coefficiente r_{14} e la percentuale di Solidi Volatili degradati.

I vantaggi del MODELLO 1, emersi dall'analisi effettuata, sono di seguito sintetizzati:

- Semplicità nella descrizione; una delle principali caratteristiche richieste al modello previsionale, a causa delle incertezze e variabilità a cui il processo è soggetto.
- La descrizione della dinamica di degradazione della massa putrescibile è risultata più verosimile rispetto a quella offerta dal MODELLO 2.
- L'errore di stima dell'umidità del prodotto bioessiccato sembra essere inferiore.
- Bassa deviazione standard della k media risultante da taratura (circa 10%).
- Stima del consumo di Solidi Volatili concorde con letteratura.
- L'aumento del PCI del rifiuto è risultato simile a quanto indicato in letteratura.
- Il coefficiente r_{14} ha trovato riscontro con quanto indicato in letteratura.

Per tutte le motivazioni elencate la scelta è ricaduta sul MODELLO 1, il quale costituisce così la prima parte del modello previsionale complessivo delle prestazioni di impianti di trattamento meccanico biologico del rifiuto urbano.

L'intervallo della costante cinetica k proposto come default è risultato, dalla taratura effettuata nel presente studio, pari a:

$$\Delta k_{\text{default}} = 0,0686 \pm 0,0069$$

Il valor medio, comprensivo d'incertezza, viene proposto per l'utilizzo del modello previsionale nei casi in cui non sia possibile effettuare una taratura specifica, né sugli

impianti in oggetto né su impianti più simili a quelli che si intendono modellizzare. L'applicazione del modello in questi casi non può che fornire delle indicazioni qualitative delle prestazioni d'impianto; risulta infatti preferibile effettuare le simulazioni anche per i valori estremi dell'intervallo di default, in modo da ottenere un ventaglio di possibili risultati compresi tra il "caso peggiore" e quello "migliore".

La taratura del parametro k è stata effettuata su dati soggetti a specifiche ipotesi. È perciò fondamentale che la k_{default} venga utilizzata con riferimento alle medesime ipotesi per quanto riguarda il valore degli altri parametri del modello, i passaggi di adattamento della classificazione merceologica e il database di caratterizzazione scelto. Inoltre, il modello di bioessiccazione contenente la k_{default} può essere utilizzato solo per rappresentare impianti che utilizzano la tecnologia Biocubi®, poiché caratteristica degli impianti su cui è stato tarato.

Un esempio di applicazione del modello di bioessiccazione contenente il parametro k_{default} è stato effettuato sull'impianto di Villafalletto, basandosi sui dati relativi al bilancio di massa completo del 2011. La descrizione dei passaggi compiuti, della metodologia applicata e dei risultati conseguiti è rimandata al Capitolo 5. Tale applicazione ha permesso di eseguire una validazione dei due modelli proposti per la bioessiccazione e per la raffinazione meccanica.

CAPITOLO 5

VALIDAZIONE DEI MODELLI

Applicazione all'impianto di Villafalletto 2011

5.1 CONSIDERAZIONI PRELIMINARI

La validazione dei due moduli del modello prestazionale complessivo è stata effettuata sui dati relativi al bilancio di massa dell'anno 2011 dell'impianto di trattamento meccanico biologico di Villafalletto (CN). La verifica delle rispettive prestazioni è stata effettuata separatamente, in modo da distinguere le relative capacità di descrivere i processi coinvolti.

Per quanto concerne il modello di bioessiccazione, la prova è consistita nella valutazione delle prestazioni risultanti dall'utilizzo della $k_{\text{default}} = 0,0686 \text{ d}^{-1}$, calcolata nel Capitolo 4. È bene specificare che i dati considerati nel processo di validazione sono differenti da quelli utilizzati per la taratura dei parametri, sebbene ricavati entrambi dall'impianto di Villafalletto nel 2011, poiché ottenuti in periodi e su campionamenti diversi.

L'applicazione del modello di raffinazione meccanica è stata eseguita con lo scopo di valutare la capacità dei parametri della matrice RFTF (Tabella 6) di rappresentare il funzionamento di un impianto reale, differente da quelli attraverso i quali sono stati ricavati.

Dall'analisi dei risultati è stato possibile trarre conclusioni sulla possibilità di utilizzare i due modelli per ricavare delle valide previsioni prestazionali di un impianto TMB.

Prima della descrizione dell'applicazione dei modelli proposti, viene di seguito descritto il funzionamento dell'impianto di Villafalletto.

5.2 DESCRIZIONE DELL'IMPIANTO

L'impianto di Villafalletto, gestito dalla società A2A Ambiente, è autorizzato alla ricezione e trattamento di rifiuti solidi urbani, di rifiuti organici compostabili e di rifiuti speciali non pericolosi, finalizzato all'ottenimento di un prodotto biostabilizzato (bioessiccato) il quale, sottoposto a raffinazione, viene trasformato in CSS.

L'impianto è autorizzato al trattamento di massimo 65.000 t/anno di Rifiuti Solidi Urbani e di massimo 15.000 t/a di Rifiuti Assimilabili (RA). Il bacino di raccolta del RSU dell'impianto è formato da un consorzio di 54 comuni situati in zone limitrofe, mentre gli assimilabili derivano principalmente da Corepla⁴⁹ e, di conseguenza, sono composti principalmente da materiali plastici ad elevato contenuto calorico.



Figura 38 - Area di ricezione di Villafalletto.

Il processo di bioessiccazione è condotto in continuo all'interno di un capannone chiuso, contraddistinto da un'unica campata di bioessiccazione, dotata di sala comandi e sala quadri elettrici.

All'interno della sezione si distinguono:

- Area di ricezione (Figura 38), costituita da 5 postazioni di scarico (4 dedicate all'RSU e una riservata ai RA) in fosse interrate, munite di portoni con sistema di apertura ad impacchettamento rapido.
- Area di manutenzione, per interventi sul tritratore e sul carro ponte.
- Area di tritrazione e di accumulo temporaneo dei rifiuti tritati. La tritrazione primaria omogeneizza le dimensioni del rifiuto (pezzatura circa

⁴⁹ Consorzio nazionale raccolta, riciclaggio e recupero degli imballaggi in plastica.

20 cm), facilita il passaggio dell'aria, aumenta le superfici di contatto e quindi migliora le prestazioni della fermentazione aerobica.

- Area di bioessiccazione dove avviene il processo di essiccazione del rifiuto (Biocubi®). L'area dispone di un pavimento grigliato, che separa i rifiuti dal plenum sottostante, da cui si estrae aria tramite un sistema di aspirazione dalla potenza regolabile.

Le principali attrezzature utilizzate nella sezione di Bioessiccazione sono:

- 2 gru a ponte (CP) per la movimentazione dei rifiuti.
- 1 carro trituratore su supporto mobile (CT), con funzione di lacerasacchi e omogeneizzazione del materiale.
- Impianto di aspirazione e trattamento delle emissioni (gruppo di ventilazione, sistema di canalizzazione e distribuzione aria, biofiltro, impianto di irrigazione del biofiltro). Oltre che garantire la quantità di ossigeno necessaria alla bioessiccazione e mantenere una temperatura adatta alla vita microbica, l'aspirazione dell'aria permette di mantenere l'ambiente in leggera depressione, in modo da limitare la fuoriuscita di odori dal capannone.
- 1 tramoggia di rimozione del bioessiccato.
- 1 tramoggia di estrazione dei rifiuti assimilabili, non soggetti a bioessiccazione.
- 2 nastri estrattori per il trasferimento all'impianto di raffinazione/presa.
- Sistema di accumulo dei percolati provenienti dai biofiltri e dai settori di fermentazione, dalla capacità di 600 m³.

Le principali attrezzature nella sezione di preparazione del CSS sono:

- Vaglio fisso rotante.
- Separatore aeraulico.
- Sistema di deferrizzazione.
- Scanner ottico per la rimozione dei materiali clorurati dai rifiuti (PVC).
- 2 trituratori a denti.
- Sistema di demetallizzazione.
- Pressa legatrice per l'imballaggio del materiale di scarto.
- Gruppo di aspirazione con filtro a maniche e sistema automatico di pulizia.

Il complesso è attrezzato con:

- Presidi antincendio (manichette, estintori, sensori, etc.).
- Software per la gestione delle attività (movimentazione, triturazione, ventilazione, carico/scarico, etc.) e la visualizzazione dei dati di processo.

5.3 DESCRIZIONE DEL PROCESSO

La finalità dell'impianto Biocubi® è la bioessiccazione dei rifiuti attraverso un processo di fermentazione aerobica accelerata.

Grazie alle temperature raggiunte per le reazioni di ossidazione biologica (circa 60 °C di massima), il rifiuto subisce una significativa igienizzazione e una perdita del contenuto d'acqua. La durata media del processo è funzione della quantità di rifiuti conferiti, della loro composizione e delle condizioni meteo-climatiche. In condizioni standard il rifiuto permane nella vasca di bioessiccazione per 14 giorni.

La raffinazione consiste principalmente in:

- Eliminazione delle frazioni a basso potere calorifico (sottovaglio e scarti pesanti).
- Recupero delle frazioni ferrose e dei metalli non ferrosi.
- Produzione di CSS (frazione ad alto potere calorifico).

L'impianto di raffinazione porta perciò alla separazione del bioessiccato in frazioni quali il CSS, la frazione pesante del bioessiccato, il sottovaglio, i materiali ferrosi e i materiali metallici non ferrosi.

5.3.1 SCARICO DEL MATERIALE

Dopo l'accettazione all'ingresso del sito, i rifiuti sono scaricati nell'area di ricezione e in seguito blandamente triturati. Questa fase risulta fondamentale per omogeneizzare il materiale ed da evitare la formazione di porzioni del cumulo di rifiuto caratterizzate da un'eccessiva differenza compositiva.

I Rifiuti Speciali Assimilabili (es. carta, plastica, legno) o i Rifiuti Speciali (es. bioessiccato proveniente da altri impianti) che non richiedono bioessiccazione, possono essere scaricati nelle aree ad essi dedicate (portone n.5); lì vengono triturati e infine inviati, per mezzo dei carriponte, direttamente alla fase di raffinazione e produzione CSS.

5.3.2 DEPOSITO IN AREA DI FERMENTAZIONE , CONTROLLO DEL PROCESSO ED ESTRAZIONE MATERIALE

In questa fase, il carro ponte carica i rifiuti dell'area di accumulo del materiale tritato nell'area di fermentazione, disponendoli in strisce. Il programma di lavoro rispetta le seguenti priorità:

- Le celle da riempire vengono indicate dal conduttore nel programma di gestione dei CP e corrispondono alle prime celle, non ancora riempite completamente, successive a quelle precedentemente completate.
- L'altezza massima dei rifiuti in ogni settore deve essere di 5,5 m, pena il mancato passaggio d'aria forzata.
- Raggiunta l'altezza massima, il programma inserisce la data di inizio ciclo per l'identificazione del lotto.

Un'altezza dei cumuli inferiore a 5,5 m garantisce la non compattazione del materiale e il funzionamento ottimale dei ventilatori; inoltre essa è modificabile in funzione dell'andamento stagionale, della composizione dei rifiuti e/o di altri fattori (quali, ad esempio, le condizioni dei trituratori) che possono modificare il funzionamento dei ventilatori e, di conseguenza, la reazione aerobica stessa.

La bioessiccazione è la fase più delicata del processo in quanto è necessario mantenere le condizioni ottimali di aerobiosi per la fermentazione della sostanza organica presente nei rifiuti.

Una volta trascorso il tempo necessario al completamento del processo, si procede allo svuotamento delle strisce di rifiuto; questa fase comporta lo spostamento del prodotto bioessiccato dalle celle di fermentazione alla tramoggia dell'estrattore tramite CP. E' un'operazione da condurre quando si sono verificate, in successione, le seguenti condizioni:

- Un innalzamento della temperatura (misurata sull'aria asportata dal settore stesso), rispetto a quella iniziale, misurata al momento della deposizione del rifiuto tritato. Tale fenomeno è segno che la fermentazione si è attivata.
- Un abbassamento della temperatura dell'aria asportata rispetto alla temperatura massima misurata in quel settore, segno che la fermentazione è rallentata.

A seguito dello svuotamento di una cella viene azionato il programma specifico di pulizia e asportazione del residuo, che viene reinserito nel ciclo di trattamento.

5.3.3 GESTIONE DEI PERCOLATI E DELLE ACQUE METEORICHE

I liquidi di risulta provengono da:

- Biofiltro (Figura 39), che produce percolato dovuto all'eccesso di irrigazione e/o condensa del vapore acqueo contenuto nell'aria aspirata. Queste acque vengono inviate al *serbatoio di accumulo del percolato* (650 m³ di capacità) da una pompa sommersa automatica.
- Al di sotto del grigliato, il sistema di drenaggio raccoglie il percolato rilasciato dai rifiuti e lo convoglia al serbatoio di accumulo, assieme al percolato del biofiltro.
- Coperture di capannoni e impianti raccolgono acqua meteorica. In questo caso, in aderenza ai dettami normativi, le acque non presentano particolari pericoli di contaminazione (mancanza di transito veicolare); perciò sono inviate direttamente alla vasca di raccolta delle acque di seconda pioggia, per essere poi disperse negli strati superficiali del sottosuolo. In alternativa, tali acque vanno a reintegrare la *riserva antincendio* di 500 m³.
- Strade e piazzali di transito. Le acque meteoriche insistenti su questa tipologia di superfici, solo per i primi 5 mm di ogni evento meteorico, vengono classificate dalla normativa come acque di prima pioggia; esse sono inizialmente raccolte presso una vasca (capacità 36 m³) dove permangono per circa 48 ore, durante le quali subiscono la decantazione delle parti più pesanti. Vengono infine inviate alla cisterna del percolato per essere poi smaltite presso centri di trattamento e depurazione autorizzati.



Figura 39 - Biofiltro coperto di Villafalletto.

5.3.4 RAFFINAZIONE BIOESSICATO – PRODUZIONE CSS

La raffinazione si articola nelle seguenti fasi (Figura 41):

- Il bioessiccato sfuso alimenta un vaglio rotante con maglie di dimensioni 20 mm.
- Il sovrvallo, movimentato con nastro, passa attraverso un separatore aeraulico che ne divide la frazione leggera da quella pesante; entrambe le frazioni sono processate da un separatore magnetico (elettrocalamita).
- Il sottovaglio e la frazione pesante del separatore aeraulico vengono pressati ed inviati in discarica tramite autocarro.
- La frazione leggera del sovrvallo viene distribuita omogeneamente da una tavola vibrante e sottoposta a uno scanner ottico per la rimozione dei composti clorurati; in seguito viene nuovamente sottoposta a deferrizzazione e convogliata ad un tritratore a denti per raggiungere la pezzatura idonea al successivo riutilizzo energetico in cementificio (circa 3-4 cm).
- All'uscita del tritratore il materiale è depurato dalla frazione non ferrosa passando attraverso un demetallizzatore a correnti indotte.

Le frazioni ferrose e non ferrose recuperate sono inviate a recupero con i codici CER 19 12 02 e 19 12 03;

Il materiale, tritratato, deferrizzato e demetallizzato, è trasportato sul nastro che porta il CSS ai cassoni per lo stoccaggio (Figura 40).



Figura 40 - Cassoni stoccaggio CSS.

La sezione CSS è dotata di un sistema di aspirazione composto da un ventilatore e da cappe aspiratrici, collocate in corrispondenza delle macchine che originano le frazioni polverose (specialmente i triturator). L'aria aspirata è convogliata a due filtri a maniche. Un getto d'aria compressa pulisce il filtro da intasamenti e il materiale asportato è scaricato in una coclea di convogliamento, a monte dello scarico dello scarto pesante, e smaltito in discarica.

Il CSS prodotto dall'impianto di Villafalletto viene utilizzato come combustibile nella cementeria Buzzi Unicem di Robilante (CN) in regime di co-combustione (Figura 42).

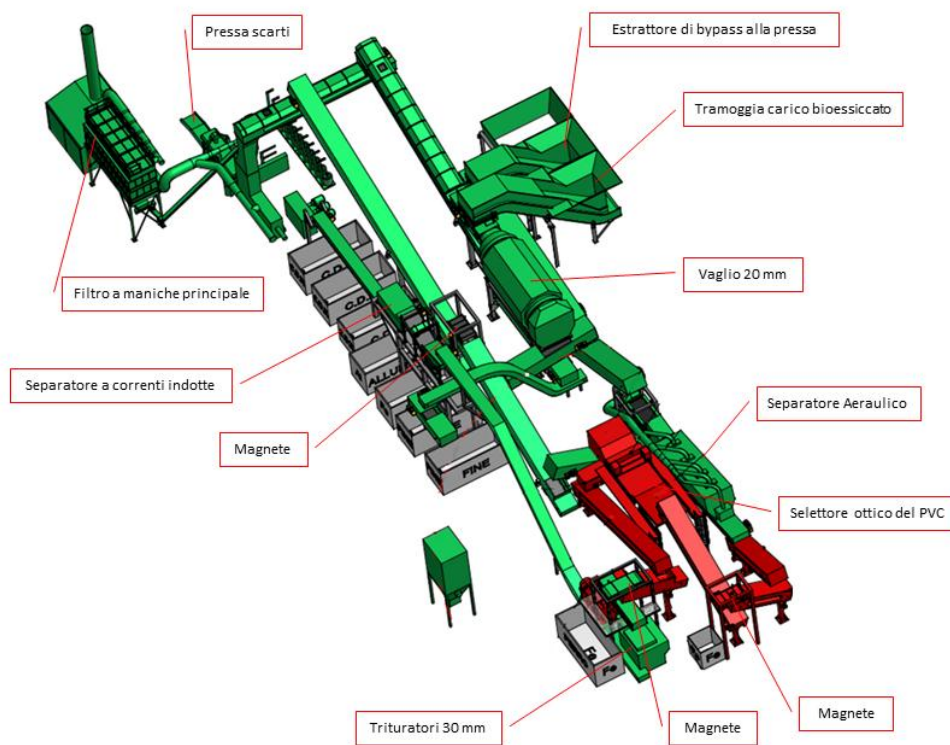


Figura 41 - Linea di raffinazione di Villafalletto.



Figura 42 - Forno a tamburo rotante della cementeria Buzzi Unicem (Robilante, CN).

5.3.5 PRESSATURA DEGLI SCARTI E CONFERIMENTO IN DISCARICA

La pressatura della frazione di scarto della raffinazione è prevista nel processo di lavorazione. L'invio diretto del bioessiccato alla fase di pressatura avviene nel caso in cui l'impianto di raffinazione sia fermo per manutenzione o l'impianto che riceve il CSS abbia segnalato di avere sufficiente materiale per soddisfare la propria produzione. Attraverso il sistema di by-pass, un nastro trasportatore porta il prodotto della bioessiccazione dalla tramoggia di uscita alla pressa di imballaggio.

I macchinari utilizzati sono: nastri trasportatori, una pressa (Figura 43) e un muletto con pinze per la movimentazione.

Il prodotto è trasportato su nastro alla pressa, cade nella tramoggia, entra nella camera di compressione e viene spinto dal pistone. Durante la fase di riempimento-compressione avviene anche la legatura con regge in filo di ferro. La dimensione della balla è di circa 140x120x120 cm, pari a circa 2 m³. Le balle reggiate sono riprese per mezzo di muletto a pinze e caricate su automezzi per il trasporto in discarica.



Figura 43 - Pressa-lega scarti di Villafalletto.

Il trasporto degli scarti avviene all'interno dell'area degli insediamenti A2A Ambiente e riguarda Rifiuti Speciali Non Pericolosi, pertanto non è richiesta nessuna specifica autorizzazione. Per la deposizione in discarica (Figura 44) si utilizza un escavatore con braccio dotato di pinze. Le balle reggiate vengono caricate sui carri e/o autocarri tramite muletto. L'autista si posiziona sulla pesa per registrare il peso lordo ed il numero progressivo del viaggio, procede verso il lotto di discarica in coltivazione e, completato lo scarico, ritorna sulla pesa per la registrazione della tara.

La classificazione completa dei flussi uscenti dall'impianto è riportata in Allegato C.



Figura 44 - Discarica Villafalletto.

5.4 DATI IN INGRESSO

I dati sui quali sono state effettuate le valutazioni previsionali del presente studio fanno riferimento all'anno 2011. Le composizioni merceologiche e le proprietà dei flussi si riferiscono a medie di campionamenti effettuati durante l'anno, mentre le quantità di ogni flusso sono state ricavate dal bilancio di massa dell'impianto (Figura 45).

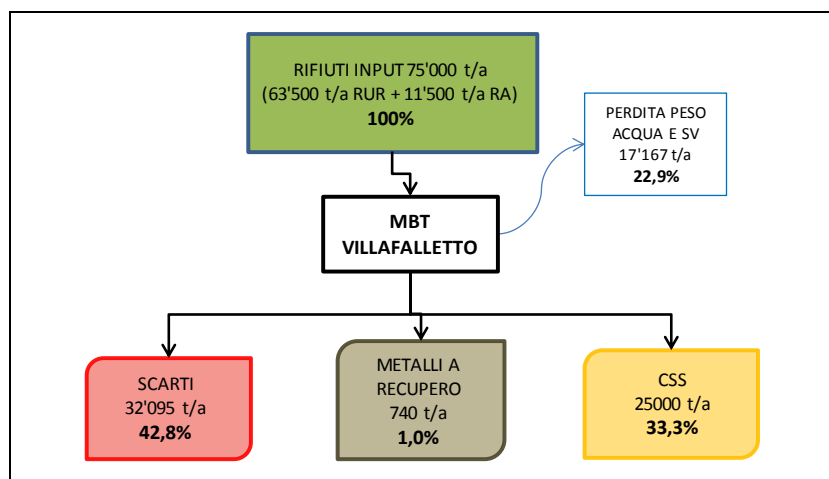


Figura 45 - Bilancio di massa del 2011 dell'impianto di Villafalletto [Dati d'archivio A2A Ambiente].

RIFIUTO ALIMENTATO

I dati relativi ai rifiuti conferiti all'impianto sono sintetizzati in Tabella 21, mentre l'analisi merceologica sul bioessiccato, relativa al 2011, viene riportata in Tabella 22.

Tabella 21 - Merceologica RUR e caratteristiche complessive RA [Dati d'archivio A2A Ambiente].

		VILLAFALLETTTO
R U R	Organico	26
	Verde	3
	Plastica	18
	Carta	26
	Legno	2
	Stoffe	4
	Vetro	6
	Metalli	3
	Altro	12
	(inerti, pannolini, cuoio, sottovaglio)	
	TOTAL	100
	Massa [t/a]	63500
	PCI [kJ/kg]	11100
	Umidità [%]	35,0
R A	Massa [t/a]	11500
	PCI [kJ/kg]	24000
	Umidità [%]	17,0

Tabella 22 - Composizione merceologica e macro proprietà del bioessiccato [Dati d'archivio A2A Ambiente].

B I O E S S I C C A T O (2 0 1 1)	Perdita peso [%]	27,0
	Organico	9,3
	Verde	4,1
	Plastica	24,5
	Carta	28,1
	Legno	2,1
	Stoffe	6,0
	Vetro	7,5
	Metalli	4,7
	Altro	13,7
	TOTAL	100
	Massa [t/a]	46333
	PCI [kJ/kg]	14586
	Umidità [%]	18,33

Da una prima osservazione dei dati disponibili è stata ottenuta una riprova dell'incongruenza caratteristica dei dati relativi ai rifiuti urbani. Confrontando infatti le frazioni merceologiche del bioessiccato con quelle del RUR, si può osservare come il quantitativo di metalli e di stoffe risulti incrementato. Tale incongruenza nelle misurazioni disponibili è dovuta principalmente all'eterogeneità del materiale; come citato in precedenza, l'analisi merceologica dei due flussi descritti ha origine da campionamenti effettuati su prodotti differenti, per i quali non si verifica una corrispondenza completa. Di conseguenza, la composizione dei rifiuti è da interpretare come una stima della composizione media e non come un valore esatto. Allo stesso modo, i dati sulle caratteristiche complessive del bioessiccato, del RUR e del RA (PCI e Umidità) sono il risultato della media di più campionamenti e sono interpretabili solo come una stima del valore realmente corrispondente al materiale trattato.

Sono state inoltre utilizzate informazioni relative agli scarti pesanti, ai metalli estratti e al combustibile prodotto.

SCARTI

Nel 2011 l'impianto ha prodotto 32'095 t di scarti, pari al 42,8% in massa del rifiuto conferito, smaltiti nella discarica adiacente all'impianto. Tale materiale ha mostrato, mediamente, le seguenti caratteristiche:

- PCI = 13'000 kJ/kg
- Umidità = 18,83 %

I valori di PCI e umidità, di qualità peggiore rispetto al bioessiccato da cui derivano in gran parte (Tabella 22), forniscono una prima conferma dell'efficacia dell'estrazione di materiale dal flusso principale, che viene poi trasformato in CSS.

CSS

Il quantitativo di CSS prodotto nel 2011 è stato 25'000 t, 33,3% del rifiuto elaborato dall'impianto, mediamente caratterizzato da:

- PCI = 21'000 kJ/kg
- Umidità = 17,06%

METALLI

I metalli recuperati dall'impianto nel 2011 sono stati:

- Ferro = 700 t. Corrispondente allo 0,93% del rifiuto alimentato.
- Metalli non ferrosi = 40 t. Lo 0,05% del totale.

5.5 LA BIOESSICCAZIONE

5.5.1 ADATTAMENTO DATI

La modellizzazione della bioessiccazione è stata effettuata con il modello prestazionale descritto nel Sotto-paragrafo 3.1.2.

Per poter utilizzare, come ingresso al modello, i dati relativi alla composizione merceologica specifica del rifiuto alimentato (Tabella 21), è stato necessario introdurre le seguenti ipotesi:

1. Il quantitativo di plastica contenuto nel rifiuto conferito all'impianto è composto per il 50% da film plastico e per il restante 50% da oggetti tridimensionali. Tale ipotesi, oltre ad essere verosimile, non influenza le prestazioni della fase di bioessiccazione.
2. La frazione "carta" è composta per 2/3 da carta e per 1/3 da cartone [Riber et al, 2009].

Queste prime due ipotesi sono le medesime adottate nella fase di taratura delle costanti cinetiche (Sotto-paragrafo 4.3.2).

3. La composizione della frazione "metalli" è stata dettagliata sulla base delle informazioni reperite in letteratura. Consonni e Viganò (2011) la descrivono composta per il 78% da metalli ferrosi e per il 23% da metalli non ferrosi; Riber et al (2009) indicano una suddivisione del 71% e 29%; Burnley (2007) indica infine, come media stagionale, un contenuto del 76% e 24% per le due componenti. Da una media dei valori proposti, il contenuto dei metalli è risultato composto da ferro per il 75% e da metalli non ferrosi per il 25%.

Le composizioni della frazione metallica reperite in letteratura sono riferite al RU a monte della RD. È stato ipotizzato che il rapporto tra metalli ferrosi e non ferrosi si mantenga costante anche in seguito alla RD, poiché i due materiali sono verosimilmente soggetti allo stesso tasso d'intercettazione. La medesima ipotesi è stata infatti adottata da Consonni e Viganò (2011) per due differenti scenari di RD analizzati nel loro studio.

4. In mancanza di informazioni più approfondite, la frazione "Altro" è stata ipotizzata come composta, in parti uguali, dalle frazioni del modello definite "Altro combustibile", "Altro non combustibile" e "fine".

La composizione merceologica del rifiuto alimentato nell'impianto, adattata al modello, è rappresentata in Tabella 23.

Tabella 23 - Composizione merceologica del RUR alimentato all'impianto di Villafalletto nel 2011, adattata al modello di bioessiccazione.

		VILLAFALLETTO
I N P U T	Carta	17,3
	Cartone	8,7
	Plastica 2D	9,0
	Plastica 3D	9,0
	Tessili	4,0
	Vetro	6,0
	Legno	2,0
	Organico	26,0
	Verde	3,0
	Metalli ferrosi	2,3
	Metalli non ferrosi	0,8
	Altro combustibile	4,0
	Altro non combustibile	4,0
	Fini	4,0
TOTAL	100	

Per caratterizzare le 14 frazioni merceologiche contenute nel modello è stata utilizzata la parametrizzazione CEW (definita nel Paragrafo 4.4, Tabella 16), poiché applicata nella taratura dei parametri.

Essendo disponibile il dato relativo all'umidità complessiva del RUR, è stata effettuata la correzione della caratterizzazione inserendo tale valore all'interno del modello. La correzione è stata apportata anche se la differenza tra valore stimato e valore misurato è risultata molto contenuta (35,3% dalla parametrizzazione contro 35,0% dei dati) poiché esso è un passaggio previsto dal modello e non comporta costi aggiuntivi di modellizzazione.

Alcuni dati riassuntivi, relativi alla composizione stimata del RUR alimentato alla vasca di bioessiccazione, sono riportati in Tabella 24, Figura 46, Figura 47, Figura 48 e Figura 49.

Tabella 24 - Macro proprietà del RUR ottenute attraverso la parametrizzazione CEW.

REPORT RUR	
MASSA [t]	63500
H2O [%]	35,0
CENERI [%]	17,5
VS [%]	47,5
PCI [kJ/kg]	10669



Figura 46 - Ripartizione del contenuto d'acqua tra le frazioni merceologiche del RUR. Ottenuta dall'applicazione della parametrizzazione CEW.

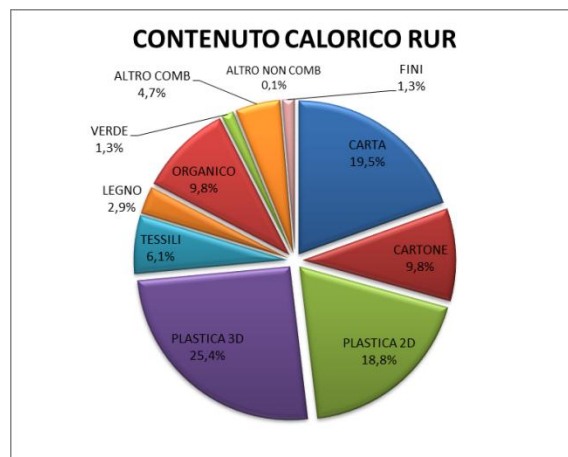


Figura 47 - Ripartizione del contenuto calorico del RUR ($CC=PCI \cdot massa$). Ottenuta dall'applicazione della parametrizzazione CEW.

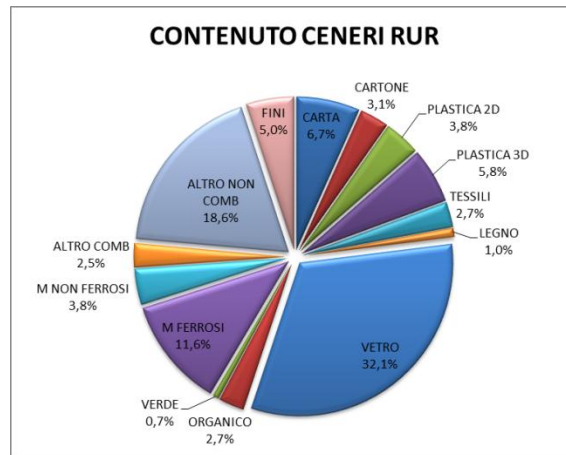


Figura 48 - Ripartizione del contenuto di ceneri del RUR. Ottenuta dall'applicazione della parametrizzazione CEW.



Figura 49 - Ripartizione del contenuto di SV del RUR. Ottenuta dall'applicazione della parametrizzazione CEW.

5.5.2 RISULTATI

Per la simulazione del processo di bioessiccazione, della durata di 14 giorni, sono stati utilizzati, in primo luogo, i parametri di default del modello, ovvero:

- y [g_{H_2O}/g_{AMoss}]: 0,645
- ΔH [kJ/kg_{AMoss}]: 18'000
- CLV [kJ/kg_{H_2O}]: 2'500
- γ [/]: 1
- $k_{default}$ [d^{-1}]: 0,0686

La costante cinetica di degradazione utilizzata ($k_{default}$) è stata quella ricavata dalla taratura effettuata su cinque casi reali (Capitolo 4).

I risultati riportati dal modello sono riassunti in Tabella 25. La descrizione complessiva del bioessiccato uscente dal modello è riportata in Allegato D.

Tabella 25 - Proprietà del bioessiccato ottenute con il modello di bioessiccazione (k_{default}).

REPORT BIOESSICCATO		
	[t/a]	[%]
MASSA	45730	100,00
H2O	6809	14,9
CENERI	11091	24,3
VS	27830	60,9
PCI [MJ/t]	14731	
Perdita peso	17770	28,0

Confrontando i risultati del modello con i dati misurati riportati in Tabella 22, è possibile ricavare una stima degli errori commessi nella descrizione delle grandezze del bioessiccato.

Tabella 26 - Stima degli errori del modello nella rappresentazione delle caratteristiche del bioessiccato (k_{default}). Gli errori sono stati calcolati attraverso l'equazione: $\varepsilon = \text{differenza}/\text{misura} \cdot 100$. Ad errore negativo corrisponde una sottostima del dato di Tabella 22, ad errore positivo una sovrastima.

GRANDEZZA	DIFFERENZA	ERRORE
Massa	-603 t/a	-1,3%
Perdita peso	603 t/a	3,5%
PCI	145 kJ/kg	1,0%
H ₂ O	-1684 t/a	-19,8%
Umidità	-3,4 %	-18,7%

Da un'osservazione degli errori commessi dal modello (Tabella 26) è possibile trarre delle conclusioni interessanti. Per quanto riguarda la massa del bioessiccato e la perdita di peso subita dal rifiuto, il calcolo dell'errore si basa sul confronto tra il dato stimato e le grandezze ricavate dal bilancio di massa annuo dell'impianto (Tabella 22), caratterizzato da elevate garanzie di rappresentatività della realtà. Per il basso valore dell'errore risultante, la stima della massa di bioessiccato uscente dall'impianto e della perdita di peso riscontrata è stata ritenuta molto soddisfacente.

Per quanto riguarda la stima del potere calorifico e dell'umidità del rifiuto bioessiccato, la quantificazione dell'errore è stata necessariamente basata sulle misurazioni disponibili (Tabella 22). A causa dell'incongruenza caratteristica delle misurazioni effettuate sul RUR e sul bioessiccato, gli errori di stima del PCI, dell'H₂O e dell'Umidità (Tabella 26) non possono essere considerati attendibili. Di conseguenza tali errori consistono in un'indicazione qualitativa delle prestazioni del modello di bioessiccazione utilizzato. Dai valori riscontrati è stata osservata una leggera sovrastima del PCI (1,0%) e una considerevole sottostima dell'umidità (18,7%).

Essendo a conoscenza della perdita di peso mediamente riscontrata nel rifiuto trattato dall'impianto di bioessiccazione di Villafalletto (Figura 45), è possibile ottenere il valore della costante cinetica che ne permetterebbe il verificarsi all'interno del modello. In altre parole è possibile calcolare il parametro libero (k) che determina la perdita di peso fissata, attraverso la medesima procedura utilizzata per la calibrazione dei parametri dei cinque impianti reali (Capitolo 4). Il valore risultante è pari a:

$$k_{\text{taratura}} = 0,0656 \text{ d}^{-1}$$

Tale valore è risultato concorde con l'intervallo di default della costante cinetica proposto nel Capitolo 4, ovvero [0,0617; 0,0755]; ciò fornisce un'ulteriore conferma della robustezza del modello di bioessiccazione, la cui validità permane, entro limiti accettabili, al variare del rifiuto alimentato. È fondamentale precisare che l'intervallo di default è valido solo per la modellizzazione di impianti con caratteristiche simili ai cinque casi sui quali è stato calcolato; l'utilizzo dello stesso intervallo per la modellizzazione di un impianto caratterizzato da una tecnologia differente non garantirebbe le medesime prestazioni.

Utilizzando la k_{taratura} le uscite del modello variano in modo apprezzabile (Tabella 27).

Tabella 27 - Proprietà del bioessiccato ottenute con il modello di bioessiccazione (k_{taratura}).

REPORT BIOESSICCATO		
	[t/a]	[%]
MASSA	46355	100,00
H2O	7351	15,9
CENERI	11091	23,9
VS	27913	60,2
PCI [MJ/t]	14536	
Perdita peso	17145	27,0

La stima degli errori commessi dal modello, tarato sulla perdita di peso, sono riportati in Tabella 28.

Tabella 28 - Stima degli errori del modello nella rappresentazione delle caratteristiche del bioessiccato (k_{taratura}). Gli errori sono stati calcolati attraverso l'equazione: $\varepsilon = \text{differenza}/\text{misura} \cdot 100$. Ad errore negativo corrisponde una sottostima del dato di Tabella 22, ad errore positivo una sovrastima.

GRANDEZZA	DIFFERENZA	ERRORE
Massa	22 t/a	0,0%
Perdita peso	-	-
H ₂ O	-1142 t/a	-13,4%
Umidità	-2,4 %	-13,3%
PCI	-50 kJ/kg	-0,3%

Come era prevedibile, gli errori commessi utilizzando la k_{taratura} risultano inferiori a quelli relativi alla k_{default} . Tale risultato fornisce una conferma dell'indubbio vantaggio

derivante da una taratura specifica del modello sull'impianto oggetto delle analisi previsionali.

Nonostante ciò, però, l'errore di rappresentazione del bioessiccato non è stato eliminato. Avendo fissato la perdita di peso mediamente verificatasi nell'impianto, le possibili concause di tale errore sono le seguenti:

- Il coefficiente r_{14} del modello utilizzato, pari a 6,55, è troppo elevato per l'impianto di Villafalletto. Ciò significa che il modello ipotizza una perdita d'acqua, per unità di solidi volatili ossidati, troppo elevata rispetto a quanto avviene nella realtà. Il valore di r_{14} corrispondente ai dati misurati sarebbe, infatti, pari a $4,0 \text{ g}_{\text{H}_2\text{O}_{\text{ev}}}/\text{g}_{\text{V}_{\text{Soss}}}$. La riduzione dell' r_{14} a tal valore comporterebbe una minor evaporazione di acqua a discapito di una maggiore ossidazione dei composti organici putrescibili, con il risultato di ottenere un prodotto bioessiccato più umido. Tale risultato sarebbe ottenibile modificando il valore del parametro γ del modello di bioessiccazione, ovvero la quota parte di calore liberato dall'ossidazione aerobica che viene assorbita dall'acqua per il passaggio di stato.
- L'umidità misurata del rifiuto bioessiccato non è congruente con il dato relativo al rifiuto alimentato, come già ampiamente riscontrato.

Le misurazioni effettuate sul rifiuto sono inevitabilmente affette da errore. Di conseguenza, piuttosto che modificare i parametri di default del modello sulla base di dati inquinati da una considerevole incertezza e incongruenza, è stato preferito mantenerli invariati.

La modifica del parametro γ , per la sua influenza sul coefficiente r_{14} , garantirebbe un grado di libertà aggiuntivo al modello, con la conseguenza di ridurre gli errori di riproduzione dei dati misurati ma, al contempo, esporrebbe il modello ad un forte rischio: riprodurre anche gli errori di misurazione specifici dei dati utilizzati per la sua calibrazione ("Overfitting"). Ciò causerebbe una consistente diminuzione delle capacità previsionali del modello di bioessiccazione [Jakeman et al, 2006].

Se si dovesse dimostrare la consistenza del dato disponibile relativo all'umidità del bioessiccato e la sua congruenza con il rifiuto alimentato, sarebbe possibile calibrare il parametro γ , in modo tale da ottenere il valore reale del coefficiente r_{14} (se, ad esempio, fosse comprovata la congruenza dei dati disponibili, ad un r_{14} pari a $0,4 \text{ g}_{\text{H}_2\text{O}_{\text{ev}}}/\text{g}_{\text{V}_{\text{Soss}}}$ corrisponderebbe un $\gamma = 0,65$).

5.6 LA RAFFINAZIONE MECCANICA

Al fine di valutare le prestazioni del modello di raffinazione meccanica, come dato in ingresso è stata utilizzata l'uscita del modello di bioessiccazione caratterizzato dalla $k_{taratura}$, in modo da rappresentare nel miglior modo possibile le misurazioni disponibili (Tabella 22). Prima del suo utilizzo, però, la stima del bioessiccato è stata sottoposta ad una correzione dell'umidità, in base alle informazioni disponibili. L'umidità di ogni frazione è stata ricorretta proporzionalmente al suo valore iniziale. In questo modo è stato ridotto il più possibile l'errore introdotto dall'applicazione del modello di bioessiccazione, indispensabile per poter alimentare il modello di raffinazione meccanica. Le caratteristiche complessive del rifiuto in ingresso al modello di raffinazione meccanica sono riportate in Tabella 29.

Tabella 29 - Proprietà complessive del rifiuto bioessiccato. Derivanti dalla correzione dell'umidità dell'uscita del modello di bioessiccazione ($k_{taratura}$).

REPORT BIOESSICCATO		
	[t/a]	[%]
MASSA	46355	100,00
H2O	8497	18,3
CENERI	10784	23,3
VS	27074	58,4
PCI [MJ/t]	14031	
Perdita peso	17145	27,0

In Figura 50 è riportato lo schema dell'impianto TMB di Villafalletto a cui si fa riferimento nel seguito. Ogni flusso è caratterizzato da un codice univoco, in modo da agevolare l'orientamento all'interno della linea di lavorazione.

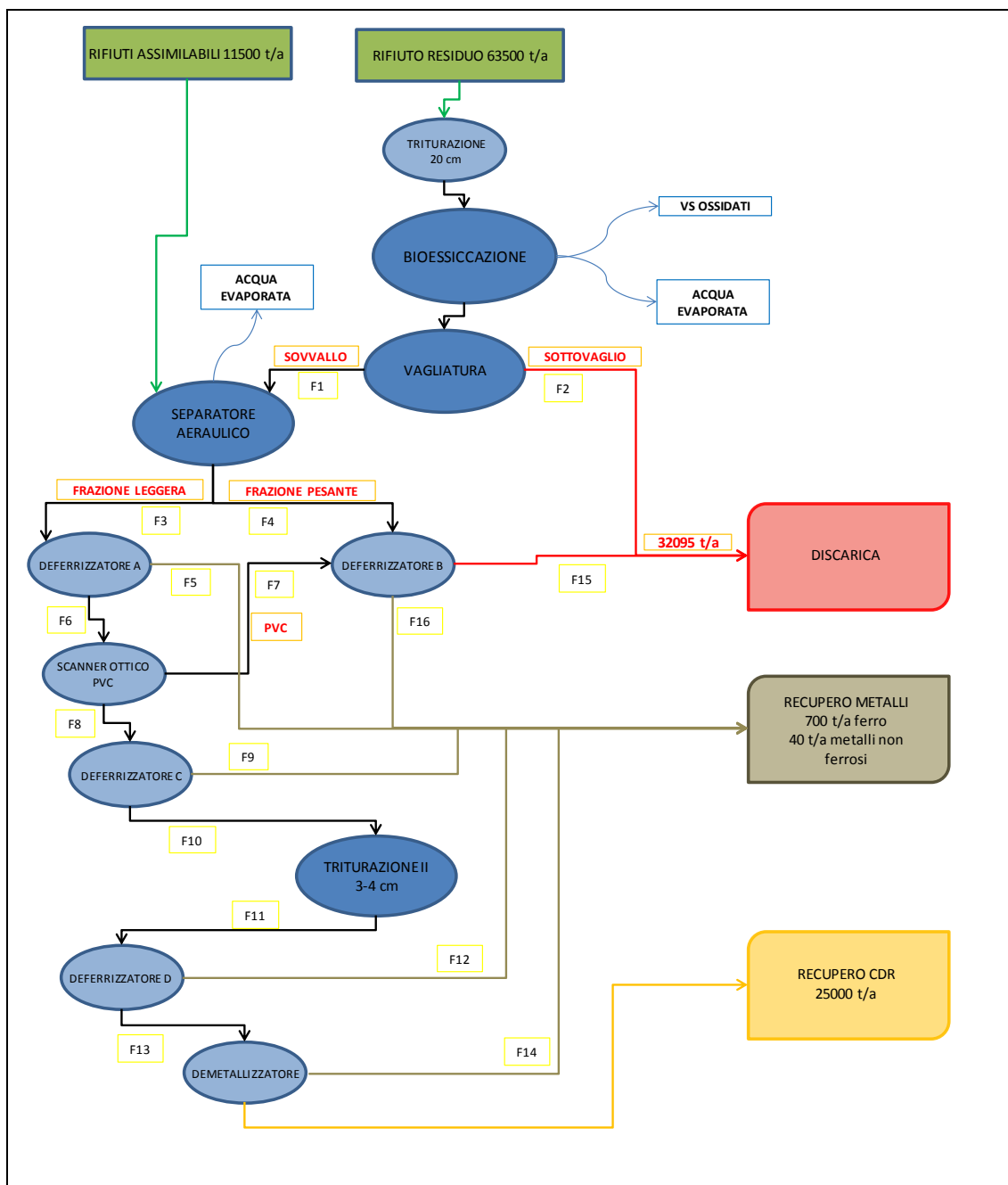


Figura 50 - Diagramma di flusso dell'impianto MBT di Villafalletto. Sono espresse le masse risultanti dal bilancio del 2011 [Dati d'archivio A2A Ambiente].

5.6.1 ADEGUAMENTO DELLA MATRICE RFTF

Per poter modellizzare il trattamento meccanico del rifiuto bioessiccato, è stato necessario effettuare delle modifiche alla matrice RFTF di Tabella 6, in modo che fosse possibile ricavare il bilancio di massa per ognuna delle 14 frazioni contenute nel modello prestazionale. Inoltre, come riscontrabile in Figura 50, al sovrvallo risultante dalla vagliatura viene aggiunto un quantitativo di 11'500 t a⁻¹ di rifiuti assimilabili (RA) ad alto potere

calorifico, perlopiù composti da gomme e plastiche. Le grandezze note in merito a tale flusso sono riportate in Tabella 21. Questa addizione viene eseguita con il duplice scopo di smaltimento dei RA e di innalzamento del contenuto energetico del bioessiccato che si presta ad essere trasformato in CSS a norma di legge. Per l’inserimento dei RA nel modello è stato dunque necessario introdurre una nuova frazione merceologica, per la quale sono stati ipotizzati dei valori della matrice RFTF.

Alla matrice RFTF proposta da Caputo e Pelagagge (2002) sono stati perciò aggiunti i coefficienti di recupero delle frazioni merceologiche non descritte. Inoltre, sono stati ipotizzati i coefficienti descrittivi riguardo al funzionamento dello scanner ottico adibito all’eliminazione del PVC dal flusso principale, sulla base di considerazioni basate sul buon senso ed in seguito elencate.

La matrice adattata è riportata in Tabella 30; le celle di colore più chiaro contengono i coefficienti non presenti nella matrice originale.

Tabella 30 - Matrice RFTF adattata al modello prestazionale. M: frazione secca; U: frazione umida.

		CARTA	CARTONE	PLASTICA 2D	PLASTICA 3D	TESSILI	LEGNO	VETRO	ORGANICO	VERDE	M FERROSI	M NON FERROSI	ALTRO COMB	ALTRO NON COMB	FINI	ASSIMILABILI
LACERASACCHI	M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	U	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TRITURATORE PRIMARIO	M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	U	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
MULINO A MARTELLI	M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	U	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
VAGLIO (FINE)	M	0,85	0,85	0,85	0,9	0,9	0,5	0,2	0,25	0,375	0,8	0,8	0,875	0,2	0,1	0,9
	U	0,85	0,85	0,85	0,9	0,9	0,5	0,2	0,25	0,375	0,8	0,8	0,875	0,2	0,1	0,9
VAGLIO (GROSSOLANO)	M	0,69	0,69	0,69	0,62	0,62	0,2	0,01	0,11	0,155	0,41	0,37	0,655	0,01	0,01	0,62
	U	0,69	0,69	0,69	0,62	0,62	0,2	0,01	0,11	0,155	0,41	0,37	0,655	0,01	0,01	0,62
CLASSIFICATORE AD ARIA (RIFIUTO TRITURATO)	M	0,98	0,98	0,98	0,98	0,882	0,7	0,7	0,7	0,7	0,1	0,8	0,98	0,7	0,7	0,98
	U	0,882	0,882	0,882	0,882	0,794	0,63	0,63	0,63	0,63	0,09	0,72	0,882	0,63	0,63	0,882
CLASSIFICATORE AD ARIA (RIFIUTO NON TRITURATO)	M	0,98	0,98	0,98	0,98	0,882	0,4	0,02	0,4	0,4	0,1	0,5	0,98	0,02	0,273	0,98
	U	0,882	0,882	0,882	0,882	0,794	0,36	0,018	0,36	0,36	0,09	0,45	0,882	0,018	0,246	0,882
CLASSIFICATORE BALISTICO	M	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,6	0,7	0,6	0,6	0,1	0,8	0,98	0,7	0,633	0,98
	U	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,6	0,7	0,6	0,6	0,1	0,8	0,98	0,7	0,633	0,98
SEPARATORE MAGNETICO	M	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	1	1	0,95	0,975	0,2	1	0,98	1	0,95	0,98
	U	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	1	1	0,95	0,975	0,2	1	0,98	1	0,95	0,98
SEPARATORE AMAGNETICO	M	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	1	0,98	0,98	0,9	0,1	0,98	1	0,98	0,98
	U	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	1	0,98	0,98	0,9	0,1	0,98	1	0,98	0,98
ESSICCATORE	M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	U	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
SCANNER OTTICO PVC	M	0,995	0,995	0,95	0,95	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	0,9725	0,995	0,995	0,995
	U	0,995	0,995	0,95	0,95	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	0,9725	0,995	0,995	0,995

PLASTICA 2D

In Tabella 6 sono riportati i coefficienti di separazione relativi alla frazione “plastica” totale. Essi sono stati ipotizzati validi per la componente tridimensionale, mentre per la componente 2D i coefficienti caratteristici di ogni macchinario sono stati ricavati tramite le seguenti considerazioni:

- Vaglio: la separazione dimensionale si basa sulla granulometria degli elementi delle differenti frazioni merceologiche e consente, a seconda del rifiuto trattato

e dell'architettura dell'impianto, di effettuare numerose operazioni, la più importante delle quali è la separazione dei materiali combustibili più leggeri da quelli inerti più pesanti [Grosso, Rigamonti, 2012]. Le efficienze di separazione dipendono dalla tipologia del macchinario (vaglio a tamburo rotante, vagli vibranti, a disco, etc.) e dal diametro dei fori che lo caratterizzano. In prima approssimazione, viene ipotizzato che la plastica 2D si comporti analogamente alla carta, in ragione della morfologia molto simile, per cui sono stati adottati gli stessi coefficienti.

- Separatore aeraulico: come descritto nel Sotto-paragrafo 2.3.2, la separazione gravimetrica si basa principalmente sulla densità e sulla resistenza all'aria dei vari componenti del rifiuto. Il materiale in ingresso viene suddiviso nella parte leggera, prevalentemente composta da carta, plastica e sostanza organica, e in quella pesante, contenente metalli, vetro e inerti [Grosso, Rigamonti 2012]. L'efficienza di separazione dei separatori aeraulici è maggiore se il rifiuto non è stato precedentemente soggetto a triturazione spinta, poiché il tasso di trascinamento delle componenti pesanti da parte di quelle leggere risulta inferiore quando i primi conservano una dimensione apprezzabile. Per la densità paragonabile alla plastica 3D e la resistenza all'aria paragonabile alla carta, le efficienze di recupero del separatore aeraulico nei confronti della plastica 2D sono state ipotizzate pari alla media di queste due frazioni, peraltro già uguali tra loro. Tale unità di processo provoca una perdita di acqua per evaporazione causata dall'immissione di getti d'aria nel flusso di rifiuto in ingresso. Nella matrice di Tabella 30 il coefficiente di evaporazione di ogni frazione è quantificabile come la differenza tra il fattore di recupero della componente secca (M) e quello relativo alla componente umida (U), poiché viene ipotizzato che il coefficiente di estrazione (1 - fattore di recupero) dell'acqua (U) sia pari a quello della frazione secca (M). La massa di acqua evaporata abbandona il flusso principale e viene considerata nel bilancio dell'impianto (Figura 50).
- Separatore Balistico: sfrutta la densità o l'elasticità dei materiali per effettuare una separazione tra frazione leggera e pesante. In entrambi i casi i coefficienti di recupero della plastica bidimensionale vengono ipotizzati pari a quelli della carta e della plastica 3D.
- Per le restanti unità di processo sono stati ipotizzati i medesimi fattori di recupero della plastica 3D.

TESSILI

I fattori di recupero della frazione “tessili” sono stati dedotti dalle seguenti ipotesi:

- Vaglio: i materiali tessili presentano una morfologia differente rispetto a tutte le altre. La frazione a cui è stato ritenuto fosse più simile è la plastica; per questo motivo sono stati utilizzati i medesimi coefficienti di separazione.
- Separatore Aeraulico: stesso ragionamento di cui sopra è stato riproposto per quanto riguarda la resistenza all’aria. Dato il peso leggermente superiore del materiale tessile rispetto alla plastica, sono stati utilizzati dei fattori di recupero inferiori del 10% rispetto ai corrispettivi.
- Per le restanti unità di processo sono stati ipotizzati i medesimi fattori di recupero della plastica 3D.

VERDE

I corrispondenti fattori di recupero, per tutti i macchinari, sono stati ipotizzati pari alla media tra quelli della frazione legnosa e quelli della frazione organica.

ALTRO COMBUSTIBILE

Tale frazione merceologica è composta principalmente da carta, plastica e tessili. Avendo a disposizione i coefficienti relativi alla carta e alla plastica (Tabella 6), i fattori di recupero di tutte le unità di processo sono stati ricavati da una loro media.

ALTRO NON COMBUSTIBILE

La frazione “altro non combustibile” è composta da un mix di ceneri e inerti; di conseguenza, i fattori di recupero sono stati ipotizzati pari alla frazione merceologica più simile tra quelle di Tabella 6, ovvero il vetro.

FINI

- Vaglio: la categoria “fini” è composta, per definizione, da elementi di dimensione inferiore ai 20 mm; di conseguenza, l’efficienza di separazione della vagliatura dipende prevalentemente dalla dimensione dei fori del vaglio stesso. Per le applicazioni generali si ipotizza un’efficienza di separazione pari a quella del vetro. Nel caso fossero disponibili informazioni circa la dimensione effettiva dei fori del vaglio, tali coefficienti possono essere variati.
- La categoria “fini” può essere considerata composta per 2/3 da materia organica e 1/3 da inerti [Consonni e Viganò, 2011]; di conseguenza, i fattori di recupero di tale frazione, per le rimanenti unità di processo, sono stati ipotizzati pari al valore risultante da tale proporzione.

ASSIMILABILI

Essendo composta principalmente da gomme e plastiche, il comportamento della frazione "Assimilabili" è stato ipotizzato pari a quello della plastica.

SCANNER OTTICO PVC

I fattori di recupero dello scanner ottico per la separazione del PVC non sono disponibili in letteratura. Come prima ipotesi, sono perciò stati utilizzati i seguenti coefficienti:

- Per le plastiche, di entrambe le tipologie, è stato ipotizzato un coefficiente di recupero principale del 95% (estratto il 5%).
- Per la frazione "Altro combustibile" è stato scelto un coefficiente di recupero del 98% in quanto contenente un'apprezzabile quantità di materiali plastici.
- Per le restanti frazioni è stato ipotizzato un coefficiente pari al 99,5% (estrazione dello 0,5%) in quanto una piccola parte viene inevitabilmente estratta causando uno "sporcamento" del flusso estratto.

Attraverso l'applicazione della nuova matrice RFTF al quantitativo di acqua, ceneri e solidi volatili di ogni frazione, viene calcolato il flusso uscente da ogni unità di processo, realizzando in tal modo un bilancio di massa completo.

5.6.2 RISULTATI

Il primo trattamento meccanico effettuato sul rifiuto bioessiccato è la *vagliatura* (Figura 50).

L'impianto di Villafalletto ha lo scopo di produrre un CSS di elevata qualità, poiché esso viene utilizzato in regime di co-combustione in cemeniteria. A tal scopo la vagliatura ha l'obiettivo di eliminare il maggior quantitativo possibile di materiale a basso contenuto calorico, concentrato nei materiali a granulometria ridotta. Per la descrizione del funzionamento del vaglio sono stati adottati, come prima ipotesi, i coefficienti del *vaglio grossolano* (Tabella 30).

I flussi uscenti sono il "sovvallo" (F1), ovvero la parte leggera e a più alto contenuto calorico (PCI di circa 18 MJ/kg) che viene ulteriormente processato per produrre CSS, e il "sottovaglio" (F2), scartato poiché contenente le frazioni merceologiche meno interessanti dal punto di vista energetico (PCI pari a circa 11 MJ/kg).

Al sovvallo prodotto viene aggiunto il rifiuto assimilabile (RA) per accrescerne il potere calorifico, che infatti raggiunge il valore di circa 20 MJ/kg. Per la caratterizzazione del RA è stato ipotizzato un quantitativo di ceneri pari al 15% dei solidi totali in esso contenuti.

Il sovrvallo viene in seguito processato dal separatore aeraulico che sottrae dal flusso principale i materiali più pesanti, quali vetro, metalli e inerti. Per il bilancio di massa vengono utilizzati i coefficienti del *classificatore ad aria per rifiuto non tritato* (Figura 31), poiché la triturazione effettuata a monte della bioessiccazione risulta di lieve entità (20 cm circa) e, perciò, trascurabile; il suo scopo principale è, infatti, l'apertura dei sacchi contenenti il rifiuto. Risultano così estratte dal flusso principale circa 2'000 t a⁻¹ di materiale pesante (F4), dal PCI pari a circa 11 MJ/kg. La frazione leggera risultante (F3), possiede un PCI di circa 21 MJ/kg. Tale flusso rappresenta un prodotto dalle elevate caratteristiche combustibili e, per questo motivo, gli unici trattamenti meccanici ai quali viene ulteriormente sottoposto riguardano: il recupero di materia (Ferro e metalli non ferrosi) tramite 3 deferrizzatori e 1 demetallizzatore; la riduzione del contenuto di cloro, ottenuta con separazione del PVC tramite uno scanner ottico; la riduzione ad una pezzatura adeguata all'utilizzo in cementeria (3-4 cm). Di quest'ultima lavorazione non è stato tenuto conto all'interno del modello in quanto non modifica in modo apprezzabile né la composizione né il contenuto calorico del combustibile.

Le uscite dell'impianto, raccolte in quattro flussi, sono:

- CSS contenente il combustibile estratto.
- Metalli ferrosi inviati a recupero.
- Metalli non ferrosi inviati a recupero.
- Scarti pesanti smaltiti in discarica.

Il quantitativo di acqua, ceneri e SV dei quattro flussi è stato calcolato tramite la somma delle 15 (14 + 1) frazioni merceologiche "i" dalle quali sono composti.

Per quanto riguarda il calcolo del PCI dei flussi uscenti è stata invece utilizzata la seguente formula:

$$PCI_{\text{flusso}} = \frac{\sum_{i=1}^N PCI_i * m_i}{\sum_{i=1}^N m_i}$$

Dove m_i indica la massa della frazione i e N il numero totale di frazioni.

Ad esempio, il PCI del flusso inviato in discarica è stato calcolato secondo la formula:

$$PCI_{\text{discarica}} = \frac{PCI_{F2} * m_{F2} + PCI_{F15} * m_{F15}}{m_{F2} + m_{F15}}$$

Alcune delle proprietà complessive dei quattro flussi uscenti sono riportate, assieme ad una stima degli errori commessi dal modello, in Tabella 31, Tabella 32, Tabella 33 e Tabella

34, mentre le composizioni merceologiche sono riportate in Allegato E. I dati riassuntivi di descrizione di tutti i flussi della linea di raffinazione sono riportati in Allegato F.

Tabella 31 - Macro proprietà degli scarti smaltiti in discarica. Risultati del modello, dati disponibili e calcolo errori di rappresentazione. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima del dato, ad errore negativo una sottostima.

DISCARICA				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	27025	32095	-5070	-15,8
H2O [t/a]	5464	6043	-579	-9,6
Umidità [%]	20,2	18,8	1,4	7,4
PCI [MJ/t]	11165	13000	-1835	-14,1
EC [TJ/a]	302	417	-115	-27,7

Tabella 32 - Macro proprietà del rottame ferroso inviato a recupero. Risultati del modello, dati disponibili e calcolo errori di rappresentazione. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima del dato, ad errore negativo una sottostima.

FERRO A RECUPERO				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	2278	700	1578	225
H2O [t/a]	323	-	-	-
Umidità [%]	14,2	-	-	-
Purezza [%]	20,2	-	-	-
PCI [MJ/t]	18285	-	-	-

Tabella 33 - Macro proprietà del rottame non ferroso inviato a recupero. Risultati del modello, dati disponibili e calcolo errori di rappresentazione. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima del dato, ad errore negativo una sottostima.

METALLI NON FERROSI A RECUPERO				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	634	40	594	1486
H2O [t/a]	89	-	-	-
Umidità [%]	14,1	-	-	-
Purezza [%]	11,8	-	-	-
PCI [MJ/t]	18519	-	-	-

Tabella 34 - Macro proprietà del combustibile prodotto. Risultati del modello, dati disponibili e calcolo errori di rappresentazione. Ad errore positivo corrisponde una sovrastima del dato, ad errore negativo una sottostima.

CSS				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	27417	25000	2417	9,7
H2O [t/a]	4075	4265	-190	-4,4
Umidità [%]	14,9	17,1	-2,2	-12,9
PCI [MJ/t]	21022	21000	22	0,1
EC [TJ/a]	576	525	51	9,8

Per analizzare le prestazioni del modello di raffinazione, utilizzato con la matrice RFTF di Tabella 30, sono state confrontate le stime ottenute e i dati disponibili. Considerando attendibili i dati disponibili relativi alla massa annua dei flussi entranti, ma tenendo

comunque presente l'incertezza dei dati di umidità e potere calorifico in riferimento alla loro variabilità, sono state calcolate le stime degli errori commessi dal modello nella riproduzione dei flussi uscenti dall'impianto di produzione di CSS. Di seguito viene analizzato singolarmente ognuno dei quattro flussi.

Come è possibile osservare in Tabella 31, il modello sottostima la massa di scarti smaltiti in discarica e il suo potere calorifico, commettendo un errore percentuale rispettivamente pari a circa il 16% e 14%. L'errore di descrizione del PCI è in larga parte imputabile a quello commesso sull'umidità, sovrastimata di circa 7%, in quanto linearmente dipendente (Eq 30). Ciò comporta una sottostima del contenuto energetico di tale flusso pari a circa il 28%.

Data la consistenza degli errori, soprattutto quello sulla massa (ritenuto più affidabile per le motivazioni già discusse), la capacità del modello di riprodurre il flusso di materiale scartato dall'impianto non è stata ritenuta sufficiente. Inoltre tale errore influisce sull'intero bilancio di massa dell'impianto, causando ripercussioni anche sui restanti flussi.

Il flusso smaltito in discarica è composto dalla somma di F2 (sottovaglio) e F15 (scarto del deferrizzatore B) il quale deriva a sua volta dallo scarto dello scanner ottico F7 e dalla frazione pesante in uscita dal separatore aeraulico F4 (Figura 50). Di conseguenza, l'errore di previsione del flusso smaltito in discarica è stato attribuito a due cause principali, il cui contributo non può essere noto con precisione in assenza di ulteriori dati:

- la matrice RFTF provoca una sottostima del quantitativo di sottovaglio e della frazione pesante prodotta dal *separatore aeraulico*;
- il separatore magnetico modellizzato estrae e invia a recupero troppo materiale.

La stima del quantitativo e della composizione del rottame metallico (Ferro e metalli non ferrosi) inviato a recupero rappresenta la maggior debolezza della modellizzazione proposta.

Come si può osservare in Tabella 32, il modello commette un errore di stima della massa estratta dai deferrizzatori di oltre il 200%; inoltre la purezza risultante, circa 20%, è del tutto irragionevole rispetto ai risultati mediamente conseguibili con i deferrizzatori (60-80%). Il flusso complessivo è composto dal materiale estratto dai quattro deferrizzatori presenti nella linea di raffinazione, la cui purezza è risultata pari a 6,8% (A), 87,9% (B), 1,5% (C) e 0,3% (D). È evidente che, di tali valori, solo la purezza del materiale estratto dal deferrizzatore B può essere considerato verosimile.

Un errore così consistente è dovuto alla matrice RFTF utilizzata. Essa infatti riporta un coefficiente di estrazione (1-fattore di recupero) troppo alto per le frazioni diverse da quella ferrosa, il che causa una sovrastima del quantitativo di materiale "estraneo" presente nel rottame ferroso. Tale sovrastima risulta, per la struttura stessa del metodo, tanto maggiore quanto più ridotto è il contenuto di ferro del rifiuto alimentato al separatore magnetico; il

materiale estratto dal deferrizzatore B risulta l'unico verosimile proprio per il fatto che il rifiuto che riceve in ingresso presenta un alto contenuto di ferro (circa il 17%) e l'estrazione risulta di qualità superiore. Nel funzionamento reale, lo "sporciamento" del rottame ferroso estratto è dovuto al trascinamento di materiale estraneo da parte delle componenti ferrose che vengono attratte dall'elettromagnete interno al deferrizzatore. Di conseguenza, il contenuto di impurità nel rottame ferroso estratto è funzione del quantitativo di ferro recuperato dal magnete. Ipotizzare che da ogni frazione il magnete estragga un'aliquota costante rappresenta un consistente errore concettuale di modellizzazione; se, in aggiunta a ciò, i coefficienti di estrazione dei materiali non ferrosi sono eccessivi, l'errore risulta insostenibile.

Discorso analogo al precedente può essere ripetuto per il separatore amagnetico a correnti indotte. Dai risultati riassunti in Tabella 33 è evidente che la matrice RFTF utilizzata non è adatta a rappresentare il funzionamento del demetallizzatore. Anche in questo caso, la purezza risultante (12% circa) non ha trovato riscontro con i valori mediamente conseguibili con questa tipologia di macchinari (in genere 80-90%); un valore così ridotto è plausibilmente dovuto a coefficienti di estrazione delle frazioni non metalliche troppo elevati.

Dalle analisi dei flussi uscenti dal demetallizzatore e dai deferrizzatori si può concludere che la matrice RFTF non è adatta alla loro modellizzazione per l'impianto di Villafalletto. In particolare, non può essere utilizzata per la riproduzione del funzionamento di estrattori magnetici che ricevono in ingresso un flusso di rifiuti con un ridotto contenuto metallico (deferrizzatori A, C, D di Figura 50). Ciò avviene a causa della rigidità della matrice, che determina l'estrazione di materiale non metallico anche nel caso di assenza di metallo nel flusso alimentato.

Nel seguito del presente Capitolo viene proposta una modellizzazione differente del funzionamento degli estrattori metallici. Per rappresentare più fedelmente il reale funzionamento di tali macchinari, è stato considerato il fenomeno di trascinamento della frazione impura, correlandolo ad una dipendenza dal quantitativo di ferro/metallo presente nel rifiuto alimentato.

La stima della quantità e composizione del combustibile CSS prodotto dall'impianto è risultata sommariamente la più precisa tra le quattro (Tabella 34). Nonostante ciò, gli errori di stima della massa e dell'umidità sono comunque risultati eccessivi (sovrastima della massa del 10% circa e sottostima dell'umidità di circa il 13%).

Dalle analisi effettuate si deduce che non è possibile ottenere risultati soddisfacenti applicando la matrice RFTF di Tabella 30, tale e quale, all'impianto di Villafalletto. Le cause principali dell'errore di rappresentazione del processo sono state ipotizzate essere le seguenti:

- I fattori di recupero rappresentanti il funzionamento del *vaglio* e del *separatore aeraulico* non risultano adeguati. In particolare, il flusso estratto a basso potere calorifico appare sottostimato e troppo umido. Inoltre, un vaglio definito “grossolano” dovrebbe presumibilmente essere caratterizzato da un diametro dei fori alquanto elevato. Il Vaglio di Villafalletto presenta un diametro dei fori di 20 mm, valore con ogni probabilità intermedio tra i due proposti nella matrice RFTF; ciò suggerisce la necessità di un adeguamento dei coefficienti di separazione da utilizzare per la rappresentazione del processo.
- I coefficienti di descrizione del funzionamento del separatore magnetico e amagnetico sono manifestamente inadatti e determinano l'introduzione di un consistente errore nell'intero bilancio di massa.

In Allegato F sono riportati i flussi risultanti dall'applicazione dell'intero modello previsionale, senza la correzione di umidità del rifiuto bioessiccato, input del sotto-modello di raffinazione. Gli errori commessi nella previsione delle composizioni dei flussi uscenti dall'impianto, senza correzione, risultano mediamente più elevati; ciò fornisce una conferma della convenienza riscontrabile introducendo tale correzione, qualora fosse disponibile il dato misurato in merito all'umidità media del rifiuto bioessiccato.

Nonostante la correzione effettuata sull'umidità del rifiuto bioessiccato, stimata dal modello di bioessiccazione, l'errore di stima delle restanti caratteristiche dell'input del modello di raffinazione meccanica non può essere del tutto eliminato. Ciò è confermato dalla differenza che permane tra la stima e il dato misurato, sia nella composizione merceologica che nel potere calorifico del rifiuto bioessiccato.

In conseguenza a questo aspetto e all'incertezza caratteristica dei dati disponibili, non è stato possibile quantificare in quale misura gli errori risultanti dal sotto-modello di raffinazione meccanica siano dovuti alla matrice RFTF piuttosto che all'input con il quale viene alimentato.

Prima di trarre conclusioni sull'applicabilità del metodo proposto alla modellizzazione della linea di raffinazione di un generico impianto MBT, sono state apportate delle modifiche correttive alla matrice RFTF utilizzata.

5.6.3 MODIFICHE CORRETTIVE ALLA MATRICE RFTF

Dopo aver analizzato i risultati della fedele applicazione della matrice proposta da Caputo e Pelagagge (2002) all'impianto di Villafalletto, sono state effettuate delle modifiche correttive al fine di ridurre la rigidità e gli errori concettuali della modellizzazione utilizzata.

Come preannunciato, il vaglio utilizzato nell'impianto di Villafalletto presenta un diametro dei fori di 20 mm. La matrice RFTF di Tabella 6 distingue tra vaglio "grossolano" e "fine" ma non viene fornita alcuna indicazione precisa sul diametro che li caratterizza. È possibile presumere che, con vaglio grossolano, gli autori intendessero un'apertura delle maglie di circa 50-70 mm, mentre, per vaglio fine, di circa 5-10 mm. Date queste premesse è stato ritenuto opportuno, per rappresentare il funzionamento di un vaglio da 20 mm, utilizzare dei fattori di recupero pari alla media delle due alternative fornite (Tabella 35).

Tabella 35 - Fattori di recupero del Vaglio 20 mm, ricavati dalla media dei coefficienti del vaglio grossolano e fine di Tabella 30.

	FRAZIONI	CARTA	CARTONE	PLASTICA 2D	PLASTICA 3D	TESSILI	LEGNO	VETRO	ORGANICO	VERDE	M FERROSI	M NON FERROSI	ALTRO COMB	ALTRO NON COMB	FINI	ASSIMILABILI
VAGLIO (20mm)	M	0,77	0,77	0,77	0,76	0,76	0,35	0,105	0,18	0,265	0,605	0,585	0,765	0,105	0,055	0,76
	U	0,77	0,77	0,77	0,76	0,76	0,35	0,105	0,18	0,265	0,605	0,585	0,765	0,105	0,055	0,76

Dimostrata l'inadeguatezza dei coefficienti di recupero che descrivono il funzionamento dei separatori magnetici, è stata proposta una semplice relazione che legasse il quantitativo di materiale erroneamente estratto dal magnete al quantitativo di ferro realmente separato dal flusso principale. In questo modo, la descrizione di tale macchinario risulta concettualmente più corretta e coerente con il funzionamento reale, in cui le impurità sono trascinate sul magnete in quanto fisicamente vincolate al materiale ferroso.

L'idea di base è che il magnete presenta una propria efficienza di separazione nei confronti della componente ferrosa presente nel rifiuto e che, a causa del vincolo fisico, un determinato quantitativo di impurità venga trascinato all'esterno, in proporzione alla massa di ferro estratta (Figura 51).

È stato ipotizzato un valore di efficienza di estrazione della frazione ferrosa (x) pari a 0,8, concorde con quella indicata in Tabella 6, e un tasso di estrazione di impurità (y) pari a 0,25, generando un flusso uscente di purezza costante (Ferro estratto su totale estratto) pari all'80%.

Il medesimo approccio è stato applicato per riprodurre il funzionamento del separatore amagnetico, per il quale è stata utilizzata un'efficienza di estrazione (x) dei metalli non ferrosi del 90% (Tabella 6) e una presenza d'impurità pari al 10% in massa del metallo estratto (y); la purezza del rottame metallico risultante è pari a circa il 91%.

In entrambi i macchinari rappresentati, l'impurità viene ipotizzata come formata dalle frazioni non metalliche in proporzione alla quantità presente nel flusso alimentato.

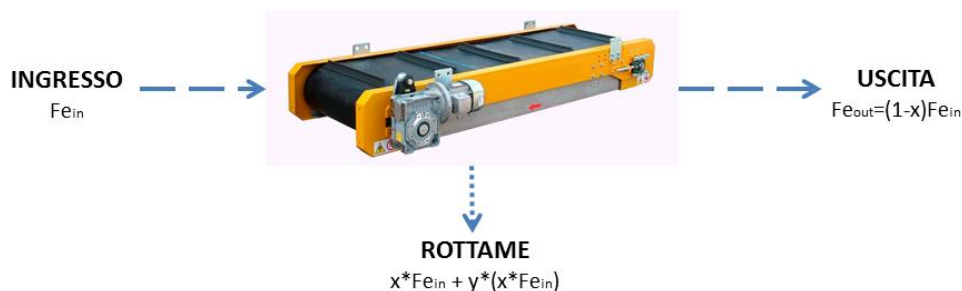


Figura 51 - Rappresentazione del funzionamento del separatore magnetico. x =efficienza estrazione ferro; y =tasso impurità estratte.

I flussi uscenti dall'impianto, risultanti dalle correzioni apportate alla matrice RFTF per l'applicazione al caso di Villafalletto, sono descritti in Tabella 36, Tabella 37, Tabella 38 e Tabella 39, assieme ad una stima degli errori commessi. Il bioessiccato, utilizzato come ingresso al modello, è lo stesso utilizzato nell'applicazione precedente, ovvero quello sottoposto a correzione dell'umidità.

Tabella 36 - Macro proprietà degli scarti smaltiti in discarica. Risultati del modello in seguito alle correzioni apportate alla descrizione del vaglio e dei separatori magnetici.

DISCARICA				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	23655	32095	-8440	-26,3
H2O [t/a]	4938	6043	-1105	-18,3
Umidità [%]	20,9	18,8	2,0	10,9
PCI [MJ/t]	10274	13000	-2726	-21,0
EC [TJ/a]	243	417	-174	-41,8

Tabella 37 - Macro proprietà del rottame ferroso inviato a recupero. Risultati del modello in seguito alle correzioni apportate alla descrizione del vaglio e dei separatori magnetici.

FERRO A RECUPERO				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	849	700	149	21
H2O [t/a]	93	-	-	-
Umidità [%]	11,0	-	-	-
Purezza [%]	80,0	-	-	-
PCI [MJ/t]	12449	-	-	-

Tabella 38 - Macro proprietà del rottame non ferroso inviato a recupero. Risultati del modello in seguito alle correzioni apportate alla descrizione del vaglio e dei separatori magnetici.

METALLI NON FERROSI A RECUPERO				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	130	40	90	226
H2O [t/a]	12	-	-	-
Umidità [%]	9,0	-	-	-
Purezza [%]	90,9	-	-	-
PCI [MJ/t]	1708	-	-	-

Tabella 39 - Macro proprietà del CSS prodotto. Risultati del modello in seguito alle correzioni apportate alla descrizione del vaglio e dei separatori magnetici.

CSS				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	32671	25000	7671	30,7
H2O [t/a]	4859	4265	594	13,9
Umidità [%]	14,9	17,1	-2,2	-12,8
PCI [MJ/t]	20882	21000	-118	-0,6
EC [TJ/a]	682	525	157	30,0

Confrontando gli errori commessi dalla versione corretta del modello con quelli precedenti è stato osservato:

- un consistente miglioramento delle previsioni dei flussi di metalli ferrosi e non ferrosi inviati a recupero. Questo risultato era prevedibile, in quanto una relazione manifestamente errata è stata sostituita con una più aderente alla realtà.
- la riproduzione del flusso di CSS e di scarti smaltiti in discarica mostra un evidente peggioramento, in particolar modo nei riguardi della stima della massa, dato la cui validità è garantita dal bilancio annuo di massa processata dall'impianto.

Il peggioramento dell'errore, ottenuto nonostante una descrizione più verosimile del funzionamento del vaglio e degli estrattori metallici, fornisce una conferma dell'inadeguatezza della matrice RFTF di Tabella 30 nella riproduzione del funzionamento della linea di raffinazione meccanica dell'impianto di Villafalletto.

5.7 CONCLUSIONI

L'applicazione dei modelli proposti, quello di bioessiccazione e quello di raffinazione meccanica, ai dati relativi all'impianto TMB di Villafalletto, ha permesso una prima valutazione del loro funzionamento. I riscontri ottenuti sulla capacità previsionale dei due modelli sono stati molto diversi e meritano perciò di essere trattati separatamente.

5.7.1 LA BIOESSICCAZIONE

Sebbene per avere una valutazione più solida delle proprietà del modello di bioessiccazione appaia necessario estendere le prove ad un numero superiore di impianti, già dai risultati emersi dall'applicazione al caso di Villafalletto è stato possibile ricavare qualche utile informazione.

Innanzitutto è necessario premettere che l'applicazione non è stata condotta nelle condizioni ottimali:

- La costante k_{default} utilizzata per ricavare le previsioni è stata ottenuta da casi reali i cui dati disponibili hanno mostrato la loro incongruenza caratteristica. È chiaro che ricavare i singoli parametri attraverso dati che non rappresentano con precisione il processo di degradazione avvenuto, determina la presenza di un errore anche nel parametro medio risultante.
- L'assenza di congruenza dei dati non ha inoltre permesso di ricavare delle indicazioni affidabili sul coefficiente r_{14} degli impianti reali. A causa di ciò, non è stato possibile sfruttare completamente le potenzialità del modello⁵⁰, limitando la taratura sui dati al solo parametro k .

In secondo luogo, non è stato possibile ottenere una quantificazione affidabile degli errori di previsione delle proprietà del rifiuto bioessiccato (Umidità, Solidi Volatili e PCI), sempre a causa dell'incongruenza emersa tra i dati d'ingresso e quelli d'uscita.

Nonostante le condizioni non favorevoli e le numerose difficoltà incontrate nella modellizzazione di un processo estremamente variabile e soggetto ad elevata incertezza, i pochi indicatori della bontà delle previsioni hanno mostrato dei risultati molto buoni⁵¹.

⁵⁰ Conoscendo il rapporto r_{14} è possibile ricavare il corrispondente valore del parametro γ .

⁵¹ $\epsilon_{\text{massa_bioessiccato}} = 1,3\%$; $\epsilon_{\text{WL}} = 3,5\%$

È stato quindi possibile concludere che il modello proposto per la simulazione delle prestazioni del processo di bioessiccazione è risultato essere uno strumento funzionale e affidabile. Ovviamente, più elevata risulterà la precisione del modello, quanto più verranno rispettate le seguenti condizioni:

- La composizione merceologica utilizzata come ingresso sia sufficientemente rappresentativa del rifiuto che verrà trattato dall'impianto.
- Il database utilizzato per la caratterizzazione del rifiuto sia il più adatto⁵² tra quelli disponibili e sia lo stesso applicato per la taratura dei parametri. In merito all'influenza della parametrizzazione utilizzata sulle uscite del modello, nell'Allegato G è riportato un breve approfondimento.
- I parametri vengano ricavati da dati il più possibile congruenti, in modo da sfruttare appieno le potenzialità del modello, e relativi ad uno o più impianti caratterizzati da una tecnologia quanto più simile a quella dell'impianto da riprodurre.

Per sfruttare sino in fondo le potenzialità del modello di bioessiccazione proposto e per valutare con maggior precisione le sue capacità previsionali, è emersa chiaramente la necessità di disporre di dati congruenti. Solo attraverso di essi è possibile approfondire la conoscenza delle grandezze che regolano il processo aerobico e utilizzarla per ricavare delle previsioni prestazionali più affidabili. A tal scopo, è stata condotta un'apposita campagna di misura, sempre sull'impianto di Villafalletto, finalizzata all'ottenimento di dati congruenti, mediante il sistema di tracciabilità del rifiuto posizionato nella vasca di bioessiccazione. La descrizione dei metodi, dei calcoli e l'analisi dei risultati è rimandata al Capitolo 6.

5.7.2 LA RAFFINAZIONE MECCANICA

Purtroppo il modello di raffinazione meccanica non ha dato i medesimi risultati.

La limitata flessibilità della matrice RFTF è emersa chiaramente dall'applicazione ai dati di Villafalletto. Gli errori commessi dal modello nella riproduzione del bilancio di massa dell'impianto sono risultati molto elevati per tutti e quattro i flussi uscenti dall'impianto⁵³ (Tabella 31, Tabella 32, Tabella 33 e Tabella 34). Con ogni probabilità, parte dell'errore commesso è dovuto al dato in ingresso (sebbene siano state prese delle precauzioni per ridurre al minimo tale contributo), ma non è stato possibile comprendere in quale misura. Al

⁵² Per la scelta del database più adatto è possibile eseguire una valutazione del tipo descritto nel Capitolo 4.

⁵³ 9,7% per il CSS; -15,8% per gli scarti; 225% per il rottame ferroso; 1486% per il rottame metallico non ferroso.

di là di questo aspetto, è stato ritenuto che il maggior contributo all'errore di descrizione fosse imputabile ai coefficienti della matrice. La dipendenza delle efficienze di separazione dei macchinari dallo specifico caso reale è risultata eccessiva per poter rappresentare con un'unica matrice RFTF l'universo delle unità di processo utilizzate negli impianti TMB. È stata constatata così l'impossibilità di ricavare dei coefficienti di separazione universalmente validi ed in grado di rappresentare il funzionamento delle unità di processo indipendentemente dalle specifiche condizioni operative. Ciò però non significa che il metodo della matrice RFTF non possa essere un valido strumento, ma che, per essere proficuamente utilizzato, necessita di una specifica taratura dei coefficienti di separazione; in particolare, per ogni macchinario facente parte della linea da modellizzare, sarebbe necessario ricavare i coefficienti di recupero di ogni frazione merceologica, attraverso una campagna di misura effettuata su un caso reale, che operi nelle condizioni più simili possibili alla realtà da modellizzare⁵⁴. Solo in questo caso sarebbe possibile ricavare delle previsioni accettabili delle prestazioni della linea di raffinazione meccanica. Non essendo al momento disponibile una base dati di supporto per tale metodo, esso può essere utilizzato esclusivamente per effettuare delle previsioni puramente qualitative.

La modellizzazione di una generica linea di raffinazione di un impianto TMB resta quindi un tema aperto.

Possibili sviluppi per la realizzazione di un modello prestazionale valido sono stati individuati nei seguenti due:

- Realizzare una corposa base dati, di derivazione empirica, a supporto del metodo di Caputo e Pelagagge (2002). Si evidenzia la necessità che i coefficienti relativi a ciascuna unità di processo siano dettagliati in base agli specifici parametri di controllo (es. inclinazione dell'asse, velocità di rotazione, etc.) e ai trattamenti a cui il materiale ricevuto è già stato sottoposto.
- Abbandonare la descrizione dei bilanci di massa di ciascuna frazione merceologica e rappresentare la raffinazione del rifiuto limitandosi alle alterazioni delle macro proprietà complessive. Tale metodo consisterebbe nell'individuazione dei legami ingresso-uscita che descrivono il funzionamento di ogni singolo macchinario. Anche questa metodologia necessiterebbe di una fase di apprendimento, basata sull'analisi dei dati reali raccolti presso impianti dalla struttura più simile possibile a quella da riprodurre.

A causa della variabilità prestazionale delle unità di processo coinvolte in una linea di raffinazione, qualsiasi tentativo di rappresentazione non può prescindere da un'attenta fase

⁵⁴ In particolare i settaggi del macchinario e il posizionamento all'interno della linea di lavorazione.

di raccolta dati. Solo così si possono creare le premesse per ottenere una rappresentazione affidabile dell'intera linea di trattamento.

CAPITOLO 6

ANALISI DI UNA METODICA PER LA RACCOLTA DATI

Villafalletto 2014

6.1 OBIETTIVO

La mancanza di una piena corrispondenza tra i dati disponibili sul RUR in ingresso agli impianti TMB e quelli relativi al rifiuto bioessiccato prodotto, ha determinato l'impossibilità di ottenere una quantificazione precisa delle grandezze in gioco nel processo di bioessiccazione. Come già discusso, per ricavare una descrizione del rifiuto quanto più possibile rappresentativa della realtà, vengono di norma effettuati numerosi campionamenti in un ampio intervallo temporale i cui risultati vengono poi mediati tra loro; la medesima procedura viene ripetuta sia sul RUR alimentato sia sul bioessiccato uscente, ma in modo indipendente. Le informazioni risultanti sono ritenute sufficientemente rappresentative della composizione e delle proprietà del rifiuto, ma da esse non è stato possibile risalire con precisione alle alterazioni strutturali a cui è soggetto il materiale durante il trattamento biologico. Questa caratteristica è comune alla totalità dei dati elaborati nei Capitoli 4 e 6 e, più in generale, a qualsiasi campagna di misura effettuata su tale tipologia di impianti. È stata questa carenza informativa a fare emergere la necessità di individuare una tecnica di raccolta dati differente, che permettesse, auspicabilmente, di risolvere o attenuare la problematica della mancanza di correlazione ingresso-uscita.

La metodologia di campionamento proposta nel presente Capitolo si basa su un concetto molto semplice: anziché ricercare, in un significativo intervallo temporale, le caratteristiche medie del rifiuto trattato, rappresentative del rifiuto ma non del processo, si è puntato su una descrizione, la più accurata possibile, delle proprietà di uno specifico rifiuto giornaliero, prima e dopo il trattamento biologico. In questo modo si intendono individuare, con maggior affidabilità, le alterazioni chimico-fisiche a cui il materiale processato viene sottoposto. Reiterando la raccolta dati su più lotti, si vuole ricavare una quantificazione

media delle grandezze⁵⁵ caratteristiche del processo che ha luogo in uno specifico impianto. Questa procedura permetterebbe di istruire il modello di bioessiccazione su ogni specifica realtà, sì da simulare il funzionamento degli impianti nelle condizioni desiderate.

In altre parole, sebbene sia solitamente desiderabile disporre di una stima il più possibile rappresentativa della composizione merceologica e delle macro proprietà del rifiuto medio prodotto in una specifica realtà geografica, in sede di taratura del modello potrebbe non valere la medesima regola; in questa fase, infatti, sarebbe preferibile comprendere nel dettaglio le dinamiche di degradazione di un particolare rifiuto noto, per poi estendere tale conoscenza alla simulazione del processo attivo con un rifiuto differente. È quindi solo in un secondo momento che il modello, una volta tarato, può essere alimentato con un dato realmente rappresentativo del rifiuto mediamente elaborato, in modo da fornire una stima delle prestazioni medie conseguibili con l'uso dell'impianto in oggetto.

Nel presente Capitolo, in seguito alla descrizione della metodica proposta, viene illustrato un esempio pratico della raccolta ed elaborazione di dati il più possibile rappresentativi del processo biologico attivo presso un impianto TMB reale.

Tra Febbraio e Marzo del 2014 è stata effettuata una serie di misurazioni sul RUR conferito all'impianto di Villafalletto (CN) e sul bioessiccato da esso prodotto. La campagna di misura, appositamente studiata, è nata con un duplice obiettivo:

- Ottenere una verifica della possibilità di ricavare delle coppie di dati ingresso-uscita effettivamente congruenti e saggiare su di esse le prestazioni del modello di simulazione.
- In secondo luogo, ottenere un riscontro sull'uso di un ulteriore grado di libertà del modello, fornito dalla taratura del parametro γ^{56} , e sui risultati conseguibili sfruttando completamente le potenzialità del modello di bioessiccazione.

Con i dati ricavati dall'apposita campagna di misura sono state effettuate due prove distinte.

In primo luogo sono state valutate le prestazioni ottenibili con l'applicazione del modello di bioessiccazione caratterizzato dalla k_{default} . A differenza della prova effettuata nel Capitolo 5, i nuovi dati sono stati ricavati in modo da minimizzare le loro incongruenze; di conseguenza, risulta molto interessante determinare le corrispondenti prestazioni del modello e verificare se tale procedura di raccolta dati permetta effettivamente di accrescere la correlazione tra i dati relativi al rifiuto in ingresso e quelli in uscita dal sistema.

⁵⁵ I parametri del modello.

⁵⁶ Quota parte dell'energia liberata dalla degradazione aerobica dei composti putrescibili che viene assorbita dall'acqua per il passaggio di stato.

In secondo luogo è stata effettuata una specifica taratura del modello di bioessiccazione con i dati ingresso-uscita che si sono mostrati maggiormente rappresentativi del processo di degradazione. Attraverso tale applicazione è stato possibile comprendere se l'acquisizione di dati puntuali, ed una loro elaborazione, permetta effettivamente di attenuare la problematica dell'incongruenza dei dati.

6.2 LA CAMPAGNA DI MISURA

6.2.1 ORGANIZZAZIONE DEI CAMPIONAMENTI

La campagna di misura effettuata presso l'impianto di Villafalletto⁵⁷ è stata pianificata con l'obiettivo di ottenere le informazioni necessarie all'utilizzo ottimale del modello di bioessiccazione. A tal scopo le misurazioni sono state condotte, sia per quanto riguarda il RUR sia il bioessiccato, su rifiuto derivante dal medesimo carico giornaliero all'impianto. È stato seguito tale approccio, come discusso in precedenza, con l'intento di conseguire delle coppie di dati ingresso/uscita il più possibile correlate e, di conseguenza, di concentrare l'attenzione sulle alterazioni delle proprietà dello specifico rifiuto giornaliero analizzato.

In particolare, le misurazioni sono state concentrate su 3 cumuli⁵⁸, corrispondenti al rifiuto introdotto nella sezione di bioessiccazione il 20, il 25 e il 27 Febbraio 2014. Di certo sarebbe stato più opportuno estendere il campionamento ad un maggior numero di cumuli, per poter disporre di un set di dati più corposo; ma le tempistiche stabilite non lo hanno reso possibile.

Le analisi sono state effettuate sia prima del trattamento aerobico sia dopo di esso, a distanza di 14 giorni (il 6, l'11 e il 13 Marzo 2014). È stato possibile effettuare i campionamenti sul medesimo rifiuto, prima e dopo il trattamento biologico, grazie al sistema di tracciabilità caratteristico della tecnologia Biocubi®; esso infatti permette di conoscere la posizione del rifiuto scaricato all'interno della vasca di bioessiccazione.

Al fine di ottenere una quantificazione delle alterazioni subite dal rifiuto conferito nei tre giorni indicati, sono state effettuate le seguenti misurazioni:

- Sul RUR non ancora sottoposto a bioessiccazione è stata effettuata un'analisi merceologica⁵⁹ ed una chimico-fisica⁶⁰. Entrambe le misurazioni sono state effettuate sul medesimo campione estratto.

⁵⁷ Il funzionamento dell'impianto TMB di Villafalletto è illustrato nei Paragrafi 6.2 e 6.3.

⁵⁸ La vasca di bioessiccazione è suddivisa in strisce, sopra ognuna delle quali insiste un cumulo di rifiuti, equivalente, in linea di massima, al materiale conferito giornalmente.

⁵⁹ Metodica IPLA.

- Sul rifiuto bioessiccato è stata invece effettuata la sola analisi chimico-fisica.

I campionamenti effettuati su ogni cumulo, sia a monte del trattamento sia a bioessiccazione ultimata, sono stati ripetuti due volte. È stata poi utilizzata la media dei due risultati ottenuti, in modo da incrementare la rappresentatività nei confronti dello specifico rifiuto medio giornaliero, limitando gli inconvenienti di un'eventuale concentrazione di particolari tipologie di materiali. Sono stati in questo modo condotti, in totale, 12 campionamenti sui 3 carichi giornalieri analizzati (6 sul RUR e 6 sul bioessiccato).

6.2.2 PREPARAZIONE DEL CAMPIONE RAPPRESENTATIVO

Prima di analizzare i risultati della campagna di misura, nel presente sotto-paragrafo sono brevemente descritti i passaggi seguiti per il campionamento.

La prima fase di una qualsiasi indagine condotta sul rifiuto urbano consiste nell'individuazione di un campione rappresentativo del materiale che si intende descrivere [Nappi et al, 2000]. Come descritto nel Sotto-paragrafo 5.3.1, il rifiuto scaricato dagli automezzi nell'area di ricezione (Figura 38), prima di essere sottoposto al trattamento aerobico, viene rimescolato e prelevato per mezzo di una benna, blandamente triturato e depositato nell'area di precarico. In questo modo il rifiuto risulta ben omogeneizzato e viene evitata la formazione di zone caratterizzate da un'eccessiva differenza compositiva.

Per far sì che le misurazioni fossero il più rappresentative possibile del rifiuto medio giornaliero, sono stati estratti, per ogni cumulo, due campioni di RUR e due di bioessiccato. Per quanto concerne il RUR i campioni sono stati estratti dall'area di precarico, uno durante la mattina e uno nel pomeriggio, in modo da accrescere la rappresentatività delle analisi risultanti; per la medesima motivazione i campioni di bioessiccato, prelevati dopo due settimane, sono stati estratti uno dalla parte alta del cumulo ed uno da un livello intermedio.

I 6 campioni di RUR pre-triturato sono stati estratti tramite la benna installata su carroponete (Figura 52) e trasportati nell'area adibita alle operazioni di inquartamento⁶¹. Una volta depositato, il materiale (circa 2 t) è stato rimescolato dai tecnici in modo da ripartire su tutta la massa eventuali concentrazioni di rifiuti particolari.

⁶⁰ PCI ricavato con lo standard UNI EN 15170:2009; Umidità totale con lo standard UNI EN 14346:2007; Ceneri (solidi totali fissi, residui a 550°C) e Solidi Volatili con la metodica CNR IRSA 2 Q64, volume 2, 1984.

⁶¹ Tale area cementata, come indicato dalla metodologia IPLA [Nappi et al, 2000], è stata precedentemente ripulita per eliminare eventuali oggetti estranei al campione.



Figura 52 - Estrazione di un campione di RUR pre-triturato dalla vasca di pre carico.

Sul materiale risultante sono state effettuate le operazioni d'inquartamento (Figura 53); dopo aver allontanato due quarti opposti con le apposite pale, i due quarti restanti sono stati rimescolati e accumulati verso il centro, in modo da formare una nuova torta; da questa, dopo aver ripetuto la medesima procedura, sono stati prelevati due campioni: uno, di circa 3-4 kg, per analizzarne le proprietà chimico-fisiche, e uno, superiore ai 200 kg, per la composizione merceologica.

Per l'analisi merceologica è stato utilizzato un vaglio (Figura 54) caratterizzato da fori circolari di 20 mm di luce. Sopra di esso è stata posizionata l'intera massa, mentre al di sotto, su di un telo di materiale plastico, è stato raccolto il sottovaglio. I tecnici hanno effettuato la cernita del materiale, dividendo il rifiuto nelle 18 categorie merceologiche adottate⁶². Gli oggetti con composizione mista sono stati inclusi nella categoria di appartenenza del materiale presente, in base ad una valutazione visiva, in quantità superiore al 50% in peso dell'oggetto.

⁶² Alluminio; altra plastica; altri inerti; altri pericolosi; carta; cartone; contenitori in plastica; contenitori T e/o F; farmaci; legno; metalli; organico putrescibile; pelle e cuoio; pile e batterie; plastica in film; sottovaglio; tessili; vetro.



Figura 53 - Fase di quartatura di un campione di RUR.

A conclusione delle operazioni di cernita manuale, le aliquote relative alle categorie individuate sono state calcolate in riferimento alla somma delle loro masse e non al peso iniziale del campione, per ovviare alla variazione di peso dovuta all'evaporazione di parte del contenuto idrico.

Per la determinazione delle proprietà chimico-fisiche del bioessiccato, sono state replicate le medesime operazioni d'inquartamento sui 6 campioni di rifiuto estratti, tramite carroponte, dalla vasca di bioessiccazione a processo ultimato.



Figura 54 - Cernita manuale di un campione di RUR, eseguita su di un vaglio con fori di 20 mm.

6.2.3 RISULTATI

In Tabella 40 sono riportati i risultati delle analisi svolte sui 6 campioni di RUR, mentre in Tabella 41 quelli relativi ai 6 campioni di bioessiccato. Le classi merceologiche riportate sono quelle caratteristiche del modello di bioessiccazione. Per adattare le classi della metodica IPLA a quelle del modello, è stato necessario adottare soltanto due ipotesi:

- La frazione “altra plastica” è stata ipotizzata composta, in ugual misura, da “plastica 2D” e “3D”.
- La frazione “pelle e cuoio”, rilevata solo nei campioni C1 e C6, è stata accorpata alla categoria “altro combustibile”.

Tabella 40 - Risultati delle analisi condotte sui 6 campioni di RUR (C1-C6). μ e σ indicano la media e la deviazione standard delle aliquote merceologiche e delle proprietà delle coppie di campioni e del totale.

	20 Febbraio				25 Febbraio				27 Febbraio				Totale	
	C1	C2	μ	σ	C3	C4	μ	σ	C5	C6	μ	σ	μ	σ
RUR	18,4%	10,1%	14,3%	5,9%	19,1%	15,8%	17,5%	2,3%	10,8%	16,9%	13,9%	4,3%	15,2%	3,8%
Carta	3,9%	4,2%	4,1%	0,2%	7,0%	5,7%	6,4%	0,9%	4,4%	2,8%	3,6%	1,1%	4,7%	1,5%
Cartone	29,9%	20,7%	25,3%	6,5%	23,5%	33,9%	28,7%	7,4%	23,6%	22,3%	22,9%	1,0%	25,6%	5,1%
Plastica 2D	13,2%	7,5%	10,3%	4,0%	10,7%	6,3%	8,5%	3,1%	8,0%	5,0%	6,5%	2,2%	8,4%	3,0%
Plastica 3D	7,2%	3,8%	5,5%	2,4%	4,6%	9,7%	7,2%	3,6%	6,6%	12,2%	9,4%	4,0%	7,4%	3,2%
Tessili	0,0%	1,6%	0,8%	1,1%	1,8%	3,1%	2,5%	0,9%	1,5%	1,2%	1,4%	0,2%	1,5%	1,0%
Legno	0,0%	2,4%	1,2%	1,7%	1,4%	0,0%	0,7%	1,0%	0,0%	1,2%	0,6%	0,8%	0,8%	1,0%
Vetro e inerti	1,9%	0,7%	1,3%	0,8%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	2,3%	1,7%	2,0%	0,4%	1,1%	1,0%
Organico	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Verde	0,0%	1,7%	0,9%	1,2%	6,6%	1,0%	3,8%	4,0%	1,7%	2,0%	1,9%	0,2%	2,2%	2,3%
Metalli ferrosi	2,0%	0,0%	1,0%	1,4%	0,0%	1,4%	0,7%	1,0%	1,9%	0,7%	1,3%	0,8%	1,0%	0,9%
Metalli non ferrosi	2,0%	0,0%	1,0%	1,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	1,2%	0,6%	0,8%	0,5%	0,9%
Altro comb	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Altro non comb	21,6%	47,4%	34,5%	18,2%	25,3%	23,1%	24,2%	1,6%	39,2%	32,9%	36,1%	4,5%	31,6%	10,2%
Fini														
PCI [kJ/kg]	15493	13270	14382	1572	14332	13885	14109	316	11072	10488	10780	413	13090	1940
Umidità [%]	31,0%	43,0%	37,0%	8,5%	40,4%	34,7%	37,6%	4,0%	41,1%	45,5%	43,3%	3,1%	39,3%	5,4%
Ceneri [%]	7,5%	24,7%	16,1%	12,2%	18,8%	35,0%	26,9%	11,5%	26,6%	20,9%	23,8%	4,0%	22,3%	9,2%
Solidi Volatili [%]	61,5%	32,3%	46,9%	20,6%	40,8%	30,3%	35,6%	7,4%	32,3%	33,6%	33,0%	0,9%	38,5%	11,9%

Tabella 41 - Risultati delle analisi condotte sui 6 campioni di BIOESSICCATO (C7-C12). μ e σ indicano la media e la deviazione standard delle aliquote merceologiche e delle proprietà delle coppie di campioni e del totale.

	6 Marzo				11 Marzo				13 Marzo				Totale	
	C7	C8	μ	σ	C9	C10	μ	σ	C11	C12	μ	σ	μ	σ
BIOESSICATO	18102	14352	16227	2652	13704	16834	15269	2213	13386	16607	14997	2278	15498	1938
PCI [kJ/kg]	15,8%	18,8%	17,3%	2,1%	24,5%	14,4%	19,5%	7,1%	20,8%	14,2%	17,5%	4,7%	18,1%	4,1%
Umidità [%]	24,1%	16,3%	20,2%	5,5%	14,0%	14,8%	14,4%	0,6%	31,4%	19,8%	25,6%	8,2%	20,1%	6,7%
Ceneri [%]	60,1%	64,9%	62,5%	3,4%	61,5%	70,8%	66,2%	6,6%	47,8%	66,0%	56,9%	12,9%	61,9%	7,8%
Solidi Volatili [%]														

Da un'analisi dei risultati ottenuti è emersa, innanzitutto, una consistente variabilità compositiva tra i campioni estratti dal RUR (Tabella 40), anche tra quelli effettuati nel medesimo giorno. Una forte variabilità è stata osservata anche nelle proprietà chimico-

fisiche, sia del RUR, sia del bioessiccato (Tabella 41). Tale caratteristica non rappresenta di certo un aspetto positivo, poiché, a causa delle differenze emerse tra i campioni estratti lo stesso giorno, i dati ottenuti non possono fornire delle apprezzabili garanzie di rappresentatività del rifiuto giornaliero ricevuto dall'impianto. Nelle simulazioni eseguite sono state perciò utilizzate le medie giornaliere (colonne μ , Tabella 40), per accrescere la rappresentatività dei dati.

Come si può osservare in Tabella 40, il quantitativo di materiale organico è risultato estremamente esiguo, pari, in media, all'1,1%. Sebbene possa apparire inverosimile, tale fenomeno è dovuto alla ridotta pezzatura del campione estratto. Essendo il rifiuto blandamente triturato, la componente organica assume una granulometria perlopiù inferiore alla dimensione dei fori del vaglio (20 mm). Per questo motivo, la gran parte del materiale organico putrescibile non viene trattenuta dal vaglio e perciò rientra nella categoria "fini" (sottovaglio), che, di fatti, presenta dei valori estremamente elevati (compresi tra il 21% e il 48%).

Il quantitativo di ceneri dei campioni di RUR (valore medio pari al 22,3%) è risultato incoerente per due motivazioni.

Paragonato ai dati storici utilizzati per le analisi del Capitolo 4, ovvero valori compresi tra il 13% e il 15% (Tabella 9), il quantitativo di ceneri risultante dai campionamenti appare, in media, stranamente elevato. Inoltre, l'entità insolita del contenuto di ceneri trova conferma nei valori del potere calorifico dei campioni stessi; essi, infatti, risultano mediamente superiori a quelli di Tabella 9, compresi tra 8'900 e 12'400 kJ/kg. Il fatto che un rifiuto, caratterizzato da un contenuto idrico paragonabile e da una presenza di ceneri mediamente superiore, presenti un PCI maggiore, ha rappresentato un'anomalia non giustificata.

In secondo luogo, la presenza di tale irregolarità ha trovato conferma nel confronto con le analisi condotte sul bioessiccato. Confrontando infatti la Tabella 40 e la Tabella 41, la percentuale di ceneri dei campioni di bioessiccato risulta mediamente inferiore a quella dei campioni di RUR; non essendo coinvolte nel processo di bioessiccazione, ci si aspetta che il contenuto percentuale di ceneri aumenti in seguito al trattamento, come indicato sia in letteratura, sia nei i dati storici utilizzati nel presente elaborato (Tabella 9).

L'anomalia riscontrata nel quantitativo di ceneri dei campioni di RUR ha fornito una conferma del fatto che esso rappresenta uno dei parametri più sensibili e variabili della fase di campionamento. Escludendo, come possibile causa di tale incoerenza, l'assenza di correlazione tra i campioni prelevati in ingresso e quelli in uscita dal sistema, in quanto il rifiuto analizzato è stato seguito "dalla culla alla tomba", la motivazione più probabile è stata individuata nell'eccessiva variabilità di tale parametro all'interno del RUR; ne consegue che limitare a due il numero di campionamenti per rifiuto analizzato non permette di ottenere

una buona stima del contenuto di ceneri dello specifico rifiuto giornaliero. In alternativa, non è possibile escludere che il metodo di estrazione e di preparazione del campione di RUR non abbia causato una sorta di “effetto accumulo” delle ceneri nella massa soggetta alle analisi delle proprietà.

6.3 SIMULAZIONE DELLA BIOESSICCAZIONE CON I PARAMETRI DI DEFAULT

Come preannunciato, al fine di meglio valutare la qualità dei dati estratti, è stato utilizzato il modello di bioessiccazione, caratterizzato dalla k_{default}^{63} , per simulare il trattamento biologico del rifiuto conferito all’impianto TMB di Villafalletto il 20, il 25 e il 27 Febbraio.

Come ingresso al modello sono state utilizzate le tre composizioni merceologiche giornaliere medie (Tabella 40). Come definito in Figura 33, per la determinazione delle proprietà delle aliquote caratterizzanti i rifiuti considerati, è stato utilizzato un apposito database; in particolare è stato scelto di utilizzare il database CEW, sia poiché esso è stato impiegato per la taratura del parametro k_{default} (Paragrafo 4.4), sia in quanto, dalle analisi condotte nella presente Tesi, ha mostrato delle elevate capacità di descrizione del rifiuto urbano. Per ridurre le discrepanze tra le descrizioni offerte dall’applicazione del database CEW e le reali composizioni dei rifiuti, i valori di umidità dei *rifiuti caratterizzati* sono stati corretti con le grandezze risultanti dal campionamento (Tabella 40).

Le principali grandezze rappresentative dei *rifiuti corretti*, alimentati al modello, sono riportate in Tabella 42 (riquadro *input*).

Sempre in Tabella 42 sono riportati i risultati della simulazione (riquadro *output modello*); confrontando tali risultati con i dati desunti dal campionamento (riquadro *dati misurati*, Tabella 42), sono stati calcolati gli errori⁶⁴ di modellizzazione (riquadro *errori* Tabella 42 e Figura 55).

Dall’osservazione dei risultati ottenuti con l’applicazione del modello di bioessiccazione, calibrato nel Capitolo 4, ai dati relativi a campionamenti giornalieri effettuati sul rifiuto, è emerso un aspetto molto interessante. Nella riproduzione delle proprietà misurate del rifiuto bioessiccato, il modello di simulazione è risultato ben al di sotto delle aspettative. L’errore commesso nella riproduzione dell’umidità del rifiuto ha raggiunto valori superiori al 25%, per le ceneri maggiori del 17%, per i SV è stato pari a circa il 7-11% e per il PCI compreso tra l’1% e il 6%.

⁶³ 0,0686 d⁻¹

⁶⁴ $ERRORE = \frac{output_{\text{modello}} - dato_{\text{misurato}}}{dato_{\text{misurato}}} * 100$

Tabella 42 - Simulazione della bioessiccazione effettuata con $k = 0,0686 \text{ d}^{-1}$. Sono rappresentate le informazioni utilizzate come input del modello, le uscite risultanti e gli errori commessi, sia per i tre rifiuti giornalieri che per il rifiuto medio. Gli errori sono stati ricavati da un confronto tra le uscite del modello e i dati disponibili: $\varepsilon = (\text{output-dato})/\text{dato} \cdot 100$.

		20 Feb - 06 Mar	25 Feb - 11 Mar	27 Feb - 13 Mar	Rifiuto Medio
INPUT (RUR)	AM	11,6%	7,4%	10,8%	9,9%
	U	37,0%	37,6%	43,3%	39,3%
	Ceneri	13,6%	13,3%	13,0%	13,3%
	SV	49,4%	49,1%	43,7%	47,4%
	PCI [kJ/kg]	11641	11780	9589	11004
MODELLO	tempo [gg]	14	14	14	14
	H2O loss	28,6%	18,4%	32,1%	26,3%
	VS loss	4,4%	2,8%	4,9%	4,0%
	WL	32,9%	21,3%	37,0%	30,3%
OUTPUT MODELLO (BIODRYIED)	U	12,6%	24,3%	17,8%	18,6%
	Ceneri	20,3%	16,9%	20,6%	19,1%
	SV	67,2%	58,8%	61,6%	62,3%
	PCI [kJ/kg]	17255	14903	15096	15697
DATI MISURATI (BIODRYIED)	U	17,3%	19,5%	17,5%	18,1%
	Ceneri	20,2%	14,4%	25,6%	20,1%
	SV	62,5%	66,2%	56,9%	61,9%
	PCI [kJ/kg]	16227	15269	14997	15498
ERRORI	U	-27,4%	25,1%	1,5%	2,9%
	Ceneri	0,4%	17,3%	-19,5%	-4,8%
	SV	7,4%	-11,1%	8,3%	0,7%
	PCI [kJ/kg]	6,3%	-2,4%	0,7%	1,3%

La consistenza di tali errori di modellizzazione è dovuta, con ogni probabilità, ancora una volta alla variabilità del rifiuto urbano e non alla capacità del modello di riprodurre il processo di bioessiccazione. Se, infatti, fosse il modello ad essere inadeguato, si dovrebbe individuare una sorta di regolarità ricorrente negli errori di simulazione. Al contrario, come nel caso dell'umidità, le stime delle proprietà appaiono a volte consistentemente sovrastimate e a volte sottostimate, senza un'apparente motivazione.

Dai dati riportati in Tabella 40 e in Tabella 41, è possibile osservare quanto variabili siano la composizione e le proprietà del rifiuto, anche paragonando campioni riferiti a materiale elaborato dall'impianto il medesimo giorno. L'eterogeneità riscontrata nei campioni estratti ha permesso di comprendere che, limitando a due il numero di campionamenti relativi ad un singolo rifiuto giornaliero, non è possibile ottenere delle informazioni sufficientemente rappresentative della relativa composizione, neanche attraverso la media delle coppie di dati estratti. Come conseguenza, le simulazioni ottenute con il modello di bioessiccazione non hanno trovato riscontro con le misurazioni effettuate. Le informazioni raccolte con i campionamenti non sono perciò risultate, al contrario delle aspettative, tanto rappresentative da permettere una precisa comprensione delle dinamiche biologiche che hanno luogo all'interno dell'impianto BIOCUBI® di Villafalletto. L'incongruenza tra i dati ingresso-uscita,

anziché ridotta, è apparsa ancor più consistente nel campionamento puntuale di quanto non fosse emerso dalle medie di lungo periodo utilizzate per le analisi dei Capitolo 4 e 5.

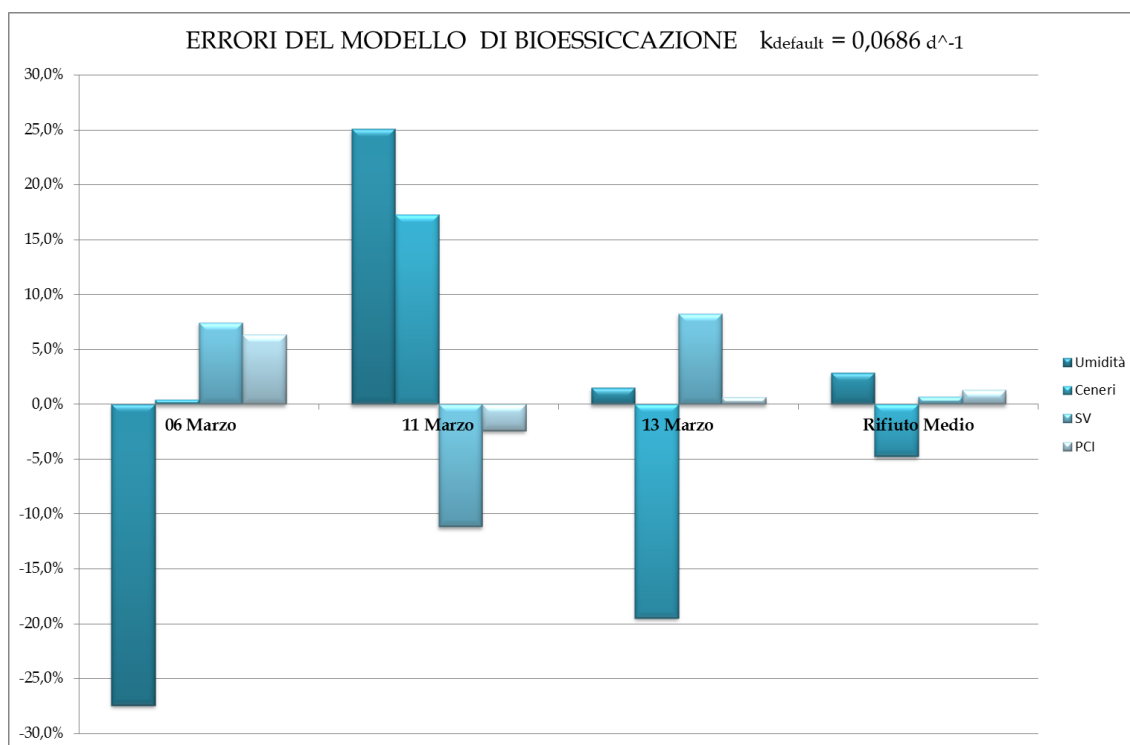


Figura 55 - Errori percentuali di rappresentazione delle proprietà dei rifiuti bioessiccati estratti il 6, l'11 e il 13 Marzo 2014.

L'aspetto più interessante, emerso dall'applicazione del modello di bioessiccazione, è stato individuato nelle prestazioni risultanti dalla simulazione effettuata utilizzando, come input, la composizione media dei tre rifiuti giornalieri estratti (Tabella 42). Le uscite del modello, prodotte da tale simulazione, sono risultate molto simili alle medie delle misurazioni effettuate sul bioessiccato. Gli errori di simulazione, infatti, sono risultati molto contenuti per tutti i quattro parametri considerati (Figura 55).

Le ottime prestazioni rinvenute dall'utilizzo del modello di *default* con i dati relativi al rifiuto medio, hanno fatto emergere un risultato singolare. Sebbene i campionamenti, effettuati sui tre rifiuti giornalieri analizzati, non siano risultati sufficientemente rappresentativi delle loro proprietà e caratteristiche, è stato sufficiente utilizzare il valore medio delle composizioni merceologiche e delle relative proprietà, per attenuare l'effetto dell'eterogeneità; questo a riprova della bontà della simulazione effettuata utilizzando tali dati.

6.4 TARATURA DEI PARAMETRI UTILIZZANDO IL DATO MEDIO E VALIDAZIONE DEL MODELLO RISULTANTE

Con il fine, anticipato in precedenza, di verificare l'effettiva possibilità di utilizzare i dati estratti per ottenere delle simulazioni affidabili del trattamento biologico condotto presso gli impianti TMB, è stata effettuata una taratura di due parametri del modello, ovvero k e γ .

Dalle analisi eseguite nel Paragrafo precedente, è emerso come la coppia di dati ingresso-uscita maggiormente correlata fosse quella risultante dalla media dei 6 campionamenti eseguiti sul RUR e sul bioessiccato. È stato così ipotizzato che le informazioni più affidabili, con riguardo alle dinamiche biologiche attive nel processo di bioessiccazione dell'impianto di Villafalletto, fossero quelle ricavabili dai dati medi.

Per la taratura dei parametri è stato utilizzato, come dato d'ingresso, il *rifiuto corretto* risultante dall'applicazione del database CEW alla composizione media dei tre rifiuti giornalieri, modificato con il dato relativo alla media delle umidità misurate; come dato d'uscita è stata utilizzata la media delle proprietà misurate sui campioni di bioessiccato analizzati. I dati utilizzati per la prova sono riportati in Tabella 43.

Tabella 43 - Dati utilizzati per la taratura dei parametri del modello. I dati "input modello" sono stati ricavati dall'applicazione del database CEW al rifiuto medio, in seguito corretto con la media delle umidità misurate.

INPUT MODELLO	AM	9,9%
	U	39,3%
	Ceneri	13,3%
	SV	47,4%
	PCI [kJ/kg]	11004
DATO BIO ESSICCATO	U	18,1%
	Ceneri	20,1%
	SV	61,9%
	PCI [kJ/kg]	15498

Per poter effettuare la taratura dei parametri con le informazioni disponibili, è stato necessario risalire da esse al quantitativo di massa persa durante il processo di bioessiccazione (WL), composto dall'acqua evaporata e dai solidi volatili degradati (H_2O_{loss} e VS_{loss}). In questo modo è stato possibile ricavare il corrispondente valore del coefficiente r_{14} ⁶⁵ e, di conseguenza, del parametro γ ; esso infatti, rappresentando il quantitativo di energia liberata dalla degradazione aerobica che viene assorbita dall'acqua per il passaggio di stato, incide direttamente sul rapporto tra H_2O_{loss} e VS_{loss} .

Per risalire ai quantitativi di H_2O e SV , presenti nel bioessiccato ma espressi sulla base del RUR introdotto, è stata assunta un'ipotesi fondamentale: non essendo coinvolta nella

⁶⁵ Rapporto tra acqua evaporata e AM ossidata nei 14 giorni di trattamento.

degradazione aerobica, la massa di ceneri non varia in modo apprezzabile e, di conseguenza, è stata considerata costante durante il processo.

I quantitativi di SV e H₂O del bioessiccato, espressi come percentuali rispetto alla massa di RUR introdotta, sono stati ricavati con le seguenti proporzioni:

$$SV_{BIO} [\%_{onRUR}] = SV_{BIO} * \frac{CENERI_{RUR}}{CENERI_{BIO}} = \frac{61,9 * 13,3}{20,1} \% = 41,0 \%$$

$$U_{BIO} [\%_{onRUR}] = U_{BIO} * \frac{CENERI_{RUR}}{CENERI_{BIO}} = \frac{18,1 * 13,3}{20,1} \% = 12,0 \%$$

Il contenuto di ceneri del bioessiccato rimane invariato e, perciò, risulta pari al 13,3% del RUR.

Dalla somma dei quantitativi di SV, U e ceneri, la massa del bioessiccato è risultata pari al **66,3%** del RUR introdotto.

Le corrispondenti perdite di acqua, di SV e loro somma sono pari a:

$$H_2O_{loss} [\%_{onRUR}] = U_{RUR} - U_{BIO} = 39,3\% - 12,0\% = 27,3\%$$

$$VS_{loss} [\%_{onRUR}] = VS_{RUR} - VS_{BIO} = 47,4\% - 41,0\% = 6,4\%$$

$$WL [\%_{onRUR}] = H_2O_{loss} + VS_{loss} = \mathbf{33,7\%}$$

Note le perdite di acqua e SV, dal loro rapporto è stato calcolato il valore del coefficiente r_{14} , che è risultato pari a **4,66**.

Mantenendo i valori di default dei parametri y , ΔH e CLV del modello (Tabella 5), per consentire un rapporto $r_{14} = 4,66$, il parametro γ corrispondente è risultato pari a **68,2%**.

Il passo successivo è stato la taratura della costante cinetica di degradazione k . Essa è stata eseguita tramite la medesima procedura utilizzata nei Capitolo 4 e 5; attraverso l'algoritmo iterativo, è stato individuato il valore della costante k che ha permesso di ottenere la perdita di peso riscontrata. Alimentando il modello con i dati riportati in Tabella 43 e impostando come perdita di peso $WL = 33,7\%$, la costante k è risultata pari a **0,1372 d⁻¹**.

Un valore del parametro k così diverso da quanto emerso nelle altre prove riportate nella presente Tesi era stato previsto, poiché è stato modificato in modo apprezzabile il parametro γ . La riduzione di oltre il 30% della quota parte di energia liberata dalla reazione di degradazione che viene assorbita dall'acqua, comporta, a parità di perdita di peso riscontrata, un aumento del coefficiente k (Eq 9). Ciò avviene in quanto a parità di AM

degradata l'evaporazione d'acqua risulta inferiore; per raggiungere la medesima perdita di peso è necessaria, di conseguenza, una degradazione aerobica più spinta.

La validazione del modello di bioessiccazione è stata eseguita sui dati del 2011⁶⁶ dell'impianto di Villafalletto (Tabella 9), il medesimo su cui è stata effettuata la taratura dei parametri.

I valori dei parametri del modello sono i seguenti:

- y [g_{H_2O}/g_{AMoss}]: 0,645
- ΔH [kJ/kg_{AMoss}]: 18'000
- CLV [kJ/kg_{H_2O}]: 2'500
- y [/]: 0,682
- k [d^{-1}]: 0,1372

In Tabella 44 sono riportate le uscite del modello e gli errori commessi nella riproduzione delle prestazioni dell'impianto e delle caratteristiche del rifiuto bioessiccato prodotto. Come è possibile osservare, gli errori sono, in termini assoluti, inferiori al 5%. Tale risultato attribuisce alla versione del modello utilizzata un'eccellente validità prestazionale.

È tuttavia necessario specificare che, essendo questa una prova isolata, le prestazioni risultanti rappresentano un'indicazione preliminare; per questo motivo, si evidenzia la necessità di estendere la prova ad un maggior numero di casi relativi al medesimo impianto, in modo da verificare la robustezza del modello.

Tabella 44 - Valori misurati, output del modello ed errori commessi nella rappresentazione delle caratteristiche del bioessiccato. Gli errori sono stati calcolati attraverso l'equazione: $\varepsilon = (output_modello - dato)/dato*100$. Ad errore negativo corrisponde una sottostima del dato di Tabella 43, ad errore positivo una sovrastima.

GRANDEZZA	DATO	OUTPUT MODELLO	ERRORE
Massa	75'000 t/a	73'776 t/a	-1,6 %
Perdita peso	25,0 %	26,2 %	4,8 %
PCI	17'300 kJ/kg	17'532 kJ/kg	1,3 %
H ₂ O	10'500 t/a	10'763 t/a	2,5 %
Umidità	14,0 %	14,6 %	4,2 %

⁶⁶ Già utilizzati nel Capitolo 4.

6.5 CONCLUSIONI

Dalle analisi condotte nel presente Capitolo è emerso che i campionamenti puntuali, eseguiti su rifiuti specifici giornalieri, non sono in grado di risolvere la problematica dell'incongruenza tra i dati relativi al RUR e quelli relativi al bioessiccato. La principale motivazione dell'inadeguatezza dei dati puntuali nella rappresentazione delle dinamiche biologiche attive durante il processo di bioessiccazione, è stata individuata nell'eccessiva variabilità compositiva che caratterizza il rifiuto urbano. Nonostante le precauzioni prese per massimizzare l'omogeneità del RUR e del bioessiccato, i due campionamenti effettuati sul materiale giornaliero non sono risultati sufficientemente rappresentativi.

Tale conclusione rappresenta però una valutazione preliminare dell'idoneità del campionamento puntuale a risolvere il problema dell'incongruenza tra i dati in input e in output. Per avere una valutazione più completa, sarebbe necessario estendere la prova ad un numero più elevato di giorni e, soprattutto, di campionamenti sul singolo rifiuto giornaliero, in modo da incrementare il grado di rappresentatività delle informazioni ottenibili.

Sebbene i dati giornalieri non abbiano permesso di superare la problematica dell'incongruenza, l'utilizzo della loro media ha comportato un risultato promettente. I dati estratti dalla media della composizione e delle caratteristiche dei RUR e dei bioessiccati analizzati, sono risultati in grado di rappresentare molto meglio il processo di degradazione, attenuando l'incongruenza e fornendo un ottimo riscontro nell'applicazione del modello di *default*.

Tale caratteristica ha permesso di concludere che la media dei dati giornalieri può rappresentare una valida fonte di informazioni su cui effettuare la taratura dei parametri del modello; la validazione, sui dati del 2011 dell'impianto di Villafalletto, del modello calibrato sui dati medi ricavati dal campionamento eseguito tra Febbraio e Marzo del 2014, ne ha rappresentato una conferma.

La taratura del parametro γ su dati reali ha permesso di ottenere una comprensione più approfondita del processo di bioessiccazione. Gli errori commessi nella simulazione del trattamento del rifiuto di Villafalletto del 2011 (Tabella 44) sono stati, infatti, molto omogenei, mantenendosi al di sotto del 5%.

Il risultato delle analisi condotte nel presente Capitolo mostra l'importanza di effettuare sempre un numero minimo di analisi merceologiche e di non basarsi solo su una o due; se si intende ricavare delle informazioni affidabili circa la composizione del rifiuto urbano, è necessario, perciò, estendere il numero di campionamenti, in modo da ridurre l'effetto dell'estrema variabilità compositiva del RUR.

Nel complesso, l'utilizzo delle informazioni estratte tramite il campionamento descritto nel presente Capitolo, ha comportato dei risultati applicativi molto buoni, ad eccezione del parametro ceneri del RUR che, come già discusso, ha presentato una consistente anomalia dovuta alla variabilità del campionamento. Tale risultato è stato però ottenuto attraverso l'utilizzo dei dati medi e non di quelli giornalieri.

È inoltre necessario specificare che i risultati conseguiti, riferendosi ad una singola prova realizzata su un singolo impianto, sono stati considerati come una valutazione preliminare. Considerando il livello d'incertezza e variabilità che ha caratterizzato la prova pratica condotta, si evidenzia la necessità di effettuare un approfondimento con ulteriori studi.

In conclusione, il metodo di campionamento proposto nel presente Capitolo necessita ulteriori conferme per essere considerato una robusta fonte di informazioni, in grado di supportare la taratura del modello e la validità della sua applicazione.

Per le maggiori garanzie fornite dai dati relativi alle medie di lungo periodo, analizzati nei Capitoli 4 e 5, è stato concluso che un loro utilizzo in fase di calibrazione possa ridurre fortemente il rischio di modellizzare il processo di bioessiccazione in modo errato.

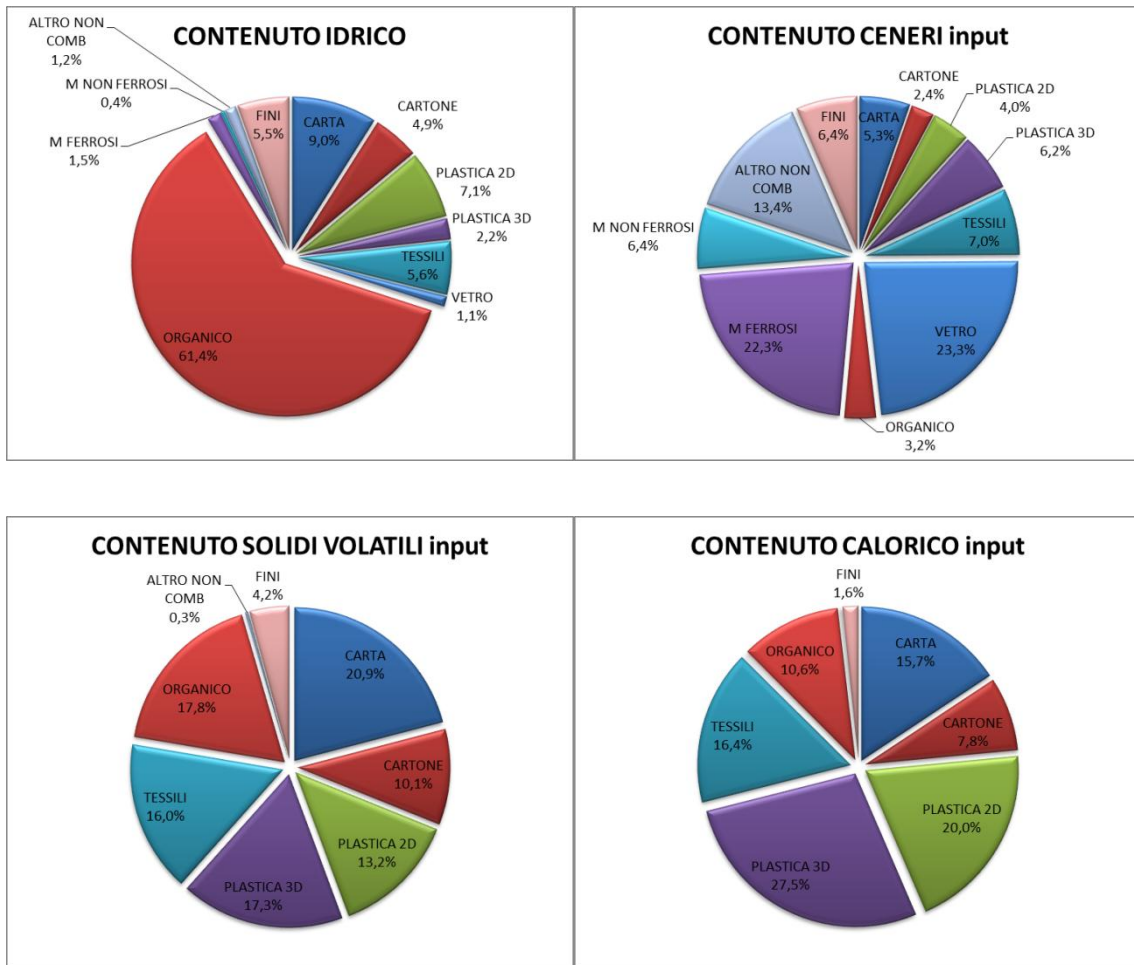
Caratteristica imprescindibile dei dati su cui effettuare la calibrazione rimane la capacità di rappresentare correttamente ciò che avviene mediamente nell'impianto in esame. Da tale caratteristica consegue direttamente la qualità delle simulazioni ottenibili.

Nell'eventualità in cui una specifica taratura fosse preclusa, l'utilizzo del modello caratterizzato dai parametri di *default* è risultato uno strumento operativo funzionale ed affidabile, dai promettenti risvolti pratici.

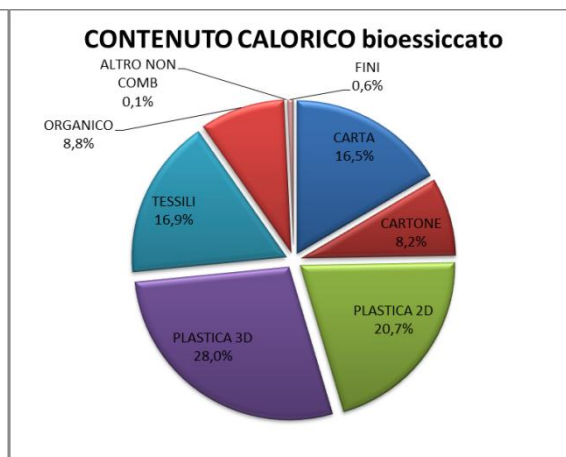
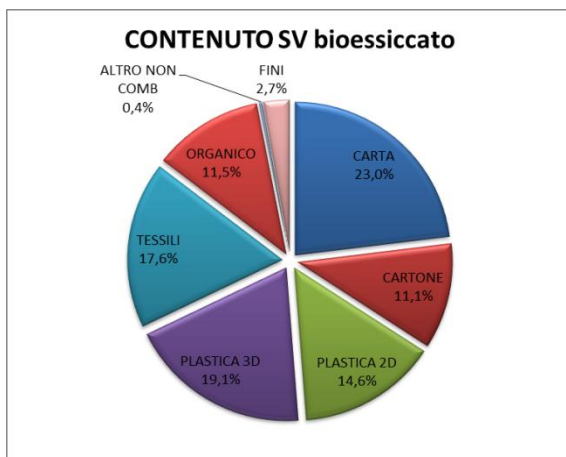
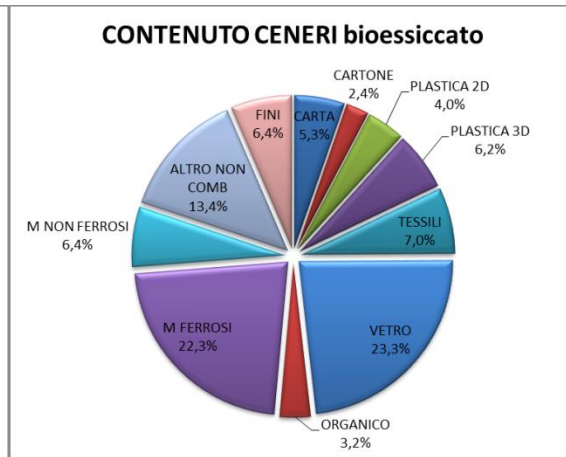
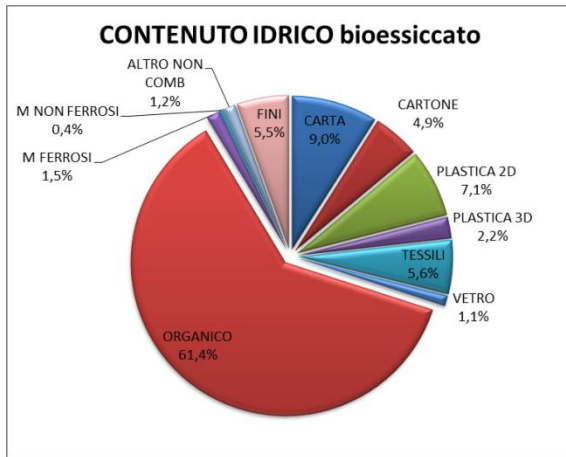
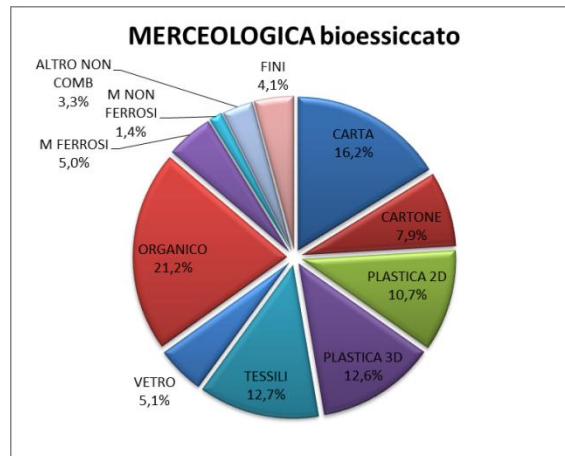
ALLEGATO A - OUTPUT GRAFICI PRODOTTI DAL MODELLO 1

Esempio: impianto di Dumfries (UK). Parametrizzazione CEW.

1 - RIFIUTO IN INGRESSO



2 - BIOESSICCATO



2 - RISULTATI DELLA TARATURA. PARAMETRIZZAZIONE EASEWASTE.

TARATURA DELLE COSTANTI CINETICHE FISSANDO LA PERDITA DI PESO

CORREZIONE UMIUNITA' E CENERI

Database: EASEWASTE

Valori in rosso: grandezze fissate

DATI	DUMFRIES 2006				FROG ISLAND 2006				JENKINS LANE 2007				MONTANASSO 2009				VILLAFALLETTO 2011							
	MODELLO 1		MODELLO 2		MODELLO 1		MODELLO 2		MODELLO 1		MODELLO 2		MODELLO 1		MODELLO 2		MODELLO 1		MODELLO 2					
	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]	Valore	Errore [%]				
Umidità [%]	42	42	42	42	39	39	39	39	37	37	37	37	35	35	35	35	32	32	32	32				
Ceneri [%]	14,5	14,50	14,5	14,5	14,6	14,6	14,6	14,6	13,2	13,2	13,2	13,2	13,0	13,0	13,0	13,0	14,3	14,3	14,3	14,3				
VS [%]	43,5	43,50	43,5	43,5	46,4	46,4	46,4	46,4	49,8	49,8	49,8	49,8	52,0	52,0	52,0	52,0	53,7	53,7	53,7	53,7				
VS_l on total input	4,0	4,0	4,9	4,9	3,8	3,8	3,8	3,8	3,4	3,4	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	4,0				
W/L	30	30	30	30	29	29	29	29	26	26	26	26	25	25	25	25	25	25	25	25	25			
k	-	0,0893	-	-	-	0,0936	-	-	0,0997	-	-	-	0,0771	-	-	-	0,1001	-	-	-	-			
kcellulosa	-	0,0908	-	-	-	0,0955	-	-	0,1014	-	-	-	0,0763	-	-	-	0,0763	-	-	-	-			
korganico	-	0,1135	-	-	-	0,1193	-	-	0,1268	-	-	-	0,0954	-	-	-	0,0954	-	-	-	-			
kverde	-	0,1589	-	-	-	0,1671	-	-	0,1775	-	-	-	0,1335	-	-	-	0,1335	-	-	-	-			
Umidità [%]	18,0	22,8	26,8	24,1	15,0	19,5	30,0	20,7	17,0	19,5	14,8	20,5	20,9	15,0	17,7	18,3	18,7	24,8	14,0	13,7	-1,8	14,7	5,2	
Ceneri [%]	23,8	20,7	-12,9	20,7	25,5	20,6	-19,4	20,6	21,6	17,8	-17,3	17,8	-17,3	23,0	17,3	-24,5	17,3	-24,5	21,5	19,1	-11,3	19,1	-11,3	19,1
VS [%]	58,2	56,5	-3,0	55,2	59,5	59,9	0,7	58,7	61,4	62,6	2,0	61,6	0,3	62,1	64,9	4,6	63,9	3,1	64,5	67,2	4,2	66,2	2,7	
PCI [MJ/l]	13500	14199	5,2	13890	14200	15442	8,7	15198	15900	17098	7,5	16658	4,8	16900	17796	5,3	17050	0,9	17300	17300	88325	5,9	18180	5,1
APCI [%]	51,7	41,9	-	38,6	49,5	40,0	-	37,5	44,5	34,5	-	31,4	-	48,2	32,8	-	28,8	-	39,5	32,8	-	31,4	-	
Alumidità [%]	-57,1	-45,7	-	-42,7	-61,5	-50,0	-	-47,0	-54,1	-47,2	-	-44,5	-	-57,1	-49,3	-	-46,5	-	-56,3	-57,0	-	-54,0	-	

PARAMETRI ENERGETICI	
AH	18000 kJ/kgross
CLV	2500 kJ/kgH2O
Y	0,65 kgH2O/kgross
T	77 %

	MODELLO 1	MODELLO 2
Umidità	17,6	12,5
Ceneri	-17,1	5,3
VS	1,7	3,1
PCI	6,5	1,6
		4,1
		2,3

	MODELLO 1	MODELLO 2
k [d ⁻¹]	Media	SQM
kcellulosa [d ⁻¹]	0,0920	0,0095
korganico [d ⁻¹]	-	0,0019
kverde [d ⁻¹]	-	0,1149
VS [kgH2O/kgross]	3,6	0,3
APCI	36,4	4,3
		33,6
		4,3

ALLEGATO C - CLASSIFICAZIONE DEI MATERIALI USCENTI DALL'IMPIANTO DI VILLAFALLETTO

I rifiuti prodotti dall'impianto di trattamento, per via del loro destino comune verso la fossa scarti adiacente, sono stati accomunati per razionalizzazione e semplificazione della gestione con il medesimo codice CER 19 12 12. Sebbene siano scarti di natura differente, essi sono soggetti, per lo smaltimento in discarica, al rispetto dell'Indice Respirometrico Dinamico di 1000 mgO₂/kgVSh (D.D. n°240 del 14 marzo 2008 e DGR n.23-11602 del 15 giugno 2009).

RIFIUTI GENERATI DAL CENTRO E DESTINATI IN SITO

CER	DESCRIZIONE	ORIGINE	DESTINO FINALE
19 12 12	Rifiuti prodotti dal trattamento meccanico dei rifiuti (ad esempio selezione, triturazione, compattazione) non specificati altrimenti.	Impianto Trattamento	Discarica

Per tutti i rifiuti destinati in sito, è valutata la quantità attraverso pesatura e i dati sono riportati su registro di carico e scarico.

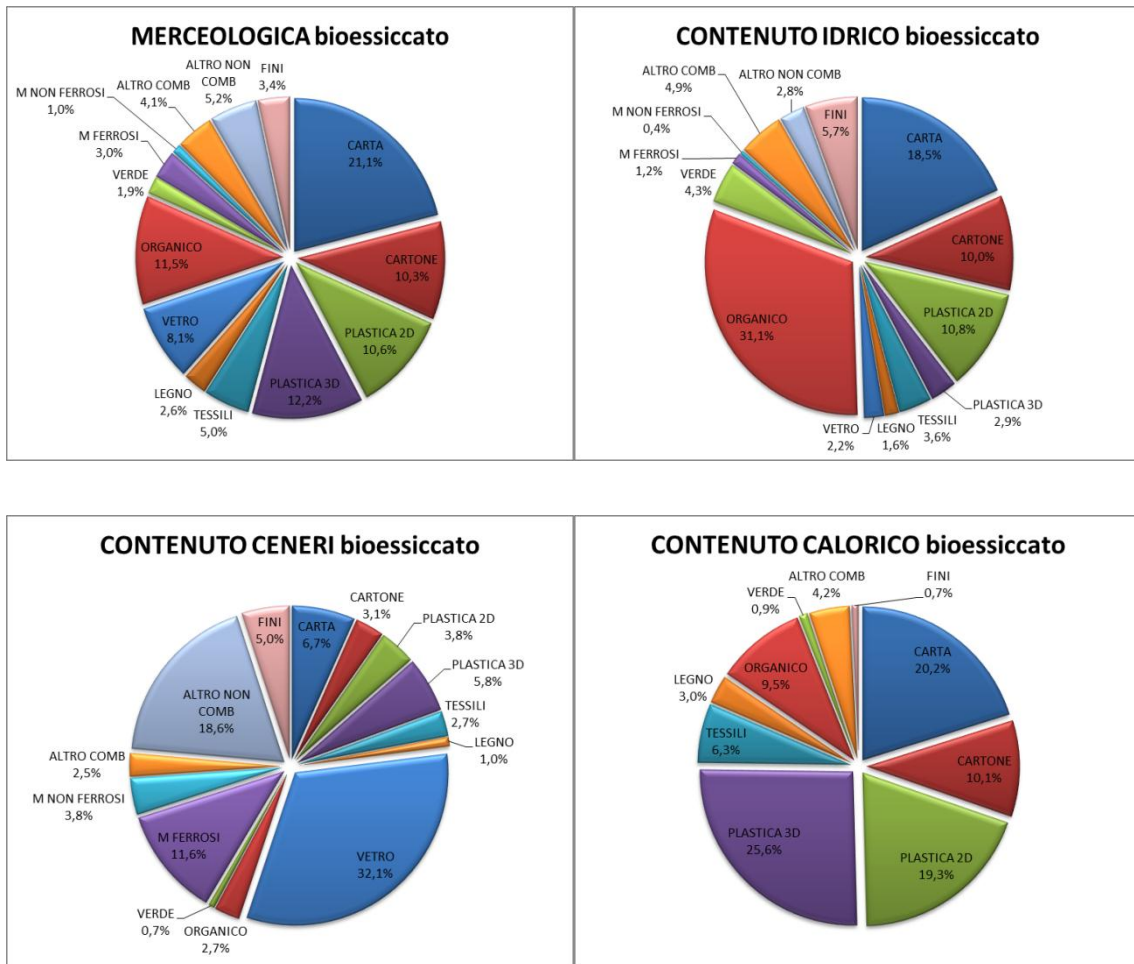
RIFIUTI GENERATI DAL CENTRO E DESTINATI FUORI SITO

CER	DESCRIZIONE	ORIGINE	DESTINO FINALE
19 07 03	Percolato di discarica, diverso da quello di cui alla voce 19 07 02.	Impianto Trattamento / Discarica	Centri di Smaltimento autorizzati
19 12 02	Rifiuti prodotti da impianti di trattamento dei rifiuti, impianti di trattamento delle acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell'acqua e dalla sua separazione per uso industriale, metalli ferrosi.	Impianto Trattamento	Recupero
19 12 03	Rifiuti prodotti da impianti di trattamento dei rifiuti, impianti di trattamento delle acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell'acqua e dalla sua separazione per uso industriale, metalli non ferrosi.	Impianto Trattamento	Recupero
19 12 10	Rifiuti combustibili (CSS: combustibile derivato da rifiuti).	Impianto Trattamento	Cementeria Buzzi

ALLEGATO D - DESCRIZIONE DEL BIOESSICCATO DI VILLAFALLETTO

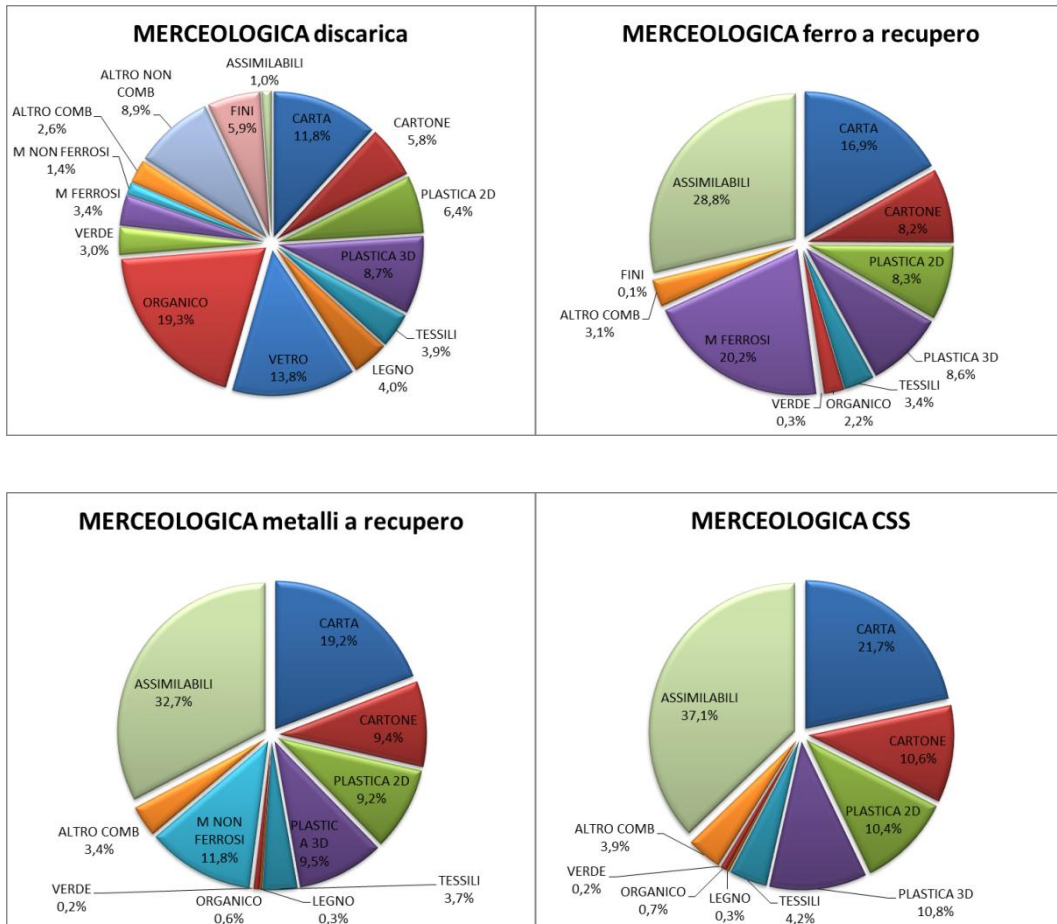
Uscite del modello con $k=0,0686 \text{ d}^{-1}$

REPORT BIOESSICCATO		
	[t/a]	[%]
MASSA	45730	100,00
H2O	6809	14,9
CENERI	11091	24,3
VS	27830	60,9
PCI [MJ/t]	14731	
Perdita peso	17770	28,0



ALLEGATO E - COMPOSIZIONI MERCEOLOGICHE DEI FLUSSI USCENTI DALL'IMPIANTO DI VILLAFALLETTO 2011

Uscite del modello di Raffinazione Meccanica con Matrice RFTF di Tabella 30.



ALLEGATO F - PROPRIETA' COMPLESSIVE DI TUTTI I FLUSSI D'IMPIANTO

Ricavati dal modello di Raffinazione Meccanica applicato al caso di Villafalletto 2011.

1 - DA BIOESSICCATO CON UMIDITÀ SOTTOPOSTA A CORREZIONE.

REPORT BIODRYIED			REPORT F1			REPORT F2			REPORT F3		
[%]			[%]			[%]			[%]		
MASSA	46355	100,00	MASSA	21357	100,00	MASSA	24998	100,00	MASSA	30346	100,00
H2O	8497	18,3	H2O	3433	16,1	H2O	5064	20,3	H2O	4499	14,8
CENERI	10784	23,3	CENERI	2541	11,9	CENERI	8243	33,0	CENERI	3259	10,7
VS	27074	58,4	VS	15382	72,0	VS	11691	46,8	VS	22589	74,4
PCI [MJ/t]	14031		PCI [MJ/t]	17887		PCI [MJ/t]	10736		PCI [MJ/t]	20991	

REPORT F4			REPORT F5			REPORT F6			REPORT F7		
[%]			[%]			[%]			[%]		
MASSA	2011	100,00	MASSA	654	100,00	MASSA	29692	100,00	MASSA	467	100,00
H2O	389	19,4	H2O	96	14,7	H2O	4403	14,8	H2O	60	12,9
CENERI	714	35,5	CENERI	104	15,9	CENERI	3155	10,6	CENERI	49	10,4
VS	907	45,1	VS	454	69,4	VS	22134	74,5	VS	358	76,7
PCI [MJ/t]	11067		PCI [MJ/t]	19544		PCI [MJ/t]	21023		PCI [MJ/t]	25225	

REPORT F8			REPORT F9			REPORT F10			REPORT F12		
[%]			[%]			[%]			[%]		
MASSA	29225	100,00	MASSA	596	100,00	MASSA	28629	100,00	MASSA	577	100,00
H2O	4342	14,9	H2O	90	15,1	H2O	4252	14,9	H2O	88	15,2
CENERI	3106	10,6	CENERI	69	11,5	CENERI	3038	10,6	CENERI	61	10,6
VS	21776	74,5	VS	438	73,4	VS	21339	74,5	VS	429	74,3
PCI [MJ/t]	20956		PCI [MJ/t]	20613		PCI [MJ/t]	20963		PCI [MJ/t]	20868	

REPORT F13			REPORT F14			REPORT F15			REPORT F16		
[%]			[%]			[%]			[%]		
MASSA	28051	100,00	MASSA	634	100,00	MASSA	2027	100,00	MASSA	450	100,00
H2O	4165	14,8	H2O	89	14,1	H2O	400	19,8	H2O	49	10,9
CENERI	2976	10,6	CENERI	127	20,0	CENERI	390	19,3	CENERI	372	82,7
VS	20910	74,5	VS	418	65,9	VS	1236	61,0	VS	29	6,4
PCI [MJ/t]	20965		PCI [MJ/t]	18519		PCI [MJ/t]	16458		PCI [MJ/t]	1488	

REPORT CDR		
[%]		
MASSA	27417	100,00
H2O	4075	14,9
CENERI	2850	10,4
VS	20492	74,7
PCI [MJ/t]	21022	

BILANCIO			
INPUT:	11500 ASSIMILABILI	OUT:	14874 H2O loss
	63500 RUR		2271 VS loss
			27025 DISCARICA
			500 H2O loss
			2278 M FE
			634 M AL CU
			27417 CDR
TOT	75000 [t/a]		75000 [t/a]

2 - DA BIOESSICCATO CON UMIDITÀ NON SOTTOPOSTA A CORREZIONE.

REPORT BIODRYIED			REPORT F1			REPORT F2			REPORT F3		
		[%]			[%]			[%]			[%]
MASSA	46355	100,00	MASSA	21357	100,00	MASSA	24998	100,00	MASSA	30395	100,00
H2O	7351	15,9	H2O	2905	13,6	H2O	4446	17,8	H2O	4063	13,4
CENERI	11091	23,9	CENERI	2615	12,2	CENERI	8477	33,9	CENERI	3313	10,9
VS	27913	60,2	VS	15837	74,2	VS	12076	48,3	VS	23018	75,7
PCI [MJ/t]	14536		PCI [MJ/t]	18485		PCI [MJ/t]	11162		PCI [MJ/t]	21351	

REPORT F4			REPORT F5			REPORT F6			REPORT F7		
		[%]			[%]			[%]			[%]
MASSA	2011	100,00	MASSA	655	100,00	MASSA	29739	100,00	MASSA	468	100,00
H2O	345	17,2	H2O	86	13,2	H2O	3977	13,4	H2O	51	10,9
CENERI	733	36,5	CENERI	106	16,2	CENERI	3207	10,8	CENERI	50	10,7
VS	932	46,3	VS	463	70,6	VS	22556	75,8	VS	367	78,5
PCI [MJ/t]	11412		PCI [MJ/t]	19885		PCI [MJ/t]	21383		PCI [MJ/t]	25863	

REPORT F8			REPORT F9			REPORT F10			REPORT F12		
		[%]			[%]			[%]			[%]
MASSA	29271	100,00	MASSA	597	100,00	MASSA	28674	100,00	MASSA	578	100,00
H2O	3926	13,4	H2O	81	13,6	H2O	3844	13,4	H2O	79	13,7
CENERI	3157	10,8	CENERI	70	11,7	CENERI	3087	10,8	CENERI	62	10,7
VS	22188	75,8	VS	446	74,7	VS	21742	75,8	VS	437	75,6
PCI [MJ/t]	21312		PCI [MJ/t]	20967		PCI [MJ/t]	21319		PCI [MJ/t]	21226	

REPORT F13			REPORT F14			REPORT F15			REPORT F16		
		[%]			[%]			[%]			[%]
MASSA	28096	100,00	MASSA	635	100,00	MASSA	2028	100,00	MASSA	450	100,00
H2O	3765	13,4	H2O	80	12,6	H2O	358	17,7	H2O	38	8,5
CENERI	3025	10,8	CENERI	129	20,4	CENERI	401	19,8	CENERI	383	84,9
VS	21305	75,8	VS	426	67,1	VS	1269	62,6	VS	30	6,6
PCI [MJ/t]	21321		PCI [MJ/t]	18838		PCI [MJ/t]	16927		PCI [MJ/t]	1599	

REPORT CDR		
		[%]
MASSA	27460	100,00
H2O	3685	13,4
CENERI	2896	10,5
VS	20879	76,0
PCI [MJ/t]	21378	

BILANCIO			
INPUT:	11500 ASSIMILABILI	OUT:	14874 H2O loss
	63500 RUR		2271 VS loss
			27026 DISCARICA
			451 H2O loss
			2281 M FE
			635 M AL CU
			27460 CDR
TOT	75000 [t/a]		75000 [t/a]

3 - ERRORI RISULTANTI

DISCARICA				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	27026	32095	-5069	-15,8
H2O [t/a]	4804	6043	-1240	-20,5
Umidità [%]	17,8	18,8	-1	-5,6
PCI [MJ/t]	11595	13000	-1405	-10,8
EC [TJ/a]	313	417	-104	-24,9

FERRO A RECUPERO				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	2281	700	1581	226
H2O [t/a]	285	-	-	-
Umidità [%]	12,5	-	-	-
Purezza [%]	20,2	-	-	-
PCI [MJ/t]	18699	-	-	-

METALLI NON FERROSI A RECUPERO				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	635	40	595	1488
H2O [t/a]	80	-	-	-
Umidità [%]	12,6	-	-	-
Purezza [%]	11,8	-	-	-
PCI [MJ/t]	18838	-	-	-

CSS				
	STIMA	DATI	DIFFERENZA	ERRORE [%]
MASSA [t/a]	27460	25000	2460	9,8
H2O [t/a]	3685	4265	-580	-13,6
Umidità [%]	13,4	17,1	-4	-21,3
PCI [MJ/t]	21378	21000	378	1,8
EC [TJ/a]	587	525	62	11,8

ALLEGATO G - INFLUENZA DELLA PARAMETRIZZAZIONE SULLE USCITE DEL MODELLO DI BIOESSICCAZIONE

La verifica dell'influenza del database di caratterizzazione sulle uscite del modello di bioessiccazione è stata effettuata sui dati relativi a due impianti reali ritenuti rappresentativi: Frog Island e Jenkins Lane.

Per ognuno dei due impianti è stata fissata la composizione merceologica del rifiuto alimentato (Tabella 12) e i parametri caratteristici del modello di bioessiccazione (Tabella 45). Caratterizzando le frazioni merceologiche con i quattro database alternativi proposti nella presente Tesi, è stata ricavata una differente composizione del rifiuto sottoposto a trattamento. La differenza tra le proprietà ottenute con le quattro parametrizzazioni è stata ridotta dal modello per mezzo della correzione del valore di umidità e ceneri sulla base delle misurazioni disponibili (Figura 33). Nonostante ciò, come è possibile osservare in Figura 56, il discostamento tra le stime della AM potenzialmente degradabile del RUR è risultato molto consistente.

Tabella 45 - Parametri utilizzati dal modello di bioessiccazione.

PARAMETRI	
massa [t]	10000
t [giorni]	14
k [d ⁻¹]	0,0686
y [gH ₂ O/gAMoss]	0,65
ΔH [kJ/kgAMoss]	18000
CLV [kJ/kgH ₂ O]	2500
Y [/]	1

La simulazione della bioessiccazione dei quattro rifiuti ottenuti, sostanzialmente differenti, non può che fornire risultati diversi. Per quanto riguarda la stima della perdita di peso (WL), i valori risultanti si discostano, in proporzione, analogamente ai dati sulla AM (Figura 57), poiché linearmente dipendenti (Equazione 9, Capitolo 3). Anche le proprietà complessive del rifiuto bioessiccato risultano sostanzialmente diverse a seconda del database scelto per la caratterizzazione (Figura 58 e Figura 59).

Le differenze riscontrate nella descrizione del rifiuto bioessiccato non possono essere ritenute ammissibili. L'umidità del bioessiccato di Frog Island, ad esempio, varia tra circa il 15% e il 25%, una variazione eccessiva per una delle uscite più rilevanti del modello.

L'aspetto più interessante emerso dalla presente analisi non è l'individuazione del database che garantisce la miglior descrizione del bioessiccato (è evidente che l'utilizzo della parametrizzazione CEW permette di ottenere mediamente i migliori risultati, in quanto il parametro k utilizzato per la prova è stato ricavato tramite rifiuti caratterizzati con il

database CEW ($k_{default}$, Capitolo 4)), ma la consistente differenza tra le stime ottenute variando il database.

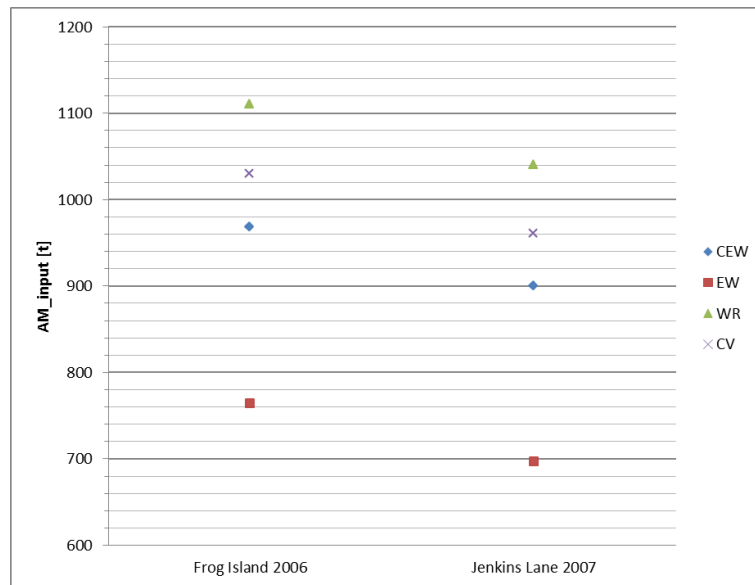


Figura 56 - Stima del contenuto di AM dei due RUR analizzati. CEW: combinazione easewaste-wrate; EW: easewaste; WR: wrate; CV: Consonni, Viganò.

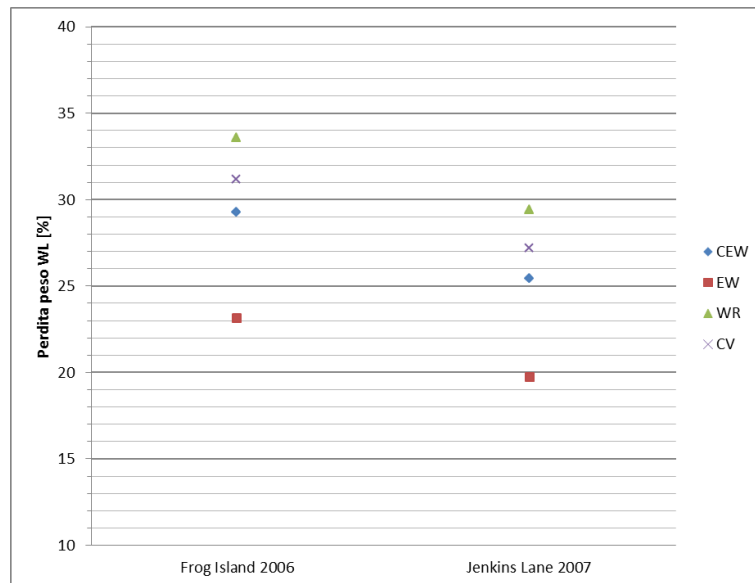


Figura 57 - Stima della perdita di peso, ottenuta dall'applicazione del modello ai due RUR, caratterizzati con i quattro database. CEW: combinazione easewaste-wrate; EW: easewaste; WR: wrate; CV: Consonni, Viganò.

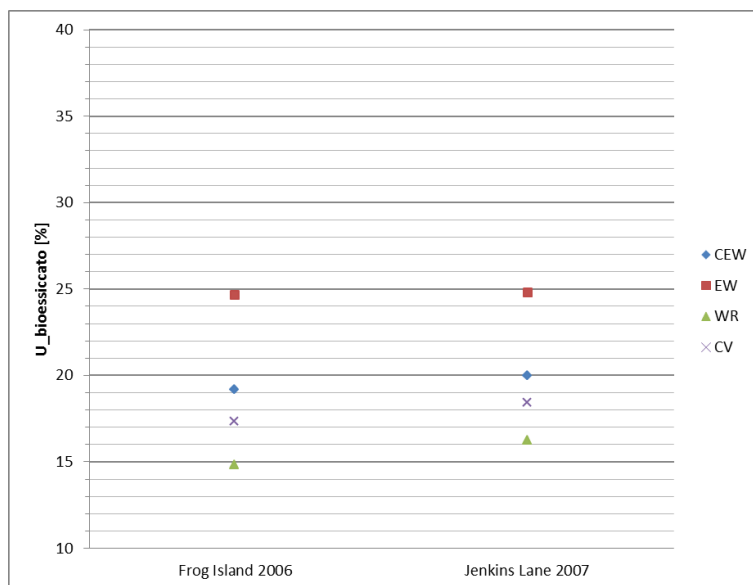


Figura 58 - Stima dell'umidità del rifiuto bioessiccato, prodotta dall'applicazione del modello ai due RUR, caratterizzati con i quattro database. CEW: combinazione easewaste-wrate; EW: easewaste; WR: wrate; CV: Consonni, Viganò.

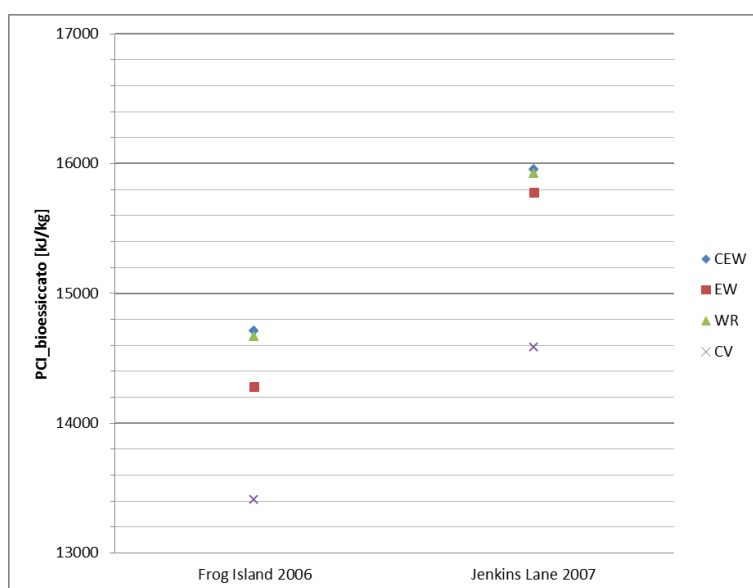


Figura 59 - Stima del PCI del rifiuto bioessiccato, prodotta dall'applicazione del modello ai due RUR, caratterizzati con i quattro database. CEW: combinazione easewaste-wrate; EW: easewaste; WR: wrate; CV: Consonni, Viganò.

Dai risultati conseguiti nei due casi esaminati è possibile constatare che l'utilizzo di database differenti comporta, a parità di dati in ingresso e parametri del modello, una stima delle uscite e del processo di bioessiccazione stesso completamente differente.

La variabilità riscontrata nella rappresentazione del processo evidenzia l'importanza di utilizzare, in ogni applicazione pratica del modello di bioessiccazione, la medesima parametrizzazione applicata nella fase di taratura della costante cinetica.

BIBLIOGRAFIA

- Adani, D'Imporzano, Spagnol, Genevini, 2004. I processi aerobici allo stato solido. Quaderni d'ingegneria ambientale 40, 15-25.
- Bach, Nakasaki, Shoda, Kubota, 1987. Thermal balance in composting operations. Journal of Fermentation Technology, 65, 199-209.
- Burnley, 2007. A review of municipal solid waste composition in the UK. Waste Management 27, 1274-1285.
- Calcaterra, Adani, 2004. I processi di bioessiccamento dei rifiuti urbani. Quaderni d'ingegneria ambientale 40, 65-70.
- Cimpan, Wenzel, 2013. Energy implications of mechanical and mechanical-biological treatment compared to direct waste-to-energy. Waste management 33, 1648-1658.
- Consonni, Giuliano, Grosso 2005. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste (Part A). Waste Management, 25, 123-135.
- Consonni, Viganò, 2011. Material and energy recovery in integrated waste management system: the potential for energy recovery. Waste Management, 31, 2074-2084.
- D.lgs. 152/2006. Norme in materia ambientale.
- D.M. 22/2013 "End of Waste" Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare.
- De Michele, C; Adani, F; Muraro, P; Sorace, G; Manetti, P; Lombardi, F; Cecchi, C, 2008. Recupero per uso energetico della frazione biogenica dei rifiuti urbani in seguito al revamping di impianti di trattamento meccanico biologico a flussi separati. Rifiuti Solidi, XXII, 48-54.
- European Commission, 2012. Screening of waste management performances of EU member States.
- P. Ficco, 2013. Gestire i rifiuti tra legge e tecnica. Edizioni Ambiente.

- Gorietti, Di Maria, Benavoli, Zoppitelli, 2007. Economical Analysis of Energy Recovery from the Aerobic Bioconversion of Solid Urban Waste Organic Fraction. International Symposium MBT, 452-466.
- Grosso, Biganzoli, 2012. I trattamenti termici alternative: co-combustione, gassificazione e pirolisi. Appunti di "Gestione dei rifiuti solidi", Politecnico di Milano.
- Grosso, 2013. Tecnologie di pretrattamento dei rifiuti urbani. Appunti di "Gestione dei rifiuti solidi", Politecnico di Milano.
- IPCC, 2007. Fourth Assessment Report: Climate Change. Working Group I: The Physical Science Basis. Tabella 2.14
- ISPRA, 2013. Rapporto rifiuti urbani. Quindicesima edizione.
- Jackeman, Letcher, Norton, 2006. Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. Environmental Modelling and Software 21, 602-614.
- Mason, 2007. A study of power, kinetics, and modeling in the composting process. Tesi di dottorato University of Canterbury.
- Nappi, Valenzano, Consiglio, 2000. Analisi merceologica dei RU. Rassegna di metodologie e definizione di una metodica di riferimento. ARPA Piemonte.
- Polprasert C, 2007. Organic waste recycling: technology and management. WA, London.
- Rada, Franzinelli, Taiss, Ragazzi, Panaitescu and Apostol, 2007. Lower Heating Value dynamics during municipal solid waste bio-drying. Environmental Technology 28, 463-469.
- Riber, Petersen, Christensen, 2009. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. Waste Management 29, 1251-1257.
- Robinson, Kimmel, Avnimelech, 2000. Energy and mass balances of windrow composting system. Trans. ASAE 43 (5), 1253-1259.

- Scaglia, Confalonieri, D'Imporzano, Adani 2010. Estimating biogas production of biologically treated municipal solid waste. *Bioresource Technology* 101, 945-952.
- Scaglia, Acutis, Adani, 2011. Precision determination for the dynamic respirometric index (DRI) method used for biological stability evaluation on municipal solid waste and derived products. *Waste management* 31, 2-9.
- Scotti, 2013a. Role of MBT- MRF in achieving high recycling targets. *Waste to energy* 2013.
- Scotti 2013b. La produzione di Combustibile da Rifiuti. Documento interno A2A Ambiente.
- Scotti, 2013c. Ecodeco MBT design philosophy. Documento interno A2A Ambiente.
- Shank Cumbria, 2011. Hespian Wood resource park. Documento interno A2A Ambiente.
- Speranza, 2012. Analisi modellistica del sistema di gestione rifiuti urbani della Calabria Sud. Tesi di Laurea in Ingegneria Energetica, Politecnico di Milano.
- Tambone, Genevini, Adani, 2004. Parametri per la verifica della funzionalità del processo. *Quaderni d'ingegneria ambientale* 40, 75-82.
- Velis, Longhurst, Drew, Smith, Pollard, 2009. Biodrying for mechanical-biological treatment of waste: A review of process science and engineering. *Bioresource Technology* 100, 2747-2761.
- Weppen 2001. Process calorimetry on composting of municipal organic wastes. *Biomass and Bioenergy* 21, 289-299.