

Linee guida recanti i criteri per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili ex art. 3, comma 2 del decreto legislativo 372/99

Linee guida relative ad impianti esistenti per le attività rientranti nelle categorie IPPC:

*5 Gestione dei rifiuti*

*(Impianti di trattamento meccanico biologico)*

**PREMESSA**

Il presente documento riassume le proposte del Gruppo Tecnico Ristretto (GTR) sulla gestione dei rifiuti, istituito dalla Commissione Nazionale ex art. 3 comma 2 del D.Lgs 372/99, nell'ambito delle attività inerenti la redazione delle linee guida per l'individuazione delle migliori tecniche disponibili, meglio note con l'acronimo inglese di BAT ("Best Available Techniques"), ai fini del rilascio, da parte delle autorità competenti nazionali e regionali, dell'autorizzazione integrata ambientale (AIA).

Il GTR risulta così costituito:

- dott.ssa Rosanna Laraia (APAT, coordinatore) designata dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio
- dott. Fabrizio De Poli (MATT), designato dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio
- dott. Marco Di Basilio (ISPESL) e dott.ssa Loredana Musmeci (ISS), designati dal Ministero della salute
- ing. Giuseppe Di Masi, designato dal Ministero delle attività produttive
- dott. Guido Morini e dott. Paolo Cesco designati da Confindustria.

Il documento è stato elaborato nell'ambito del sottogruppo "Impianti di trattamento meccanico biologico" al quale hanno partecipato, oltre alla dott.ssa Rosanna Laraia, coordinatore del GTR, i seguenti esperti:

- ing. Nadia Cipriani
- dott.ssa Francesca Lucignano

Ha collaborato ai lavori il dott. Massimo Centemero (Consorzio Italiano Compostatori )

## INDICE

- A) SCOPI ED OBIETTIVI
- B) IDENTIFICAZIONE DELLA NORMATIVA AMBIENTALE RILEVANTE DEL SETTORE
- B.1 Normativa comunitaria
  - B.2 Normativa nazionale
  - B.3 La normativa specifica sul trattamento meccanico biologico
- C) RICOGNIZIONE DELLA SITUAZIONE DEL SETTORE, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO ALLE SPECIFICITÀ DEL TESSUTO INDUSTRIALE NAZIONALE
- C.1 Dati sulla quantità dei rifiuti trattati
  - C.2 La digestione anaerobica in Italia
  - C.3 Numero del personale impiegato
  - C.4 Dati macroeconomici
  - C.5 Impatto ambientale del settore
- D) DESCRIZIONE DEI PROCESSI DI PRODUZIONE E DEGLI IMPIANTI PER I QUALI SONO ANALIZZATE LE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI
- D.1 Il Trattamento meccanico biologico (TMB)
    - D.1.1 Biostabilizzazione
    - D.1.2 Bioessiccazione
    - D.1.3 I fondamenti del processo di biotrasformazione
  - D.2 La digestione anaerobica
    - D.2.1 Le fasi del processo di digestione anaerobica
    - D.2.2 I diversi processi di digestione anaerobica
      - D.2.2.1 Processi di digestione a fase unica
      - D.2.2.2 Processi di digestione a due fasi
      - D.2.2.3 I processi batch
  - D.3 I sistemi tecnologici
    - D.3.1 Stoccaggio
    - D.3.2 Pretrattamenti
    - D.3.3 Fase di trattamento biologico
    - D.3.4 Post-trattamenti: principali operazioni e tecnologie disponibili
    - D.3.5 Stoccaggio finale
  - D.4 I presidi ambientali
- E) DESCRIZIONE DELLE ANALISI ELABORATE IN AMBITO COMUNITARIO PER LA INDIVIDUAZIONE DELLE BAT, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO, OVE DISPONIBILI, ALLE CONCLUSIONI DEI BREF
- E.1 Concetto generale di migliori tecniche e tecnologie per lo specifico settore
  - E.2 Aspetti tecnici e tecnologici del Trattamento meccanico biologico
    - E.2.1 Aspetti tecnici e tecnologici del trattamento aerobico
    - E.2.2 Aspetti tecnici e tecnologici della digestione anaerobica
    - E.2.3 Aspetti tecnici e tecnologici dei presidi ambientali
  - E.3 Aspetti ambientali

- E.3.1 Impatto sull'ambiente
- E.3.2. Bilancio di materia
- E.3.3 Consumi negli impianti di trattamento biologico
- E.3.4 Rendimenti.
- E.3.5 Emissioni e produzione di rifiuti
- E.3.6 Analisi dei rischi
- E.4 Migliori tecniche e tecnologie degli impianti di trattamento meccanico-biologico
  - E.4.1 Configurazione base di un impianto
  - E.4.2 Stoccaggio
  - E.4.3 Movimentazioni
  - E.4.4 Modalità di realizzazione delle linee di trattamento
  - E.4.5 Manutenzione
  - E.4.6 Accorgimenti per limitare la diffusione di rifiuti negli ambienti di lavoro
  - E.4.7 Limitazione delle emissioni
  - E.4.8 Sicurezza e prevenzione degli infortuni
- E.5 Migliori tecniche di gestione degli impianti di trattamento meccanico-biologico
  - E.5.1 Piano di gestione operativa
  - E.5.2 Programma di sorveglianza e controllo (PSC)
  - E.5.3 Strumenti di gestione ambientale
  - E.5.4 Aspetti di pianificazione e gestione
- F) IDENTIFICAZIONE DI EVENTUALI TECNICHE ALTERNATIVE E DEFINIZIONE OVE POSSIBILE DEL RANGE DI PRESTAZIONE
- G) DEFINIZIONE (SULLA BASE DELL'APPROFONDIMENTO E DELL'ESTENSIONE DELLE ANALISI SVOLTE IN SEDE COMUNITARIA) DELLA LISTA DELLE MIGLIORI TECNICHE PER LA PREVENZIONE INTEGRATA DELL'INQUINAMENTO DELLO SPECIFICO SETTORE IN ITALIA
- H) ANALISI DELL'APPLICABILITÀ AD IMPIANTI ESISTENTI DELLE TECNICHE DI PREVENZIONE INTEGRATA DELL'INQUINAMENTO ELENCAE AL PUNTO PRECEDENTE
  - H.1 Applicazione delle BAT
    - H.1.1 Le dimensioni dell'impianto
    - H.1.2 L'età dell'impianto
    - H.1.3 L'ubicazione e il contesto locale
    - H.1.4 Le caratteristiche dei rifiuti trattati.
    - H.1.5 Presenza di vincoli di carattere tecnico
  - H.2 Interventi per l'applicazione delle BAT
- I) FATTIBILITÀ ECONOMICA DELLE TECNICHE ELENCAE ANALIZZATA ATTRAVERSO ANALISI COSTI-BENEFICI
  - I.1 Considerazioni economiche di carattere generale sugli impianti di trattamento meccanico biologico
    - I.1.1 Costi di investimento e di gestione per impianti di trattamento aerobico
    - I.1.2 Costi di investimento e di gestione per impianti di trattamento anaerobico
- J) DEFINIZIONE DEI CRITERI DI INDIVIDUAZIONE E UTILIZZAZIONE DELLE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI
  - J.1 La definizione di BAT
    - J.1.1 La direttiva 96/61/CE

J.1.2 Impatto ambientale e rischi

J.1.3 Fattibilità tecnico-economica

J.1.4 Processo decisionale per l'individuazione delle BAT

J.2 Criteri di individuazione delle BAT

J.2.1 Impiego di tecniche a scarsa produzione di rifiuti

J.2.2 Impiego di sostanze meno pericolose

J.3 Tecniche per il ricupero/riciclo delle correnti in uscita al processo e dei rifiuti

J.4 Processi, sistemi o metodi operativi sperimentati su scala industriale

J.5 Progressi in campo tecnico e evoluzione delle conoscenze in campo scientifico

J.6 Natura, effetti e volume delle emissioni

J.7 Messa in funzione degli impianti nuovi o esistenti

J.8 Tempo richiesto per l'adozione di una migliore tecnica disponibile

J.9 Consumo di risorse

J.10 Prevenzione e riduzione dell'impatto globale sull'ambiente

J.11 Prevenzione degli incidenti e minimizzazione degli effetti

Bibliografia

Glossario

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

## A. SCOPI ED OBIETTIVI

Con decreto del Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, di concerto con il Ministro delle attività produttive e con il Ministro della Salute, in data 15 aprile 2003, è stata istituita la Commissione Nazionale ex art. 3, comma 2, del decreto legislativo 372/99 (recepimento della direttiva 96/61/CE nota come "IPPC"), per la redazione di linee guida per l'individuazione delle Migliori Tecniche Disponibili (MTD), meglio note con l'acronimo inglese di BAT ("Best Available Techniques"), ai fini del rilascio, da parte delle autorità competenti nazionali e regionali, dell'autorizzazione integrata ambientale (AIA).

La Commissione suddetta ha istituito, a sua volta, tredici gruppi tecnici ristretti (GTR), composti da rappresentanti dei ministeri interessati e degli interessi industriali, ed ha incaricato i GTR di predisporre una proposta di linee guida in ciascuno dei tredici settori ritenuti al momento prioritari.

A livello comunitario la Commissione Europea (CE) ha istituito da tempo, ai fini dell'attuazione della suddetta direttiva, un apposito "ufficio IPPC" con sede presso il Centro Comunitario di Ricerche di Siviglia. L'ufficio in questione coordina una serie di gruppi tecnici cui spetta il compito di redigere dei documenti di riferimento per l'individuazione delle BAT, i cosiddetti "Best Available Techniques Reference documents", (BRefs).

Nel presente documento sono riportati i risultati del lavoro del GTR sottogruppo "Impianti di trattamento meccanico biologico".

Riguardo agli impianti trattati nel presente documento, va evidenziato che sono individuati dalla Direttiva IPPC nell'ambito delle operazioni di trattamento di rifiuti non pericolosi di cui all'allegato IIA della direttiva 75/442/CEE al punto D8.

Nel corso dei vari capitoli, delle presenti linee guida, si fa riferimento al documento Europeo "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" (WT BRef).

Scopo principale del documento è quello di costituire un riferimento sulle conoscenze tecniche e tecnologiche del settore specifico, che possa essere di aiuto, sia all'operatore in sede di presentazione della domanda di autorizzazione integrata ambientale, sia all'autorità competente che dovrà istruire il procedimento e rilasciare la relativa autorizzazione.

A tale fine si è cercato di fornire:

- un quadro quanto più esaustivo dello stato attuale e delle prospettive riguardo ai processi ed alle tecnologie del trattamento biologico dei rifiuti, includendo in tale accezione non solo i rifiuti urbani (RU), ma anche i rifiuti speciali (RS);
- una sintesi dei lavori svolti a livello europeo, le cui conclusioni (ancora parziali) sono riportate nel summenzionato BRef;
- informazioni riguardo agli attuali livelli di emissioni ed ai consumi di risorse (materie prime ed energia) del settore;
- alcune linee guida su possibili tecniche che possono costituire BAT di riferimento a livello nazionale, tenuto conto della specifica situazione del settore in Italia.

Sulla definizione delle BAT, in particolare, si intende qui evidenziare che la loro applicabilità non può risultare di carattere generale, essendo fortemente influenzata dalla tipologia di rifiuti trattati e, soprattutto, dalle condizioni locali nel quale lo specifico impianto è o dovrà essere installato.

Al riguardo, di particolare rilevanza risulta essere l'aspetto relativo all'analisi costi-benefici delle BAT individuate, che assume un significato molto ampio che deve includere i costi ed i benefici sia per gli Operatori, che per la collettività.

La fattibilità economica sia in sede di definizione, che di valutazione, deve essere effettuata caso per caso, in quanto essa non può prescindere da fattori locali (ambientali, gestionali, territoriali, economici e sociali) riguardanti sia l'azienda, (es.: dimensioni ed età

dell'impianto) che la presenza o meno sul territorio interessato di servizi, infrastrutture o problematiche particolari che possono influenzare in maniera notevole la quantificazione di oneri e benefici (di tutti) e quindi, in ultima analisi, le scelte di carattere tecnico-gestionale dell'azienda.

Nello spirito di "linea guida" si ritiene che nel presente documento possano essere fornite a riguardo solo indicazioni di carattere generale, che dovranno essere oggetto di verifica quantitativa di dettaglio a livello di singolo impianto, inserito in una specifica realtà locale.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

## **B. IDENTIFICAZIONE DELLA NORMATIVA AMBIENTALE RILEVANTE DEL SETTORE**

Di seguito, viene riportato un elenco non esaustivo della normativa comunitaria e nazionale in tema di gestione dei rifiuti e di riduzione dell'impatto sull'ambiente che può presentare risvolti sul settore del trattamento dei rifiuti.

L'elenco riportato non ha alcuna pretesa di completezza e non può pertanto costituire un riferimento da adottare nei procedimenti autorizzativi, anche alla luce del fatto che esso non include la normativa regionale, alla quale occorre attenersi per l'esercizio degli impianti.

### **B.1 Normativa Comunitaria**

**Working document 2<sup>nd</sup> Draft 12 febbraio 2001** *biological treatment of biowaste*

**Working document 3<sup>rd</sup> Draft 27 aprile 2000** *on sludge*

**Direttiva 76/769/CEE del 27 luglio 1976** *concernente il ravvicinamento delle disposizioni legislative, regolamentari ed amministrative degli Stati membri relative alle restrizioni in materia di immissione sul mercato e di uso di talune sostanze e preparati pericolosi.*

**Direttiva 84/360/CEE del 28 giugno 1984** *concernente la lotta contro l'inquinamento atmosferico provocato dagli impianti industriali.*

**Direttiva 85/467/CEE del 1° ottobre 1985** *recante sesta modifica (PCB/PCT) della direttiva 76/769/CEE concernente il ravvicinamento delle disposizioni legislative, regolamentari ed amministrative degli Stati membri relative alle restrizioni in materia di ammissione sul mercato e di uso di talune sostanze e preparati pericolosi.*

**Direttiva 86/278/CEE del 12 giugno 1986** *concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura*

**Direttiva 89/369/CEE dell'8 giugno 1989** *sulla prevenzione dell'inquinamento atmosferico provocato dai nuovi impianti di incenerimento dei rifiuti urbani.*

**Direttiva 89/429/CEE del 21 giugno 1989** *sulla riduzione dell'inquinamento atmosferico provocato dagli impianti esistenti di incenerimento dei rifiuti urbani.*

**Direttiva 91/271/CEE del 21 maggio 1991** *concernente il trattamento delle acque reflue urbane.*

**Direttiva 91/689/CEE del 12 dicembre 1991** *relativa ai rifiuti pericolosi.*

**Direttiva 91/692/CEE del 23 dicembre 1991** *per la standardizzazione e la razionalizzazione delle relazioni relative all'attuazione di talune direttive concernenti l'ambiente.*

**Reg. CEE 23 marzo 1993, n. 793** *"Valutazione e controllo dei rischi presentati dalle sostanze esistenti"*.

**Reg. CE 28 giugno 1994, n. 1488** *"Principi per la valutazione dei rischi per l'uomo e per l'ambiente delle sostanze esistenti, a norma del regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio"*.

**Reg CE 3 ottobre 2002 n.1774** *relativo alle norme sanitarie applicabili ai sottoprodotti di origine animale non destinati al consumo umano*

**Direttiva 94/31/CE del 27 giugno 1994** *che modifica la Direttiva 91/689/CEE relativa ai rifiuti pericolosi.*

**Direttiva 94/62/CE del 25 novembre 1994** *sugli imballaggi e i rifiuti di imballaggio.*

**Direttiva 94/67/CE del 16 dicembre 1994** *sull'incenerimento dei rifiuti pericolosi.*

**Direttiva 96/61/CE del 24 settembre 1996** *sulla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento.*

**Direttiva 96/82/CE del 9 dicembre 1996** *relativa al controllo dei pericoli di incidenti rilevanti connessi con determinate sostanze pericolose (Seveso BIS).*

**Direttiva 96/59/CE del 16 settembre 1996** *concernente lo smaltimento dei Policlorodifenili e dei Policlorotriifenili (PCB/PCT).*



**Decisione 96/350/CE del 24 maggio 1996** che adatta gli allegati IIA e IIB della Direttiva 75/442/CEE relativa ai rifiuti.

**Risoluzione 97/76/CEE del 24 febbraio 1997** Strategia comunitaria per la gestione dei rifiuti.

**Direttiva 99/31/CE del 26 aprile 1999** relativa alle discariche dei rifiuti.

**Direttiva 2000/76/CE del 4 dicembre 2000** relativa all'incenerimento dei rifiuti.

**Decisione 2000/532/CE del 3 maggio 2000** che sostituisce la decisione 94/3/CE che istituisce un elenco di rifiuti conformemente all'art.1, lettera a), della Direttiva 75/442/CEE del Consiglio relativa ai rifiuti e la Decisione 94/904/CF del Consiglio che istituisce un elenco di rifiuti pericolosi ai sensi dell'art.1, paragrafo 4, della Direttiva 91/689/CEE del Consiglio relativa ai rifiuti pericolosi.

**Direttiva 2000/53/CE del 18 settembre 2000** relativa ai veicoli fuori uso.

**Direttiva 2000/59/CE del 27 novembre 2000** relativa agli impianti portuali di raccolta per i rifiuti prodotti dalle navi e i residui del carico.

**Direttiva 2000/60/CE del 23 ottobre 2000** che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque

**Decisione 2001/68/CE del 16 gennaio 2001** che definisce i parametri relativi ai PCB ai sensi dell'articolo 10, lettera a) della direttiva 96/59/CE concernente lo smaltimento dei policlorobifenili e policlorotrifenili (PCB/PCT).

**Direttiva 2001/58/CE del 27 luglio 2001** che modifica per la seconda volta la direttiva 91/155/CEE che definisce e fissa le modalità del sistema di informazione specifica concernente i preparati pericolosi ai sensi dell'art. 14 della direttiva 1999/45/CE del Parlamento europeo e del Consiglio nonché quelle relative alle sostanze pericolose conformemente all'art. 27 della direttiva 67/548/CEE del Consiglio (schede dati di sicurezza).

**Direttiva 2001/77/CE del 27 settembre 2001** sulla promozione dell'energia elettrica prodotta da fonti energetiche rinnovabili nel mercato interno dell'elettricità

**Decisione 2001/118/CE del 16 gennaio 2001** che modifica l'elenco di rifiuti istituito dalla Decisione 2000/532/CE.

**Decisione 2001/119/CE del 22 gennaio 2001** che modifica la Decisione 2000/532/CE che sostituisce la decisione 94/3/CE che istituisce un elenco di rifiuti conformemente all'art.1, lettera a), della Direttiva 75/442/CEE del Consiglio relativa ai rifiuti e la Decisione 94/904/CF del Consiglio che istituisce un elenco di rifiuti pericolosi ai sensi dell'art.1, paragrafo 4, della Direttiva 91/689/CEE del Consiglio relativa ai rifiuti pericolosi.

**Decisione 2001/573/CE del 23 luglio 2001** che modifica l'elenco di rifiuti contenuto nella decisione 2000/532/CE.

**Decisione 2001/753/CE del 17 ottobre 2001** relativa al questionario che gli Stati membri devono utilizzare per le loro relazioni sull'attuazione della direttiva 2000/53/CE relativa ai veicoli fuori uso.

**Decisione 2002/151/CE del 19 febbraio 2002** relativa ai requisiti minimi per il certificato di rottamazione rilasciato ai sensi dell'art. 5, paragrafo 3 della direttiva 2000/53/CE relativa ai veicoli fuori uso.

**Decisione 2002/525/CE del 27 giugno 2002** che modifica l'allegato II della direttiva 2000/53/CE relativa ai veicoli fuori uso.

**Decisione 2002/1600/CE del 22 luglio 2002** che istituisce il sesto programma comunitario di azione in materia di ambiente.

**Decisione 2002/909/CE del 13 novembre 2002** relativa alle norme italiane che dispensano dagli obblighi di autorizzazione gli stabilimenti o le imprese che provvedono al recupero dei rifiuti pericolosi ai sensi dell'articolo 3 della direttiva 91/689/CEE relativa ai rifiuti pericolosi.

**Direttiva 2002/95/CE del 27 gennaio 2003 sulla restrizione d'uso di determinate sostanze pericolose nelle apparecchiature elettriche ed elettroniche.**

**Direttiva 2002/96/CE del 27 gennaio 2003, sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE).**

**Regolamento (CE) n. 2150/2002 del 25 novembre 2002 relativo alle statistiche sui rifiuti.**

**Decisione 2003/33/CE del 19 dicembre 2002, che stabilisce criteri e procedure per l'ammissione dei rifiuti nelle discariche ai sensi dell'articolo 16 e dell'allegato II della direttiva 1999/31/CE. Direttiva 2002/95/CE del 27 gennaio 2003 sulla restrizione d'uso di determinate sostanze pericolose nelle apparecchiature elettriche ed elettroniche.**

**Direttiva 2003/87/CE del 13 ottobre 2003 che istituisce un sistema per lo scambio di quote di emissioni di gas a effetto serra nelle Comunità e che modifica la direttiva 96/61/CE.**

**Direttiva 2003/108/CE dell'8 dicembre 2003 che modifica la direttiva 2002/96/CE sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE).**

**Decisione 2003/138/CE del 27 febbraio 2003 che stabilisce norme di codifica dei componenti e dei materiali per i veicoli a norma della direttiva 2000/53/CE relativa ai veicoli fuori uso.**

**Comunicazione della Commissione Europea del 27 maggio 2003, Verso una Strategia tematica di prevenzione e riciclo dei rifiuti - Com(2003)301 definitivo.**

**Decisione 2004/156/CE del 29 gennaio 2004 che istituisce le linee guida per il monitoraggio e la comunicazione delle emissioni di gas a effetto serra ai sensi della direttiva 2003/87/CE.**

**Decisione 2004/280/CE dell'11 febbraio 2004 relativa ad un meccanismo per monitorare le emissioni di gas a effetto serra nella Comunità e per attuare il Protocollo di Kyoto.**

**Direttiva 2004/12/CE dell'11 febbraio 2004 "Modifiche alla direttiva 94/62/CE sugli imballaggi e i rifiuti di imballaggio"**

**Decisione 2004/249/CE dell'11 marzo 2004 relativa al questionario ad uso degli stati membri sull'attuazione della direttiva 2002/96/CE sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE).**

**Decisione 2004/279/CE del 19 marzo 2004 concernente orientamenti per l'attuazione della direttiva 2002/03/CE relativa all'ozono nell'aria.**

**Direttiva 2004/107/CE del 15 dicembre 2004 concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nickel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente**

**Comunicazione della Commissione Europea del 21 dicembre 2005 "Portare avanti l'utilizzo sostenibile delle risorse: una strategia tematica sulla prevenzione e il riciclaggio dei rifiuti"- Com(2005)666 definitivo.**

**Regolamento 782/2005/CE del 24 maggio 2005 che stabilisce il formato per la trasmissione dei risultati delle statistiche sui rifiuti**

**Regolamento 1445/2005/CE del 5 settembre 2005 che definisce gli opportuni criteri di valutazione della qualità e i contenuti delle relazioni sulla qualità delle statistiche sui rifiuti ai fini del regolamento (CE) n. 2150/2002 del Parlamento europeo e del Consiglio**

**Direttiva 2006/12/CE del 5 aprile 2006 relativa ai rifiuti**

**Regolamento 2006/1013/CE del 14 giugno 2006 relativo alle spedizioni di rifiuti**

## **B.2 Normativa Nazionale**

**Normativa generale sui rifiuti e sugli impianti di trattamento rifiuti**

**Deliberazione del Comitato interministeriale 27 luglio 1984 Disposizioni per la prima applicazione dell'art. 4 del decreto del Presidente della Repubblica 10 settembre 1982 n. 915, concernente lo smaltimento dei rifiuti**

**Legge 19 ottobre 1984 n.748 e successive modificazioni** *Nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti*

**Legge 28 dicembre 1993, n. 549** *“Misure a tutela dell'ozono stratosferico e dell'ambiente”* (come modificata dalla **legge 16 giugno 1997, n. 179**).

**D.M. 29 ottobre 1997** *“Approvazione statuto CONAI”*.

**D.M. 5 febbraio 1998** *“Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli artt.31 e 33 del D.Lgs. 5 febbraio 1997, n. 22”*.

**D.M. 28 aprile 1998, n. 406** *“Regolamento recante norme di attuazione di direttive dell'Unione europea, avente ad oggetto la disciplina dell'Albo nazionale delle imprese che effettuano la gestione dei rifiuti”*

**D.M. 4 agosto 1998, n. 372** *“Regolamento recante norme sulla riorganizzazione del catasto dei rifiuti”*

**D.M. 15 luglio 1998** *“Approvazione statuti consorzi di filiera”*.

**D.M. 1 aprile 1998, n. 145** *“Regolamento recante la definizione del modello e dei contenuti del formulario di accompagnamento dei rifiuti ai sensi degli artt.15, 18 comma 2, lettera e), e comma 4, del D.Lgs. 22/97”*.

**D.M. 1 aprile 1998, n. 148** *“Regolamento recante approvazione del modello dei registri di carico e scarico dei rifiuti ai sensi degli artt. 12, 18, comma 2, lettera m), e 18, comma 4 del D.Lgs. 22/97”*.

**D.M. 3 settembre 1998, n. 370** *“Regolamento recante le norme concernenti le modalità di prestazione della garanzia finanziaria per il trasporto transfrontaliero dei rifiuti”*.

**Legge 9 dicembre 1998, n. 426** *“Nuovi interventi in campo ambientale”*

**Legge 25 febbraio 2000, n. 33** *“conversione in legge con modificazioni del D.L. 30 dicembre 1999, n. 500 recante disposizioni urgenti concernenti la proroga di termini per lo smaltimento in discarica di rifiuti e per le comunicazioni relative ai PCB nonché l'immediata attuazione di risorse finanziarie necessarie all'attivazione del protocollo di Kyoto”*.

**Legge 23 marzo 2001, n. 93** *“Disposizioni in campo ambientale”*.

**Legge 20 agosto 2001, n. 335** *“Conversione in legge del DL 16 luglio 2001, n. 286 recante differimento di termini in materia di smaltimento rifiuti”*.

**Legge 31 ottobre 2001, n. 399** *“Istituzione di una Commissione parlamentare di inchiesta sul ciclo dei rifiuti”*.

**Legge 21 dicembre 2001, n. 443** *“Delega al Governo in materia di infrastrutture ed insediamenti produttivi strategici ed altri interventi per il rilancio delle attività produttive”*.

**Direttiva Ministero dell'ambiente e tutela del territorio 9 aprile 2002** *“Indicazioni per la piena e corretta applicazione del regolamento comunitario n. 2557/2001 sulle spedizioni di rifiuti ed in relazione al nuovo elenco dei rifiuti”*.

**D.M. 12 giugno 2002, n. 161** *“Regolamento attuativo degli articoli 31 e 33 del D.Lgs. 22/97, relativo all'individuazione dei rifiuti pericolosi che è possibile ammettere alle procedure semplificate”*

**Legge 31 luglio 2002, n. 179**, *“Disposizioni in materia ambientale”* (Collegato ambientale alla Finanziaria 2002).

**DPCM 24 dicembre 2002** *Approvazione del nuovo modello unico di dichiarazione ambientale per l'anno 2003*

**D.Lgs. 13 gennaio 2003, n. 36** *“Attuazione della Direttiva 1999/31/CE – discariche di rifiuti”*

**D.Lgs. 24 giugno 2003, n. 182**, *“Attuazione della direttiva 2000/59/CE relativa agli impianti portuali di raccolta per i rifiuti prodotti dalle navi ed i residui del carico”*

**D.Lgs. 24 giugno 2003, n. 209**, *“Attuazione della direttiva 2000/53/CE relativa ai veicoli fuori uso”*

**D.M. 8 maggio 2003, n. 203**, “Norme affinché gli uffici pubblici e le società a prevalente capitale pubblico coprano il fabbisogno annuale di manufatti e beni con una quota di prodotti ottenuti da materiale riciclato nella misura non inferiore al 30 % del fabbisogno medesimo” (Green Public Procurement).

**D.P.R. 15 luglio 2003, n. 254** “Regolamento recante disciplina della gestione dei rifiuti sanitari a norma dell’articolo 24 della legge 31 luglio 2002, n. 179”.

**Legge 31 ottobre 2003, n. 306** “Disposizioni per l’adempimento di obblighi derivanti dall’appartenenza dell’Italia alle Comunità europee” (Legge Comunitaria 2003).

**D.Lgs. 29 dicembre 2003, n. 387**, “Attuazione della direttiva 2001/77/CE relativa alla promozione dell’energia elettrica prodotta da fonti energetiche rinnovabili nel mercato interno dell’elettricità.

**Legge 15 dicembre 2004, n.308** “Delega al Governo per il riordino, il coordinamento e l’integrazione della legislazione in materia ambientale e misure di diretta applicazione”

**DPCM 22 dicembre 2004** “Approvazione del modello unico di dichiarazione ambientale per l’anno 2005 – cap. I sezione veicoli a fine vita o fuori uso”

**D.Lgs. 11 maggio 2005, n. 133** “Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti”.

**D.Lgs. 25 luglio 2005, n. 151** “Attuazione della direttiva 2002/95/CE, della direttiva 2002/96/CE e della direttiva 2003/108/CE, relative alla riduzione dell’uso di sostanze pericolose nelle apparecchiature elettriche ed elettroniche, nonché allo smaltimento dei rifiuti”.

**D.M. 3 agosto 2005** “Definizione dei criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica”.

**D.M. 17 novembre 2005, n. 269** “Regolamento attuativo degli articoli 31 e 33 del D.Lgs. 5 febbraio 1997, n. 22, relativo all’individuazione dei rifiuti pericolosi provenienti dalle navi, che è possibile ammettere alle procedure semplificate”

**D.Lgs 23 febbraio 2006, n. 149** “Disposizioni correttive ed integrative al D.Lgs 24 giugno 2003, n. 209, recante attuazione della direttiva 2000/53/CE in materia di veicoli fuori uso”.

**D.Lgs 3 aprile 2006, n. 152** “Norme in materia ambientale”, parte IV

**Decreto 5 aprile 2006, n.186** “Regolamento recante modifiche al decreto ministeriale 5 febbraio 1998 “Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero, ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22”

**D. Lgs 29 aprile 2006, n. 217** “Revisione della disciplina in materia di fertilizzanti”.

**Decreto 5 maggio 2006** “Individuazione dei rifiuti e dei combustibili derivati dai rifiuti ammessi a beneficiare del regime giuridico riservato alle fonti rinnovabili”

#### ***Inquinamento atmosferico e contenimento emissioni***

**D.P.R. 24 maggio 1988, n. 203** “Attuazione delle direttive CEE numeri 80/779, 82/884, 84/360, e 85/203 concernenti norme in materia di qualità dell’aria, relativamente a specifici agenti inquinanti, e di inquinamento prodotto dagli impianti industriali, ai sensi dell’art. 15 della legge 16 aprile 1987, n. 18”.

**D.P.C.M. 21 luglio 1989** “Atto di indirizzo e coordinamento alle Regioni, ai sensi dell’articolo 9 della legge 8 luglio 1986, n. 349, per l’attuazione e l’interpretazione del decreto del Presidente della Repubblica 24 maggio 1988, n. 203, recante norme in materia di qualità dell’aria relativamente a specifici agenti inquinanti e di inquinamento prodotto da impianti industriali”.

**D.M. 12 luglio 1990** “Linee guida per il contenimento delle emissioni inquinanti degli impianti industriali e la fissazione dei valori minimi di emissione”.

**D.P.R. 25 luglio 1991** “*Modifiche all’atto di indirizzo e coordinamento in materia di emissioni poco significative e di attività a ridotto inquinamento atmosferico, emanato con decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri in data 21 luglio 1989*”.

**Legge 28 dicembre 1993, n. 549** “*Misure a tutela dell’ozono stratosferico e dell’ambiente*”, modificata dalla legge 16 giugno 1997, n. 179”.

**Legge 15 gennaio 1994, n. 65** “*Ratifica ed esecuzione della convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici, con allegati, fatta a New York il 9 maggio 1992*”.

**D.M. 15 aprile 1994** “*Norme tecniche in materia di livelli e di stati di attenzione e di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane, ai sensi degli articoli 3 e 4 del decreto del Presidente della Repubblica 24 maggio 1988, n. 203, e dell’art. 9 del decreto ministeriale 24 maggio 1991*”.

**D.M. 21 dicembre 1995** “*Disciplina dei metodi di controllo delle emissioni in atmosfera dagli impianti industriali*”.

**D.M. 19 novembre 1997, n. 503** “*Regolamento recante norme per l’attuazione delle Direttive CEE 89/369 e 89/429 concernenti la prevenzione dell’inquinamento atmosferico provocato dagli impianti di incenerimento dei rifiuti urbani e la disciplina delle emissioni e delle condizioni di combustione degli impianti di incenerimento dei rifiuti urbani, di rifiuti speciali non pericolosi, nonché di taluni rifiuti sanitari*”.

**D.Lgs. 4 agosto 1999, n.351** “*Attuazione della direttiva 96/62/CE in materia di valutazione e di gestione della qualità dell’aria ambiente*”.

**D.M. 25 agosto 2000** “*Aggiornamento dei metodi di campionamento, analisi e valutazione degli inquinanti, ai sensi del D.P.R. 24 maggio 1988, n. 203*”.

**D.M. 4 giugno 2001** “*Programmi di rilievo nazionale per la riduzione delle emissioni di gas serra, in attuazione dell’art. 3 del decreto ministeriale 20 luglio 2000, n. 337*”.

**D.P.C.M. 8 marzo 2002** “*Disciplina delle caratteristiche merceologiche dei combustibili aventi rilevanza ai fini dell’inquinamento atmosferico, nonché delle caratteristiche tecnologiche degli impianti di combustione*”.

**D.M. 2 aprile 2002, n. 60** “*Recepimento della direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell’aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo e della direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell’aria ambiente per il benzene ed il monossido di carbonio*”.

**Legge 1 giugno 2002, n. 120** “*Ratifica ed esecuzione del Protocollo di Kyoto alla Convenzione Quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici, fatto a Kyoto l’11 dicembre 1997*”.

**D.M. 20 settembre 2002** “*Attuazione dell’articolo 5 della legge 28 dicembre 1993, n. 549, recante misure a tutela dell’ozono stratosferico*”.

**D.M. 16 gennaio 2004, n. 44** “*Recepimento della direttiva 199/13/CE relativo alla limitazione delle emissioni di composti organici volatili di talune attività industriali ai sensi dell’art. 3, comma 2, del D.P.R. 24 maggio 1988, n. 203*”.

**Decreto legislativo 21 maggio 2004, n. 171** “*Attuazione della direttiva 2001/81/CE relativa ai limiti nazionali di emissione di alcuni inquinanti atmosferici*”.

**D.Lgs 21 maggio 2004, n. 183** “*Attuazione della direttiva 2002/3/CE relativa all’ozono nell’aria*”.

**D.M. 26 gennaio 2005** “*Istituzione presso la Direzione generale per la salvaguardia ambientale del comitato tecnico previsto dall’articolo 3, comma 2, del decreto legislativo 21 maggio 2004, n. 171*”.

### *Tutela delle risorse idriche*

**Legge 11 novembre 1996, n. 574** “Nuove norme in materia di utilizzazione agronomica delle acque di vegetazione e di scarichi dei frantoi oleari”.

**D.M. 23 marzo 2000 recante** “Approvazione dei Metodi ufficiali di analisi delle acque per uso agricolo e zootecnico”.

**D.M. 28 luglio 2004** “Linee guida per la predisposizione del bilancio idrico di bacino, comprensive dei criteri per il censimento delle utilizzazioni in atto e per la definizione del minimo deflusso vitale, di cui all'articolo 22, comma 4, del D.Igs. 11 maggio 1999, n. 152”.

**D.M. 12-6-2003 n. 185** “Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del D.Igs. 11 maggio 1999, n. 152”

**D.M. 6 luglio 2005** “Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica delle acque di vegetazione e degli scarichi dei frantoi oleari, di cui all'articolo 38 del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152”

**D.Lgs 3 aprile 2006, n. 152** “Norme in materia ambientale”, parte III

### *Valutazione Impatto Ambientale e IPPC*

**Legge 8 luglio 1986, n. 349** “Istituzione del Ministero dell'ambiente e norme in materia di danno ambientale”.

**D.P.C.M. 10 agosto 1988, n. 377** “Regolamentazione delle pronunce di compatibilità ambientale di cui all'art. 6 della legge 8 luglio 1986, n. 349, recante istituzione del Ministero dell'ambiente e norme in materia di danno ambientale”.

**D.P.C.M. 27 dicembre 1988** “Norme tecniche per la redazione degli studi di impatto ambientale e la formulazione del giudizio di compatibilità di cui all'art. 6 della legge 8 luglio 1986, n. 349, adottate ai sensi dell'art. 3 del decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri 10 agosto 1988, n. 377”.

**D.P.R. 12 aprile 1996** “Atto di indirizzo e coordinamento per l'attuazione dell'art. 40, comma 1, della legge 22 febbraio 1994, n. 146, concernente disposizioni in materia di valutazione di impatto ambientale”.

**D.P.R. 11 febbraio 1998** “Disposizioni integrative al D.P.C.M. 10 agosto 1988, n. 377, in materia di disciplina delle pronunce di compatibilità ambientale, di cui alla L. 8 luglio 1986, n. 349, art. 6”.

**D.P.R. 2 settembre 1999, n. 348** “Regolamento recante norme tecniche concernenti gli studi di impatto ambientale per talune categorie di opere”.

**D.P.C.M. 3 settembre 1999** “Atto di indirizzo e coordinamento che modifica ed integra il precedente atto di indirizzo e coordinamento per l'attuazione dell'art. 40, comma 1, della legge 22 febbraio 1994, n. 146, concernente disposizioni in materia di valutazione dell'impatto ambientale”.

**D.M. 23 novembre 2001** “Dati, formato e modalità della comunicazione di cui all'art. 10, comma 1, del decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 372” (realizzazione dell'Inventario Nazionale delle Emissioni e loro Sorgenti (INES).

**D.M. 26 aprile 2002** “Modifiche al decreto ministeriale 23 novembre 2001 in materia di dati, formato e modalità della comunicazione di cui all'art.10 del decreto legislativo n. 372 del 1999”.

**Legge 1 marzo 2002, n. 39** “Disposizioni per l'adempimento di obblighi derivanti dall'appartenenza dell'Italia alle Comunità Europee” (Legge Comunitaria 2002).

**D.M. 19 novembre 2002** “Istituzione della commissione di cui all'art. 3, comma 2, ultimo periodo, del decreto legislativo n. 372/1999”.

**D.L. 24 dicembre 2003, n. 355 convertito con modificazioni in legge 27 febbraio 2004, n. 47** “*Proroga di termini previsti da disposizioni legislative*”.

**D.M. 1° aprile 2004** “*Linee guida per l'utilizzo dei sistemi innovativi nelle valutazioni di impatto ambientale*”.

**D.Lgs. 18 febbraio 2005, n. 59** “*Attuazione integrale della direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento*” (IPPC).

#### ***Inquinamento acustico***

**D.P.C.M. 1 marzo 1991** “*Limiti massimi di esposizione al rumore negli ambienti abitativi e nell'ambiente esterno*”.

**Legge 26 ottobre 1995, n. 447** “*Legge quadro sull'inquinamento acustico*”.

**D.M. 11 dicembre 1996** “*Applicazione del criterio differenziale per gli impianti a ciclo produttivo continuo*”.

**D.P.C.M. 14 novembre 1997** “*Determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore*”.

**D.M. 16 Marzo 1998** “*Tecniche di rilevamento e di misurazione dell'inquinamento acustico*”.

**D.Lgs. 4 settembre 2002, n. 262** “*Attuazione della direttiva 2000/14/CE concernente l'emissione acustica ambientale delle macchine ed attrezzature destinate a funzionare all'aperto*”.

**D.Lgs. 19 agosto 2005, n. 194** “*Attuazione della direttiva 2002/49/CE relativa alla determinazione e alla gestione del rumore ambientale*”.

#### ***Sostanze pericolose***

**R.D. 18 giugno 1931, n. 773** “*Testo unico delle leggi di pubblica sicurezza*”.

**D.M. 3 dicembre 1985** “*Classificazione e disciplina dell'imballaggio e dell'etichettatura delle sostanze pericolose, in attuazione delle direttive emanate dal Consiglio e dalla Commissione delle Comunità europee*”.

**D.M. del 23 febbraio 1988 n. 84** “*Etichettatura speciale da applicare su sostanze e preparati pericolosi*”.

**D.P.R. 24 maggio 1988, n. 216** “*Attuazione della direttiva CEE 85/467 recante la sesta modifica (PCB/PCT) della direttiva CEE n. 76/769 concernente il ravvicinamento delle disposizioni legislative, regolamentari ed amministrative degli Stati membri relative alle restrizioni in materia di immissione sul mercato e di uso di talune sostanze e preparati pericolosi, ai sensi dell'art. 15 della legge 16 aprile 1987, n. 183*”.

**D.M. 11 febbraio 1989** “*Modalità per l'attuazione del censimento dei dati e per la presentazione delle denunce delle apparecchiature contenenti fluidi isolanti a base di PCB*”.

**D.M. 17 gennaio 1992** “*Modalità di etichettatura degli apparecchi e impianti contenenti policlorobifenili (PCB) e policlorotrifenili (PCT)*”.

**D.M. 29 luglio 1994** “*Attuazione delle direttive CEE numeri 89/677, 91/173, 91/338 e 91/339 recanti, rispettivamente, l'ottava, la nona, la decima e l'undicesima modifica della direttiva CEE n. 76/769 per il ravvicinamento delle disposizioni legislative, regolamentari ed amministrative degli Stati membri relative alle restrizioni in materia di immissione sul mercato e di uso di talune sostanze e preparati pericolosi, ai sensi dell'art. 27 della legge 22 febbraio 1994, n. 146*”.

**D.Lgs. 3 febbraio 1997, n. 52** “*Attuazione della direttiva 92/32/CEE concernente classificazione, imballaggio ed etichettatura delle sostanze pericolose*”.

**D.M. 4 aprile 1997** “Attuazione dell’art. 25, commi 1 e 2, del decreto legislativo 3 febbraio 1997, n. 52, concernente classificazione, imballaggio ed etichettatura delle sostanze pericolose, relativamente alla scheda informativa in materia di sicurezza”.

**D.M. 28 aprile 1997** “Attuazione dell’art. 37, commi 1 e 2, del decreto legislativo 3 febbraio 1997, n. 52, concernente classificazione, imballaggio ed etichettatura delle sostanze pericolose”.

**D.M. 12 agosto 1998** “Recepimento delle direttive 94/60/CE, 96/55/CE, 97/10/CE, 97/16/CE, 97/56/CE e 97/64/CE recanti modifiche alla direttiva 76/769/CEE del Consiglio del 27 luglio 1976 concernente il riavvicinamento delle disposizioni legislative, regolamentari ed amministrative degli Stati membri relative alle restrizioni in materia di immissione sul mercato e di uso di talune sostanze e preparati pericolosi”.

**D.Lgs. 22 maggio 1999, n. 174** “Disciplina sanzionatoria per le violazioni delle disposizioni del regolamento (CEE) n. 793/93 relativo alla valutazione e al controllo dei rischi presentati dalle sostanze esistenti”.

**D.Lgs. 22 maggio 1999, n.209** “Attuazione della direttiva 96/59/CE relativa allo smaltimento dei policlorodifenili e dei policlorotrifenili”.

**D.Lgs. 17 agosto 1999, n. 334** “Attuazione della Direttiva 96/82/CE relativa al controllo dei pericoli di incidenti rilevanti connessi con determinate sostanze pericolose”.

**D.M. 26 gennaio 2001** “Disposizioni relative alla classificazione, imballaggio ed etichettatura di sostanze pericolose in recepimento della direttiva 2000/32/CE”.

**D.M. 11 aprile 2001** “Recepimento della direttiva 2000/33/CE recante ventisettesimo adeguamento al progresso tecnico della direttiva 67/548/CEE, in materia di classificazione, imballaggio ed etichettatura di sostanze pericolose”.

**D.M. 11 ottobre 2001** “Condizioni per l’utilizzo dei trasformatori contenenti PCB in attesa della decontaminazione o dello smaltimento”.

**D.M. 7 settembre 2002** “Recepimento della direttiva 2001/58/CE della Commissione, del 27 luglio 2001, che modifica per la seconda volta la direttiva 91/155/CEE che definisce e fissa le modalità del sistema di informazione specifica concernente i preparati pericolosi ai sensi dell’art. 14 della direttiva 1999/45/CE del Parlamento europeo e del Consiglio nonché quelle relative alle sostanze pericolose conformemente all’articolo 27 della direttiva 67/548/CEE del Consiglio”.

**D.Lgs. 14 marzo 2003, n. 65** “Attuazione delle direttive 1999/45/CE e 2001/60/CE relative alla classificazione, all’imballaggio e all’etichettatura dei preparati pericolosi”.

**D.M. 3 luglio 2003, n. 194** “Regolamento concernente l’attuazione della direttiva 98/101/CE del 22 dicembre 1998 della Commissione, che adegua al progresso tecnico la direttiva 91/157/CEE del Consiglio relativa alle pile ed agli accumulatori contenenti sostanze pericolose”.

#### **Sicurezza e igiene sul lavoro**

**D.P.R. 27 aprile 1955, n. 547** “Norme per la prevenzione degli infortuni sul lavoro”.

**D.P.R. 19 marzo 1956, n. 303** “Norme generali per l’igiene del lavoro”.

**Legge 5 marzo 1990, n. 46** “Norme per la sicurezza degli impianti”.

**D.P.R. 6 dicembre 1991, n. 447** “Regolamento di attuazione della legge 46/90 in materia di sicurezza degli impianti”.

**D.Lgs. 19 settembre 1994, n. 626** “Attuazione delle direttive 89/391/CEE, 89/654/CEE, 89/655/CEE, 89/656/CEE, 90/269/CEE, 90/270/CEE, 90/394/CEE e 90/679/CEE riguardanti il miglioramento della sicurezza e della salute dei lavoratori sul luogo di lavoro”.

**D.Lgs. 4 dicembre 1992, n. 475** “Attuazione della direttiva 89/686/CEE del Consiglio del 21 dicembre 1989, in materia di riavvicinamento delle legislazioni degli Stati membri relative ai dispositivi di protezione individuale”.



**D.Lgs. 19 marzo 1996, n. 242** “Modifiche ed integrazioni al Decreto legislativo 19 settembre 1994, n. 626, recante l’attuazione di direttive comunitarie riguardanti il miglioramento della sicurezza e della salute dei lavoratori sul luogo di lavoro”.

**D.Lgs. 14 agosto 1996, n. 493** “Attuazione della direttiva 92/58/CEE concernente le prescrizioni minime per la segnaletica di sicurezza e/o di salute sul luogo di lavoro”.

**D.M. 10 marzo 1998** “Criteri generali di sicurezza antincendio e per la gestione delle emergenze nei luoghi di lavoro”.

**D.M. 12 novembre 1999** “Modificazioni all’allegato 11 del D.Lgs. 242/96”.

**D.Lgs. 4 agosto 1999, n. 359** “Attuazione della direttiva 95/63/CE che modifica la direttiva 89/655/CEE relativa ai requisiti minimi di sicurezza e salute per l’uso di attrezzature di lavoro da parte dei lavoratori”.

**D.Lgs. 25 febbraio 2000, n. 66** “Attuazione delle direttive 97/42/CE e 1999/38/CE, che modificano la direttiva 90/394/CEE, in materia di protezione dei lavoratori contro i rischi derivanti da esposizione ad agenti cancerogeni o mutageni durante il lavoro” (TITOLO VII del D.Lgs. 626/94).

**D.Lgs. 2 febbraio 2002, n. 25** “Attuazione della direttiva 1998/24/CE sulla protezione della salute e della sicurezza dei lavoratori contro i rischi derivanti da agenti chimici durante il lavoro”.

**D.Lgs. 12 giugno 2003, n. 233** “Attuazione della direttiva 1999/92/CE relativa alle prescrizioni minime per il miglioramento della tutela della sicurezza e della salute dei lavoratori esposti al rischio di atmosfere esplosive” (TITOLO VIII-bis del D.Lgs. 626/94).

**D.Lgs. 23 giugno 2003, n. 195** “Capacità e requisiti professionali richiesti agli addetti ed ai responsabili dei servizi di prevenzione e protezione dei lavoratori”.

**D.Lgs. 8 luglio 2003, n. 235** “Requisiti minimi di sicurezza e di salute per l’uso delle attrezzature di lavoro da parte dei lavoratori”.

**D.M. 26 febbraio 2004** “Definizione di una prima lista di valori limite indicativi di esposizione professionale agli agenti chimici”.

**D.M. 3 novembre 2004** “Disposizioni relative all’installazione ed alla manutenzione dei dispositivi per l’apertura delle porte installate lungo le vie di esodo, relativamente alla sicurezza in caso d’incendio”.

**D.Lgs. 19 agosto 2005, n. 187** “Attuazione della direttiva 2002/44/CE sulle prescrizioni minime di sicurezza e di salute relative all’esposizione dei lavoratori ai rischi derivanti da vibrazioni meccaniche”.

**D.Lgs. 25 luglio 2006, n. 257** “Attuazione della direttiva 2003/18/CE relativa alla protezione dei lavoratori dai rischi derivanti dall’esposizione all’amianto durante il lavoro”.

### **B.3 La normativa specifica sul trattamento meccanico biologico**

La regolamentazione in materia di produzione e impiego dei rifiuti biodegradabili sottoposti a trattamento biologico è affidata, ad oggi, ai diversi Stati Membri, non essendo stata emanata alcuna direttiva in materia di qualità del compost atta ad armonizzare le normative nazionali. Il recupero della frazione biodegradabile dei rifiuti al fine di ridurre i quantitativi avviati a smaltimento, riveste un ruolo primario per attuare quanto previsto dalla strategia europea in materia di rifiuti. La direttiva 1999/31/CE in materia di discariche introduce, inoltre, specifici obiettivi di riduzione dei rifiuti organici da avviare allo smaltimento in discarica.

A livello di Commissione Europea tale problema è ben presente, tanto che sono stati avviati i lavori per pervenire ad uno strumento normativo comune relativo alla gestione dei rifiuti organici biodegradabili che ha comportato l’elaborazione, da parte della DG Ambiente, di un documento di lavoro portato alla discussione con gli Stati Membri (seconda bozza del 12 febbraio 2001). Tale documento introduce disposizioni atte a regolamentare in maniera

completa le attività di compostaggio e digestione anaerobica individuando la lista positiva dei rifiuti biodegradabili ammessi al trattamento biologico (allegato 1), i requisiti relativi all'igienizzazione in termini di validazione del processo (allegato 2), le classi di qualità del compost digestato e dei rifiuti biostabilizzati (allegato 3), i metodi di analisi e campionamento dei rifiuti trattati biologicamente (allegato 4), i requisiti generali degli impianti di trattamento biologico (localizzazione, trattamento delle acque reflue e del percolato, controllo degli odori-allegato V) e i requisiti per l'utilizzazione del biogas.

La deliberazione 27 luglio 1984 pone forti limitazioni all'uso del prodotto in relazione al contenuto di metalli pesanti rapportato a quello dei terreni ricettori, alle caratteristiche agronomiche e all'accettabilità ai fini della tutela ambientale.

Per il compost da rifiuti indifferenziati un impiego di elezione può essere rappresentato, piuttosto, dalla destinazione ad attività paesistico ambientali, per le quali viene richiesta la disponibilità di sostanza organica stabilizzata al fine di migliorare le caratteristiche dei materiali inerti impiegati. Tra queste:

- la sistemazione di aree di rispetto di autostrade e ferrovie (scarpate, argini, terrapieni);
- la costituzione di aree verdi di grandi dimensioni: costituzione di parchi pubblici, campi da golf, campi da calcio;
- il recupero ambientale di cave esaurite;
- il ripristino ambientale di aree inquinate;
- capping periodico durante la coltivazione delle discariche;
- la sistemazione post chiusura di discariche esaurite.

A livello nazionale è stato predisposto uno schema di decreto ministeriale relativo al trattamento biologico dei rifiuti; in linea con gli orientamenti comunitari, esso individua una serie di disposizioni in merito ai requisiti tecnici degli impianti di trattamento biologico, alle condizioni per l'igienizzazione (che ricalcano quelle previste dal Documento di lavoro della DG Ambiente della Commissione Europea), alle caratteristiche dei rifiuti ammessi alla produzione di compost e biostabilizzato aerobico ed anaerobico, alle modalità di utilizzo dei materiali prodotti dal trattamento ed alla frequenza e metodiche di campionamento ed analisi.

COPIA TRATTA DA GURITEL (GAZZETTA UFFICIALE)

## C. RICOGNIZIONE DELLA SITUAZIONE DEL SETTORE, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO ALLE SPECIFICITA' DEL TESSUTO INDUSTRIALE NAZIONALE

### C.1 Dati sulla quantità dei rifiuti trattati

I dati relativi al numero degli impianti e alle relative quantità trattate sono oggetto di puntuali censimenti effettuati dall'Agenzia per la Protezione dell'ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT) e pubblicati nei Rapporti annuali sui rifiuti.

### C.2 La digestione anaerobica in Italia

Nel corso degli ultimi dieci anni la digestione anaerobica si è diffusa in molti Paesi europei, tra cui anche l'Italia.

Questi impianti vengono realizzati non solo allo scopo di recuperare energia rinnovabile, sotto forma di biogas, ma anche di controllare le emissioni osmogene e di stabilizzare le biomasse prima del loro utilizzo agronomico. Da un censimento condotto nel 1999 sono risultati già operativi circa quaranta di questi impianti. Le informazioni raccolte dalle Ditte che producono questo genere di impianti hanno evidenziato che dal 1999 al 2002 sono stati realizzati altri 30 impianti.

### C.3 Numero del personale impiegato

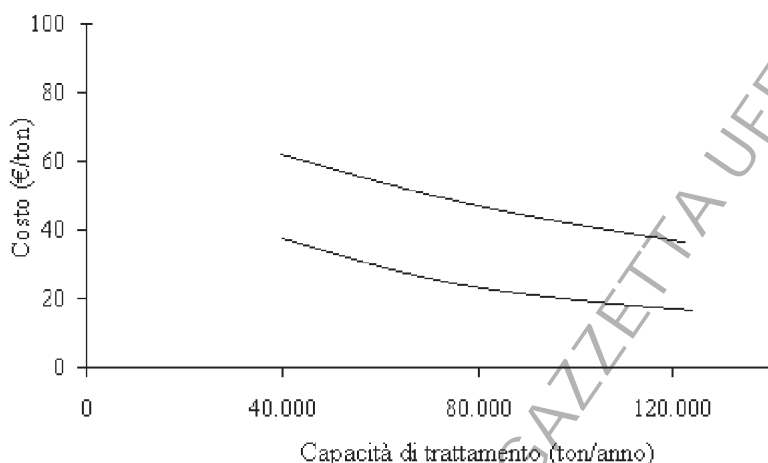
Nella **tabella 1** sono riportati i dati forniti dal Consorzio Italiano Compostatori (CIC) sul fatturato annuo delle aziende che hanno impianti di Trattamento Meccanico Biologico Aerobico (2001).

**Tabella 1:** Fatturato annuo di aziende con impianti di TMB

| Trattamento                  | Impianti | Fatturato (mln €) | Valore impianti (mln €) | n° addetti | Fatturato annuo per u.l. (000 €) |
|------------------------------|----------|-------------------|-------------------------|------------|----------------------------------|
| FO da RU da sclcz. meccanica | 38       | 1.672,8           | 1.780,7                 | 675        | 2478,5                           |

#### C.4 Dati macroeconomici

Sulla base dell'esperienza di aziende operanti nel settore dei trattamenti aerobici, sono state tratte indicazioni sui costi specifici di trattamento in rapporto alle dimensioni degli impianti. Relativamente agli impianti di trattamento di matrici ad alta putrescibilità, in figura 1 sono rappresentati i costi relativi agli impianti di stabilizzazione/bioessiccazione e di compostaggio da rifiuti urbani.



Nota: I calcoli tengono conto dei costi di investimento (ammortamento in 12 anni al 4% di interesse) e di gestione (personale, manutenzione impianto, consumi).

**Figura 1:** Stabilizzazione/bioessiccazione e compostaggio da rifiuti urbani. Andamento del costo specifico di trattamento per tonnellata di rifiuti trattati al variare della taglia dell'impianto. Le due linee rappresentano i costi minimi e massimi rilevati

#### C.5 Impatto ambientale del settore

In linea di principio l'attività di trattamento dei rifiuti ai fini del recupero di materiali e di energia permette di diminuire l'estrazione di materie prime minerali, il consumo di prodotti finiti e di combustibili. La prevenzione della produzione e il riciclo dei rifiuti fanno, quindi, parte di una strategia di gestione dei rifiuti che la Comunità Europea intende adottare nel prossimo futuro (v. Comunicazione della Commissione del 21 dicembre 2005: "Portare avanti l'utilizzo sostenibile delle risorse: una strategia tematica sulla prevenzione e il riciclaggio dei rifiuti"- Com(2005) 666 definitivo). Si procede, infatti, nel presupposto che il bilancio ambientale complessivo sia positivo, anche se la stessa Comunità Europea indica come necessaria la verifica con metodologie del tipo L.C.A. delle attività di recupero e riciclaggio, sottolineando la necessità di adottare tecnologie che assicurino un'elevata efficienza di recupero ed effettivo riciclaggio.

La valutazione di impatto ambientale rappresenta un valido strumento tecnico - amministrativo per valutare gli effetti sull'ambiente che la progettazione, la realizzazione e l'esercizio di tale opera determineranno e per individuare quali misure compensative devono essere adottate per ridurre al minimo i potenziali impatti negativi.

Se si analizzano gli impatti dovuti al trattamento biologico dei rifiuti si devono considerare:

- emissioni/impatti odorigeni generati soprattutto dalle fasi di ricezione delle materie prime, stoccaggio pretrattamento e delle prime fasi di bioconversione;
- le emissioni di rumori, che possono essere importanti quando si usano macchine per riduzione volumetrica (tritinatori, mulini, vagli)
- produzione polveri e particolato fine (polveri dotate di reattività biologica-bioparticolato, endotossine – tossine prodotte all'interno delle cellule di alcuni microrganismi e rilasciate a seguito degli involucri cellulari)
- consumi energetici
- consumi idrici per la conduzione del processo
- inserimento territoriale e paesaggistico

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

## D. DESCRIZIONE DEI PROCESSI DI PRODUZIONE, E DEGLI IMPIANTI PER I QUALI SONO ANALIZZATE LE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI

### D.1 Il Trattamento Meccanico Biologico (TMB)

Il Trattamento Meccanico Biologico (TMB) consta di due fasi ben differenziate:

- il trattamento meccanico (pre e/o post trattamento del rifiuto) il rifiuto viene vagliato per separare le diverse frazioni merceologiche e/o condizionato per raggiungere gli obiettivi di processo o le performances di prodotto;
- il trattamento biologico processo biologico volto a conseguire la mineralizzazione delle componenti organiche maggiormente degradabili (stabilizzazione) e la igienizzazione per pastorizzazione del prodotto.

Gli scopi dei trattamenti biologici sono quindi:

- a) raggiungere la stabilizzazione della sostanza organica (ossia la perdita di fermentescibilità) mediante la mineralizzazione delle componenti organiche più facilmente degradabili, con produzione finale di acqua ed anidride carbonica e loro allontanamento dal sistema biochimico;
- b) conseguire la igienizzazione della massa; debellando i fitopatogeni presenti nei residui vegetali, nonché i patogeni umani veicolati presenti nei materiali di scarto (es.: fanghi civili);
- c) ridurre il volume e la massa dei materiali trattati.

Attualmente in Italia ed in Europa si possono identificare due tipologie di trattamento meccanico biologico della frazioni residue:

- trattamento a differenziazione di flussi: trattamenti meccanico-biologici in cui un pretrattamento meccanico del rifiuto in ingresso all'impianto, permette di ottenere una frazione "organica" (frazione sottovaglio;  $\varnothing < 50 - 90$  mm) da destinarsi a trattamento biologico e di una frazione secca (sovvallo  $\varnothing > 50 - 90$  mm) da destinarsi, alla valorizzazione energetica o in discarica;
- trattamento a flusso unico: trattamenti meccanico-biologici in cui tutto il rifiuto in ingresso all'impianto subisce un trattamento biologico, mentre il trattamento meccanico si limita ad una semplice frantumazione del rifiuto.

#### D.1.1 Biostabilizzazione

La biostabilizzazione è un trattamento conosciuto come trattamento meccanico-biologico, noto anche come MBT (Mechanical Biological Treatment) ed è attualmente tra i più diffusi in Europa ed in particolare in Germania.

L'obiettivo del sistema MBT è ottenere, inseguito alla bioossidazione della sostanza organica putrescibile, un prodotto stabile da un punto di vista biologico, tale da potersi ritenere "inerte".

La stabilità biologica viene raggiunta, come prima evidenziato, attraverso un trattamento a "differenziazione di flussi", in cui si individuano tre tappe distinte (Figura 2):

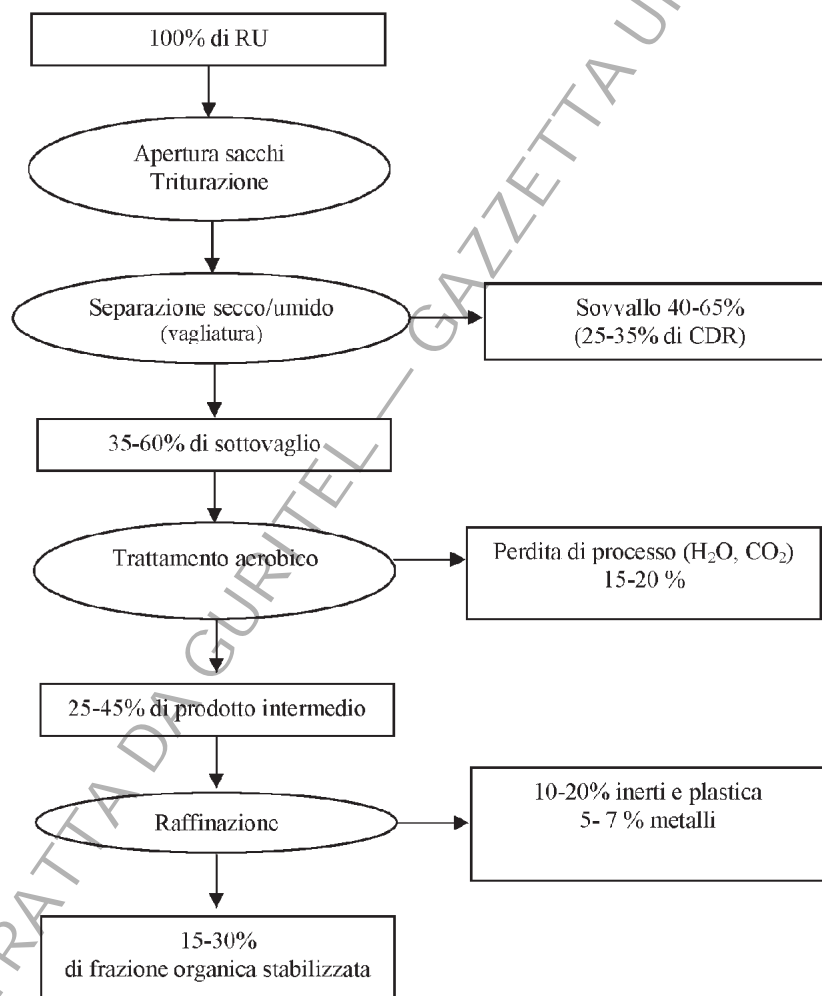
- *pre-trattamento meccanico*: volto a separare la cosiddetta frazione "secca" (sovvallo) dalla frazione umida (sottovaglio) che concentra in sé il materiale organico;
- *stabilizzazione della frazione umida*: in seguito a processi ossidativi da parte di microrganismi, mediante il periodico rivoltamento, aerazione e bagnatura della massa,

allo scopo di ottenere un prodotto il più possibile stabile da un punto di vista biologico;

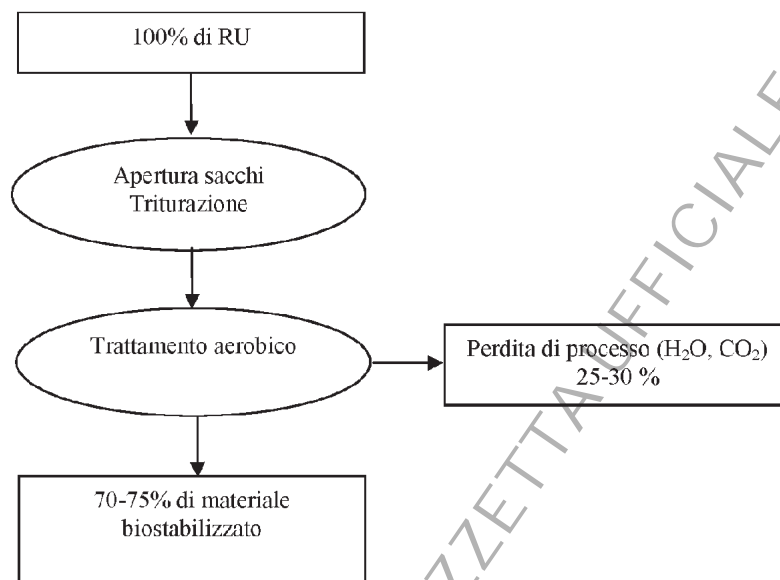
- eventuale *post-trattamento meccanico*: per la raffinazione del materiale da destinare all'attività di ripristino ambientale o alla copertura giornaliera di discariche;

Un'alternativa al trattamento a "separazione di flussi" è data da quello a "flusso unico", dove tutto il rifiuto in ingresso all'impianto subisce un trattamento biologico, mentre il trattamento meccanico si limita ad una semplice frantumazione del rifiuto.

In figura 2 è descritto il processo di biostabilizzazione ed i relativi bilanci di massa. La stabilità biologica può anche essere raggiunta con un processo "a flusso unico" descritto in figura 3.



**Figura 2:** Biostabilizzazione (MBT): schema di processo e bilancio di massa con metodo a separazione di flusso



**Figura 3:** Biostabilizzazione (MBT): schema di processo e bilancio di massa con metodo a flusso unico

### D.1.2 Bioessiccazione

Il processo di bioessiccamento per la gestione dei rifiuti è noto in letteratura con la definizione di *Mechanical-Biological and Stabilate Method* (MBS) (Wiemer e Kern, 1996), tale processo ha lo scopo primario di ridurre l'umidità del rifiuto a seguito di una fase di bioossidazione della sostanza organica.

Questo processo ha due obiettivi fondamentali:

1. assicurare la stabilità biologica dei rifiuti per lo stoccaggio a lungo termine, in modo tale da ridurre od eventualmente annullare emissioni maleodoranti di gas e polveri, ed igienizzare il rifiuto;
2. produrre un buon substrato per la termoutilizzazione (elevato potere calorifico).

Il carbonio contenuto nei rifiuti rappresenta il potenziale energetico; è quindi auspicabile ridurre al massimo la decomposizione della sostanza organica al fine di mantenere elevato il potere calorifico. La stabilizzazione del rifiuto avviene tramite la riduzione del contenuto percentuale di umidità fino a valori del 7-15 % (in funzione dell'umidità iniziale); in tali condizioni ogni attività biologica è soppressa e non si ha degradazione.

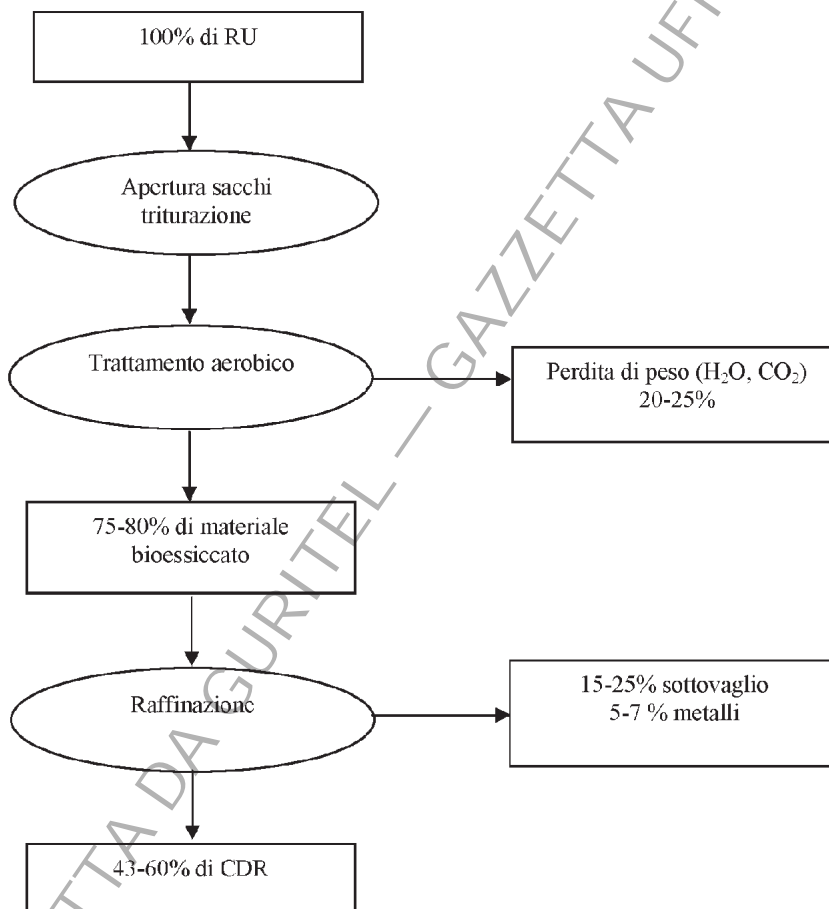
Il bioessiccamento viene raggiunto attraverso due stadi principali:

- triturazione meccanica blanda del rifiuto tal quale, per aumentarne la superficie di evaporazione e di scambio della massa, ottenendo così un'accelerazione dei processi di bioessiccamento;



- trattamento biologico della matrice precedentemente triturata. Questo stadio avviene a mezzo di aerazione forzata della biomassa, sfruttando il calore sviluppato dalle reazioni biologiche aerobiche. Il prodotto finale bioessiccato, ottenuta a seguito di una fase di raffinazione, dotato di buon potere calorifico, può essere utilizzato, come combustibile (CDR) in impianti di termoutilizzazione, dove si sfrutta il calore prodotto dalla combustione per il riscaldamento delle abitazioni o lo si converte in altre forme di energia.

Lo schema seguente (figura 4) mostra il processo di bioessiccazione con i relativi bilanci di massa.



**Figura 4:** Bioessiccazione (MBS): schema di processo e bilancio di massa. (Linee Guida CITEC)

### **D.1.3 I fondamenti del processo di biotrasformazione**

Una serie di fattori fisico-chimici ed edafici (cioè attinenti alle specifiche caratteristiche del substrato) condiziona l'andamento delle reazioni biologiche che caratterizzano il processo di biotrasformazione, e vanno presi in considerazione per una rigorosa gestione del processo sono:

- la concentrazione di ossigeno e l'aerazione;
- la ricerca delle condizioni termometriche ottimali nelle diverse fasi del processo, infatti se per il conseguimento della pastorizzazione il materiale va mantenuto per un tempo relativamente prolungato a temperature relativamente elevate (almeno 3 giorni a 55°C, secondo quanto previsto dalla normativa vigente in materia), la massima velocità delle attività microbiche si consegue, in realtà, successivamente in condizioni mesofite (40-50°C) con un forte rallentamento al di sopra dei 55°C;
- l'umidità, che deve essere sufficiente alle attività microbiche, ma non eccessiva in quanto occupando gli spazi vuoti ostacolerebbe il rifornimento di ossigeno;
- gestione, controllo ed abbattimento dei potenziali impatti odorigeni delle fasi critiche, individuabili soprattutto in quelle iniziali.

Lo strumento principale di gestione del processo è rappresentato dalla areazione della biomassa, che può essere naturale (per diffusione) o forzata. L'aria fa da vettore di ossigeno, garantendo l'aerobiosi del processo; contemporaneamente assicura il drenaggio di calore (soprattutto nel caso dell'areazione forzata, le deboli correnti convettive che si hanno nel caso dell'areazione naturale danno un contributo limitato alla termoregolazione), e consente, dunque, il controllo termico delle condizioni di processo, evitando il sovrariscaldamento della biomassa; infine, diventa inevitabilmente il vettore degli effluenti aeriformi potenzialmente odorigeni. Senza una sufficiente ossigenazione, la biomassa substrato diventa anossica e la microflora microbica anaerobica prende il sopravvento, portando all'accumulo di composti ridotti caratterizzati da odore aggressivo ed elevata fitotossicità; la canalizzazione delle arie esauste ne consente il trattamento con le tecnologie specifiche di abbattimento e/o dispersione degli odori.

Il mantenimento di un ambiente ossidativo all'interno della biomassa, in corso di stabilizzazione, è quindi importante anche per impedire le reazioni di decomposizione anaerobica.

Il sistema di areazione, naturale o forzata, deve poi essere coordinato con la eventuale movimentazione/rivoltamento della biomassa a seconda delle principali caratteristiche della biomassa stessa, quali la sua altezza, porosità e fermentescibilità; il rivoltamento inteso a ricostruire nella massa il grado di strutturazione necessaria alla diffusione dell'aria, dovrà essere tanto più frequente quanto minore è la percentuale di materiale di struttura nella miscela di partenza, e quanto maggiore risulta l'altezza dello strato di biomassa.

### **D.2 La digestione anaerobica**

Con il termine digestione anaerobica si intende il processo biologico di stabilizzazione (riduzione del contenuto di carbonio o C/N) di un substrato organico putrescibile condotto in uno o più reattori controllati in assenza di ossigeno attraverso idrolisi, metanogenesi e acidogenesi.

Lo scopo del processo è quello di ottenere una stabilizzazione del rifiuto, intesa come riduzione almeno del 50% della frazione volatile, con conseguente riduzione del rapporto C/N e contemporaneamente un recupero energetico del biogas prodotto. Infatti, la degradazione biologica della sostanza organica in condizione di anaerobiosi (in assenza, cioè, di ossigeno molecolare, come O<sub>2</sub>, o legato ad altri elementi, come nel caso dell'azoto nitrico, NO<sub>3</sub>),

determina la formazione di diversi prodotti, i più abbondanti dei quali sono due gas: il metano ed il biossido di carbonio. Qualora si considerino substrati organici complessi, si possono ottenere ulteriori prodotti del processo degradativo anaerobico, tra quelli di maggior rilievo, troviamo l'ammoniaca derivante dalla degradazione delle proteine.

La degradazione biologica coinvolge diversi gruppi microbici interagenti tra loro: i batteri idrolitici, i batteri acidificanti (acetogeni ed omoacetogeni) ed infine, i batteri metanogeni, quelli cioè che producono metano e CO<sub>2</sub>, con prevalenza del gas di interesse energetico, che rappresenta circa i 2/3 del biogas prodotto. I batteri metanogeni occupano, quindi, solo la posizione finale della catena trofica anaerobica. Il metano, poco solubile in acqua, passa praticamente nella fase gassosa, mentre la CO<sub>2</sub> si ripartisce nella fase gassosa e nella fase liquida.

I processi anaerobici controllati possono essere suddivisi secondo i criteri riportati nello schema seguente.

**Tabella 2:** I diversi processi anaerobici

| CRITERI                         | CARATTERISTICHE  |
|---------------------------------|--|
| Regime termico                  | Psicrofilia (20°C), poco utilizzato  |
|                                 | Mesofilia (35-37°C)  |
|                                 | Termofilia (55°C ed oltre)   |
| Contenuto di solidi in reattore | Processo umido (5-10% ST)  |
|                                 | Processo semi secco (ST reattore=10-20%)                                       |
|                                 | Processo secco (ST reattore > 20%)   |
| Fasi biologiche                 | Unica (l'intera catena microbica mantenuta in singolo reattore)                |
|                                 | Separate (fase idrolitica e fermentativa sono separate da quella metanogenica) |

### D.2.1 Le fasi del processo di digestione anaerobica

La conversione di substrati organici complessi in metano avviene, come accennato, attraverso una catena trofica anaerobica. Ad essa partecipano almeno tre gruppi metabolici distinti di microrganismi che si differenziano sia per i substrati, che per i prodotti del loro metabolismo. Nel corso del processo biodegradativo si hanno in particolare tre stadi: una prima fase di idrolisi dei substrati complessi accompagnata da acidificazione con formazione di acidi grassi volatili, chetoni ed alcoli; una seconda fase acetogenica, in cui, a partire dagli acidi grassi, si ha la formazione di acido acetico, acido formico, biossido di carbonio ed idrogeno molecolare ed, infine, una terza fase in cui, a partire dai prodotti della fase precedente, si osserva la metanizzazione, cioè la formazione di metano a partire dall'acido acetico o attraverso la riduzione del biossido di carbonio utilizzando l'idrogeno come co-substrato. In minor misura si ha la formazione di metano a partire dall'acido formico.

Il processo di digestione anaerobica è schematicamente illustrato in figura 5, mentre l'insieme dei principali processi coinvolti nelle diverse fasi della digestione anaerobica e le diverse relazioni che intercorrono tra i gruppi di batteri sono riportate in figura 6. Le varie fasi del processo illustrate in figura 5 e 6 sono di seguito discusse con maggior dettaglio.

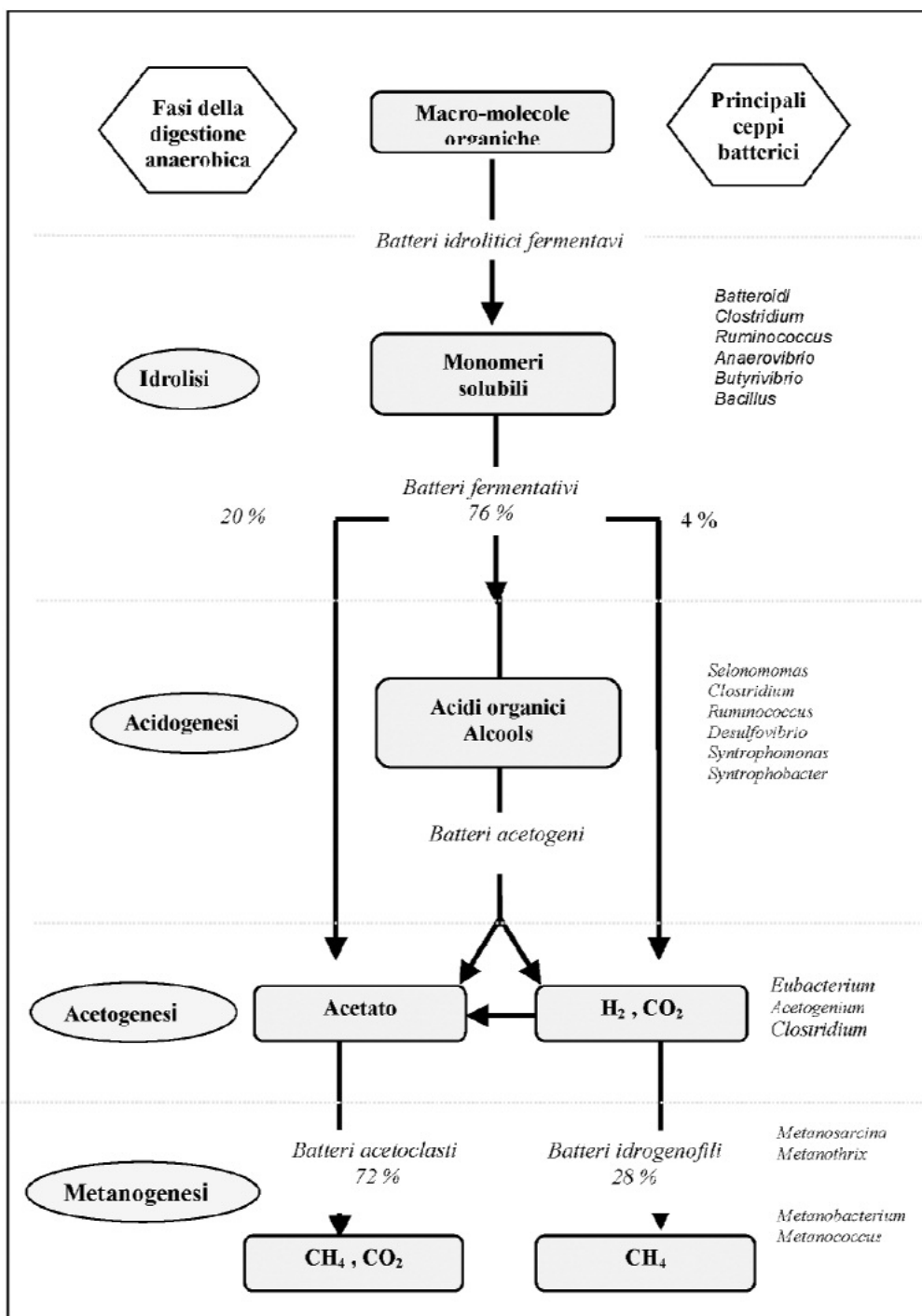


Figura 5: Schema generale del processo di digestione anaerobica

### Idrolisi ed acidificazione

In questa prima fase, per intervento di diversi gruppi batterici, si ha la degradazione di substrati organici complessi particolati o solubili, quali proteine, grassi e carboidrati, con formazione di composti semplici, quali aminoacidi, acidi grassi e monosaccaridi in forma solubile (fig. 6). In particolare, i microrganismi idrolizzanti possono colonizzare il materiale particolato e degradarlo, oppure produrre enzimi extracellulari in grado di scindere le molecole organiche complesse in oligomeri e monomeri che sono quindi resi disponibili per il trasporto all'interno delle cellule di microrganismi acidogenici fermentanti. Questi operano generalmente l'ossidazione dei substrati organici semplici a piruvato che viene poi trasformato in acidi grassi volatili, alcoli e chetoni che rappresentano i substrati di partenza per la successiva fase acetogenica.

Il processo idrolitico può essere inibito dall'accumulo di aminoacidi e zuccheri a causa dell'interferenza nella produzione ed attività degli enzimi idrolitici.

Contestualmente all'idrolisi del materiale organico complesso, particolato o solubile, avviene il processo fermentativo acidogenico in cui i batteri fermentativi degradano i monomeri ed oligomeri organici, zuccheri, acidi grassi ed aminoacidi, producendo acidi grassi volatili, per lo più a catena corta quali il propionato ed il butirrato.

Dalla fermentazione degli aminoacidi viene inoltre prodotto ammonio. In generale il processo idrolitico non implica la crescita di microrganismi.

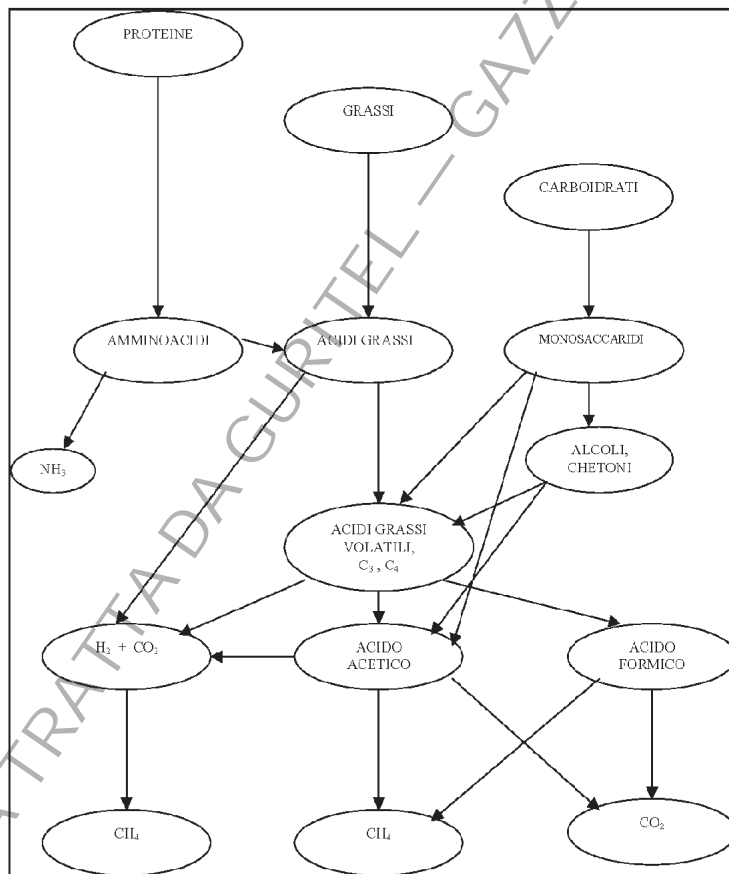


Figura 6: Diagramma complesso delle diverse fasi coinvolte nel processo di digestione anaerobica.

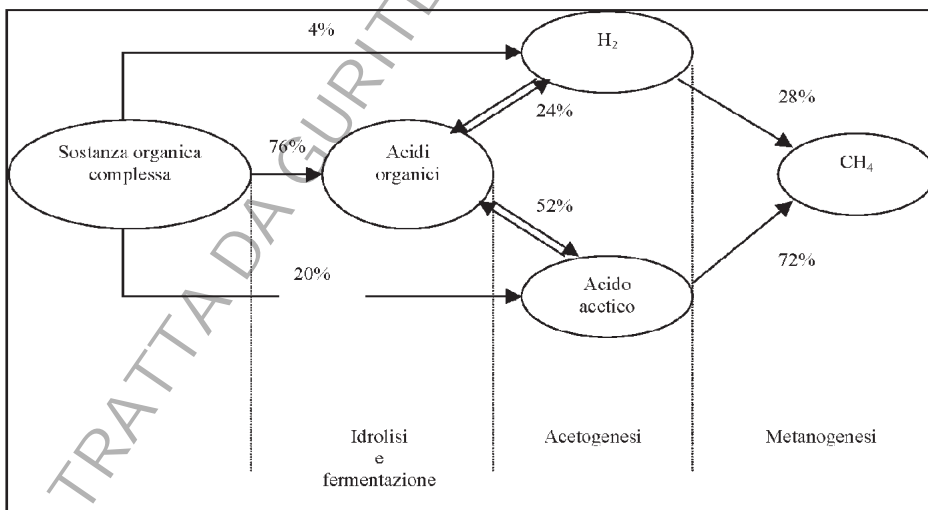
### Acetogenesi

A partire dai substrati formati nel corso della fase di idrolisi ed acidificazione (acidi volatili, essenzialmente propionato e butirato, ma anche alcoli) i batteri acetogeni producono acido acetico, acido formico,  $\text{CO}_2$  ed  $\text{H}_2$ . Angelidaki et al. (1998) hanno riportato che due differenti meccanismi devono essere considerati a seconda che la degradazione avvenga a partire da acidi grassi a catena lunga (LCFA, long chain fatty acids) o a catena corta (SCFA, short chain fatty acids, o VFA, volatile fatty acids). In generale, si definiscono acidi grassi a catena lunga quelli con più di 5 atomi di carbonio.

Durante la produzione di acido acetico la presenza di idrogeno molecolare nel mezzo può determinare problemi di inibizione. Se però l' $\text{H}_2$  viene mantenuto a basse concentrazioni, grazie all'attività dei batteri metanigeni -  $\text{H}_2$  ossidanti (idrogenotrofi), la degradazione degli acidi grassi ad  $\text{H}_2$  ad opera dei batteri acetogeni è resa più probabile, nonostante la formazione di  $\text{H}_2$  sia energeticamente sfavorita.

### Metanogenesi

La produzione di metano rappresenta la conclusione della catena trofica anaerobica. Il metano infatti è l'unico composto non reattivo nell'intero processo di digestione anaerobica e può, pertanto, essere considerato il prodotto finale dell'intero processo. La produzione del metano può avvenire essenzialmente attraverso due differenti vie di reazioni: una via prevede la metanogenesi ad opera dei batteri idrogenotrofi che operano l'ossidazione anaerobica dell'idrogeno, mentre la seconda via, la cosiddetta via acetoclastica, prevede la dismutazione anaerobica dell'acido acetico con formazione di metano e biossido di carbonio (figura 6). La maggior parte della produzione di metano avviene attraverso questo secondo meccanismo. La figura 7 quantifica percentualmente la distribuzione nei diversi cammini metabolici coinvolti nel processo di digestione.



**Figura 7:** Schema di flusso quantitativo dei diversi cammini metabolici del processo di digestione anaerobica (Metcalf e Eddy, 1991)

Con la loro attività i due ceppi di batteri metanogeni svolgono due importanti funzioni nell'ambito della catena trofica anaerobica: da un lato degradano l'acido acetico e quello

formico a  $\text{CH}_4$  eliminando gli acidi dal mezzo ed impedendo quindi l'inibizione dei fenomeni di degradazione di substrati organici per eccesso di acidità, e dall'altra mantengono la concentrazione di  $\text{H}_2$  a bassi livelli così da consentire la conversione degli acidi grassi a catena lunga e degli alcoli ad acetato ed  $\text{H}_2$ . Infatti, se la via idrogenotrofa è rallentata si osserva un accumulo di  $\text{H}_2$  nel mezzo che inibisce la produzione del metano, mentre la via acetoclastica può subire fenomeni di inibizione da substrato in presenza di elevate concentrazioni di acido acetico.

Il più importante dei fattori che controllano la possibilità di utilizzo dell'acetato da parte dei batteri metanogeni è rappresentato dalla forma chimica con cui tale substrato è presente nel mezzo. In particolare si ha che, se presente in forma indissociata ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), l'acido acetico può attraversare la membrana batterica e risultare quindi utilizzabile (questo fenomeno è favorito in un intervallo di pH piuttosto ristretto, generalmente compreso tra 6 ed 8). A più elevati valori di pH nel mezzo, l'acido acetico è presente per lo più nella forma dissociata ( $\text{CH}_3\text{COO}^-$ ): ne deriva che la concentrazione della forma indissociata nel mezzo non è sufficiente a garantire un gradiente di concentrazione tale da consentire il trasporto transmembrana del metabolita. Nel caso di ambienti caratterizzati da pH relativamente bassi (inferiori a 5), si ha una elevata concentrazione di acido indissociato che attraversa la membrana cellulare e la concentrazione dell'acido acetico può risultare superiore alle capacità di metabolizzazione cellulare con conseguente inibizione da eccesso di substrato.

### **D.2.2 I diversi processi di digestione anaerobica**

I processi anaerobici possono essere suddivisi in base al numero di fasi presenti nel processo (una o due), regime termico del reattore (mesofilia o termofilia), tipo di rifiuto trattato, tenore di solidi nel rifiuto.

Nella classificazione dei differenti processi, inizialmente si possono distinguere processi ad una o a due fasi, successivamente, nell'ambito di queste classi si sono individuati i differenti processi applicati su scala industriale distinguibili in base alla concentrazione di solidi che caratterizza il rifiuto organico trattato distinguendo:

- processi wet (concentrazione di solidi sino al 10%)
- processi semi-dry (concentrazione di solidi compresa tra 10-20%)
- processi dry (concentrazioni di solidi superiori al 20% fino al 40%).

#### **D.2.2.1 Processi di digestione a fase unica**

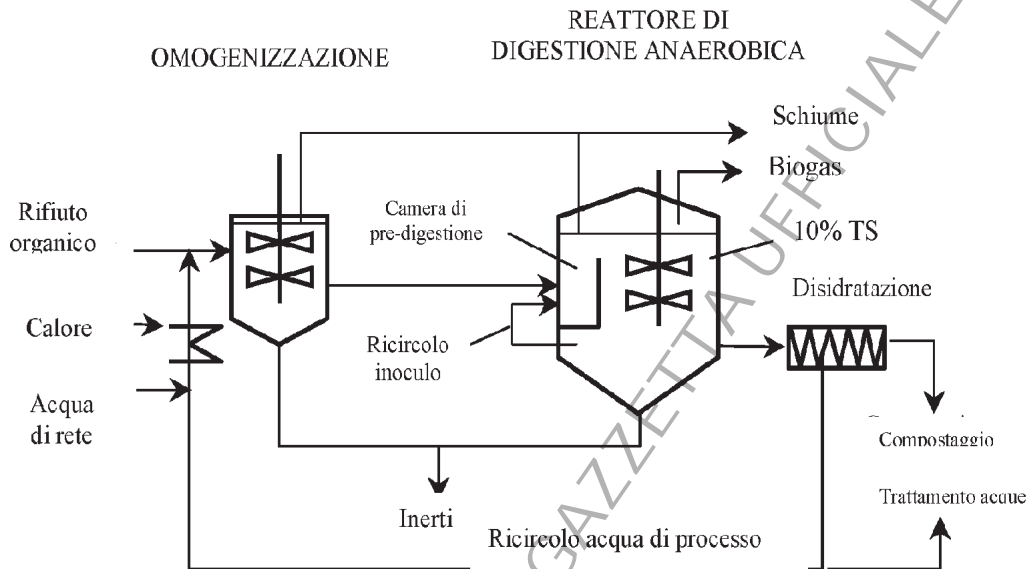
I diversi processi a fase unica di digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti vengono distinti in base al tenore di solidi che caratterizza il rifiuto trattato.

##### **Digestione wet**

Questo processo è stato il primo ad essere utilizzato nel trattamento della frazione organica dei rifiuti urbani dal momento che sfruttava le conoscenze acquisite in decenni di attività nel processo di digestione anaerobica dei fanghi di supero negli impianti di trattamento acque reflue. Nei processi di tipo wet il rifiuto di partenza viene opportunamente trattato e diluito al fine di raggiungere un tenore in solidi totali inferiore al 10%, attraverso il ricorso a diluizione con acqua così da poter poi utilizzare un classico reattore completamente miscelato del tipo applicato nella stabilizzazione dei fanghi biologici negli impianti di depurazione. In generale, il processo prevede, dopo la fase di pre-trattamento del rifiuto, finalizzata alla rimozione di plastiche ed inerti e di corpi grossolani che potrebbero danneggiare gli organi meccanici del reattore, uno stadio di miscelazione in cui si ottiene una miscela con caratteristiche omogenee

e un opportuno contenuto in solidi. La diluizione può avvenire tramite aggiunta di acqua di rete o dal parziale ricircolo dell'effluente del reattore.

La figura 8 riporta un tipico schema di processo ad umido.



**Figura 8:** Schema di processo wet a fase singola

A causa delle caratteristiche fisiche dei rifiuti trattati non è solitamente possibile ottenere una miscela omogenea e pertanto si osserveranno all'interno del reattore tre fasi separate, caratterizzate da distinte densità. La frazione più pesante tenderà ad accumularsi sul fondo del reattore e può determinare danni nel sistema di miscelazione se il rifiuto trattato non è sufficientemente pulito, mentre materiali leggeri e schiume si accumulano nella parte superiore del reattore. La fase a densità intermedia è quella in cui avvengono, per lo più, le effettive reazioni di degradazione e produzione del biogas. Nella gestione dell'impianto sono generalmente previste saltuarie rimozioni sia dello strato più pesante, presente sul fondo del reattore, che di quello leggero. Uno dei problemi, che può essere connesso con la digestione anaerobica ad umido, consiste nella corto-circuitazione idraulica del reattore cioè, il flusso di materiale entrante, non perfettamente miscelato con il materiale già presente nel reattore, fuoriesce con tempi di ritenzione ridotti rispetto a quelli previsti da progetto. Ciò, oltre a determinare una minore degradazione del substrato trattato, e quindi una minor produzione di biogas, può determinare problemi di igienizzazione dei fanghi effluenti. Per questo motivo alcuni brevetti prevedono uno step di pastorizzazione dell'effluente dal reattore di digestione.

I tipici vantaggi e svantaggi dei processi di digestione ad umido, evidenziati in anni di applicazione, sia dal punto di vista tecnologico, biologico che economico/ambientale, sono riportati in tabella 3.



**Tabella 3:** Vantaggi e svantaggi del processo wet

| Critério                | Vantaggi   | Svantaggi  |
|-------------------------|--|--|
| Tecnologico             | Buona conoscenza ed esperienza nel campo del processo;<br>Applicabilità in co-digestione con rifiuti liquidi ad alto contenuto in sostanza organica. | - Corto-circuitazione idraulica;<br>- Fasi separate di materiale galleggiante e pesante;<br>- Abrasione delle parti meccaniche dovuta alla presenza di sabbie ed inerti;<br>- Pre-trattamenti di preparazione del rifiuto complessi;       |
| Biologico               | Diluizione dei picchi di concentrazione di substrato e/o sostanze tossiche influenti il reattore   | - Forte sensibilità ad eventuali shock per la presenza di sostanze inibitorie e carichi organici variabili che entrano in contatto intimo con la biomassa;<br>- Perdita di sostanza volatile biodegradabile nel corso dei pre-trattamenti; |
| Economico ed ambientale | Spese ridotte per i sistemi di pompaggio e miscelazione, ampiamente diffusi sul mercato.   | - Elevati costi di investimento a causa degli equipaggiamenti utilizzati per i:<br>- pre-trattamenti<br>- volumi dei reattori;<br>- produzione di elevate quantità di acque di processo.   |

**Digestione semi - dry**

Nella digestione semi - dry il contenuto di sostanza solida che caratterizza il rifiuto trattato si pone nell'intervallo intermedio rispetto ai processi wet e dry; opera, infatti, con rifiuti con un contenuto in solidi del 10-20%. Dal punto di vista impiantistico la soluzione adottata è quella di un reattore miscelato (CSTR) che può operare tanto in regime mesofilo che termofilo. Il rifiuto organico proveniente da raccolta differenziata presenta caratteristiche che sono generalmente ottimali per l'applicazione diretta del processo, ricorrendo solamente a semplici pre-trattamenti di pulizia del rifiuto con eliminazione del materiale ferroso e di quello inerte grossolano seguito da triturazione e miscelazione. Operando, invece, con rifiuti organici derivanti da raccolta indifferenziata con un elevato contenuto di sostanza solida, e derivanti dalla separazione meccanica dei rifiuti urbani indifferenziati, è necessario procedere ad un pre-trattamento di pulizia del rifiuto piuttosto spinto e poi ad una diluizione del rifiuto con acqua, che potrà essere, di volta in volta, acqua di processo riciclata, o acqua fresca.

Nel caso in cui un impianto tratti rifiuto indifferenziato sarà necessaria, ovviamente, una filiera di pre-trattamento per la separazione della frazione organica da inviare ai digestori anaerobici. Lo schema di pre-trattamento prevede diversi passaggi e può essere anche complesso. Ciò comporta, inevitabilmente, la perdita di parte del materiale organico biodegradabile, che può arrivare al 15-25% in termini di sostanza volatile.

La linea di pre-trattamento dovrà poi provvedere ad una opportuna purificazione del rifiuto in maniera da eliminare i rifiuti inerti quali metallo, sassi, vetro e sabbie che darebbero problemi agli organi di miscelazione nel reattore.

Anche in questo processo, come nei processi di tipo wet, si osserva la formazione di tre fasi distinte all'interno del reattore, anche se, in generale, il fenomeno è meno accentuato. Sarà comunque necessario prevedere, di tanto in tanto, lo svuotamento e la pulizia del fondo del reattore.

Il sistema di miscelazione è generalmente garantito da miscelatori meccanici che possono essere inoltre coadiuvati da lance a gas che provvedono a ricircolare il biogas prodotto per incrementare l'efficienza di miscelazione. Può essere, inoltre, previsto il ricircolo del materiale presente nel digestore inviato alla caldaia e poi reimpresso nei digestori. I principali vantaggi e svantaggi del processo semi-dry sono riportati in tabella 4.

Il principale vantaggio economico di questo tipo di processo consiste nella possibilità di ricorrere a mezzi di pompaggio e miscelazione ampiamente diffusi sul mercato e quindi disponibili a basso costo. Per contro, devono essere previsti maggiori costi di investimento per la fase di pre-trattamento, specialmente se il rifiuto viene conferito tal quale all'impianto. Le volumetrie del reattore sono minori rispetto ai sistemi wet, ma comunque, superiori a quelle dei sistemi dry. Complessivamente, quindi, i costi di investimento per i sistemi semi-dry e dry risultano confrontabili. Dal punto di vista ambientale un problema può essere dovuto all'acqua, eventualmente necessaria, per diluire rifiuti organici con concentrazioni di sostanza secca superiore al 20-25% TS. La necessità di aumentare i volumi trattati con acqua determina maggiori spese per il riscaldamento del flusso entrante e per il mantenimento del reattore alla temperatura desiderata. L'energia ed il calore prodotti dalla combustione del biogas sono, comunque, più che sufficienti all'autosostentamento energetico del reattore.

**Tabella 4: Vantaggi e svantaggi del processo semi dry**

| Critero                 | Vantaggi   | Svantaggi   |
|-------------------------|--|---|
| Tecnologico             | - Semplicità dei sistemi di pompaggio e miscelazione;<br>- possibilità di trattare il rifiuto da raccolta differenziata senza particolari pre-trattamenti. | - Accumulo di materiali inerti sul fondo del reattore e necessità di scaricarli;<br>- abrasione delle parti meccaniche;<br>- pre-trattamenti complessi per RSU indifferenziato;                         |
| Biologico               | - Diluizione dei picchi di concentrazione di substrato o sostanze tossiche;  | - Sensibilità ad eventuali shock per la presenza di sostanze inibitorie e carichi organici;<br>- perdita di sostanza volatile biodegradabile nel corso dei pre-trattamenti del rifiuto indifferenziato; |
| Economico ed ambientale | - Spese ridotte per sistemi di pompaggio e miscelazione.   | - Elevati costi di investimento a causa degli equipaggiamenti utilizzati per i pre-trattamenti e per i volumi dei reattori;<br>- produzione di elevate quantità di acque di processo.                   |

### Processo dry

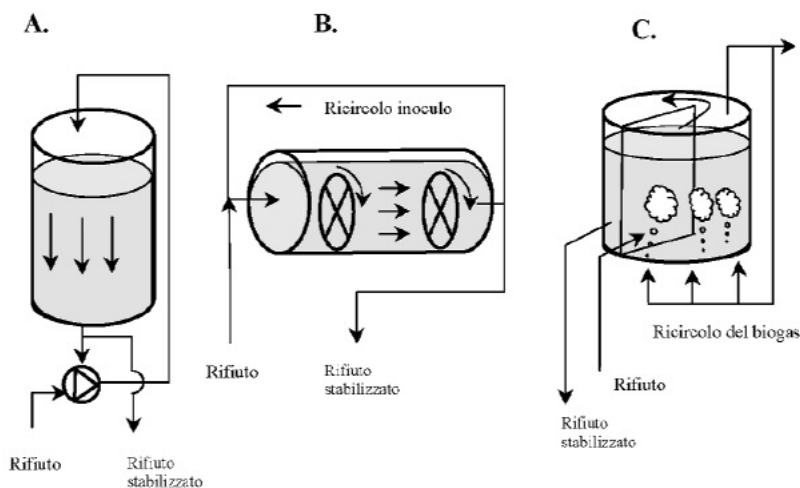
Nel corso degli anni ottanta varie sperimentazioni dimostrarono come, oltre ai processi ed alle tecnologie di tipo wet e semi-dry, fosse possibile ricorrere a processi in cui il rifiuto organico veniva trattato nella sua forma originale, senza bisogno di diluizioni. Quindi, nell'ultimo decennio si è osservata la crescita del sistema dry, e le nuove realizzazioni sono oggi equamente ripartite tra queste due tecnologie, con prevalente crescita del processo dry.

Nei processi dry il tenore in solidi del rifiuto alimentato al digestore è generalmente nell'intervallo 25-40%, pertanto, solamente particolari rifiuti con elevato tenore di solidi (>50%) necessitano di essere diluiti con acqua per poter essere convenientemente trattati. Ciò non comporta significative variazioni dal punto di vista biochimico e microbiologico nel processo anaerobico, ma determina la necessità di una completa revisione dei metodi di trattamento per quanto concerne la tecnologia dei reattori. Sono, infatti, necessari particolari metodi di pompaggio e miscelazione. Infatti, a causa delle proprietà reologiche dei flussi trattati, il materiale organico viene trasportato con nastri e pompato con speciali pompe appositamente progettate per operare con flussi molto viscosi. Ciò incide sui costi di realizzazione di questo tipo di impianti. Questi sistemi sono in grado di operare con flussi di materiale molto concentrati e resistono ai possibili problemi causati da sassi, vetro o legno che non causano inceppamenti o danni. L'unico pre-trattamento richiesto è una preliminare vagliatura al fine di rimuovere il materiale con dimensioni superiori ai 40 mm. Ciò è ottenuto grazie a vagli a tamburo nel caso di rifiuto organico separato meccanicamente, e mediante trituratori nel caso di rifiuto organico raccolto separatamente alla fonte. Dal momento che i pre-trattamenti sono limitati non si osserva perdita di materiale organico biodegradabile, come

può invece avvenire nel corso dei pre-trattamenti per materiale da trattare con processi wet e semi-dry.

A causa della elevata densità e viscosità dei flussi trattati i reattori per il trattamento dry non sono del tipo completamente miscelato (CSTR), ma con flusso parzialmente o totalmente a pistone (plug-flow): ciò rende i reattori più semplici dal punto di vista meccanico, ma comporta problemi di miscelazione tra il rifiuto organico fresco e la biomassa fermentante. La risoluzione di questo problema è fondamentale per evitare fenomeni localizzati di sovraccarico organico ed eventuale acidificazione che porterebbe ad inibizione del processo metanigeno.

Il fatto di operare con flussi molto densi porta, inoltre, al superamento del problema della suddivisioni di tre fasi distinte all'interno del reattore, come poteva invece avvenire nei processi wet e semi-dry. Le principali tecnologie presenti sul mercato ed i processi adottati per questo tipo di rifiuti si differenziano essenzialmente per la fluidodinamica del reattore utilizzato. La figura 9 riporta alcune possibili soluzioni impiantistiche.



**Figura 9:** Differenti tipologie di reattore nei sistemi dry (A = processo Dranco; B = processo Kompogas; C = processo Valorga), in Lissens et al., 2001.

Nel processo Dranco la miscelazione tra rifiuto influente e biomassa avviene grazie al ricircolo dell'effluente estratto dal fondo dal digestore anaerobico che viene pompato nella parte superiore del reattore stesso; il tipico rapporto di ricircolo è una parte di rifiuto fresco per sei parti di effluente ricircolato. Questo tipo di processo ha dimostrato di operare con efficacia con rifiuti con un tenore in solidi nell'intervallo 20-50%.

Il processo Kompogas utilizza un reattore cilindrico in cui il flusso a pistone prosegue orizzontalmente. Il moto di avanzamento del materiale trattato è assistito da miscelatori a lenta rotazione posti internamente al reattore che omogeneizzano il materiale trattato, lo degasano, e risospendono il materiale inerte grossolano. Il sistema ha dimostrato di operare con buona efficienza quando il rifiuto trattato presenta concentrazioni in solidi del 25%, per valori inferiori si è osservata la tendenza all'accumulo di materiale inerte grossolano (sabbie e vetro) sul fondo del reattore, mentre, per concentrazioni maggiori, si osserva una eccessiva resistenza al flusso orizzontale del materiale all'interno del reattore.

Un altro processo dry, diffuso in centro Europa, è il processo Valorga. Anche in questo caso si ricorre a reattori di forma cilindrica in cui il flusso a pistone del materiale trattato è di tipo circolare e la miscelazione avviene grazie all'iniezione di biogas dal fondo del reattore attraverso una serie di iniettori ogni 15 minuti circa. La miscelazione sembra avvenire con

notevole efficacia dal momento che il ricircolo di parte dell'effluente si è dimostrato non necessario. D'altra parte gli iniettori di biogas, a causa della loro posizione, possono essere soggetti a problemi di intasamento. Come nel caso del processo Kompogas c'è la necessità di ricircolare l'acqua di processo al fine di raggiungere una concentrazione di sostanza solida del 30% nel rifiuto da trattare. Per contro, concentrazioni più basse, fino al 20% TS, determinerebbero seri problemi di accumulo di materiale inerte sul fondo del reattore.

Dal punto di vista economico si evidenzia come, nel caso dei processi di tipo dry, gli elevati costi di investimento iniziale sono dovuti alla necessità di dotarsi di sistemi di trasporto e pompaggio del rifiuto organico da trattare che siano particolarmente resistenti e tecnologicamente avanzati. Per contro, operando con rifiuti ad elevata concentrazione di sostanza solida, non sono necessari pre-trattamenti particolarmente raffinati ed i volumi dei reattori necessari sono ridotti: quindi le spese di costruzione dei reattori sono minori rispetto ai processi wet e semi-dry. La ridotta dimensione del reattore si ripercuote poi favorevolmente in fase di esercizio sul bilancio energetico del reattore, dal momento che è necessario riscaldare una minor quantità di rifiuto da trattare. Una differenza fondamentale tra i processi di tipo dry e quelli di tipo wet o semi-dry consiste nel ridotto utilizzo, nel caso di processi dry, di acqua per la diluizione dei rifiuti. Ne consegue che la quantità di acqua di scarico sarà ridotta. Alcuni autori riportano, inoltre, una migliore igienizzazione del prodotto finale nel caso di processi dry operanti in regime termofilo. I principali vantaggi e svantaggi dei processi dry sono riportati in tabella 5.

Al momento attuale non è chiaro quale tecnologia tra quelle wet, semi-dry e dry sia da preferirsi. Molto dipenderà probabilmente dalla capacità di queste tecnologie di ottenere ottime rese in termini di produzione di biogas e riduzione dei volumi di fanghi da smaltire, in relazione al tipo di rifiuto trattato (meccanicamente selezionato o raccolto in maniera differenziata) con un soddisfacente recupero di energia e calore riutilizzabili.

**Tabella 5.** Vantaggi e svantaggi dei processi dry (Vendervivere et al., 2001).

| <b>Criterio</b>         | <b>Vantaggi</b>  | <b>Svantaggi</b>   |
|-------------------------|--|--|
| Tecnologico             | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Nessun bisogno di miscelatori interni al reattore;</li> <li>- robustezza e resistenza ad inerti pesanti e plastiche;</li> <li>- nessuna corto circuitazione idraulica.</li> </ul>   | Rifiuti con basso tenore in sostanza solida (< 20%TS) non possono essere trattati da soli;       |
| Biologico               | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Bassa perdita di sostanza organica biodegradabile nei pre-trattamenti;</li> <li>- elevati carichi organici (OLR) applicabili;</li> <li>- resistenza a picchi di concentrazione di substrato o sostanze tossiche.</li> </ul> | Minima possibilità di diluire sostanze inibitorie e carichi organici eccessivi con acqua fresca; |
| Economico ed ambientale | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Pre-trattamenti minimi e più economici;</li> <li>- ridotti volumi dei reattori; Ridotto utilizzo di acqua fresca; Minime richieste di riscaldamento del reattore.</li> </ul>  | Elevati costi di investimento a causa degli equipaggiamenti utilizzati per il trattamento.       |

#### D.2.2.2 Processi di digestione a due fasi

Questo tipo di approccio prevede la separazione fisica della fase idrolitica e fermentativa dalla vera e propria fase metanigena. I due processi avvengono infatti in reattori separati. Dal momento che i processi vengono separati ed avvengono in condizioni ottimali le rese del processo in termini di degradazione della sostanza biodegradabile e di produzione di biogas sono ottimizzate. Nella prima fase si osserverà quindi la fase di idrolisi ed acidogenesi secondo una cinetica di primo ordine limitata dalla presenza di cellulosa, mentre la seconda fase è deputata alla acetogenesi e metanogenesi. Qui la velocità limitante è quella di crescita della biomassa metanigena.

Si è comunque osservato che, nonostante i maggiori sforzi in termini tecnologici e di investimenti, molto spesso i sistemi a due fasi non consentono incrementi delle rese in termini di produzione di biogas tali da giustificare i maggiori costi di investimento e di gestione. Il maggior vantaggio consiste, piuttosto, nella capacità di trattare alcuni tipi particolari di rifiuto organico che vengono in genere evitati nei sistemi a fase unica, quali ad esempio particolari residui agro-industriali o zootecnici che presentano rapporti C/N < 20.

I processi a due stadi possono essere operati con o senza ritenzione della biomassa nel secondo stadio del processo. A seconda di questa particolarità costruttiva si hanno diverse rese del processo.

#### D.2.2.3 I processi batch

Nei processi batch, il reattore di digestione viene riempito con materiale organico ad elevato tenore di sostanza solida (30-40% ST), in presenza o meno di inoculo, e viene quindi lasciato fermentare. Il percolato, che si produce durante il processo degradativo, viene continuamente ricircolato. La temperatura del processo risulta elevata. Attualmente i processi batch non sono diffusi sul mercato, ma data la loro economicità e semplicità potrebbero in futuro trovare applicazione.

Il processo opera di per se stesso per fasi successive. Si ha, dapprima, una fase idrolitica ed acidogenica, seguita da una fase in cui gli acidi grassi volatili vengono trasformati in metano. Le soluzioni impiantistiche possono essere tre, come evidenziato in figura 10.

Nel reattore batch con ricircolo del percolato (caso A) il percolato viene ricircolato in testa al reattore. Questo è il principio di funzionamento del processo Biocell.

Uno dei problemi in questo tipo di reattori è connesso con la possibilità che si otturino i fori posti sul fondo del reattore. Nel caso B, si ha ricircolo del percolato prodotto nel reattore che tratta rifiuto fresco nel terzo reattore, che tratta rifiuto stabilizzato, mentre il percolato qui raccolto viene rinviato al primo reattore. Nella soluzione C il percolato prodotto nel reattore di digestione viene inviato ad un reattore di tipo Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB).

**Figura 10:** Possibili configurazioni impiantistiche per il processo batch, (n Lissens et al., 2001).

### D.3 I sistemi tecnologici

Si descrivono di seguito le principali operazioni legate al trattamento meccanico biologico con specifico riferimento a:

1. **stoccaggio**
2. **pre-trattamenti**
3. **trattamento biologico**
4. **post-trattamenti**

#### D.3.1 Stoccaggio

Le fasi di conferimento/ricezione e stoccaggio comprendono le operazioni di conferimento delle diverse tipologie rifiuto, il collocamento dello stesso all'interno del fabbricato o dell'area e lo stoccaggio in luoghi adeguati.

Nelle fasi di stoccaggio e movimentazione dei rifiuti nel caso di trattamento meccanico – biologico occorre assicurare:

- a) l'utilizzo di fosse di ricezione o di serbatoi di equalizzazione;
- b) il funzionamento nell'area di stoccaggio chiusa di un impianto di estrazione aria con un tasso di ricambio di 3 – 4 volumi di aria/ora;
- c) la purificazione dell'aria esausta o il suo riutilizzo;
- d) un basso livello di inquinamento dell'aria esausta:
  - utilizzando superfici e apparecchiature di lavoro che siano semplici da pulire;
  - minimizzando i tempi di stoccaggio dei rifiuti nella zona di consegna;
  - pulendo regolarmente il pavimento dell'area di stoccaggio;
  - pulendo i nastri trasportatori e tutti gli altri macchinari almeno una volta a settimana;
- e) l'impiego combinato di porte ad azione rapida e automatica riducendo al minimo i tempi di apertura: ciò può essere facilitato dall'installazione di un sensore di controllo delle porte e dall'adeguato dimensionamento dell'area di manovra nella zona di ingresso dell'impianto;
- f) la responsabilizzazione dello staff preposto alla disciplina del flusso di veicoli nell'area di ingresso, nella consapevolezza che tale attività è importante ugualmente al fine di realizzare la breve apertura delle porte e per assicurare che essi svolgano, inoltre, una sufficiente manutenzione delle porte;
- g) l'installazione di serrande d'aria che creano uno sbarramento all'aria circostante verso la porta di apertura.

Inoltre, in aggiunta alle misure di cui sopra, si descrivono di seguito alcuni accorgimenti utili per la minimizzazione delle polveri nelle fasi di trasporto e stoccaggio dei rifiuti:

- a) facilitare il deposito delle polveri;
- b) prevedere l'aspirazione in prossimità dei punti di estrazione e nella zona di accesso, con conseguente depolverizzazione;
- c) applicare una copertura al nastro trasportatore;
- d) pulire regolarmente le zone di stoccaggio, i pavimenti e le vie di traffico.

### D.3.1.1 Trattamento Aerobico

Il trattamento aerobico inizia con la raccolta ed il conferimento all'impianto della matrice organica che rappresenta il substrato principale oggetto del trattamento. Data la elevata fermentescibilità, il substrato principale non può essere di norma stoccato, se non per il tempo necessario alla sistemazione dello stesso nella sezione di compostaggio. Ciò significa che le matrici organiche putrescibili devono essere avviate al trattamento man mano che giungono all'impianto. Così facendo, si impedisce da una parte l'insorgenza di maleodoranze dovuta a fenomeni fermentativi e putrefattivi, dall'altra viene limitata la proliferazione di insetti e la presenza di roditori. Inoltre, al fine di evitare la dispersione di percolato, il substrato principale deve essere lavorato su apposito piazzale dotato di pavimentazione impermeabile e sistema di raccolta. Rappresentando la manipolazione di matrici putrescibili una fase comunque critica per la dispersione degli odori, è necessario prevedere la ricezione, l'eventuale triturazione e la miscelazione dei suddetti rifiuti organici con altri ingredienti in strutture confinate.

Gli agenti di supporto quali paglia, cippato di ramaglie, trucioli di legno, segatura ed altri substrati ligno-cellulosici, in ragione della lenta reattività all'attacco microbico, dovuta ad un elevato contenuto in carbonio ed a modesti contenuti di umidità, possono essere, invece, stoccati presso la stazione di compostaggio, anche per lunghi periodi di tempo. Poiché, una volta bagnati, questi materiali cominciano il processo di trasformazione aerobica, ancorché lentamente data la scarsità di azoto, è preferibile accumularli sotto tettoie, ovvero, se all'aperto, sotto teli impermeabili. Questi ultimi, tuttavia, rappresentano un impedimento nelle normali operazioni di impiego degli agenti ligno-cellulosici. E' inoltre importante sottolineare che la presenza presso l'impianto di matrici secche aumenta grandemente il rischio di incendi. In condizioni di distanza contenuta dai luoghi di approvvigionamento delle matrici strutturanti, la situazione ottimale potrebbe essere quella di mantenere, presso la stazione di compostaggio, una scorta di scarti ligno-cellulosici sufficiente per alcuni giorni, contando poi su rifornimenti programmati ripetuti, che evitino eccessivi accumuli.

Per l'eventuale stoccaggio dei substrati con funzione di correttivo e/o additivo, valgono le stesse considerazioni fatte per l'ingrediente primario, qualora queste matrici siano esse stesse putrescibili (es. fanghi di depurazione). Nel caso in cui gli ingredienti correttivi siano costituiti da materiali inorganici (es. concimi o scorie minerali), lo stoccaggio non costituisce un problema, sempre che si usi l'accortezza di sistemare questi materiali al riparo dell'azione dilavante della pioggia.

I rifiuti ricevuti giornalmente devono essere in quantità compatibile con le capacità di lavorazione dell'impianto e comunque non devono essere stoccati per più di 48 ore, salvo casi eccezionali.

Nella fase di stoccaggio in periodi caldi e umidi deve essere evitata la decomposizione anaerobica dei rifiuti contenenti un'alta percentuale di scarti verdi derivanti da attività urbane e/o da stazioni di trasferimento. In genere gli scarti verdi hanno un alto contenuto di umidità: se essi vengono accumulati in una stazione di trasferimento per diversi giorni, poi inseriti in un contenitore e accumulati in mucchi in atmosfera umida, si creeranno condizioni anaerobiche. Un'altra possibilità per l'ingresso di umidità è attraverso le andane non protette a seguito di prolungate condizioni atmosferiche di umidità, con conseguente interruzione della decomposizione aerobica; quindi le andane devono essere adeguatamente protette o coperte.

#### D. 3.1.2 Digestione anaerobica

Nella zona di ricezione di un impianto di digestione anaerobica possono essere conferiti diversi tipi di rifiuti:

- rifiuti indifferenziati e/o residuali;
- frazione organica selezionata da RU;
- fanghi da depurazione civile;
- rifiuti agro industriali;
- rifiuti zootecnici.

Il reparto di ricezione viene generalmente dimensionato in modo da accogliere un volume di rifiuti corrispondente ad una produzione di 2-3 giorni del bacino d'utenza servito. Tale aspetto è particolarmente importante per questo tipo di trattamento in quanto rende compatibile la discontinuità del servizio di raccolta, con la continuità di esercizio dell'impianto, che si rende necessaria nel caso in cui si utilizzino digestori con funzionamento continuo.

Lo stoccaggio dei rifiuti può essere realizzato tramite una fossa interrata o tramite un piazzale di scarico a raso. Quest'ultimo può essere utilizzato soltanto per rifiuti con umidità ridotta, quindi è poco adatto per l'accumulo dei fanghi, mentre la fossa di stoccaggio interrata si può adattare a tutti i tipi di rifiuto, anche ad elevato contenuto di umidità.

Nel caso dello stoccaggio in fossa, il dimensionamento può essere condotto adottando il metodo grafico che prevede la costruzione delle curve delle portate influenti ed effluenti ed adottando un opportuno coefficiente di sicurezza che consenta di assorbire eventuali punte nella portata di ingresso. Al fine di prevenire il ristagno dei rifiuti la fossa deve essere priva di spigoli vivi; inoltre le pareti ed il fondo devono essere realizzati con modalità e materiali tali da sostenere i rifiuti stoccati nelle condizioni di massimo riempimento. Il posizionamento della fossa di stoccaggio deve consentire l'avvicinamento e la manovra dei mezzi di movimentazione del rifiuto.

La soluzione dello scarico a raso prevede, invece, la realizzazione di un piazzale in cui il rifiuto scaricato viene posizionato su zone differenziate in base alla sua provenienza; il calcolo della superficie minima richiesta può essere fatto considerando che i rifiuti devono essere disposti in cumuli, la cui altezza dipende dalla tipologia di apparecchiatura scelta, per la movimentazione.

Per i rifiuti indifferenziati o per la frazione residuale della raccolta differenziata può essere scelto un angolo di riposo di circa  $20\div 25^\circ\text{C}$ . Nota la quantità di rifiuti da stoccare, definita la massima altezza raggiungibile dai cumuli ed individuato l'angolo di riposo del rifiuto, si calcola la superficie minima richiesta dai cumuli. A tale superficie dovranno poi essere aggiunti ulteriori spazi necessari per la manovra dei mezzi di movimentazione del rifiuto. La pavimentazione dovrà essere realizzata con una pendenza tale da garantire il convogliamento delle acque di lavaggio e dei percolati in appositi pozzetti di raccolta. Il vantaggio principale dello stoccaggio a raso è legato alla semplicità di gestione.

Per quanto riguarda i fanghi, le dimensioni della zona di accumulo e il sistema di ripresa e di movimentazione devono essere tali da evitare fenomeni di intasamento dovuti all'eccessiva solidificazione della miscela. In genere, vengono realizzate vasche in cemento armato attrezzate con tramogge in carpenteria metallica munite di fondo di estrazione a coclee che alimenta sistemi di pompaggio volumetrico. L'inclinazione delle falde della tramoggia deve essere tale da garantire lo scivolamento di materiali viscosi e le sue dimensioni non devono eccedere i due giorni di stoccaggio per evitare problemi di impaccamento e solidificazione della miscela. Il fondo della vasca in cemento armato di contenimento, deve essere impermeabilizzato e munito di pendenza per il recapito dei percolati prodotti ad un pozzetto collegato alla rete acque di processo dell'impianto. Per l'accumulo dei fanghi, in alternativa allo stoccaggio in fossa, possono essere utilizzati anche altri sistemi quali serbatoi fuori terra.



### D.3.2 Pretrattamenti

Con il termine pretrattamenti si intendono tutte quelle operazioni destinate alla preparazione del rifiuto per il corretto svolgimento del processo biologico.

Si descrivono di seguito le principali operazioni di pretrattamento, sia per un impianto di trattamento aerobico dei rifiuti, sia per un impianto di digestione anaerobica.

#### D.3.2.1 Pretrattamenti: processo aerobico

Comportando le operazioni di pretrattamento la movimentazione di elevati quantitativi di materiale, qualora si trattino rifiuti ad elevata putrescibilità, tali trattamenti devono essere realizzati all'interno di edifici chiusi per i quali siano previsti almeno due ricambi di aria/ora da inviare direttamente al presidio ambientale ovvero all'aerazione della biomassa qualora prevista nella successiva fase di biossificazione. La pavimentazione delle superfici impegnate deve essere costruita in materiale adeguato per essere pulita facilmente e consentire il recupero dei reflui.

Un quadro riassuntivo delle principali tecnologie di pretrattamento dei rifiuti è riportato nelle tabelle seguenti.

Tabella 6 Tipologie di pretrattamento comunemente utilizzate

| Trattamento        | Triturazione/lacerazione/sfibratura | Miscelazione | Vagliatura               | Demetallizzazione |
|--------------------|-------------------------------------|--------------|--------------------------|-------------------|
| Biostabilizzazione | Facoltativa                         | No           | Facoltativa <sup>1</sup> | Si                |
| Bioessiccazione    | Facoltativa                         | No           | Facoltativa              | Facoltativa       |

<sup>1</sup> Si, se si produce Biostabilizzato per impieghi con finalità agronomiche

Tabella 7 Pretrattamenti: tecnologie disponibili

| Pretrattamento        | Finalità   | Tecnologie disponibili   | Vantaggi   | Svantaggi  |
|-----------------------|--|--|--|--|
| Lacerazione involucri | Apertura degli involucri e blando sminuzzamento  | Aprisacchi a tamburo rotante<br>Aprisacchi a lame  | Elevata capacità produttiva, basse usure<br>Efficiente in presenza di materiali omogenei   | Scarsa affidabilità in presenza di corpi rigidi<br>Elevata usura   |
| Triturazione          | Apertura degli involucri (se presenti), sminuzzamento (aumento della superficie esposta all'attacco microbico), equalizzazione della pezzatura del materiale al fine di migliorare l'andamento del processo. | Mulini a martelli<br>Mulini a lame<br>Cippatrici   | Ottima capacità produttiva su materiali ligneo cellullosici.<br>Possibilità di trattare materiali umidi; pezzatura omogenea<br>Buona capacità produttiva per residui vegetali  | Scarsa omogeneità del materiale triturato, difficoltà nel trattamento di rifiuti ad alto tenore di umidità, frammentazione spunta di corpi rigidi presenti, usura elevata<br>Basse portate   |
| Miscelazione          | Diminuzione della densità del materiale, previa aggiunta di materiale strutturante, al fine di migliorarne l'aerazione; ottimizzazione dei parametri biochimici, quali C/N ed umidità                        | Trituratori a coclee<br>Trituratori ad alberi semplici e/o multipli<br>Trituratori ad alberi a cesoie<br>Pale meccaniche<br>Miscelatori a coclee<br>Miscelatori a flange | Possibilità di trattare materiali umidi<br>Elevata affidabilità, elevata capacità produttiva<br>Elevata affidabilità<br>Elevata produttività<br>Buona azione triturante, ottima miscelazione<br>Ottima azione triturante | Produzione di triturato a basso grado di sfibrazione e pezzatura non adatta a conferire porosità ai cumuli<br>Basse portate; pezzatura disomogenea.<br>Fragilità in presenza di corpi rigidi.<br>Pezzatura disomogenea<br>Elevata usura<br>Scarsa omogeneità della miscela<br>Bassa produttività<br>Modesta miscelazione |

|                   |  |   |  |  |
|-------------------|--|---|--|--|
| <b>Vagliatura</b> | Separazione del materiale in ingresso in flussi di massa caratterizzati da omogeneità dimensionale e medesima attitudine al trattamento (es: nel caso dei RU separazione in frazione secca e frazione organica; nel caso di matrici selezionate alla fonte separazione in materiale compostabile e scarti) | Vagli rotanti<br><br>Vagli vibranti           | Buona flessibilità<br><br>Elevate portate  | Basse portate<br><br>Scarsa flessibilità   |
|                   | <b>Demetallizzazione</b>   | Rimozione dei materiali ferrosi e non ferrosi | Deferrizzatori a magneti permanenti<br>Deferrizzatori a elettromagneti<br><br>Cernitrici a correnti indotte per i metalli non ferrosi<br>Sistemi aerantici | Minore efficienza<br>Maggiori costi di investimento<br><br>Maggiori costi di investimento<br>Maggiori consumi energetici |

### D.3.2.2 Digestione Anaerobica

Le operazioni di pretrattamento necessarie risultano differenti a seconda che vengano utilizzati processi di digestione anaerobica del tipo *a secco (dry)* oppure *ad umido (wet)*.

Nel primo caso le operazioni sono di tipo tradizionale e non prevedono la diluizione in fase di selezione, mentre nel secondo caso, già in fase di selezione si provvede alla miscelazione con acqua ed alla contemporanea separazione della frazione leggera (plastica) e pesante in particolari apparecchiature (flottatori).

La scelta delle operazioni da eseguire, la loro sequenza ed il tipo di apparecchiature da utilizzare, viene effettuata in relazione a:

- natura e caratteristiche del rifiuto in ingresso all'impianto;
- tipo di processo di digestione anaerobica adottato;
- qualità e destino dei materiali in uscita dall'impianto.

Quest'ultimo aspetto riveste un'importanza particolare, in quanto il destino dei materiali prodotti dall'impianto influenza direttamente le scelte di processo ovvero il grado di raffinazione richiesto.

Ciò vale in particolar modo per la frazione secca, che può essere termovalorizzata in impianti dedicati di trattamento rifiuti o, in alternativa, trasformata in un combustibile ad elevato grado di purezza, avente requisiti tali da poter essere utilizzato in impianti industriali.

Nel reparto di pretrattamento vengono di norma eseguite le seguenti operazioni:

#### *Dilacerazione*

Lo scopo della dilacerazione è quello di aprire i contenitori di raccolta nei quali vengono conferiti i rifiuti e di ridurre la pezzatura del materiale più voluminoso per permettere una selezione corretta. Tale operazione viene effettuata attraverso apparecchiature aprisacchi, le quali consentono di raggiungere l'obiettivo fissato senza provocare una frantumazione spinta del rifiuto, che potrebbe compromettere i successivi trattamenti per la commistione di materiali fini inerti triturati alla rimanente parte del rifiuto.

Questa operazione viene di norma eseguita con mulini ad alberi lenti, a dischi o a coltelli, oppure con mulini a coclee o con cilindri rompisacchi.

#### *Separazione metalli*

Tale operazione viene condotta con il duplice obiettivo di recuperare materie prime e di proteggere da abrasione ed eccessiva usura le apparecchiature successivamente utilizzate. La separazione dei metalli si ottiene impiegando separatori magnetici per metalli ferrosi e separatori a correnti indotte per metalli non ferrosi.

#### *Separazione inerti e plastiche*

Lo scopo della separazione degli inerti e delle materie plastiche è quello di rimuovere dalla massa di rifiuti le frazioni non biodegradabili e di ridurre il rischio di abrasione e di blocchi o intasamenti durante il processo. Tale operazione viene effettuata attraverso l'utilizzo di varie apparecchiature, singolarmente od in sequenza tra loro, quali vagli rotanti, vagli a dischi, vagli vibranti, separatori densimetrici, balistici, aeralici o separatori ad umido (flottatori e sedimentatori).

#### *Controllo pezzatura*

Di norma è necessario sottoporre il flusso di rifiuti organici diretti al reparto di preparazione del substrato ad una riduzione delle dimensioni, allo scopo di rendere la pezzatura compatibile con il processo e con le apparecchiature utilizzate per la movimentazione della miscela. La granulometria del substrato, infatti, influenza direttamente le rese di processo, in quanto da essa dipende la superficie di contatto tra i microrganismi ed il materiale da digerire. In genere, vengono ritenute accettabili dimensioni inferiori a 50 mm. per la sostanza organica da alimentare alla sezione di digestione. Il controllo della pezzatura viene effettuato tramite fasi di vagliatura e triturazione eseguite prima delle operazioni di miscelazione del substrato.

Oltre ai pretrattamenti meccanici sopra descritti, la letteratura riporta, principalmente a livello di ricerca scientifica e di impianti dimostrativi, alcuni pretrattamenti di tipo chimico, fisico e biologico rivolti alla frazione organica prima per poterne migliorare la conversione in biogas. In generale, il principio si basa sulla solubilizzazione delle matrici solide difficilmente o non aggredibili nello stadio di digestione anaerobica.

Tali tecniche sono sostanzialmente finalizzate ad incrementare l'efficienza della fase idrolitica del processo di digestione, riconosciuta come lo step limitante l'intero processo.

Come accennato, la loro applicazione in impianti operanti su scala reale trova oggi scarsa diffusione, mentre notevole è l'attenzione dedicata a queste problematiche da parte del mondo scientifico.

### ***Omogeneizzazione e regolazione del contenuto di umidità***

I rifiuti organici devono inoltre essere sottoposti ai trattamenti necessari all'ottenimento di una miscela avente le caratteristiche chimico-fisiche ottimali per poter essere introdotta nei digestori. Tale preparazione si rende necessaria al fine di garantire il corretto funzionamento del processo e di ottimizzare le rese di metanizzazione.

I rifiuti devono essere diluiti in modo da regolare l'umidità della miscela al valore ottimale, prima dell'invio all'unità di digestione. Tale valore dipende dal tipo di processo utilizzato (ad umido, a secco, semi-secco) e dal materiale da sottoporre al trattamento. L'obiettivo può essere raggiunto tramite l'aggiunta di fanghi oppure di acqua di ricircolo proveniente dalla sezione di disidratazione. Oltre alla regolazione del contenuto d'acqua è anche necessario provvedere all'omogeneizzazione della miscela prima dell'introduzione nel digestore.

I tipi di miscelatori maggiormente utilizzati sono:

- miscelatori a coclee per processi a secco o semi-secco;
- idropolpatori per processi ad umido o semi-secco.

I dispositivi di agitazione o miscelazione devono essere realizzati in materiale resistente all'azione abrasiva o corrosiva dei materiali costituenti i rifiuti. L'unità di miscelazione deve essere facilmente accessibile ed ispezionabile, al fine di consentire lo svolgimento delle operazioni di pulizia e di manutenzione ordinaria e straordinaria.

### ***Regolazione della temperatura***

La miscela da degradare deve essere portata alla temperatura richiesta dal particolare processo utilizzato. La regolazione termica può essere realizzata sia all'esterno, che all'interno del digestore. Nel primo caso viene generalmente riscaldata l'acqua di diluizione o la miscela stessa tramite scambiatori di calore.

Nel caso di riscaldamento interno, invece, è possibile ricorrere, oltre che all'utilizzo di scambiatori di calore, anche all'iniezione diretta di vapore nel digestore. In questo caso occorre effettuare una vivace miscelazione per prevenire il surriscaldamento del fango e lo shock termico dei batteri, che può causare la loro completa inibizione.

### D.3.3 Fase di Trattamento Biologico

#### D.3.3.1 Trattamento Aerobico

Numerosi sono i metodi di trattamento aerobico applicabili alla stabilizzazione dei rifiuti organici. La scelta del metodo dipende da una serie di fattori, tra i quali, in primo luogo, la tipologia delle matrici organiche da trattare.

Come è stato già ampiamente evidenziato, le matrici organiche destinabili alla stabilizzazione attraverso il processo di ossidazione biologica ospitano, in generale, sia microorganismi in grado di condurre reazioni di decomposizione anaerobica che specie microbiche con metabolismo ossidativo. Poiché il fine del compostaggio è la biostabilizzazione aerobica della sostanza organica, il requisito fondamentale per garantire un decorso rapido ed efficiente del processo, è quello di mantenere la presenza di ossigeno nelle matrici in trasformazione, ai livelli compatibili con il metabolismo microbico aerobico. Ne consegue che, nelle diverse situazioni operative, il metodo di compostaggio adottato, determina il modo attraverso il quale la suddetta esigenza è soddisfatta e finisce per condizionare altri aspetti del processo come il controllo della temperatura, la movimentazione del materiale in trasformazione, il controllo delle emissioni maleodoranti ed il tempo di stabilizzazione.

I sistemi di processo si suddividono in:

- sistemi intensivi ed estensivi, a seconda del grado di articolazione tecnologica, dell'importanza data ai processi naturali e a quelli indotti, e degli input energetici unitari;
- sistemi chiusi ed aperti, a seconda del grado di confinamento degli stessi rispetto all'intorno ambientale;
- sistemi statici e dinamici, a seconda della presenza e frequenza degli interventi di movimentazione per la ricostituzione periodica dello stato strutturale;
- sistemi aerati e non aerati, a seconda dell'aerazione forzata o, di converso, dell'affidamento esclusivo ai processi spontanei di diffusione e convezione.

Nel panorama tecnologico, si riconoscono essenzialmente tre tipologie generali di metodi di trattamento aerobico: *a) in cumuli periodicamente rivoltati*, *b) in cumuli statici aerati* e *c) il in bioreattori*. Ciascuna tipologia si articola in una vasta gamma di sistemi applicativi. Esiste anche il cosiddetto *trattamento aerobico passivo*, il quale non ha però rilevanza in termini tecnologici. Esso, infatti, presuppone il semplice ammasso della matrice organica putrescibile, la quale viene poi lasciata indisturbata per lunghi periodi di tempo (molti mesi), senza condizionamento alcuno delle reazioni di degradazione e trasformazione. Rientra in questa categoria il trattamento delle deiezioni animali presso la maggior parte delle aziende agricole.

##### D.3.3.1.1 Il trattamento aerobico in cumuli con rivoltamento della biomassa substrato

Il trattamento aerobico secondo tale metodo si attua disponendo la matrice di partenza in lunghe andane (*windrows*), normalmente a sezione triangolare o trapezoidale più o meno rastremata, le quali sono movimentate o rivoltate periodicamente.

L'altezza delle andane varia a seconda delle caratteristiche del substrato e della macchina movimentatrice. Matrici molto dense (*es.* alcuni tipi di deiezioni animali), che tendono a compattarsi, devono essere sistemate in cumuli di 1,2-1,5 m; d'altra parte, con materiali piuttosto soffici, come i fanghi di depurazione miscelati a scaglie di legno (*wood chips*), si possono formare cumuli di 2-3 m di altezza e talvolta anche più alti. La base dei cumuli varia, di solito, dai 3 ai 6 m. Le più comuni pale meccaniche possono lavorare tranquillamente anche su andane alte. Le macchine rivoltatrici, sia trainate che semoventi, non sono invece compatibili con cumuli alti più di 3 m.

I cumuli sono aerati principalmente grazie alle correnti d'aria e ai moti convettivi e diffusivi della stessa. Il ricambio d'aria all'interno della matrice dipende dalla porosità del cumulo. Quindi, la dimensione di un cumulo compatibile con una efficiente aerazione è determinata dalla porosità dello

stesso. Cumuli troppo grandi tendono a compattarsi, con il rischio di insorgenza di reazioni anaerobiche nella parte centrale. Di contro, andane di dimensioni modeste perdono calore troppo rapidamente; cosicché, le temperature necessarie per una progressiva evaporazione dell'acqua e per la distruzione degli eventuali organismi patogeni non sono raggiunte.

Il rivoltamento consente il rimescolamento dei materiali contribuendo anche a ridurre la pezzatura delle particelle, con conseguente aumento della superficie disponibile per l'attacco microbico. Esso ripristina anche la porosità della matrice in trasformazione, incrementando, al contempo, gli scambi passivi del vapore acqueo e degli altri gas prodottisi nell'atmosfera interna al cumulo. Sebbene le andane, in conseguenza del rivoltamento, vengano aerate, l'ossigeno apportato dalla movimentazione negli interstizi vuoti della matrice è consumato rapidamente dai microorganismi. Per questo, il risultato del rivoltamento è una variazione ciclica della concentrazione di ossigeno all'interno del cumulo. L'ossidazione biologica non può essere mantenuta, costantemente, al massimo dell'efficienza poiché, tra una movimentazione e l'altra, la concentrazione di ossigeno costituisce il fattore limitante.

Il rivoltamento permette, inoltre, la redistribuzione nell'ambito del cumulo, dei differenti strati della matrice, secondo un profilo diverso. Così il materiale in superficie viene rimpiazzato da quello proveniente dalle zone interne del cumulo e viceversa. Ciò consente, nel corso del processo, una eguale esposizione di tutta la matrice ora all'atmosfera più ossigenata della superficie, ora alle alte temperature dell'interno del cumulo. In questo modo, la biomassa substrato subisce una stabilizzazione omogenea ed una sufficiente igienizzazione.

La frequenza dei rivoltamenti dipende dal tasso di decomposizione della biomassa, dal contenuto di umidità e dalla porosità del substrato. Dal momento che il tasso di degradazione è, solitamente, molto elevato negli stadi iniziali del processo, la frequenza dei rivoltamenti può diminuire con l'età del cumulo. Matrici molto putrescibili possono richiedere rivoltamenti giornalieri nelle prime fasi del processo. Al progredire della biostabilizzazione, la frequenza delle movimentazioni può essere ridotta fino ad un rivoltamento a settimana. L'insorgenza di emissioni maleodoranti, un rapido declino della temperatura ovvero l'eccessivo accumulo di calore verso i limiti che rischiano di compromettere la vitalità dei microorganismi, sono tutte situazioni che rendono ragionevole un rivoltamento. Durante la stagione riproduttiva delle mosche, i cumuli devono essere rivoltati almeno una volta alla settimana, indipendentemente dall'andamento delle temperature della matrice, in modo da interrompere il ciclo biologico di questi insetti. Con il progredire del processo di stabilizzazione, le dimensioni dei cumuli si contraggono sensibilmente si da rendere opportuna la fusione di due o più cumuli in una nuova, unica andana che impedisca l'eccessiva dissipazione del calore. Nel trattamento aerobico effettuato all'aperto, tale espediente risulta molto importante, specialmente durante la stagione fredda.

Con il metodo dei cumuli rivoltati periodicamente, la prima fase di decomposizione dura, generalmente, da tre a nove settimane, a seconda della natura del substrato di partenza e della frequenza delle movimentazioni. Per ottenere il superamento della fase di intensa attività biologica in tre-quattro settimane, è necessario procedere a rivoltamenti una o due volte al giorno nel corso della prima settimana di processo, dopo di che, ad un rivoltamento ogni due-tre giorni.

Per quanto riguarda la scelta delle macchine operatrici destinate al rivoltamento del materiale, si dovrà tenere di conto, sia della quantità di materiale da movimentare, sia della forma e delle dimensioni dei cumuli.

In piccoli impianti di trattamento aerobico, il rivoltamento può essere assicurato da una *pala meccanica dotata di cucchiaio caricatore frontale*. Con questo tipo di macchina, la matrice trattata viene prelevata dal cumulo e lasciata poi ricadere in modo da ricostituire l'andana con materiale reso più soffice dalla movimentazione. L'azione della pala serve, non solo ad aerare il materiale, ma anche a rimescolarlo. I cumuli rivoltati con pala meccanica sono di solito allestiti in coppie ravvicinate, al fine di renderne più facile l'accorpamento man mano che, con il procedere del processo, la matrice in compostaggio si riduce in volume. A seconda della dimensione della macchina, una pala meccanica è in grado di movimentare 30-60 m<sup>3</sup>/h.

Negli ultimi 20 anni sono state messe a punto *macchine specializzate per il rivoltamento* delle andane di materiale sottoposto al trattamento aerobico. Queste macchine hanno il pregio di ridurre notevolmente i tempi di lavoro e la manodopera necessaria; esse, inoltre, consentono un più omogeneo rimescolamento del materiale. Alcune di queste macchine operatrici sono progettate per essere azionate dai comuni trattori di uso agricolo, mediante connessione con la presa di forza frontale o posteriore; altre sono semoventi. Le *macchine rivoltatrici azionate da trattore* possono essere trainate ovvero spinte. Di solito sporgono da un lato del trattore e movimentano il materiale trattato man mano che il trattore procede lungo il corridoio tra due andane. Queste macchine possono operare sia a mezzo di un albero rotante, perpendicolare allo sviluppo longitudinale delle andane, munito di palette o dischi di varia foggia che fresano, rimescolano e risistemano il cumulo, sia mediante un nastro elevatore inclinato, ad ampio fronte di carico, dotato di opportuni raschiatori. La maggior parte di queste macchine rivoltatrici azionate da trattore sono in grado di operare, ad ogni passaggio, solo sulla metà del fronte dell'andana interessata al rivoltamento. In questo caso, la movimentazione completa di un cumulo si esaurisce con due passaggi del trattore, in opposto senso di marcia, lungo l'asse longitudinale dell'andana. Esistono anche macchine rivoltatrici trainate, le quali operano su tutta la larghezza dell'andana, cavalcando la stessa con gli organi fresanti. Al trattore, per poter muovere una macchina rivoltatrice, è richiesta una potenza minima non inferiore ad 80 hp.

Le *macchine rivoltatrici semoventi* consistono, invece, sia in poderosi telai cavalca-cumulo, montati su ruote gommate o cingoli e dotati di asse rotante frontale, con palette o dischi fresanti, sia in convogliatori cingolati a nastro trasportatore mobile su piano inclinato. Rispetto alle operatrici azionate da trattore, le macchine rivoltatrici semoventi possono operare su cumuli sistemati in parallelo, con corridoi intercalari più stretti; ciò significa un notevole risparmio di spazio altrimenti improduttivo ai fini del processo. Considerato l'elevato costo di acquisto, le macchine semoventi trovano tuttavia adeguato sfruttamento soltanto in impianti di grandi dimensioni

#### **D.3.3.1.2 Il trattamento aerobico in cumuli statici aerati**

Il trattamento aerobico effettuato in cumuli statici aerati elimina la necessità di movimentare il materiale, rendendo, di contro, possibile l'ossigenazione grazie alla circolazione di aria in appositi sistemi di tubi diffusori. Una prima importante distinzione, nell'ambito del metodo, è tra i sistemi nei quali si applica l'*aerazione passiva* dei cumuli e sistemi nei quali, invece, si ricorre all'*aerazione forzata*.

*Cumuli statici aerati passivamente.* Il processo condotto in cumuli aerati passivamente prevede il trasporto dell'aria all'interno del substrato in trasformazione attraverso un apparato di tubi bucherellati, immersi nel cumulo. Le estremità aperte dei tubi terminano all'esterno del cumulo. L'aria fluisce nei tubi e, per il tramite dei forellini aperti per tutta la lunghezza della porzione immersa nella matrice organica, si diffonde attraverso il profilo del cumulo, grazie all'effetto ciminiera creato dai gas caldi, che si portano verso gli strati esterni per poi fuoriuscire alla superficie del substrato.

I cumuli devono essere non più alti di 1-1,2 m e ricoperti, in superficie, con uno strato di circa 10 cm costituito da compost maturo, paglia o torba di sfagno. Questo strato esterno ha funzioni coibenti e di adsorbimento delle emissioni maleodoranti. Una volta formato, il cumulo non è più movimentato, se non a fine processo, è necessario quindi miscelare bene il substrato di partenza per renderlo quanto più omogeneo e dotato di un'adeguata tessitura, magari ricorrendo all'uso di agenti di supporto ligno-cellulosici (es. paglia triturrata, trucioli di legno, etc.). I tubi per l'aerazione sono piazzati sul basamento che ospiterà il cumulo, sopra uno strato di compost maturo, paglia o torba, simile a quello con cui verrà coibentata la matrice sottoposta a trattamento. Di solito, i tubi vengono posizionati con i fori rivolti verso il basso in modo da evitare rischi di ostruzione ed il drenaggio della condensa. Quando il processo di compostaggio è completato, i tubi vengono semplicemente sfilati dalla matrice ed il materiale impiegato come coibente viene miscelato al compost.



Tale metodo si è rivelato particolarmente interessante per il trattamento dei residui di alcune industrie conserviere, caratterizzati dalla presenza di sostanze a forte impatto olfattivo o da elevate concentrazioni di composti azotati (es. rifiuti della lavorazione di molluschi e crostacei, liquami suinicoli, scarti della macellazione e dell'industria ittica, etc.).

*Cumuli statici con aerazione forzata.* Il metodo dei cumuli statici aerati si basa sull'uso di apparati che costringono l'aria a fluire forzatamente attraverso la matrice sottoposta a trattamento aerobico. Questi apparati consentono, in generale, un maggiore controllo del processo. Il rifornimento di aria nella matrice organica in trasformazione può essere attuato in due modi: attraverso *aspirazione di aria* dalla superficie del cumulo (*suction* o *vacuum induced ventilation*) ovvero per *insufflazione forzata di aria* nel substrato (*blowing* o *forced pressure ventilation*).

Con la tecnica dei cumuli statici con aerazione forzata, i substrati di partenza, eventualmente miscelati ad appropriati agenti di supporto che ne incrementino la porosità, sono sistemati in cumulo su una platea di solito ricoperta da uno strato di scaglie di legno, paglia triturrata od altro materiale poroso. Questo strato di materiale poroso ospita i tubi per l'aerazione, opportunamente bucherellati. Nelle soluzioni impiantistiche più recenti, si evita il posizionamento dei tubi di aerazione sulla superficie della platea di compostaggio, ricavando, nella stessa, canalette grigliate che ospitano i tubi ovvero funzionano esse stesse da conduttura di aerazione. Il sistema di tubi è connesso ad un ventilatore che può aspirare aria ovvero spingerla attraverso la matrice sottoposta al trattamento. Affinché sia garantita una uniforme diffusione dell'aria nella matrice in trasformazione, i cumuli non devono superare i 2,5 m in altezza.

Nei cumuli "aspirati", viene creata una depressione per mezzo del sistema di tubi posizionati nella matrice, sulla platea di trattamento, e connessi con il ventilatore che, in questo caso, agisce da aspiratore. L'aria viene richiamata nel substrato dalla superficie esterna, passa attraverso il profilo del cumulo e viene drenata, al fondo, dal sistema di tubi dotati di fori. L'aria esausta è veicolata all'esterno del cumulo dal tubo di raccordo principale, il quale si immette in un sistema filtrante, prima di connettersi con l'aspiratore. Ciò permette l'abbattimento delle eventuali emissioni maleodoranti ed evita che il vapor acqueo, drenato via dal cumulo assieme all'aria esausta, raggiunga, con il suo carico di sostanze corrosive (acidi organici), l'aspiratore. Il sistema di trattamento aerobico basato sull'aspirazione dell'aria, detto anche *processo Beltsville*, presenta alcuni inconvenienti rispetto al controllo dei parametri di processo. Il richiamo di aria fredda dall'atmosfera esterna all'interno del substrato, fa sì che, nella regione centrale dei cumuli, si condensino il vapor acqueo. Ciò porta, in primo luogo, alla formazione di ristagni d'acqua che possono provocare l'insorgenza di condizioni anaerobiche in vaste porzioni della matrice. La ridotta evaporazione determina, inoltre, una minore dissipazione del calore e, di conseguenza, un cattivo controllo della temperatura.

Nel sistema di aerazione forzata per insufflazione invece, il ventilatore funziona come soffiante, inducendo una pressione positiva all'interno della matrice. In questo modo, l'aria esausta viene spinta verso la superficie esterna del substrato e rimpiazzata da quella fresca diffusa dal sistema di tubi alla base del cumulo. Con questo sistema, il controllo delle eventuali emissioni maleodoranti può essere conseguito mediante la stesura di uno strato (circa 10 cm) di compost maturo alla superficie del cumulo.

Il sistema di biostabilizzazione con aerazione forzata per insufflazione rappresenta, fra tutte le alternative in cumuli statici, la procedura più razionale per la gestione del processo. L'insufflazione rende possibile, infatti, un miglior controllo della temperatura, che è poi il parametro che maggiormente condiziona il metabolismo microbico durante la prima fase di decomposizione.

Le soffianti, e quindi l'adduzione forzata di aria nella matrice trattata, possono essere governate secondo strategie diverse. I ventilatori possono, infatti, operare sia in continuo, che ad intermittenza. In quest'ultimo caso, il meccanismo di controllo dei periodi di lavoro e di pausa può dipendere da un programma impostato su apposito temporizzatore (*timer*) ovvero da un sensore di temperatura collocato all'interno del cumulo.

L'insufflazione in continuo, per quanto garantisca una costante ossigenazione e dissipazione del calore in eccesso dal substrato, presenta alcuni inconvenienti. Le zone del cumulo più vicine ai tubi diffusori tendono a raffreddarsi troppo ed a disidratarsi. Ciò determina l'arresto di una significativa evoluzione biologica di cospicue porzioni della matrice, nelle quali anche la disattivazione degli eventuali patogeni viene compromessa.

D'altra parte, con le soffianti operanti ad intermittenza, le temperature nelle diverse sezioni del cumulo tendono invece, tra un turno di insufflazione e l'altro, ad equalizzarsi.

Quando i periodi di aerazione forzata sono governati da un *timer*, le soffianti si attivano o si disattivano sulla base di tempi fissati. Il programma dei periodi di lavoro e di pausa dipende dalle caratteristiche del cumulo (dimensioni) e, soprattutto, da quelle della biomassa substrato (degradabilità, porosità, etc.). Di solito si ricorre a cicli durante i quali la soffiante lavora da 1/3 a 1/2 del tempo disponibile (e.g. 10 min di lavoro ogni 20 min di pausa). I periodi di pausa non dovrebbero mai superare i 30 min.

La gestione dell'insufflazione per mezzo di programmi impostati su *timer*, per quanto consenta una buona aerazione del substrato ed un sufficiente controllo della temperatura, non necessariamente riesce a mantenere le temperature del cumulo entro limiti ottimali per l'attività microbica.

Un più stretto controllo della deriva termica nei cumuli statici "insufflati" è stato raggiunto assoggettando il funzionamento delle soffianti all'andamento della temperatura all'interno del substrato. Il sistema di insufflazione forzata dei cumuli governato dalla temperatura (*temperature feed-back control*) viene indicato anche come *processo Rutgers*. Poiché la temperatura è un indice indiretto dell'attività metabolica della biomassa microbica, un sensore termico (termocoppia) è collocato nel cumulo sottoposto a trattamento. Questo sensore invia un segnale ad un termostato sul quale viene impostata, a discrezione dell'operatore, una certa temperatura (normalmente 55 °C). Il termostato è collegato, a sua volta, con la centralina di controllo delle soffianti. Quando la temperatura alla termocoppia raggiunge il valore fissato sul termostato, questo attiva le soffianti, le quali lavorano in continuo, fin tanto che la dissipazione del calore dovuta alla ventilazione forzata non riporta la temperatura del substrato sotto al limite impostato sul termostato. Alle temperature inferiori rispetto al limite fissato sul termostato, le soffianti agiscono secondo un programma di tempi di lavoro e pause governato da un *timer*. In questa maniera, si garantiscono i massimi apporti di aria in coincidenza con le punte più intense di attività microbica. Siccome elevata attività dei microrganismi significa maggiore utilizzazione di ossigeno e produzione di calore, l'aria fornita dalle soffianti "su richiesta" soddisfa, da una parte, le accresciute esigenze di ossigeno, mentre dissipa, dall'altra, il calore in eccesso. Il valore di 55 °C, di solito impostato sul termostato, garantisce il raggiungimento di temperature sufficienti alla disattivazione dei patogeni. Con il *processo Rutgers*, la prima fase di decomposizione si conclude nell'arco di tre-quattro settimane.

#### D.3.3.1.3 Il trattamento aerobico in bioreattori

Il trattamento in bioreattore (*in-vessel composting*) prevede la stabilizzazione della biomassa substrato in particolari strutture di contenimento, dove tecniche di movimentazione e di aerazione forzata della matrice sono variamente combinate. Questi "bioreattori" possono essere contenitori chiusi o semplici vasche aperte. La maggior parte di questi apparati assolve solo ad una prima parziale omogenizzazione e trasformazione delle matrici organiche. La biostabilizzazione aerobica vera e propria del materiale in uscita dai reattori avviene, di solito, attraverso uno dei numerosi sistemi in cumulo.

Da un punto di vista delle applicazioni tecnologiche, le più diffuse tipologie di bioreattori sono: i *cilindri rotanti*, i *silos*, le *biocelle* e le *trincee dinamiche aerate*. Cilindri rotanti, silos e biocelle rientrano nella categoria dei reattori chiusi, mentre le trincee dinamiche aerate sono un esempio di reattori aperti. A loro volta, cilindri rotanti, silos e trincee dinamiche aerate, contrariamente alle biocelle, prevedono la movimentazione della biomassa substrato all'interno del reattore.

*I cilindri rotanti.* Si tratta di grandi cilindri disposti orizzontalmente e sistemati su speciali ingranaggi che ne consentono un lento movimento rotatorio. Il substrato viene alimentato attraverso una

tramoggia sistemata ad una estremità del cilindro. La matrice organica, a seguito del movimento rotatorio, viene miscelata e spinta attraverso tutta la lunghezza del cilindro, per poi venir scaricata all'estremità opposta a quella di carico. Le dimensioni più frequenti per questi tipici cilindri sono 3 m di diametro, per 35 m circa di lunghezza. Considerando un utilizzo massimo del volume interno intorno al 70%, le suddette misure consentono una capacità giornaliera dell'ordine di 50 t, con tempi di residenza del substrato di tre giorni. Nel cilindro, i processi di decomposizione iniziano rapidamente, preparando il substrato alla stabilizzazione successiva, fuori del reattore.

L'aria è alimentata dalla estremità di scarico della matrice e si muove, nel cilindro, in direzione opposta rispetto all'avanzamento del substrato. La velocità di rotazione e il grado di inclinazione dell'asse del cilindro determinano il tempo di ritenzione del materiale caricato. All'interno, il cilindro può essere completamente aperto oppure diviso in due o tre compartimenti, separati da porte di trasferimento manovrabili. In quest'ultimo caso, alla fine di ogni giorno di attività, viene aperta la porta di trasferimento dell'estremità di scarico e l'ultimo compartimento è così svuotato. Successivamente gli altri compartimenti sono aperti ed il materiale in essi contenuto è trasferito in sequenza, liberando così il primo compartimento che riceve un nuovo carico. All'interno del cilindro si raggiungono temperature  $> 55^{\circ}\text{C}$  che contribuiscono ad una drastica disattivazione degli eventuali microorganismi patogeni.

Questi cilindri rotanti sono costosi e, non apportano alcun giovamento significativo al processo complessivo di stabilizzazione della matrice di partenza. La quasi totalità del processo avviene infatti all'esterno del bioreattore, con i soliti problemi di controllo del processo stesso. Preparazione e igienizzazione del substrato possono essere raggiunti secondo procedure molto più semplici e meno onerose.

*I silos.* Sono reattori cilindrici, verticali, di solito completamente chiusi. In quelli a configurazione più recente, ogni giorno uno speciale apparato estrattore rimuove dal fondo del reattore la porzione di substrato parzialmente stabilizzata, mentre nuova matrice fresca viene alimentata dall'alto. L'aerazione è attuata per mezzo di un sistema di diffusori posti al fondo del silo. L'aria passa così attraverso tutto il profilo del materiale sottoposto a trattamento. Una volta arrivata al culmine del reattore, l'aria esausta viene convogliata in un filtro per l'abbattimento degli odori. Il tempo di ritenzione del substrato all'interno del silo è normalmente dell'ordine delle due settimane. Dopo la rimozione dal silo, la matrice viene avviata alla fase di completa stabilizzazione in cumulo ovvero in un secondo silo, anch'esso aerato.

Inconvenienti principali legati al trattamento in silos sono: la tendenza ad un eccessivo compattamento della biomassa substrato; la difficoltà di aerare in maniera omogenea, con rischio di eccessiva ventilazione e raffreddamento della matrice a contatto dei diffusori a fronte della scarsa ossigenazione delle parti alte del silo; la condensa del vapore lungo le pareti fredde del reattore, con conseguente ostacolo della progressiva perdita di umidità ed eccessivo ristagno d'acqua nella matrice. Tutto ciò può limitare il decorso delle reazioni aerobiche e rendere difficile il controllo della temperatura.

I silos si prestano al trattamento di matrici organiche particolarmente soffici e ben strutturate.

*Le biocelle.* L'utilizzo, invece, di biocelle prevede un preliminare trattamento della biomassa substrato all'interno di veri e propri *containers* scarrabili, da sistemarsi in apposita platea cementata, dotati di un impianto di aerazione che consente l'adduzione di aria all'interno del reattore attraverso il pavimento ad intercapedine, perforato. Ogni biocella può contenere da 30 a 60  $\text{m}^3$  di materiale, il quale viene caricato attraverso un portellone, successivamente chiuso in maniera ermetica. Il metodo è, a tutti gli effetti, un sistema statico e, perciò, richiede una accurata preparazione della miscela iniziale, sia in termini di bilanciamento dei nutrienti, sia, soprattutto, in termini di adeguata porosità e resistenza meccanica al compattamento. Dopo uno stazionamento di 7-12 giorni all'interno del *container*, la matrice in trasformazione, dopo aver perso buona parte della putrescibilità e della tendenza a rilasciare percolato, viene sistemata in cumuli, all'esterno, dove raggiunge la completa maturazione in ulteriori 8 settimane. In conclusione, l'intero ciclo di trattamento con il sistema a biocelle richiede un arco temporale di 9-10 settimane. Le biocelle,

come tutti i sistemi di trattamento in reattori chiusi, offrono la possibilità sia di controllare le emissioni di odori, mediante il trattamento dell'aria esausta in uscita per mezzo di biofiltri, sia di gestire razionalmente il percolato. Questi bioreattori possono essere impiegati singolarmente ovvero in batteria di due o più unità.

*Le trincee dinamiche aerate.* Sono definite anche *letti agitati (agitated beds)*. Questi sistemi combinano l'aerazione controllata del substrato con il periodico rivoltamento dello stesso. Non sono reattori chiusi ed il trattamento delle matrici alimentate avviene in strette corsie o vasche (trincee), delimitate da pareti che corrono soltanto lungo l'asse longitudinale. Più corsie possono essere sistemate, in batteria, una adiacente all'altra. Sul culmine di ogni parete è sistemata una rotaia. Una macchina rivoltatrice si muove a cavallo di ogni corsia, seguendo il binario formato dalle due pareti di contenimento adiacenti. Negli impianti a corsie multiple, la macchina rivoltatrice può essere spostata da una trincea all'altra per mezzo di un telaio traslatore su ruote, posto in testa alle vasche.

In un tipico schema operativo, la biomassa substrato è alimentata all'estremità di carico della corsia. Come la macchina rivoltatrice avanza sulle rotaie, la matrice viene rivoltata e quindi scaricata alle spalle della macchina stessa. Così, ad ogni passaggio, la macchina movimentata il materiale sottoposto a trattamento verso l'estremità di scarico della corsia. La macchina rivoltatrice ha la funzione di miscelare la matrice in trasformazione, favorendone così la omogeneizzazione, mediante la disaggregazione di eventuali agglomerati, e incrementando il rilascio di vapore acqueo e di calore. Il rivoltatore opera in maniera completamente automatizzata.

Sul pavimento delle vasche, corrono, in senso longitudinale, delle canalette che ospitano il sistema di diffusione dell'aria, connesso con una serie di soffianti. In questo modo la matrice trattata può essere aerata anche in fase di stazionamento. Siccome, lungo la corsia, il substrato si trova in stadi di maturazione diversi, la corsia stessa è suddivisa in sezioni, a ciascuna delle quali può essere addotta una quantità d'aria diversa da quella contemporaneamente immessa nelle altre. Di solito, ogni sezione è alimentata da una soffiante, governata da un sensore di temperatura collocato nel settore di riferimento e funzionante secondo il sistema a *feed-back*.

La capacità del sistema dipende, ovviamente, dal numero e dalle dimensioni delle corsie. Nelle applicazioni più diffuse, le trincee hanno una lunghezza di 25-30 m, sono larghe 3-4 m e sono delimitate da pareti alte 1,5-3 m. La lunghezza delle corsie e la frequenza dei rivoltamenti determina i periodi di residenza della biomassa all'interno del reattore. A seconda delle caratteristiche del substrato, i tempi di ritenzione variano da tre a cinque settimane. Dopo di che, il materiale in uscita dalle trincee viene avviato alla fase di finissaggio.

Questo tipo di bioreattori si è rivelato particolarmente efficace nel trattamento di biomasse ad elevato contenuto di umidità, come i rifiuti dei mercati ortofrutticoli per la produzione di compost di elevate specifiche qualitative.

### D.3.3.2 Digestione anaerobica

Le tipologie degli schemi di processo sono state descritte nel Paragrafo D.2.

### D.3.4 Post-Trattamenti: principali operazioni e tecnologie disponibili

Si intendono le operazioni destinate a condizionare le caratteristiche del prodotto derivante dalla fase di biossidazione e/o trasformazione, in funzione degli utilizzi finali.

#### D.3.4.1 Post-trattamenti: trattamento aerobico

##### *Raffinazione del prodotto stabilizzato*

I post- trattamenti si pongono gli obiettivi di:

- separare i corpi estranei o non decomposti eventualmente presenti:
  - a) raffinazione dimensionale;
  - b) vagliatura densimetrica;
  - c) vagliatura aeraulica;
- qualificare merceologicamente il prodotto:
  - a) essiccazione;
  - b) pellettizzazione;
  - c) granulazione.

**Tabella 8:** Principali operazioni di post – trattamento nei trattamenti biologici

| Post trattamento                    | Finalità   | Tecnologie disponibili  |
|-------------------------------------|--|---|
| <b>Vagliatura</b>                   | Separazione del materiale trattato in flussi di massa caratterizzati da omogeneità dimensionale al fine di separare i prodotti dagli scarti di processo; cs: RU- separazione in frazione secca e frazione organica | - Vagli rotanti<br>- Vagli vibranti   |
| <b>Classificazione densimetrica</b> | Separazione del materiale trattato in due flussi di massa omogenei per densità al fine di separare i prodotti del processo dalle impurezze contenute   | - Classificatore aeraulico<br>- Tavola densimetrica   |
| <b>Demetallizzazione</b>            | Rimozione dei materiali ferrosi e non ferrosi  | - Magneti permanenti o elettromagneti per il ferro<br>- Cernitrici a correnti indotte per i metalli non ferrosi |

Come mostrato nella tabella 8, la raffinazione finale può essere dimensionale e/o densimetrica (quest'ultima viene generalmente adottata in combinazione con l'altra).

La separazione densimetrico-aeraulica (tavola densimetrica, ciclone) consente la separazione di corpi di piccole dimensioni plastici o vetrosi e di sassi dal prodotto finale.

Tenendo conto della eventuale presenza di materiali plastici provenienti da *shoppers* o sacchi, soprattutto nel flusso di residui alimentari, può essere comunque valutata come opportuna l'adozione di un sistema dedicato di separazione aeraulica degli inerti plastici stessi, eventualmente

solo per "pulire" sistematicamente o periodicamente i sovralli della raffinazione dimensionale, che altrimenti concentrerebbero progressivamente (se riciclati in testa al processo) i materiali non decomponibili; il separatore divide tali materiali dagli scarti legnosi incomposti, riutilizzabili come agente di struttura o pacciamante.

L'operazione di vagliatura, nel caso in cui la matrice di partenza sia stata approntata con il ricorso ad agenti strutturanti con dimensione delle particelle grossolana, consente, da una parte, di ottenere un prodotto finito più omogeneo e di granulometria idonea alle applicazioni più specialistiche (es. floricoltura, orticoltura, vivaismo), dall'altra, di recuperare il substrato ligno-cellulosico solo parzialmente decomposto per nuove miscele con l'ingrediente primario. La vagliatura ha infine il compito di eliminare dal prodotto finito eventuali frazioni contaminanti (es. frammenti di materiale plastico, inerti di varia natura), nei casi in cui queste siano presenti nel substrato umido di partenza.

L'efficacia di un vaglio è, invece, correlata alla sua capacità di separare le particelle della matrice nelle frazioni granulometriche desiderate. Quindi essa diminuisce quando particelle più grandi di quelle desiderate passano attraverso il vaglio ovvero quando particelle con dimensioni corrispondenti alla frazione voluta rimangono al di sopra della superficie di vagliatura.

Sia la capacità che l'efficacia dipendono dal tasso di alimentazione del vaglio rispetto alla superficie vagliante utile ( $m^3/m^2/h$ ) e dalla dimensione dei fori. Le condizioni ottimali si raggiungono nel giusto compromesso tra qualità del materiale affinato e quantità dello stesso ottenuta nell'unità di tempo.

È da notare inoltre che i vagli funzionano meglio se alimentati con materiale più secco e pertanto, è preferibile condurre l'operazione di vagliatura dopo la fase di finissaggio.

Per evitare problemi ricorrenti di impaccamento della matrice trattata e di ostruzione delle aperture dei vagli, il biostabilizzato sottoposto a vagliatura dovrebbe avere un'umidità non superiore al 45 %. Al fine di ovviare ai fenomeni di impaccamento, alcune tipologie di vaglio presentano apparati per la preventiva rottura e miscelazione dei grumi del materiale prima che questo passi alla vagliatura vera e propria.

In questa fase possono essere utilizzate le seguenti tipologie di apparecchiature:

- Vagli a tamburo cilindrico inclinato rotante: hanno una superficie curva dotata di fori, possono essere aperti o racchiusi in una scocca di protezione. In quest'ultimo caso, un'apertura longitudinale è presente nella parte inferiore per la raccolta del materiale fine in uscita dai fori. I vagli a cilindro rotante sono solitamente dotati di un dispositivo di carico all'estremità più elevata e presentano alette interne per consentire l'avanzamento della matrice lungo l'asse longitudinale, fino all'estremità posta più in basso, dalla quale fuoriesce il materiale grossolano. Essi, talvolta, presentano anche sistemi di spazzole che, ruotando a contatto della porzione d'arco superiore del vaglio, ad ogni giro del tamburo, consentono di liberare i fori da eventuali occlusioni.
- Vagli vibranti: il passaggio della frazione fine avviene attraverso una griglia forata inclinata vibrante (o in movimento sussultorio nella variante "a pannelli elastici"). La macchina opera solitamente a punto fisso, ma è disponibile, comunque, la versione mobile montata su rimorchio.
- Vagli "a letto di stelle": una serie di tubi metallici rotanti portano elementi circolari in gomma a forma di stella distanziati sull'asse di una distanza pari a quella della larghezza di un elemento. La rotazione sincronizzata di un letto composto da una serie di questi tubi apre delle luci passanti di uguale grandezza nella quale passa la frazione fine. Contemporaneamente la rotazione dei tubi spinge il sovrallo verso la fine del vaglio.
- Separatori balistici: si basano sulle diverse traiettorie percorse da particelle proiettate da un rotore ad alta velocità. Il materiale viene fatto cadere su un rotore rivestito in gomma (circa 500 mm di diametro) che deposita le particelle più leggere (es. compost o materiale organico in generale) in una tramoggia posta a breve distanza, mentre quelle più pesanti (pietre, vetro,

ecc) vengono scagliate più lontane e raccolte in una seconda tramoggia. Questo tipo di separazione è indicato in impianti di trattamento di RU indifferenziati, ovvero in impianti che trattano scarti alimentari selezionati, ma merceologicamente impuri.

- **Separatori aeraulici:** collocato in una zona di carico che può presentare una tavola vibrante per la sua distribuzione in strato sottile, il materiale scorre lungo un nastro trasportatore fino ad una serie di ventilatori che, per aspirazione o insufflazione, separano le frazioni più leggere (plastiche, carta, ecc...) che vengono convogliate in apposite tubazioni. I modelli disponibili sul mercato non sono molti, e presentano capacità di lavoro massima in ingresso non superiori a 40-50 m<sup>3</sup>/h, con potenze installate di 15-35 kW. L'efficienza di separazione dichiarata è del 70-90%.

#### D 3.4.2 Post trattamenti: digestione anaerobica

##### A) Produzione, depurazione ed utilizzo del biogas

###### *Produzione di biogas*

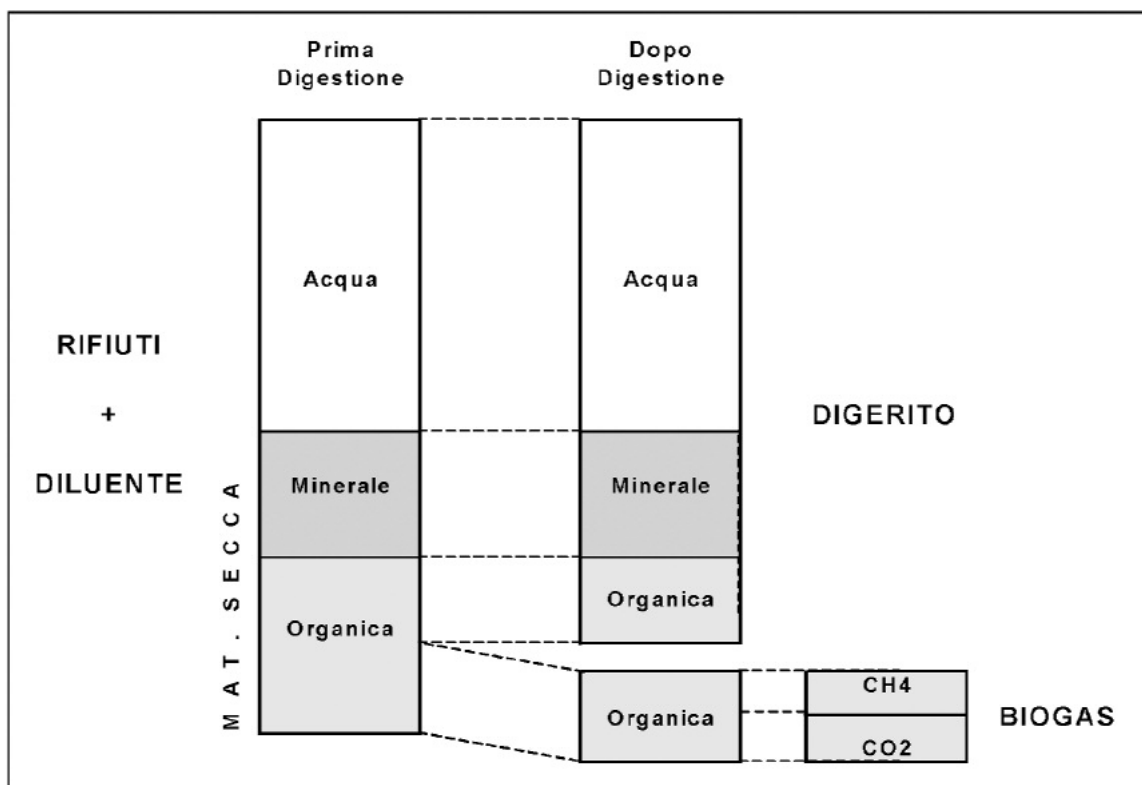
La produzione di biogas costituisce uno dei principali vantaggi della digestione anaerobica dei rifiuti, grazie al consistente recupero energetico che si riesce a conseguire tramite il suo utilizzo. Pertanto, l'intero processo deve essere condotto in maniera tale da massimizzare le rese di metanizzazione.

La portata all'uscita dal digestore può presentare però delle variazioni importanti, dal 60 al 140% della portata media. A ciò corrisponde anche una variazione della qualità del biogas prodotto, il cui tenore in metano può oscillare dal 45 al 65 %.

Queste variazioni sono dovute alla differente velocità di degradazione dei diversi componenti della materia organica degradabile. Infatti, poco dopo l'introduzione del substrato nel digestore, i primi componenti si degradano, producendo un biogas molto ricco di anidride carbonica, mentre gli altri componenti si degradano più tardi, con produzione di un biogas più ricco in metano.

I due parametri, portata e concentrazione di CH<sub>4</sub>, variano in senso opposto: durante il caricamento del digestore si ha una grande portata di biogas a basso contenuto di metano, mentre lontano del caricamento, si ha una portata ridotta, ma ricca di metano.

Il rendimento in biogas del processo, espresso in termini di m<sup>3</sup>/kgTVS alimentati, è molto variabile e dipende dalla frazione biodegradabile del substrato. Infatti, non tutta la sostanza organica presente nel digestore viene convertita in biogas, ma solo una sua frazione, come rappresentato nella figura 11, che illustra la trasformazione del substrato durante il processo di digestione anaerobica.



**Figura 11:** Trasformazione del substrato nel digestore

Nella tabella 9 sono riportati i dati di rendimento in biogas disponibili in letteratura relativi ai diversi substrati ed ai differenti tipi di processo, distinti in base al contenuto in solidi nel reattore ed al diverso regime termico.

**Tabella 9:** Valori del rendimento in biogas [ $m^3/kg$  TVS alim.] nei vari processi

| Substrato                                    | Mesofilia      |                     |                | Termofilia     |                     |                |
|--|----------------|---------------------|----------------|----------------|---------------------|----------------|
|  | Processo umido | Processo semi-secco | Processo secco | Processo umido | Processo semi-secco | Processo secco |
| Frazione organica selezionata meccanicamente | 0,17-0,23      | 0,23-0,30           | 0,35-0,45      | 0,20-0,30      | 0,30-0,41           | 0,35-0,45      |
| Frazione organica da raccolta differenziata  | 0,65-0,85      | 0,60-0,80           | 0,50-0,70      | 0,60-0,85      | 0,60-0,80           | 0,50-0,70      |

Nella tabella 10 sono, invece, riportate le principali caratteristiche del biogas.



Tabella 10: Composizione del biogas (concentrazioni su gas secco)

| Componenti                            | Percentuale  |
|---------------------------------------|--------------|
| Metano (CH <sub>4</sub> )             | 55 – 65 %    |
| Anidride carbonica (CO <sub>2</sub> ) | 35 – 45 %    |
| Idrogeno solforato (H <sub>2</sub> S) | 0,02 – 0,2 % |
| Vapore d'acqua                        | saturazione  |
| Idrogeno, ammoniaca                   | tracce       |
| Ossigeno, azoto                       | tracce       |

Tutte le tubazioni e le apparecchiature devono essere realizzate con opportuni materiali che tengano conto del carattere corrosivo di alcuni componenti, in particolar modo dell'idrogeno solforato.

All'uscita del digestore deve essere prevista una filtrazione (<10µm) per eliminare le particelle liquide o solide che potrebbero essere trascinate dal biogas. Questo semplice sistema permette di proteggere le soffianti o i compressori che verranno utilizzati per l'alimentazione del gas ai successivi utilizzi.

#### **Depurazione del biogas**

Prima dell'utilizzo a fini energetici il biogas deve essere sottoposto ad opportuni trattamenti di depurazione.

Infatti, la presenza di anidride carbonica, azoto ed acqua provoca l'abbassamento del potere calorifico della miscela, mentre sostanze come l'idrogeno solforato ed i composti organici alogenati, che possono essere presenti nel biogas, si comportano da agenti corrosivi, causando sensibili danni agli impianti di utilizzazione.

La scelta del trattamento o dei trattamenti più opportuni dipende, sia dalle caratteristiche del biogas, che dalle modalità di utilizzo previste.

In questa sede non si intende entrare nel merito dei criteri di dimensionamento delle apparecchiature per la depurazione del biogas, ampiamente descritti nella letteratura specializzata, ma si vogliono solo richiamare i principali trattamenti a cui è necessario sottoporre il fluido prima dell'alimentazione ai gruppi di produzione di energia. Tali trattamenti sono finalizzati ad ottenere un sensibile abbassamento dei costi di conduzione e manutenzione delle macchine, un funzionamento ottimale ed una maggior affidabilità, oltre alla garanzia di rispetto dei limiti di emissione imposti dalla legge.

#### **Deumidificazione**

Il trattamento di deumidificazione è necessario in quanto l'umidità, di cui il biogas è saturo, può condensare all'interno delle tubazioni, in seguito a variazioni di temperatura e/o pressione, provocando malfunzionamenti.

Il sistema di deumidificazione è costituito generalmente da un gruppo frigorifero in grado di raffreddare il gas da inviare ai motori. In tal modo si separa dalla miscela gassosa l'umidità che, condensando, viene allontanata precipitando al contempo sostanze nocive e corrosive presenti nel flusso gassoso stesso.

### **Desolfurazione**

Quando i livelli di idrogeno solforato sono elevati è necessario prevedere dei sistemi di abbattimento integrativi, ad umido o a secco, della sola deumidificazione.

Per quanto riguarda i *sistemi ad umido*, questi possono essere assimilati alle torri di lavaggio (scrubber) normalmente utilizzate per la depurazione delle emissioni gassose. Tali sistemi devono essere installati prima della sezione di deumidificazione.

Un primo sistema utilizza una reazione chimica, generalmente in condizioni di pressione e temperatura ambiente. Il trattamento consiste nel lavaggio con una soluzione basica, che neutralizza l' $\text{H}_2\text{SO}_4$ , composto altamente corrosivo e quindi pericoloso per gli impianti di utilizzazione, formato dall' $\text{H}_2\text{S}$ . Una successiva fase di lavaggio acido permette di neutralizzare l'eccesso di base prima dello scarico della soluzione. Il principale vantaggio di questo sistema è la semplicità, ma il costo dei reattivi e del trattamento dell'acqua scaricata ne riduce l'impiego industriale.

Un altro sistema, poco diffuso, consiste nel lavaggio con acqua sotto pressione che mette in soluzione l' $\text{H}_2\text{S}$  insieme alla  $\text{CO}_2$ . Tale miscela viene poi rilasciata in una successiva fase di stripping.

Il *sistema* di desolfurazione *a secco* prevede un processo di trattamento di tipo chimico e consiste nel far passare il biogas attraverso una sostanza adsorbente.

Una prima opzione consiste in un sistema che utilizza un adsorbente contenente ossidi di ferro in grado di interagire con l'acido solfidrico e captarlo in modo da separarlo dal biogas.

Un'altra opzione prevede l'utilizzo del carbone attivo.

*Il volume della massa desolforante dipende dai seguenti parametri:*

- concentrazione dell' $\text{H}_2\text{S}$  nei gas da trattare
- pressione e temperatura (normalmente condizioni ambiente)
- velocità di attraversamento del gas nella massa adsorbente
- tempo di contatto massa – gas
- ciclo di sostituzione dell'adsorbente.

I due sistemi si differenziano in quanto la rigenerazione dell'ossido di ferro è più facile rispetto a quella del carbone attivo. Infatti, l'ossido di ferro si riforma dalla reazione con l'aria e con l'acqua in cui si libera lo zolfo solido che viene trascinato via. Una semplice filtrazione permette la sua eliminazione. La sostituzione della massa di ossido di ferro si deve effettuare solo dopo molti cicli di rigenerazione.

Nel caso del carbone attivo, invece, la rigenerazione richiede l'utilizzo di solventi e, anche se viene condotta a regola d'arte, il carbone rigenerato perde parte della sua efficacia rispetto a quello di partenza, pertanto il costo della rigenerazione e la sostituzione frequente del carbone attivo rendono questa soluzione applicabile solo nei casi in cui si ha una concentrazione molto ridotta in  $\text{H}_2\text{S}$ .

Un terzo sistema consiste nell'utilizzo di un biofiltro nel quale risiedono numerose specie di microrganismi in grado di degradare i composti solforati, in questo caso, la depurazione del gas dipende principalmente da porosità, temperatura, pH, umidità e dalla concentrazione di  $\text{H}_2\text{S}$  nella fase gassosa.

Nonostante i costi di gestione siano contenuti, questo sistema non è ancora molto utilizzato industrialmente.

### **Processi di rimozione della $\text{CO}_2$**

In alcuni casi può essere utile effettuare anche dei trattamenti per la rimozione o riduzione del contenuto di  $\text{CO}_2$ , finalizzati ad aumentare il tenore in metano del biogas.

I processi più utilizzati, che devono essere installati solo dopo la rimozione dell' $\text{H}_2\text{S}$ , sono:

- assorbimento della  $\text{CO}_2$  in acqua con successivo stripping ed emissione in atmosfera (il più semplice e meno costoso a parte il costo di compressione);
- impiego di membrane semipermeabili, in grado di lasciare passare la  $\text{CO}_2$  e di trattenere il  $\text{CH}_4$ .

### Utilizzo del biogas

Essendo la produzione di biogas continua, tutti i sistemi di raccolta ed utilizzo devono essere automatici.

La produzione di biogas avviene alla pressione del digestore, generalmente vicina alla pressione atmosferica. Dal momento che lo stoccaggio ed il trasporto richiedono una compressione importante e quindi costi non trascurabili, si cerca in genere di utilizzarlo per la produzione di una forma di energia direttamente utilizzabile sul sito di produzione o con costi di trasporto ridotti.

Parte del biogas prodotto viene utilizzato per gli autoconsumi dell'impianto, mentre la restante parte può essere utilizzata per la produzione di energia da cedere all'esterno.

In particolare, per quanto riguarda gli usi interni, una parte (dal 15 al 25% dell'energia prodotta), può essere utilizzata per il riscaldamento dei digestori ed, eventualmente, per coprire il fabbisogno di energia elettrica dell'impianto (cogenerazione di calore ed elettricità). L'utilizzo del biogas per il riscaldamento è variabile in funzione della stagione e del momento nella giornata; il riscaldamento è in genere attivo quando è in corso il caricamento del digestore.

Il biogas in eccesso può essere valorizzato con diverse modalità, alcune delle quali particolarmente sviluppate. Di seguito vengono riportate le principali possibilità di utilizzo:

- produzione di calore sotto forma d'acqua calda, di vapore o d'aria calda, per il riscaldamento, l'essiccazione e processi industriali (disidratazione di percolati di discariche). Rendimento medio: 80-85%. Questa scelta comporta l'esistenza di un impiego locale (condomini per abitazione collettiva o terziaria, rete di teleriscaldamento, industrie).
- produzione di elettricità, generalmente con motori a gas, eventualmente con turbine a vapore o turbine a gas per gli impianti di più ampia capacità. Rendimento medio: 30-35%.
- produzione combinata di calore e di elettricità (cogenerazione). Rendimento medio: 80-85%, 50% per calore e 35% per elettricità.

Esistono anche altre filiere emergenti, quali:

- produzione di carburante per veicoli;
- produzione di gas naturale per iniezione nella rete pubblica di trasporto e distribuzione;
- produzione di freddo, per esempio con macchine ad assorbimento (industrie agro-alimentari);
- utilizzo in forni industriali come combustibile primario o ausiliario.

La soluzione più comunemente adottata è rappresentata dalla produzione combinata di calore e di elettricità.

Tra i vari sistemi utilizzabili per la cogenerazione, che si differenziano tra loro per il tipo di motore termico impiegato per la generazione di potenza meccanica e quindi elettrica, si ricordano:

- turbina a vapore;
- turbina a gas;
- motori alternativi a ciclo Diesel;
- motori alternativi a ciclo Otto.

Per quanto riguarda la scelta tecnica del sistema di cogenerazione possono valere le seguenti considerazioni.

Le taglie degli impianti più frequentemente adottate, in termini di portata di trattamento dei rifiuti e di conseguenza per quanto riguarda le potenze, portano ad escludere l'utilizzo di impianti con turbine a vapore.

Anche le turbine a gas, per quanto riguarda i loro rendimenti elettrici, inferiori nella media di circa 10 punti percentuali rispetto ai motori alternativi, non sembrano costituire la soluzione ottimale. Inoltre il loro utilizzo è stato fino ad oggi limitato dal fatto che non esistono sul mercato turbine di piccola capacità, in grado di accettare ampie variazioni di quantità e qualità del combustibile.

La soluzione più conveniente consiste nella scelta di motori alternativi a ciclo Diesel ed a ciclo Otto.

Il biogas prodotto dal digestore deve essere utilizzato in continuo, pertanto il dimensionamento di tutte le apparecchiature deve essere fatto tenendo conto dei periodi di fermata necessari per l'esecuzione delle operazioni di manutenzione programmata.

Il gruppo di produzione di energia deve essere dimensionato sulla portata totale di produzione, incluse le punte, detratte le quantità di gas destinate all'utilizzo interno dell'impianto.

Una volta definito il dimensionamento teorico dell'impianto di produzione di energia, il numero di gruppi sarà scelto in funzione della flessibilità richiesta e della taglia dei gruppi disponibili sul mercato.

Le apparecchiature in commercio garantiscono rendimenti di conversione dal 30 fino al 45% a seconda della taglia del motore e del gas di alimentazione.

Al fine di ottenere una certa flessibilità, è consigliabile prevedere almeno due gruppi, pertanto la taglia unitaria dei motori scende a livelli in cui il rendimento prevedibile è compreso tra il 32 e il 36%. Per l'alternatore, un rendimento elettrico usuale è del 95%. Il rendimento complessivo dei gruppi può essere considerato normale tra il 30 e il 34% ed è tanto maggiore quanto più grande è la taglia.

#### ***Sistemi di accumulo del biogas***

Per rendere compatibili le cinetiche di produzione di biogas con quelle di utilizzo è necessario installare un sistema di accumulo.

Il volume e la pressione devono essere determinati in funzione di una valutazione costi-benefici, cercando una soluzione di compromesso tra il costo d'investimento e di gestione, principalmente dovuto alla compressione del biogas, ed il beneficio derivante dalla vendita dell'energia prodotta.

Per non arrivare a volumi e a costi troppo sostenuti, lo stoccaggio deve essere limitato alla quantità necessaria per ammortizzare le punte di produzione (per esempio volume uguale ad un'ora di produzione), e deve essere realizzato a bassa pressione.

Tutte le tubazioni ed i serbatoi di stoccaggio del biogas devono essere realizzati a perfetta tenuta, in modo da evitare possibili infiltrazioni d'aria che potrebbero dar luogo ad esplosioni dovute al suo carattere altamente infiammabile.

#### ***Torcia di sicurezza***

In tutti gli impianti con produzione di biogas è necessario prevedere la presenza di una torcia di emergenza che garantisca la combustione del biogas prodotto.

Il dimensionamento della torcia deve essere fatto in modo tale da consentire non solo la combustione della portata normale del biogas, ma anche dei quantitativi provenienti dall'eventuale svuotamento rapido di tutti gli stoccaggi.

La torcia di sicurezza deve consentire la combustione del biogas in condizioni di emergenza assicurando:

- il mantenimento di valori di temperatura adeguati a limitare l'emissione di inquinanti e la produzione di fuliggine;
- l'omogeneità della temperatura all'interno della camera di combustione;
- un adeguato tempo di residenza del biogas all'interno della camera di combustione;
- un sufficiente grado di miscelazione tra biogas ed aria di combustione;
- un valore sufficientemente elevato della concentrazione di ossigeno libero nei fumi effluenti.

Al fine di conferire al sistema una maggiore affidabilità la torcia deve essere dotata di sistemi automatici di accensione e controllo della fiamma.

Il tempo di funzionamento deve essere calcolato tenendo conto dei tempi di manutenzione dei gruppi.

### B) Disidratazione dei fanghi

Durante la fase di digestione anaerobica la materia secca volatile si trasforma in biogas e quindi fuoriesce dal digestore, mentre nella massa rimane un fango, più liquido che all'ingresso, con valori di sostanza secca dell'ordine del 20-25% per i processi a secco e del 5-10% per i processi liquidi, costituito dalla materia non digerita e dalla maggior parte dell'acqua.

Tale fango deve essere sottoposto ad un trattamento di disidratazione, al fine di ottenere un prodotto più concentrato (circa 45% di materia secca), avente caratteristiche fisiche compatibili con la successiva fase di stabilizzazione aerobica.

A seconda della qualità dei rifiuti trattati, del tipo di processo (secco, semi-secco o liquido) e del destino della materia stabilizzata, il sistema di disidratazione dei fanghi digeriti può essere realizzato mediante pressa a vite, centrifuga o nastropressa, oppure mediante una opportuna combinazione di queste apparecchiature.

La scelta deve essere fatta in funzione della granulometria delle particelle dure, del tenore in materia secca del materiale da inviare alla stabilizzazione aerobica e del tenore in materia secca dell'acqua di processo in relazione con il suo destino.

In tabella 13 sono riportate le caratteristiche delle apparecchiature citate in termini di percentuale di materia secca ottenuta nelle due frazioni separate.

**Tabella 11:** Caratteristiche delle apparecchiature di disidratazione

| Tipo di macchina | % MS frazione secca | % MS frazione liquida |
|------------------|---------------------|-----------------------|
| Pressa a vite    | 40-55%              | 10-20%                |
| Centrifuga       | 25-35%              | 3-8%                  |
| Nastro-pressa    | 30-40%              | 1-3%                  |

#### Pressa a vite

E' generalmente utilizzata per la disidratazione di fanghi provenienti da processi di digestione a secco. Infatti è l'unica macchina in grado di disidratare un fango derivante dal trattamento di rifiuti urbani con particelle solide aventi dimensioni superiori ai 20-30 mm.

La vite, che gira all'interno di un tubo filtro, deve produrre uno sforzo importante per vincere la resistenza del tappo idraulico che ritiene la materia in uscita. E' proprio questa pressione generata sulla materia tra la vite ed il tappo che spinge l'acqua attraverso i fori del tubo filtro. La robustezza di questi elementi e la loro resistenza all'abrasione sono determinanti nella scelta dell'apparecchiatura.

Nonostante le precauzioni per il rivestimento anti-abrasione, la manutenzione gioca un ruolo molto importante nel funzionamento regolare della pressa.

Le presse a vite devono essere sempre installate almeno in due esemplari con un fattore di sovradimensionamento almeno del 50%.

Il diametro dei fori e la portata richiesta definiscono la lunghezza della zona di pressatura e quindi la potenza richiesta mentre il diametro dei fori e la pressione di servizio definiscono il tenore in materia secca del sugo.

**Centrifuga**

Questa macchina, più comunemente utilizzata nel trattamento dei fanghi, può essere utilizzata sia direttamente per la disidratazione del materiale in uscita dal digestore, sia come trattamento complementare del sugo proveniente da una pressa a vite.

La potenza installata sarà funzione della portata e della quantità di materia secca da estrarre.

**Nastro-pressa**

Questo filtro, diffuso anche nel settore del trattamento dei fanghi, può essere utilizzato sia direttamente per la disidratazione del materiale in uscita da un digestore funzionante con un processo di tipo liquido, sia per il trattamento complementare del sugo dopo una pressa a vite o dopo una centrifuga, al fine di ottenere un refluo con caratteristiche migliori.

La potenza installata sarà funzione della portata e della quantità di materia secca da estrarre.

Il flusso liquido separato con le varie apparecchiature contiene ancora particelle fini di materia secca e/o organica e deve essere opportunamente trattato per raggiungere i parametri compatibili con il suo impiego.

Una parte del liquido può essere utilizzata come diluente per preparare la miscela in ingresso ai digestori, importante soprattutto nel caso di trattamento di rifiuti urbani. Per l'utilizzo come diluente, la frazione liquida deve avere un tenore in materia secca generalmente inferiore al 5% per evitare l'aumento continuo del tenore in particelle fini nella massa in fermentazione che sbilancerebbe il processo. La restante parte deve essere opportunamente convogliata ad un impianto di depurazione.

**C) Stabilizzazione e raffinazione del fango digerito**

Il fango digerito prodotto dalla fase di metanizzazione risulta in genere non completamente stabilizzato, a causa del ridotto tempo di residenza dei rifiuti all'interno del reattore. A tale scopo deve essere prevista una successiva fase di stabilizzazione aerobica, finalizzata al completamento della degradazione della materia organica, più difficilmente degradabile, ed all'ottenimento dell'igienizzazione del materiale. Il grado di maturazione richiesto dipende dall'utilizzo finale del prodotto stabilizzato.

Generalmente il fango digerito viene sottoposto ad un trattamento di stabilizzazione che si sviluppa in due fasi:

- bioossidazione accelerata;
- post-maturazione.

Poiché il materiale organico ha già subito una parziale degradazione, i tempi di permanenza nel reparto di stabilizzazione aerobica potranno essere contenuti entro i 30-45 giorni.

A seconda del destino finale del biostabilizzato può essere richiesta una raffinazione del materiale, da realizzare dopo la fase di bioossidazione accelerata o, in alternativa, dopo la postmaturazione.

### **D.3.5 Stoccaggio finale**

#### **D.3.5.1 Stoccaggio del prodotto stabilizzato con trattamento aerobico**

Consiste nella conservazione del prodotto finito in cumuli all'aperto, sotto tettoia o in silos. Nel caso del biostabilizzato, una volta giunto a completa maturazione, a seguito della fase di finissaggio, il prodotto è pronto per essere avviato all'utilizzazione finale. Tuttavia l'uso e, quindi, la vendita del prodotto finito avvengono solitamente su base stagionale, e pertanto la stazione di trattamento dovrà dotarsi di aree e strutture sufficienti per stoccaggi del prodotto finito derivante da almeno sei mesi di produzione.

Lo stoccaggio del prodotto finito può essere realizzato sia all'aperto, che in strutture coperte, ed anche in questo caso le condizioni climatiche del sito influenzeranno la scelta. La dimensione dei cumuli di stoccaggio del biostabilizzato non risente più dei limiti imposti sia in fase di biossidazione accelerata, sia in fase di post maturazione. Tuttavia, tenendo conto dei rischi derivanti dai fenomeni di autocombustione, specialmente durante i mesi estivi, i cumuli non dovrebbero mai superare l'altezza di 3-4 m.

Dal punto di vista impiantistico occorre prevedere:

- nel caso di silos a torre, adozione di presidi ambientali costituiti da depolveratori con mezzi filtranti a secco;
- pavimentazione idonea alla pulizia e al recupero dei reflui;
- sistemi di gestione atti ad evitare la dispersione eolica del materiale.

#### **D 3.5.2 Digestione anaerobica: utilizzo e stoccaggio del biogas**

Tali aspetti sono stati descritti nel paragrafo D.3.4.2

#### D.4 I presidi ambientali

I metodi scelti per il controllo delle emissioni odorigene dipendono dalla sorgente degli odori, dal grado di abbattimento degli odori richiesto e dalle caratteristiche dei composti responsabili delle emissioni maleodoranti stesse. Gli interventi per la riduzione degli odori devono comprendere sia misure di prevenzione, che sistemi di trattamento delle emissioni. In aggiunta agli accorgimenti, di seguito riportati, esplicitamente mirati alla captazione degli odori a livello delle diverse sorgenti od al trattamento delle emissioni, il rigoroso monitoraggio ed il controllo del processo aiuteranno ad evitare l'instaurarsi di condizioni anaerobiche e, di conseguenza, a limitare il rilascio di odori. Anche se il trattamento biologico in bioreattori pone tendenzialmente minori problemi di emissioni maleodoranti, nondimeno, in questi casi, il processo dovrà essere governato correttamente. Infine, una accurata scelta della localizzazione della stazione dell'impianto ed il coinvolgimento attivo delle popolazioni interessate, sia nelle fasi di progettazione, che durante la gestione dell'impianto, possono contribuire a minimizzare i problemi derivanti dal rilascio di odori.

In linea generale i sistemi di controllo degli odori possono essere distinti in sistemi di dispersione dell'odore residuo (alti camini di emissione, elevate velocità di emissione e pre diluizione delle arie esauste con portate d'aria aggiuntive) o di abbattimento del potenziale odorigeno. La strategia dell'abbattimento è quella prevalentemente utilizzata nel contesto europeo.

Tale strategia prevede l'adozione di presidi per la canalizzazione e il trattamento delle arie odorigene nelle prime fasi del processo, ma nel caso di impianti che trattino ingenti quantità di matrici fortemente fermentescibili e/o siano collocati in vicinanza di insediamenti abitativi è bene che siano adottate ulteriori misure contro la potenziale diffusione di odori quali ad esempio:

- chiusura delle aree operative destinate alle prime fasi di processo;
- canalizzazione delle arie esauste provenienti da tali aree verso una linea di trattamento odori;
- dimensionamento adeguato dei biofiltri e/o degli scrubber;
- la corretta gestione dei sistemi di deodorizzazione.

Le tecnologie industrialmente disponibili per il trattamento delle arie esauste si basano su principi adottati nella depurazione degli inquinanti contenuti nelle emissioni gassose di impianti industriali. Tali tecnologie si suddividono principalmente in: abbattimento *chimico-fisico* (combustione termica/catalitica, adsorbimento, ossidazione chimica, assorbimento chimico) e abbattimento *biologico* (ossidazione biologica).

#### Abbattimento chimico-fisico

Tra i processi di abbattimento chimico-fisico la **combustione** può rappresentare un sistema efficace per l'abbattimento di sostanze odorose di natura organica. Tra le diverse tecnologie evolute in campo industriale per far fronte alle esigenze delle varie attività produttive, le principali, attualmente in uso, sono la combustione termica rigenerativa e la combustione rigenerativa catalitica.

In un impianto di combustione termica l'aria inquinata, opportunamente preriscaldata, viene immessa in un bruciatore che, operando a temperature prossime a 800°C, ossida completamente la sostanza organica a CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O. I fumi caldi attraversano una camera di recupero di calore la quale, a cicli alterni e grazie al calore immagazzinato, diviene camera di preriscaldamento.

Nella combustione **senza fiamma**, più adatta al trattamento di reflui ad elevata concentrazione di composti organici volatili (COV), l'abbattimento avviene per ossidazione degli inquinanti su un letto di materiale refrattario eventualmente completato da una superficie catalitica, riscaldato a temperature comprese tra 260 e 450°C. Anche in questo caso esistono due camere per il preriscaldamento ed il recupero del calore dai fumi in uscita, che si scambiano periodicamente le funzioni per inversione della direzione dei flussi d'aria. In condizioni ottimali di funzionamento, il



calore fornito dallo scambiatore è sufficiente a raggiungere la temperatura di innesco del catalizzatore, limitando in questo modo i consumi energetici.

Le soluzioni più recenti, delle tecnologie descritte, consentono elevati livelli di sicurezza, una riduzione del rischio di emissione di composti, quali gli  $\text{NO}_x$ , legati alle elevate temperature di processo ed il raggiungimento dell'ossidazione completa a costi sempre più competitivi. Quali che siano le metodologie, esse tuttavia sono sempre caratterizzate da una notevole dotazione di apparati per il controllo e regolazione della combustione, e di sistemi di sicurezza che elevano i costi di investimento e le complessità di gestione. Per questa ragione, nelle condizioni tipiche degli effluenti da impianti di trattamento biologico, risultano essere ancora troppo onerose se confrontate con altri sistemi in grado offrire efficienze di abbattimento analoghe.

I processi di **adsorbimento**, su carbone attivo o altri substrati, possono dare, se opportunamente dimensionati, rendimenti di abbattimento delle sostanze odorose molto elevati (>95%). In questo processo fisico il reflu gassoso attraversa uno strato di granuli di sostanze porose ad alta superficie per unità di peso (carbone attivo, silicagel, zeoliti, ecc) che trattengono i diversi composti chimici odoriferi. Il materiale ha una capacità di adsorbimento limitata, all'esaurimento della quale deve essere smaltito o rigenerato. La rigenerazione, basata sul deadsorbimento termico, avviene generalmente a distanza dall'impianto di depurazione, esistendo, ad esempio nel caso dei carboni attivi, un pericolo di esplosività legato all'instabilità del sistema. La tecnologia non è pertanto adatta, a causa degli elevati costi di gestione, laddove sussista la necessità di frequenti rigenerazioni del materiale, ovvero nei casi di reflui ad elevate portate o ad alta concentrazione di inquinanti.

Recenti sviluppi hanno portato alla realizzazione di impianti particolarmente adatti per solventi presenti a basse concentrazioni che, avvalendosi di prodotti adsorbenti di nuova concezione ad alta stabilità, sia chimica che meccanica, permettono di adsorbire a freddo e di deadsorbire a temperatura programmata i solventi che, concentrati, possono essere poi bruciati in condizioni di autosostentamento direttamente in loco, senza cioè bisogno della movimentazione del materiale.

Generalmente, le tecniche di abbattimento di odori molesti attraverso **ossidazione chimica** e **assorbimento in soluzioni chimiche**, sono accomunate dall'apparato tecnologico che più diffusamente ne consente l'applicazione, detto torre di lavaggio o **scrubber**. Il principio generale di questi abbattitori si basa su leggi aerodinamiche e più precisamente sul raggiungimento di un intimo contatto e miscelazione tra la corrente di aria inquinata e un liquido in controcorrente. Questo comporta il trasferimento dalla fase gas alla fase liquida delle componenti inquinanti presenti nella miscela, mediante dissoluzione in opportuno solvente. Il liquido assorbente base è l'acqua. L'impiego di sola acqua, però, pone dei limiti all'efficienza dei sistemi perché diversi composti, fonte di odore, sono scarsamente idrosolubili.

Il lavaggio ad acqua ha una elevata efficacia solo per i composti spiccatamente idrosolubili quali ammoniaca, alcoli, acidi grassi volatili; altri composti come i composti clorurati, le ammine, l'acido solfidrico, i chetoni e le aldeidi sono scarsamente solubili in acqua. Composti solforati fortemente odoriferi come il dimetildisolfuro oltre ai terpeni e idrocarburi aromatici sono insolubili.

Per tali composti insolubili in acqua si rende necessario l'utilizzo di reagenti chimici, che possono operare una neutralizzazione o una idrolisi acida o basica, oppure una ossidazione in fase gassosa o liquida. L'ossidazione chimica è una delle tecniche più utilizzate per l'abbattimento degli odori, poiché la maggior parte dei composti che causano odori molesti hanno origine dalla decomposizione solo parziale di materiale organico e possono essere ossidati in modo relativamente facile a composti innocui o comunque meno fastidiosi.

Il processo di assorbimento avviene ponendo a contatto il flusso gassoso da trattare con lo specifico liquido assorbente; gli scrubber devono essere dimensionati in modo da garantire tempi di permanenza e superfici di contatto adeguate per la rimozione richiesta. E' necessario, inoltre, migliorare l'assorbimento mediante la nebulizzazione del liquido o la creazione di film sottili con grande superficie di contatto riempiendo le torri di lavaggio con corpi di riempimento di varie forme e dimensioni.

Perché avvenga lo scambio tra le due fasi, devono essere soddisfatte due condizioni, la prima è che ci sia un sufficiente tempo di contatto tra di esse, e la seconda che la concentrazione di inquinanti della fase liquida, sia maggiore della concentrazione di equilibrio tra le due fasi.

Quanto maggiore è la superficie di scambio e la differenza di concentrazione tra le due fasi, e tanto più efficiente sarà il funzionamento dell'impianto di lavaggio.

Per quanto attiene la *superficie di contatto* tra fase liquida e fase solida i fattori più rilevanti sono i seguenti:

- volume della torre di lavaggio
- dimensione delle gocce di liquido
- presenza di corpi di riempimento, loro forma e dimensione
- volume di acqua ricircolata nell'unità di tempo
- presenza di turbolenze all'interno della torre.

La dimensione delle gocce di liquido viene determinata dal tipo di spruzzatori adoperati che possono essere, in ordine decrescente di dimensioni delle gocce, semplici spruzzatori simili a quelli utilizzati nell'irrigazione, nebulizzatori a media pressione, o atomizzatori. Gocce più piccole hanno una maggiore superficie di scambio a parità di volume di liquido, tuttavia a questo vantaggio si contrappone una crescente complessità tecnica e costi gestionali più elevati. Infatti, se con gli spruzzatori è sufficiente la pressione di rete per l'alimentazione dell'acqua, con i nebulizzatori occorre una apposita pompa di mandata, e per gli atomizzatori è indispensabile addolcire l'acqua ed utilizzare aria ad elevatissima pressione per il corretto funzionamento.

I corpi di riempimento hanno il vantaggio di non richiedere alcuna tecnologia, tuttavia necessitano di periodici svuotamenti e lavaggi pena l'intasamento dello scrubber ad opera dei microrganismi che si formano su di essi fino a formare un unico ammasso impenetrabile all'aria. Tale operazione è in generale piuttosto disagiata e necessita comunque di un fermo dell'impianto.

Infine, è importante anche il volume d'acqua ricircolata, in quanto a parità degli altri fattori, il fatto di avere un maggior numero di gocce in circolazione migliora indubbiamente lo scambio.

La presenza di turbolenze nella torre rende più omogenea la distribuzione dei flussi di aria e acqua, a tutto vantaggio dell'efficienza di scambio.

Dal punto di vista delle *concentrazioni relative tra le due fasi*, necessarie al funzionamento, entrano in gioco altri fattori. Queste, infatti, non devono avere dei valori assoluti, ma dipendenti dalle caratteristiche chimico fisiche delle due fasi. Possiamo elencare i seguenti parametri che entrano in gioco:

- temperatura dell'aria da purificare
- temperatura del bagno di lavaggio
- presenza o meno del ricircolo
- presenza di reagenti nei bagni di lavaggio
- presenza di tensioattivi.

Senza entrare nel dettaglio, si può comprendere facilmente che la percentuale di abbattimento di inquinanti dipende da diversi parametri, molti dei quali non controllabili dall'operatore quali ad esempio temperatura dell'aria da trattare e gli effetti di volano termico esercitati dai bagni di lavaggio tra il giorno e la notte. La temperatura dei bagni occorre che sia al di sotto di alcune soglie limite, superate le quali non si riesce più a trattenere in fase liquida le sostanze da abbattere.

Il trattamento mediante ossidazione chimica prevede che nella torre venga fatta circolare una soluzione acquosa di un ossidante chimico; tra i più utilizzati sono i composti del cloro, l'ozono e l'acqua ossigenata.

Nei casi in cui la concentrazione dell'inquinante da abbattere sia molto elevata, la sola ossidazione chimica richiederebbe una notevole quantità di ossidante, elevando in tal modo il costo di gestione.

In questo caso è necessario un lavaggio per assorbire e quindi trasferire alcuni componenti dalla fase gassosa a quella liquida. L'assorbimento può essere puramente fisico, se si è in presenza di una semplice dissoluzione nell'assorbente, o chimico se il soluto reagisce con l'assorbente o con reagenti in esso disciolti.

I reagenti vengono adoperati per aumentare l'efficienza di abbattimento e così pure i tensioattivi in presenza di sostanze idrofobe. Essi, infatti, permettono di fissare alla fase liquida sostanze che altrimenti sfuggirebbero completamente alla azione dello scrubber.

Nel caso degli odori generalmente la natura e la complessità delle molecole richiedono impianti di abbattimento multi-stadio, con diverse soluzioni di lavaggio.

Ovviamente uno scrubber ha anche un'ottima efficacia nei confronti delle polveri presenti nell'aria, che vengono abbattute completamente. Spesso la funzione di depolverazione ed umidificazione dell'aria sono il motivo principale per cui si inserisce uno scrubber nel sistema di abbattimento.

I risultati possono essere soddisfacenti, tuttavia l'abbattimento ottenuto con questo metodo presenta una serie di necessità tecnologiche per il corretto funzionamento che portano ad elevare il costo di investimento e di gestione fino a livelli non competitivi con altri metodi. A corredo di tali sistemi, infatti, è necessario disporre di serbatoi contenenti i vari reagenti, di dosatori dei prodotti, di pompe di ricircolo con propri circuiti completi di tubazioni e di tutti gli strumenti di controllo delle varie reazioni. Va ricordato, inoltre, che le acque di lavaggio saturate sono generalmente smaltite con difficoltà e a costi elevati.

Gli scrubber vengono raramente adottati da soli, dal momento che la diversa natura delle arie esauste (elevati volumi, basse concentrazioni, ampia variabilità di composizione) da sottoporre al trattamento comporta un limite all'efficacia di un sistema di natura chimico fisica. Più spesso, sono adottati in combinazione con i biofiltri e, generalmente, a monte degli stessi, allo scopo di "limare" i picchi di concentrazione odorosa che si registrano in occasioni, ad esempio, dei riavviamenti. In tal caso al biofiltro è assegnato il ruolo di "finissaggio" delle arie pretrattate dallo scrubber onde conseguire le basse concentrazioni di odore prescritte dalle norme.

### Ossidazione biologica

#### **Biofiltri**

L'applicazione dell'**ossidazione biologica** per l'abbattimento delle emissioni gassose, nell'ultimo decennio ha trovato ampia diffusione nel settore del trattamento dei rifiuti contenenti materia organica.

I biofiltri sono stati originariamente concepiti per il trattamento di composti odorigeni e di sostanze volatili tossiche, (es. solventi organici) presso un'ampia varietà di impianti industriali. Con l'espansione del trattamento aerobico, quale metodo di trattamento e recupero di rifiuti organici, il campo di impiego di questi sistemi si è grandemente dilatato, stimolando la messa a punto di nuove soluzioni tecnologiche oggi disponibili sul mercato.

Le condizioni di miglior funzionamento dei sistemi biologici si hanno ad una concentrazione medio bassa di sostanze organiche nell'effluente da depurare. Tali condizioni sono tipiche degli effluenti originati da processi di trattamento biologico di rifiuti organici.

Lo schema generale di un apparato per biofiltrazione consiste, di un sistema di adduzione dell'aria contenente i composti odorigeni ad una unità riempita con un substrato particolato filtrante costituito da materiali quali cortecce, legno triturato, compost maturo, terreno od anche da materiale inerte, che consenta la formazione di uno strato di biomassa microbica attiva (biofilm) in grado di degradare i composti da trattare presenti nelle emissioni. È importante sottolineare che, la colonizzazione e le attività metaboliche avvengono all'interno del biofilm, ossia la pellicola d'acqua che si crea attorno alle particelle della matrice solida di cui il biofiltro è costituito. In particolare, i microrganismi di un biofiltro non fanno altro che completare la degradazione della sostanza organica di partenza di cui i composti odorosi sono composti intermedi di degradazione.

Il flusso da trattare viene finemente distribuito attraverso il mezzo filtrante mediante una rete di tubi dotati di piccoli fori di diffusione posta al fondo del biofiltro. Per evitare l'occlusione dei fori da parte della sovrastante colonna di matrice filtrante, la rete di tubi diffusori è, di solito, immersa in uno strato di ghiaia od altro materiale poroso, dotato di resistenza meccanica allo schiacciamento. L'aria, carica di odori in entrata al biofiltro, viene, generalmente, umidificata in modo da evitare la disidratazione del substrato biologicamente attivo.

Come il flusso odorigeno si diffonde attraverso il mezzo filtrante, i composti gassosi responsabili degli odori vengono adsorbiti alla superficie delle particelle dove vengono degradate dai microrganismi che ne colonizzano la superficie. Le matrici filtranti contengono un'elevata carica microbica, di norma nell'ordine, rispettivamente, di  $10^9$  batteri ed attinomiceti e di  $10^5$  funghi per grammo di materiale. Questi microrganismi ossidano i composti odorigeni in anidride carbonica, acqua e forme minerali inodori di azoto e zolfo, prima che il flusso d'aria fuoriesca dal biofiltro. Le matrici di riempimento dei biofiltri costituiscono il supporto fisico per le cellule microbiche e, nel caso di substrati organici quali il compost, anche come fonte di nutrienti per i microrganismi che degradano i composti odorigeni. D'altra parte, quando i biofiltri sono riempiti con matrici particolate inerti, il substrato di crescita per i microrganismi è costituito dalle stesse molecole odorigene che devono essere abbattute. In questi casi è però necessaria una fase preliminare di attivazione del biofiltro, il quale viene alimentato con un flusso gassoso umido contenente sostanze organiche e minerali in grado di sostenere la colonizzazione delle particelle da parte di un'abbondante flora microbica, a questo punto in grado di mineralizzare i composti odorigeni nel flusso gassoso oggetto di trattamento. Oltre alla necessaria presenza dei catalizzatori biologici (i microrganismi), la biofiltrazione si avvale di due importanti fenomeni che sono, l'adsorbimento e l'assorbimento. L'adsorbimento è il processo per cui le molecole volatili odorigene, gli aerosol ed, eventualmente, il particolato in sospensione nel flusso gassoso sono trattenuti e si concentrano sulla superficie delle particelle della matrice filtrante a seguito di attrazioni molecolari. L'assorbimento è, invece, il processo per cui i composti gassosi odorigeni si dissolvono nel sottile film acquoso che contorna la superficie delle particelle del materiale filtrante. Come i microrganismi ossidano le sostanze responsabili degli odori, i siti di adsorbimento all'interno della matrice di riempimento del biofiltro tornano ad essere disponibili per catturare nuove molecole di composti odorigeni trasportati dal flusso d'aria. Ciò determina l'auto-sostentamento del processo, prolungando la capacità filtrante del biofiltro.

In sintesi, è possibile operare una generale distinzione tra sistemi di biofiltrazione aperti e sistemi chiusi.

In un biofiltro aperto, la matrice filtrante viene normalmente posta in apposito contenitore collocato sulla superficie del suolo o in una vasca scavata nel terreno. In entrambi i casi, al fondo della struttura aperta di contenimento è sistemato il sistema di tubazioni per l'adduzione del flusso gassoso da trattare, ospitato in un letto di gaia. In entrata al biofiltro, può essere collocata, se necessaria, la sezione di umidificazione dell'aria in ingresso. La vasca viene poi riempita con la matrice filtrante.

Un sistema di biofiltrazione chiuso è, invece, simile ad un vero e proprio bioreattore, completamente isolato dall'ambiente esterno, solitamente fuori terra, nel quale viene fatta passare l'aria oggetto di trattamento. Al fondo del biofiltro, i tubi di adduzione del flusso gassoso sono collocati in un'intercapedine sovrastata da un setto metallico dotato di fori, sul quale è sistemato il mezzo filtrante. Quest'ultimo può essere arrangiato come un unico letto continuo ovvero disposto lungo l'altezza del reattore su ripiani, anch'essi dotati di fori, in modo da ottenere, all'interno del biofiltro, più strati di letto filtrante intercalati da settori vuoti. Finalmente, il flusso gassoso trattato fuoriesce dalla testa del reattore, nella quale viene mantenuto uno spazio in cui può essere eventualmente presente un sistema di nebulizzatori per l'umidificazione dell'aria e la possibile distribuzione di soluzione nutriente sulla matrice filtrante.

La tipologia di biofiltro da adottare dipenderà dalla disponibilità di spazio presso la stazione di trattamento, dalle condizioni climatiche del sito di insediamento dell'impianto e dalle risorse finanziarie. I biofiltri aperti richiedono, ovviamente, maggiori superfici e non sono indicati per situazioni di elevata piovosità. I biofiltri chiusi, ancorché più efficienti e controllabili, sono però decisamente più costosi.

Per un efficace controllo degli odori mediante l'impiego di biofiltri, è fondamentale considerare alcuni aspetti gestionali che possono prevedere anche sistemi di pretrattamento quali:

- rimozione del particolato;

- regolazione della temperatura che potrebbe essere necessaria per raggiungere il range ottimale per l'attività batterica compreso tra i 20-40°C;
- umidificazione, parametro che condiziona maggiormente l'efficienza del biofiltro, infatti i microrganismi richiedono adeguate condizioni di umidità per il loro metabolismo; condizioni di scarsa umidità possono portare alla cessazione dell'attività biologica, nonché, al formarsi di zone secche e fessurate in cui l'aria scorre, in vie preferenziali, non trattata. Un biofiltro troppo umido provoca, invece, problemi di trasferimento di ossigeno al biofilm, creazione di zone anaerobiche, lavaggio di nutrienti dal mezzo filtrante, formazione di percolato. Il contenuto di umidità ottimale del mezzo filtrante è nell'ordine del 40-60%. Va considerato, inoltre, che il metabolismo microbico genera esso stesso calore, che tende a determinare una essiccazione del materiale filtrante determinando congiuntamente una situazione di elevata capacità evaporativa da parte del flusso d'aria da trattare, per questo, in alcuni casi, il flusso in ingresso viene pretrattato per mantenerlo saturo di umidità;
- assicurare una omogenea distribuzione del flusso, sia attraverso la predisposizione di un sistema di distribuzione efficace al di sotto del letto di biofiltrazione, che mediante la prevenzione del compattamento della biomassa filtrante;
- mantenere un'adeguata capacità tampone del mezzo filtrante nei confronti del pH in modo da prevenire fenomeni di acidificazione, dovuta, per esempio, ad un eccessivo accumulo di solfati.

In sede di progettazione è, inoltre, fondamentale garantire il dimensionamento efficace dei letti di biofiltrazione. I parametri da considerare per il corretto dimensionamento sono il tempo di ritenzione e il carico specifico inteso come il quantitativo di aria da trattare nell'unità di tempo per unità di superficie, o meglio di volume. E' inoltre importante definire le altezze massime e minime del letto di biofiltrazione: spessori troppo contenuti sono maggiormente esposti al disseccamento ed alla formazione di canalizzazioni differenziali; altezze eccessive espongono invece maggiormente al rischio di compattamento.

In tabella 12 sono presentati i valori della capacità massima di rimozione relativa a differenti matrici filtranti, nei confronti di alcuni composti odorigeni trattati in biofiltro.

Nella tabella 13 sono riportate le efficienze dei biofiltri presenti nel BREF corrispondenti a particolari intervalli di concentrazione.

**Tabella 12:** Tassi di rimozione relativi ad alcuni composti odorigeni, passati attraverso biofiltri contenenti matrici filtranti differenti (da Williams & Miller 1992b).

| COMPOSTO           | Tasso massimo di rimozione                   |
|--------------------|--|
| Metilformiato      | 35 g/kg p.s. di mezzo <sup>(1)</sup> /die    |
| Idrogeno solforato | 5 g S/ kg p.s. di mezzo <sup>(1)</sup> /die  |
| Butilacetato       | 2,14 g/ kg p.s. di torba/die                 |
| Butanolo           | 2,41 g/ kg p.s. di torba/die                 |
| n-butano           | 2,40 g/ kg p.s. di compost/die               |
| Etilacetato        | 2,03 g/ kg p.s. di torba/die                 |
| Toluene            | 1,58 g/ kg p.s. di torba/die                 |
| Metanolo           | 1,35 g/ kg p.s. di mezzo <sup>(1)</sup> /die |
| Metantiolo         | 0,9 g S/ kg p.s. di torba/die                |
| Dimetil disolfuro  | 0,68 g S/ kg p.s. di torba/die               |
| Dimetil solfuro    | 0,38 g S/ kg p.s. di torba/die               |
| Ammoniaca          | 0,16 g N/ kg p.s. di torba/die               |

Note: <sup>(1)</sup> non altrimenti specificato, con densità apparente di 200 kg/m<sup>3</sup> p.s., peso secco.

**Tabella 13:** Efficienza di ritenzione dei biofiltri per alcuni intervalli di concentrazione dei principali composti dei trattamenti meccanico – biologici.

|                   | Concentrazione<br>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<br>min – max | Efficienza<br>(%)<br>min – max | Concentrazione<br>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<br>min – max | Efficienza<br>(%)<br>min – max | Concentrazione<br>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<br>min – max | Efficienza<br>(%)<br>min – max |
|-------------------|---|--------------------------------|---|--------------------------------|---|--------------------------------|
| Acetaldeide       | 2100 - 2500   | 78 - 89                        | 46 - 740  | 89 - 96                        | 4.900 - 6.100   | 99                             |
| n -Butilacetato   | 150 - 425   | 97 - 99                        | 30 - 120  | 83 - 96                        | 170 - 980   | 73 - 99                        |
| Etilbenzenc       | 250 - 310   | 12 - 42                        | 60 - 190  | 27 - 61                        | 250 - 740   | 16 - 43                        |
| 2 - Etiltoluene   | 180 - 220   | 33 - 41                        | 25 - 105  | 14 - 89                        | 80 - 270  | 25 - 55                        |
| 3,4 - Etiltoluene | 480 - 640   | 23 - 45                        | 70 - 260  | 38 - 96                        | 230 - 1.000   | 48 - 77                        |
| Limonene          | 1.700 - 4.300   | 29 - 40                        | 810 - 2.200   | 94 - 98                        | 1.300 - 3.700   | 30 - 63                        |
| Toluene           | 490 - 550   | 16 - 39                        | 130 - 280   |                                | 460 - 1.000   | 7 - 36                         |
| m/p - Xylenc      | 850 - 1.400   | 9 - 42                         | 280 - 620   | 30 - 71                        | 720 - 2.000   | 19 - 45                        |
| o - Xylene        | 260 - 290   | 23 - 41                        | 60 - 150  | 7 - 63                         | 160 - 650   | 20 - 45                        |
| Acetone           | 2.450 - 2.900   | 99 - 100                       | 1.200 - 2.800   | 99 - 100                       | 4.700 - 8.200   | 93 - 97                        |
| 2 - Butanone      | 960 - 2.800   | 99 - 100                       | 80 - 770  | 94 - 99                        | 370 - 11.000  | 95 - 100                       |
| Etanolo           | 5.200 - 5.300   | 100                            | 88 - 750  | 94 - 99                        | 14.000 - 18.000   | 100                            |
| $\alpha$ - Pinene | 370 - 700   | 8 - 44                         | 280 - 790   | 53 - 83                        | 560 - 930   | 5 - 39                         |
| $\beta$ - Pinene  | 330 - 800   | 12 - 44                        | 120 - 300   | 53 - 81                        | 230 - 490   | 38 - 49                        |

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" [132 UBA, 2003]

### Bioscrubber

I bioscrubber, ancora poco diffusi rispetto ai biofiltri, sono costituiti generalmente da una struttura di lavaggio dotata di un letto di corpi di riempimento ad elevato rapporto superficie/volume, attraverso la quale passa l'effluente gassoso da trattare, solitamente in controcorrente rispetto al flusso di acqua che viene fatta circolare, in modo da assicurare il massimo contatto fra fase gassosa e fase liquida. Sui corpi di riempimento, così come nell'acqua, si sviluppa un fango attivo (composto da biomassa microbica) che degrada e ossida sostanze odorose.

I bioscrubber sono preferiti ai biofiltri in presenza di concentrazioni medio-alte di composti inquinanti, in quanto presentano un più rapido adattamento a variazioni di composizione del gas inquinato e consentono inoltre un più agevole controllo del processo, dal momento che, attraverso l'emissione convogliata, è possibile un più semplice monitoraggio delle caratteristiche dell'aria trattata e l'aggiunta di correttivi (regolatori di pH) e nutrienti (N, P, K) alla soluzione di lavaggio. Non da ultimo, a parità di volumi d'aria trattati, le superfici occupate sono sensibilmente inferiori a quelle richieste dalla tradizionale biofiltrazione.

La gestione richiede una esperienza e professionalità maggiori di quelle previste per i più semplici sistemi di biofiltrazione, la tecnologia trova pertanto una scarsa applicabilità in impianti medio-piccoli.

Analogamente ai biofiltri, anche per i bioscrubber è necessario mantenere un habitat ottimale per i microrganismi, soprattutto attraverso il controllo del pH e della temperatura, cercando di evitare di avviare al bioscrubber composti tossici, effettuando un corretto dimensionamento della torre di lavaggio e del sistema di irrorazione del materiale di riempimento, riducendo al minimo le perdite di carico, effettuando periodici controlli di processo per evitare malfunzionamenti.

Al fine di evitare il formarsi di zone asciutte e di intasamenti, particolarmente importante è l'uniformità di distribuzione della soluzione di lavaggio sui corpi di riempimento. Deve essere previsto un adeguato scarico della soluzione assorbente satura e reintegro con acqua pulita per evitare la formazione di eccessi di sali e di depositi biologici, che possono portare a malfunzionamenti.

Analogamente alle torri di lavaggio chimico, il processo richiede un particolare impegno tecnico nella gestione; un ulteriore svantaggio è costituito dagli elevati volumi di acque di risulta, che possono di norma essere riciclate insieme alle acque di processo, ma in certe fasi dell'anno richiedono uno smaltimento in specifici impianti.

### **Efficacia ed applicazioni dei sistemi biologici di abbattimento degli odori**

Gli studi riportati fino ad ora nella letteratura tecnica e scientifica sull'impiego dei biofiltri assommano a più di un migliaio. I principali contributi sono stati forniti da autori tedeschi, olandesi ed in minore misura anche da altri paesi quali la Svizzera, il Giappone e l'Austria. Nell'ultimo decennio sono comparse anche esperienze italiane.

Molte applicazioni hanno riguardato anche il controllo di singoli inquinanti o di miscele di composti presenti nelle emissioni di impianti chimici, fonderie, industrie alimentari, allevamenti zootecnici, impianti di trattamento delle acque reflue e dei rifiuti. Tutte queste attività emettono grandi quantità di reflui gassosi che contengono basse concentrazioni (tipicamente meno di 1.000 ppm espresse come metano) di specifici inquinanti organici.

Lo studio di recenti applicazioni in campo industriale nel nostro Paese confermano quanto riportato dalla letteratura evidenziando le notevoli potenzialità applicative della biofiltrazione nell'ambito del risanamento ambientale.

La valutazione dell'efficacia dei sistemi di abbattimento e/o contenimento delle emissioni odorose viene effettuata con il calcolo del rapporto percentuale della differenza delle Unità Odorimetriche prima e dopo il trattamento di biofiltrazione.

Dall'analisi della letteratura emerge che i composti degradabili, tramite i processi di biofiltrazione, possono essere funzionalmente e schematicamente suddivisi in:

- a) composti inorganici, prevalentemente rappresentati da ammoniaca ed idrogeno solforato;
- b) composti maleodoranti, costituiti da miscele in bassa concentrazione di composti dello zolfo (metil ed etilmercaptani), ammine (metil, etilammine), composti carbonilici (aldeidi, chetoni) ed acidi grassi a catena corta (propionico, butirrico, ecc.);
- c) composti organici di diversa natura chimica (idrocarburi alifatici, aromatici, eterociclici, ecc.);
- d) composti alifatici alogeno-sostituiti quali idrocarburi alifatici clorurati.

Secondo numerosi studi a livello internazionale (tabella 14), l'efficienza nell'abbattimento di questi inquinanti varia a seconda del carico totale di sostanza per unità di volume di letto filtrante ed in funzione del tempo di contatto dell'effluente con il materiale filtrante; in ogni caso, i valori medi stimati possono essere compresi nell'intervallo 50 - 90%, con punte per alcune sostanze facilmente biodegradabili, quali alcoli, eteri, aldeidi, chetoni, esteri ed idrocarburi aromatici monociclici, intorno al 99%.

**Tabella 14:** Efficienza di rimozione per diversi composti odorosi in un biofiltro ("ODOR CONTROL - Completing the Compositz Process", INTERNATIONAL PROCESS SYSTEMS, INC.)

| Composto odoroso                          | Tasso di rimozione % |
|---|----------------------|
| Aldeidi                                   | 92-99,9              |
| Ammine, ammidi                            | 92-99,9              |
| Ammoniaca                                 | 92-95                |
| Benzene                                   | >92                  |
| Limonane                                  | 96                   |
| Monossido di carbonio                     | 90                   |
| Dimetilsulfide                            | 91                   |
| Etanolo, di acetile, metilacetilcarbinolo | 96                   |
| Acido solfidrico                          | 98-100               |
| Isobutano, n-butano                       | 95-98                |
| Mercaptani                                | 92-95                |
| Acidi organici                            | 99,9                 |
| Solfuri e disolfuri organici              | 90-99,9              |
| Idrocarburi poliaromatici                 | 95-100               |
| Propano                                   | 92-98                |
| Diossido di zolfo                         | 97-99                |
| Terpeni                                   | >98                  |

Va anche rilevato che il grado di rimozione dei singoli composti per mezzo di biofiltri negli impianti di trattamento meccanico - biologico non è molto elevato in alcuni casi.

Per NMTOC (Non Methane TOC) essi raggiungono una efficienza del 40 - 70%.

Per il metano l'efficienza è pressoché nulla.

L'efficienza dei biofiltri nella rimozione dei singoli composti presenti nelle arie esauste degli impianti di trattamento meccanico - biologico è quindi: buona per gli NMTOC (es. acetone, acetaldeide, etanolo), moderata per BTEX (Benzene, Toluene, Etilbenzene e Xileni) e nulla per CFC.

Le efficienze per la parziale degradazione dell' $\text{NH}_3$  possono essere migliorate tramite l'utilizzo di scrubbers con impiego di acidi (es. Acido solforico per l'assorbimento dell'ammoniaca).