

GAZZETTA  UFFICIALE
DELLA REPUBBLICA ITALIANA

PARTE PRIMA

Roma - Giovedì, 7 giugno 2007

SI PUBBLICA TUTTI
I GIORNI NON FESTIVI

DIREZIONE E REDAZIONE PRESSO IL MINISTERO DELLA GIUSTIZIA - UFFICIO PUBBLICAZIONE LEGGI E DECRETI - VIA ARENULA 70 - 00186 ROMA
AMMINISTRAZIONE PRESSO L'ISTITUTO POLIGRAFICO E ZECCA DELLO STATO - LIBRERIA DELLO STATO - PIAZZA G. VERDI 10 - 00198 ROMA - CENTRALINO 06 85081

N. 133

MINISTERO DELL'AMBIENTE
E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO
E DEL MARE

DECRETO 29 gennaio 2007.

Emanazione di linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili in materia di gestione dei rifiuti, per le attività elencate nell'allegato I del decreto legislativo 18 febbraio 2005, n. 59.

S O M M A R I O

MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE

DECRETO 29 gennaio 2007. — <i>Emanazione di linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili in materia di gestione dei rifiuti, per le attività elencate nell'allegato I del decreto legislativo 18 febbraio 2005, n. 59</i>	Pag. 3
ALLEGATO	» 5

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

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 chimico-fisico e biologico dei rifiuti liquidi)

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
- dott. Antonio Stifanelli designato da Federambiente.

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

- dott. Federico Foschini (APAT)
- dott. Andrea Massimiliano Lanz (APAT),

Ha collaborato ai lavori il dott. Renato Bargna (ECODECO).

INDICE

- A) SCOPI ED OBIETTIVI
- B) IDENTIFICAZIONE DELLA NORMATIVA AMBIENTALE RILEVANTE NEL SETTORE
- B.1 Normativa comunitaria
 - B.2 Normativa nazionale
- C) RICOGNIZIONE DELLA SITUAZIONE DEL SETTORE, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO ALLE SPECIFICITÀ DEL TESSUTO INDUSTRIALE NAZIONALE
- D) DESCRIZIONE DEL PROCESSO DI PRODUZIONE E DEGLI IMPIANTI PER I QUALI SONO ANALIZZATE LE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI
- D.1 Introduzione
 - D.2 Trattamenti chimico-fisici dei rifiuti liquidi
 - D.2.1 Separazione meccanica dei componenti non solubili
 - D.2.1.1 Sedimentazione/flocculazione
 - D.2.1.2 Flottazione
 - D.2.1.3 Filtrazione
 - D.2.1.4 Microfiltrazione ed ultrafiltrazione
 - D.2.1.5 Separazione delle emulsioni oleose
 - D.2.2 Separazione chimico-fisica di composti solubili non biodegradabili
 - D.2.2.1 Osmosi inversa e nanofiltrazione
 - D.2.2.2 Elettrodialisi
 - D.2.2.3 Adsorbimento
 - D.2.2.4 Scambio ionico
 - D.2.2.5 Precipitazione
 - D.2.2.6 Ossidazione chimica
 - D.2.2.7 Processo di ossidazione ad umido (wet air oxidation)
 - D.2.2.8 Riduzione chimica
 - D.2.2.9 Strippaggio con aria
 - D.2.2.10 Distillazione/rettifica
 - D.2.2.11 Evaporazione
 - D.2.2.12 Estrazione con solvente
 - D.3 Trattamenti biologici dei rifiuti liquidi
 - D.3.1 Trattamenti aerobici
 - D.3.2 Trattamenti anaerobici
 - D.4 Stoccaggio rifiuti liquidi, linea fanghi e depurazione gas esausti
 - D.4.1 Stoccaggio rifiuti liquidi
 - D.4.2 Linea fanghi
 - D.4.3 Linea depurazione gas esausti

- E) INDIVIDUAZIONE DELLE BAT, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO, OVE DISPONIBILI, ALLE CONCLUSIONI DEI BREF COMUNITARI
- E.1 Concetto generale delle migliori tecniche e tecnologie per lo specifico settore
 - E.2 Aspetti tecnici e tecnologici dello specifico settore
 - E.3 Aspetti ambientali
 - E.3.1 Trattamenti chimico-fisici
 - E.4 Aspetti ambientali: emissioni
 - E.4.1 Trattamenti chimico-fisici
 - E.4.2 Trattamenti biologici
 - E.5 Individuazione delle migliori tecniche e tecnologie per lo specifico settore in Italia
 - E.5.1 Migliori tecniche e tecnologie per il trattamento dei rifiuti liquidi
 - E.5.1.1 Criteri generali e sistemi di monitoraggio
 - E.5.1.2 Attività di informazione
 - E.5.1.3 Stoccaggio e movimentazione
 - E.5.1.4 Trattamento delle emissioni gassose
 - E.5.1.5 Gestione dei reflui prodotti nell'impianto
 - E.5.1.6 Gestione dei rifiuti prodotti dall'impianto
 - E.5.2 Migliori tecniche e tecnologie per i trattamenti chimico-fisici
 - E.5.2.1 Criteri generali
 - E.5.2.2 Tecniche specifiche per categoria di inquinante
 - E.5.3 Migliori tecniche e tecnologie per i trattamenti biologici
 - E.5.3.1 Criteri generali
 - E.5.3.2 Tecniche specifiche per alcune tipologie di sostanze ed impianti di trattamento
- F) APPROFONDIMENTO, OVE NECESSARIO, DELLE TECNICHE ANALIZZATE NEI BREF COMUNITARI E DEFINIZIONE, OVE POSSIBILE, DEL RANGE DI PRESTAZIONE DELLE DIVERSE TECNICHE
- F.1 Introduzione
 - F.2 Trattamento di rifiuti liquidi contenenti cianuri
 - F.3 Trattamento di rifiuti liquidi contenenti cromo esavalente
 - F.4 Riutilizzo di acidi forti esausti nei trattamenti di rifiuti liquidi
 - F.5 Rimozione biologica dello zolfo e dei metalli pesanti
 - F.6 Rimozione biologica dell'azoto
 - F.7 Trattamenti dei fanghi
 - F.7.1 Ispessimento e disidratazione dei fanghi
 - F.7.2 Stabilizzazione e condizionamento
 - F.7.3 Ossidazione termica
 - F.8 Ossidazione chimica con ozono
 - F.9 Trattamento dei percolati di discarica
- G) IDENTIFICAZIONE DI EVENTUALI TECNICHE ALTERNATIVE E DEFINIZIONE, OVE POSSIBILE, DEL RANGE DI PRESTAZIONE DI TALI TECNICHE
- G.1 Reattori biologici sequenziali (SBR Sequencing batch reactors)
 - G.2 Bioreattori (MBR)

- G.3 Sistemi di arricchimento ossigeno
 - G.4 Trattamento anaerobico del percolato di discariche di rifiuti urbani con reattori a biomassa adesiva
 - G.5 Rimozione biologica del fosforo
 - G.6 Stagni biologici (o lagunaggi)
- H) 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.1 Configurazione base dell'impianto
 - H.1.1 Ricevimento, stoccaggio e movimentazione
 - H.1.2 Migliori tecniche e tecnologie per i trattamenti chimico-fisici e biologici dei rifiuti liquidi
 - H.1.3 Limitazione delle emissioni
 - H.1.4 Migliori tecniche di gestione degli impianti di trattamento chimico-fisico e biologico dei rifiuti liquidi
 - H.1.5 Piano di gestione operativa
 - H.1.6 Programma di sorveglianza e controllo (PSC)
 - H.2 Strumenti di gestione ambientale
 - H.2.1 Personale
 - H.2.2 Benchmarking
 - H.2.3 Certificazione
 - H.2.4 Sistemi di supervisione e controllo
 - H.2.5 Comunicazione e consapevolezza pubblica
 - H.3 Aspetti di pianificazione e gestione
 - H.3.1 Ubicazione dell'impianto
 - H.3.2 Trasporti e collegamento al sistema viario
- I) ANALISI DELL'APPLICABILITÀ AD IMPIANTI ESISTENTI DELLE TECNICHE DI PREVENZIONE INTEGRATA DELL'INQUINAMENTO ELENCALE AL PUNTO PRECEDENTE, ANCHE CON RIFERIMENTO AI TEMPI DI ATTUAZIONE
- I.1 Applicazione delle BAT
 - I.1.1 Le dimensioni dell'impianto
 - I.1.2 L'età dell'impianto
 - I.1.3 Le caratteristiche dei rifiuti trattati
 - I.1.4 Presenza di vincoli di carattere tecnico
 - I.1.5 Interventi per l'applicazione delle BAT
- J) FATTIBILITÀ ECONOMICA DELLE TECNICHE ELENCALE ANALIZZATA ATTRAVERSO ANALISI COSTI-BENEFICI
- K) DEFINIZIONE DEI CRITERI DI INDIVIDUAZIONE E UTILIZZAZIONE DELLE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI
- K.1 La definizione di BAT
 - K.1.1 La direttiva 96/61/CE
 - K.1.2 Impatto ambientale e rischi
 - K.1.3 Fattibilità tecnico-economica
 - K.1.4 Processo decisionale per l'individuazione delle BAT
 - K.2 Criteri di individuazione delle BAT
 - K.2.1. Impiego di tecniche a scarsa produzione di rifiuti

K.2.2 Impiego di sostanze meno pericolose

K.3 Processi, sistemi o metodi operativi sperimentati su scala industriale

K.4 Progressi in campo tecnico e evoluzione delle conoscenze in campo scientifico

K.5 Natura, effetti e volume delle emissioni

K.6 Messa in funzione degli impianti nuovi o esistenti

K.7 Tempo richiesto per l'adozione di una migliore tecnica disponibile

K.8 Consumo di risorse

K.9 Prevenzione e riduzione dell'impatto globale sull'ambiente

K.10 Prevenzione degli incidenti e minimizzazione degli effetti

Glossario

Definizioni

Abbreviazioni ed acronimi

Riferimenti bibliografici

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 dei lavori del GTR "Gestione dei rifiuti", sottogruppo "Impianti di trattamento chimico fisico e biologico di rifiuti liquidi".

Va evidenziato che l'oggetto delle presenti Linee Guida è trattato solo in parte nel documento Europeo "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" (WT BRef). Si è potuto, comunque, far ricorso anche al "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector" (CWW BRef) che, sebbene indirizzato specificatamente al settore dei reflui industriali, fornisce informazioni dettagliate in merito a diverse operazioni di trattamento chimico fisico e biologico, applicabili anche ai rifiuti liquidi. Nella maggior parte dei casi, infatti, le conformazioni impiantistiche e le soluzioni tecnologiche adottate per il trattamento dei rifiuti liquidi e delle acque reflue sono le medesime; va, tuttavia, rilevato che la categoria di impianti deputata al solo trattamento di acque reflue non è sottoposta alla disciplina IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control).

Si precisa che, nell'ordinamento nazionale, i rifiuti liquidi rientrano nel campo di applicazione della parte quarta del decreto legislativo 152/2006 ad esclusione, in base alle deroga individuata all'articolo 185, comma b), degli scarichi idrici (esclusi i rifiuti liquidi costituiti da acque reflue), che sono, invece, regolamentati dalla parte terza del decreto legislativo stesso. All'articolo 74, comma 1), lettera ff) viene definita con il termine di scarico "*qualsiasi immissione di acque reflue in acque superficiali, sul suolo, nel sottosuolo e in rete fognaria, indipendentemente dalla loro natura inquinante, anche sottoposte a preventivo trattamento di depurazione. Sono esclusi i rilasci di acque previsti all'articolo 114; (dighe)*". La parte terza de D.Lgs 152/2006 regola, pertanto, solo le acque reflue che vengono scaricate, nel rispetto dei limiti di legge, nei corpi recettori. In tutti gli altri casi, ivi compreso lo scarico indiretto con trasporto, prevale, invece, la disciplina prevista dalla parte quarta del decreto legislativo.

Scopo principale del presente documento è quello di costituire un riferimento sulle conoscenze tecniche e tecnologiche dello specifico settore, 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:

- descrizioni approfondite dei principali processi di trattamento chimico fisico e biologico attualmente utilizzati a livello nazionale ed europeo;
- informazioni riguardo agli attuali livelli di emissioni ed ai consumi di risorse (materie prime ed energia) del settore;

- indicazioni su alcune 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, dalle caratteristiche dell'impianto di trattamento e, soprattutto, dalle condizioni locali nel quale lo specifico impianto è installato.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

B. IDENTIFICAZIONE DELLA NORMATIVA AMBIENTALE RILEVANTE NEL 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

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/CE 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) n. 793/93 del 23 marzo 1993 *"Valutazione e controllo dei rischi presentati dalle sostanze esistenti".*

Reg. (CEE)n. 1488/94 del 28 giugno 1994 *"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".*

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

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.*

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

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 Policlorotrifenili (PCB/PCT).*

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.*

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

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

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).

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/CE 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.

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 2002/96/CE del 27 gennaio 2003 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.

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

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

D.Lgs 27 gennaio 1992, n. 99 "Attuazione della direttiva 86/278/CEE concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura"

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 CONAP".

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 D.L. 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 relativa alle 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. 1 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 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”*.

Decreto 16 gennaio 2004, n. 44 *“Recepimento della direttiva 1999/13/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.Lgs. 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.Lgs. 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 promunce 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 promunce 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 così come 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).

Sicurezza e Igiene del 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 ravvicinamento 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.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”.

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 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”.
- 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”.

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”

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

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

Il settore del trattamento dei reflui e dei rifiuti liquidi è caratterizzato da una particolare complessità, dovuta a molteplici fattori, principalmente legati alla numerosità ed all'estensione territoriale degli impianti, alla varietà di tipologie di trattamento adottate ed all'esistenza di numerose soluzioni impiantistiche.

Al fine di tracciare un quadro di riferimento sulla situazione impiantistica in Italia, relativamente al trattamento chimico-fisico e biologico dei rifiuti liquidi, appositi censimenti vengono condotti e pubblicati, nei Rapporti annuali sulla gestione dei rifiuti, dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

D) DESCRIZIONE DEL PROCESSO DI PRODUZIONE E DEGLI IMPIANTI PER I QUALI SONO ANALIZZATE LE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI

D.1 Introduzione

Le misure di prevenzione della produzione di rifiuti rappresentano, senz'altro, la prima opzione al fine di pervenire ad una riduzione dell'utilizzo delle risorse e ad una minimizzazione delle emissioni nell'ambiente.

Mediante l'ottimizzazione dei processi produttivi è possibile ridurre la produzione di residui direttamente alla fonte, prima ancora che essi diventino rifiuti, ed ottenere, in molti casi, una limitazione dei costi di trattamento nonché un incremento dell'efficienza economica grazie ad una migliore resa di processo e/o ad una riduzione della materia prima utilizzata. Ciononostante, le operazioni di trattamento dei rifiuti continueranno ancora ad avere un ruolo essenziale, ai fini di un controllo delle emissioni nell'ambiente, soprattutto per quei processi o impianti industriali per cui adeguate misure di integrazione, volte ad ottimizzare i cicli produttivi, risultano di difficile attuazione (si vedano, in particolar modo, impianti o processi produttivi già esistenti).

I rifiuti liquidi, che vengono in genere avviati a centri di trattamento polifunzionali o ad impianti di depurazione di acque reflue, possono essere distinti in base alle rispettive caratteristiche qualitative che dipendono, sostanzialmente, dal processo produttivo di origine e dalle sostanze contenute; le principali classificazioni sono:

- reflui organici biodegradabili
- reflui contenenti sostanze organiche biorefrattarie
- reflui contenenti solidi sospesi
- acque di verniciatura
- acque di lavaggio
- reflui contenenti metalli pesanti
- reflui contenenti solventi
- reflui contenenti cianuri
- reflui contenenti Cr(VI)
- emulsioni oleose
- percolati di discarica
- reflui contenenti ammoniaca
- reflui contenenti oli
- soluzioni acide esauste
- soluzioni alcaline esauste
- fanghi pompabili provenienti da trattamento chimico-fisico
- fanghi pompabili provenienti da trattamento biologico

La classificazione sopra riportata si basa su criteri tecnologici e trae origine dalla considerazione che l'effettiva processabilità di un rifiuto in un centro dotato di specifiche linee di trattamento chimico-fisico e/o biologico, è direttamente connessa alle caratteristiche qualitative del rifiuto stesso, spesso ancor più che all'identificazione dell'attività produttiva di provenienza.

Per le caratteristiche dei reflui prodotti dalle principali attività industriali si rimanda ai BRef specifici di settore o alla letteratura tecnica sull'argomento.

Il corretto funzionamento di un depuratore chimico-fisico e ancor più di uno biologico, dipendono dalla costanza quali-quantitativa della sua alimentazione; se tale condizione può essere realizzata con attenzione presso i depuratori di acque reflue urbane o presso i depuratori al servizio di specifiche linee di produzione industriali, molta più cura richiede un depuratore destinato a ricevere reflui estremamente diversi tra loro, come nel caso dei centri polifunzionali.

E' pertanto essenziale che ogni linea di depurazione del centro sia dotata di adeguate sezioni di stoccaggio ed omogeneizzazione, nelle quali attuare per partite omogenee, secondo gli indirizzi del laboratorio chimico, opportune miscele dei reflui e regolarne il dosaggio ai depuratori sia in termini di natura chimico-fisica, che di richiesta di carico e di nutrienti da parte della biomassa. Va rilevato che sebbene il trattamento chimico-fisico di chiariflocculazione ed i trattamenti biologici di tipo aerobico coprano la maggior parte del fabbisogno di smaltimento, la gamma di trattamenti ai quali possono essere sottoposti i rifiuti liquidi è, in generale, molto ampia.

Diverse possono essere, inoltre, le configurazioni impiantistiche; a titolo esemplificativo vengono di seguito schematizzate quelle più frequentemente adottate sia per quanto concerne gli impianti dedicati al trattamento dei soli rifiuti liquidi sia per quanto riguarda gli impianti "misti" che effettuano il trattamento combinato di acque reflue e rifiuti liquidi (figure D.1 - D.2).

Figura D.1 Configurazioni impiantistiche dei trattamenti chimico-fisici e biologici dei rifiuti liquidi in impianti "dedicati"

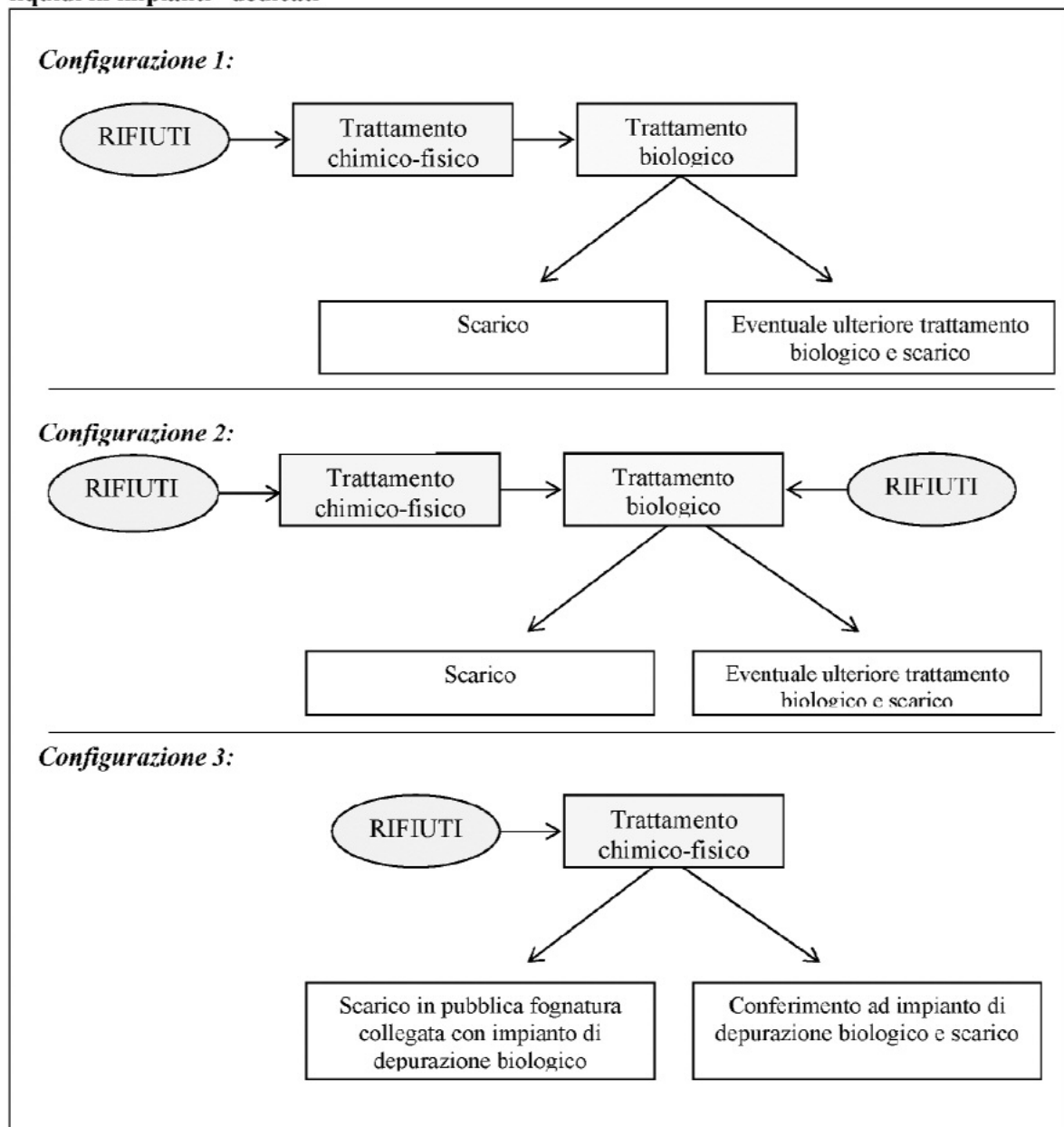
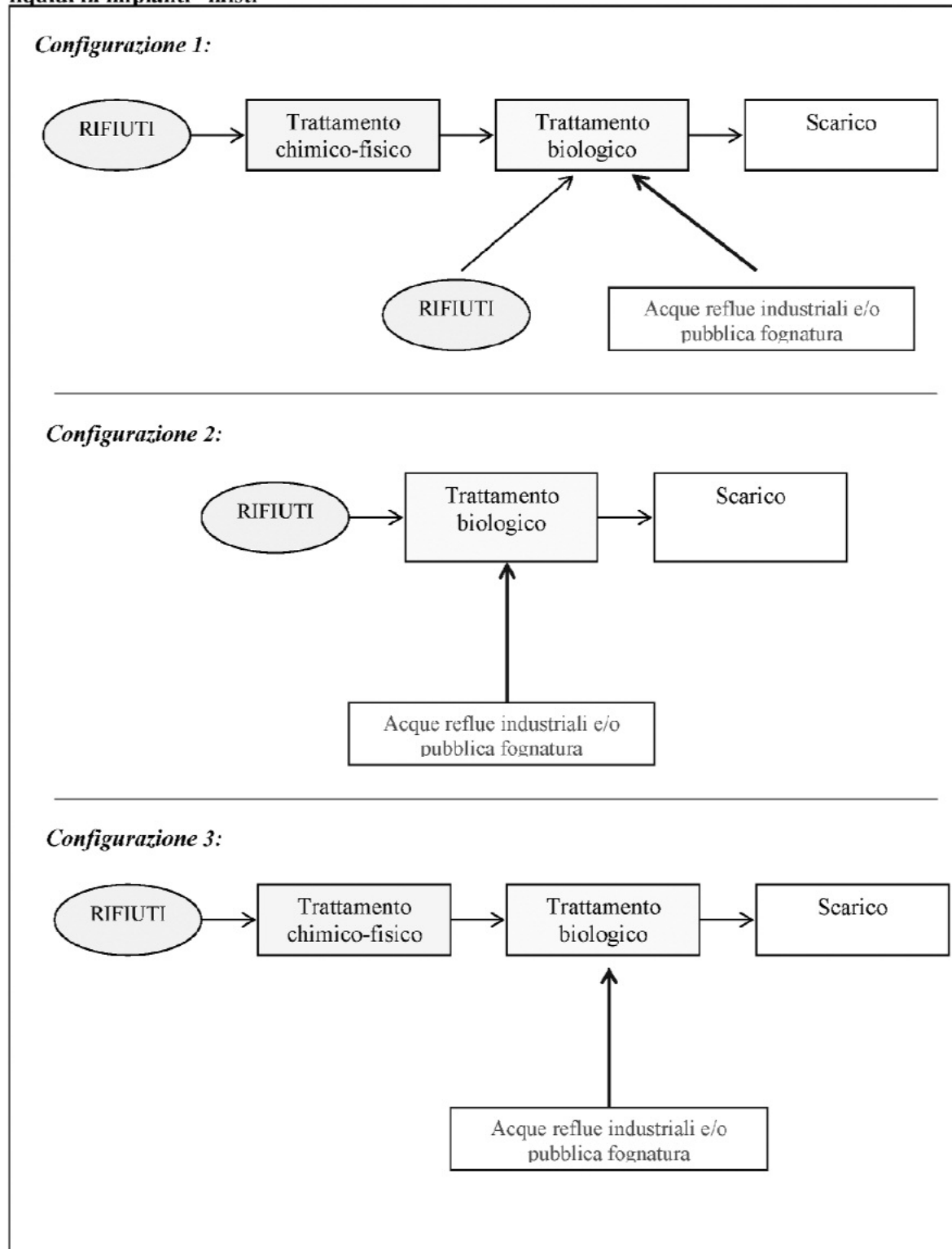


Figura D.2 – Configurazioni impiantistiche dei trattamenti chimico-fisici e biologici dei rifiuti liquidi in impianti “misti”

In tabella D.1 viene riportato uno schema dei principali processi individuati per il trattamento dei rifiuti liquidi e dei fanghi pompabili, mentre, in tabella D.2 vengono descritte alcune delle tecnologie comunemente adottate per la rimozione dei maggiori contaminanti. Tali tabelle sono frutto di elaborazioni condotte a livello europeo (documento di lavoro "Second Draft Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries", Gennaio 2004, e "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"), per cui non intendono rappresentare la situazione italiana del settore e non devono essere in alcun modo interpretate come un elenco esaustivo e definitivo di trattamenti applicabili alle diverse tipologie di rifiuto (che risultano decisamente molto più numerosi).

Tabella D.1: Principali processi di trattamento dei rifiuti liquidi

Tipo di rifiuto	Trattamento biologico	Trattamento chimico-fisico	Riciclaggio	Uso come combustibile
Liquidi				
Oli esausti (inclusi quelli di origine vegetale), oli contaminati con acqua.			●	●
Emulsioni di oli e acqua	●	●		●
Rifiuti acquosi contaminati con olio		●		●
Idrocarburi liquidi e semi-solidi (ad es. vernici, solventi viscosi)			●	●
Solventi organici			●	●
Acidi e basi			●	
Acque reflue	●			
Liquidi acquosi biodegradabili (ad es. rifiuti alimentari, metanolo e altri solventi miscibili con acqua)	●			
Reflui contenenti acidi/basi neutralizzati, metalli precipitati e altro particolato solido		●		
Acido cloridrico, solforico, nitrico, fluoridrico, fosforico e sali derivanti da acidi (ad es. cloruro di argento)		●		
Sali e soluzioni contenenti cianuro, pesticidi, biocidi e contaminati da prodotti preservanti del legno.		●		
Ossido di cromo (CrO ₃)		●		
Sali di cianuro, ad es., cianuro di sodio da trattamenti di superfici metalliche		●		
Metalli in soluzione (ad es. Zn, Ni, Cr, Pb, Cu)		●		
Fanghi				
Fanghi da impianti di trattamento acque reflue				●
Miscele olio/acqua	●	●		●
Effluenti da operazioni di disidratazione (anche usati per rifiuti acquosi contaminati con olio)		●		
Fanghi da operazioni di sedimentazione		●		

Fonte: "Second Draft Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries"

Tabella D.2: Tecnologie di rimozione dei principali contaminanti dei rifiuti liquidi

Tecnica di trattamento	SS	BOD COD TOC	COD bio- refrattario	AOX EOX	N- totale	N-NH ₄ (NH ₃)	P-PO ₄	Metalli Pesanti	Fenoli	Oli
Sedimentazione/Flocculazione	●	● ^a						● ^h		
Flottazione	●	● ^b						● ^h		●
Filtrazione	●	● ^a						● ^h		
Microfiltr./ultrafiltrazione	● ^c	● ^a								
Separazione emulsioni oleose		●								●
Precipitazione chimica							●	●		
Cristallizzazione							●	●		
Ossidazione chimica		●	●	●					●	
Ossidazione ad umido (wet air oxidation)		●	●	●					●	
Ossidaz.conacqua supercritica		●	●	●					●	
Riduzione chimica										
Idrolisi chimica										
Nanofiltrazione/osmosi inversa		●	●	●				●		
Adsorbimento		●	●	●				●		
Scambio ionico		● ^d						●		
Estrazione con solvente		●	●	●						
Distillazione o rettifica		●	●	●						
Evaporazione		● ^e						●		
Strippaggio con aria		● ^f		●		●				
Digestione anaerobica		●		● ^g	● ^g			● ^j		
Digestione aerobica		●		● ^g			●		●	
Nitri/denitrificazione					●	●				

Note alla tabella:

^a solo solidi

^b frazione organica non solubile

^c finemente dispersi e a bassa concentrazione

^d composti organici ionici

^e composti organici non volatili

^f composti organici volatili

^g solo la frazione biodegradabile

^h composti metallici non solubili

^j precipitati come solfuri in presenza di solfati

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

D.2 Trattamenti chimico-fisici dei rifiuti liquidi

In questo paragrafo vengono descritti i principali processi chimico-fisici che trovano normalmente applicazione nel trattamento dei rifiuti liquidi e vengono associate, a ciascun processo, le tipologie di rifiuti trattabili in funzione delle sostanze contenute.

Gli impianti di trattamento chimico fisico, progettati per garantire il massimo recupero di materiali riciclabili con il minimo utilizzo di materiali ausiliari, sono utilizzati al fine di:

- consentire il raggiungimento degli obiettivi di protezione ambientale, ed in particolare, nel caso di trattamento di rifiuti liquidi, garantire la salvaguardia delle risorse idriche. Gli impianti di trattamento chimico fisico, pertanto, sono finalizzati alla rimozione delle sostanze pericolose e/o alla loro conversione in sostanze non pericolose;

- consentire, in generale, un corretto smaltimento di elevati quantitativi di rifiuti liquidi acquosi e di rifiuti liquidi che richiedono particolari modalità di gestione.

L'attività di trattamento può essere effettuata presso impianti dedicati, oppure come pretrattamento in impianti misti in cui, a valle della sezione chimico-fisica è prevista una sezione di depurazione biologica destinata, eventualmente, anche al trattamento degli scarichi idrici di processo prodotti in proprio o, comunque, convogliati tramite condotta fognaria. Nelle presenti Linee Guida, per impianti di trattamento chimico-fisico si intendono quelli a valle dei quali i rifiuti liquidi trattati possono essere recapitati nei corpi idrici recettori senza ulteriori trattamenti; si definiscono, invece, impianti di pretrattamento chimico-fisico quelli a valle dei quali i rifiuti liquidi sono dotati ancora di un carico inquinante tale da richiedere ulteriori trattamenti biologici, anche presso impianti diversi, prima dello scarico nei corpi idrici recettori.

Gli impianti di trattamento chimico-fisico ricevono, generalmente, rifiuti liquidi acquosi o fanghi caratterizzati da un elevato contenuto di acqua (>80% p/p) operando la rimozione delle sostanze contaminanti, ad esempio mediante reazioni di ossidazione, riduzione e neutralizzazione e/o attraverso operazioni di filtrazione, sedimentazione, distillazione, scambio ionico, ecc. L'acqua viene, successivamente, destinata ad ulteriori trattamenti prima di essere scaricata, nel rispetto delle disposizioni fissate dalla normativa in materia di acque, nel sistema fognario o nei corpi recettori.

Gli impianti vengono configurati caso per caso a seconda dei requisiti richiesti o del tipo di applicazione a cui sono destinati; ogni singolo impianto è, pertanto, caratterizzato da una propria specifica dotazione tecnologica e gestionale strettamente dipendente della tipologia di rifiuto trattato e, per tale ragione, non può essere individuata una tipologia standard di trattamento chimico-fisico. Infatti, sebbene tutti gli impianti prevedano, in generale, la presenza di laboratori ed ispezioni regolari per il monitoraggio dei processi e tendano ad effettuare, principalmente, operazioni di neutralizzazione, le differenti modalità di pretrattamento e gestione dei fanghi adottate e le diverse combinazioni dei flussi di rifiuti in entrata fanno sì che ogni processo sia da considerarsi praticamente unico.

Gli impianti di trattamento chimico-fisico possono operare:

- in continuo (particolarmente indicato per elevati flussi in entrata, per i rifiuti caratterizzati da una composizione relativamente costante e per operazioni automatizzate)
- in batch (particolarmente indicato per il trattamento di rifiuti caratterizzati da una composizione e da una reattività molto variabile)

Le operazioni unitarie tipicamente utilizzate sono: setacciatura, stoccaggio, neutralizzazione, sedimentazione, precipitazione/flocculazione, scambio ionico, ossidazione/riduzione, adsorbimento/assorbimento, evaporazione/distillazione, filtrazione su membrana, strippaggio, estrazione, filtrazione, disaggregazione delle emulsioni oleose. Frequentemente, per il corretto trattamento, è necessario combinare più operazioni unitarie sulla base della specifica composizione del rifiuto liquido e della sua reattività.

D.2.1 Separazione meccanica dei componenti non solubili

Le sostanze insolubili contenute nei rifiuti liquidi possono essere di diverso tipo e, più in particolare, possono consistere in materiali inerti, sostanze pericolose quali metalli pesanti e loro composti, liquidi immiscibili con l'acqua (ad esempio oli e grassi) e particelle colloidali. Le principali tecniche finalizzate alla separazione di tali contaminanti vengono di seguito descritte.

D.2.1.1 Sedimentazione/flocculazione

Per sedimentazione si intende l'operazione di separazione dall'acqua delle particelle solide e del materiale in sospensione mediante precipitazione gravitazionale (ad esempio, ispessimento dei

fanghi). I solidi precipitati vengono rimossi come fanghi dal fondo del sedimentatore mentre i materiali flottanti vengono raccolti per scrematura dalla superficie.

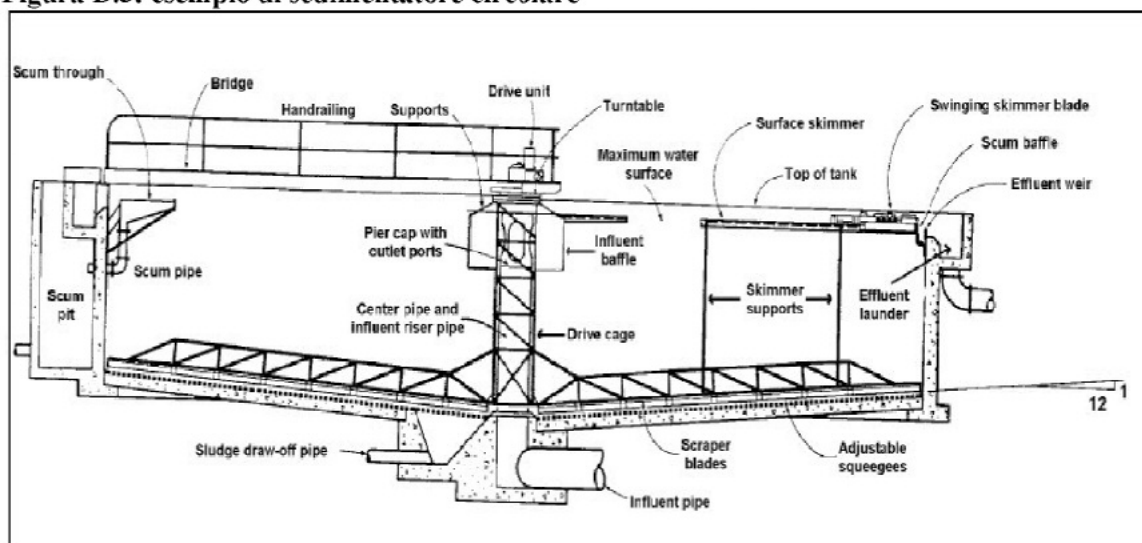
Per la separazione di alcune particelle può essere sfruttata la semplice precipitazione gravitazionale mentre per altre, caratterizzate da densità troppo simile a quella dell'acqua o tendenti a formare colloidali, è richiesta l'aggiunta di specifici flocculanti chimici quali:

- Solfato di alluminio
- Solfato ferroso
- Cloruro di ferro (II/III)
- Calce
- Polialluminio cloruro
- Polialluminio solfato
- Polimeri organici

L'agente flocculante determina la destabilizzazione del campo elettrico colloidale, ovvero l'annullamento delle cariche elettriche superficiali che ostacolano l'aggregazione delle particelle. Si formano, in tal modo, fiocchi in grado di coagulare ed agglomerare le piccole particelle sospese (calce, silice, ferro, metalli pesanti, coloranti, sostanze organiche) che vengono adsorbite superficialmente e collegate a ponte, andando a formare aggregati di dimensioni e peso maggiori che tendono facilmente a decantare (flocculazione).

I sedimentatori più utilizzati sono quelli "a fondo piatto", di forma rettangolare o circolare (figura D.3), dimensionati in modo da garantire un tempo di residenza di circa 1½ - 2½ ore e dotati di un raschiatore di fondo per la raccolta dei fanghi e di un sistema di sfioro e captazione dei materiali surnatanti.

Figura D.3: esempio di sedimentatore circolare



Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Dati operativi

I risultati delle tecniche di chiariflocculazione per sedimentazione o flottazione dipendono dalla granulometria delle particelle e dal loro peso specifico.

Al fine di agevolare la sedimentazione o la flottazione o per minimizzare la variabilità delle caratteristiche dei solidi sospesi nel refluo da trattare, si ricorre, spesso, all'aggiunta di reagenti chimici.

Il processo richiede, inoltre, un costante monitoraggio del pH e del contenuto di composti volatili, o suscettibili di sviluppare reazioni di fermentazione, affinché sia evitata l'emissione di odori molesti e sia garantita una buona chiarificazione.

Emulsioni stabili, come quelle oleose, non possono essere trattate con tecniche di chiariflocculazione, ma richiedono un pretrattamento per la separazione della fase oleosa da quella acquosa; solo quest'ultima viene, successivamente, avviata alla chiariflocculazione.

Nel caso specifico di applicazioni riguardanti rifiuti liquidi provenienti dal settore chimico i trattamenti di sedimentazione possono consentire il raggiungimento delle seguenti prestazioni:

Parametro	Rimozione (%)	Livello dell'emissione (mg/l)	Note
SS	60 – 90	<10	Dopo la chiarificazione finale negli impianti centralizzati di trattamento delle acque reflue urbane
Solidi sedimentabili	90 – 95		
Metalli pesanti			Sotto forma di materiale particolato; si veda precipitazione (D.2.2.5)

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Per quanto riguarda i processi di sedimentazione primaria condotti negli impianti di depurazione delle acque reflue urbane, i valori tipici di rimozione sono, invece:

Parametro	Efficienza di rimozione senza coagulanti chimici (%)	Efficienza di rimozione con coagulanti chimici (%)
BOD ₅	25-40	40-70
COD	20-35	30-60
SS	40-70	60-90
Azoto organico	10-20	20-40
Fosforo	5-10	70-90
Carica batterica	50-60	80-90

Fonte: "Guida alla progettazione dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane" – ANPA/Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ANPA 1/2001

Le sostanze solide sospese possono includere anche particolato di natura organica; in tal caso la chiariflocculazione contribuisce a ridurre il COD del refluo trattato in misura proporzionale a quanto lo stesso si presenta in forma di materiale insolubile.

L'effluente deve essere regolarmente monitorato per valutare i seguenti fattori:

- contenuto di solidi sospesi
- contenuto di solidi sedimentabili
- torbidità
- pH (nel caso di aggiunta di flocculanti)

Talvolta i rifiuti liquidi possono contenere sostanze volatili suscettibili di causare odori; in tali casi può rendersi necessario dotare la sezione di flocculazione di una copertura, ed avviare i gas che si sviluppano ad un adeguato sistema di trattamento.

Nella quasi totalità dei casi le tecniche di sedimentazione/chiariflocculazione dei rifiuti liquidi sono utilizzate come fase prepedeutica ad un successivo trattamento biologico.

Campo di applicazione

La sedimentazione è una tecnica largamente utilizzata per separare con efficacia i materiali in sospensione dalle acque ed è, in genere, impiegata, in combinazione con altre operazioni unitarie, nei trattamenti di depurazione delle acque reflue urbane ed industriali; nel caso dei rifiuti liquidi (che possono essere, peraltro, trattati in impianti di depurazione di acque reflue) essa trova applicazione soprattutto:

- nella chiarificazione di reflui di processo da sabbia e altri inerti
- nella chiarificazione, con l'aggiunta di opportuni flocculanti, di reflui di processo da materiali quali composti metallici emulsionati, polimeri e loro monomeri
- nella separazione di metalli pesanti o altri componenti disciolti, dopo loro precipitazione
- nella rimozione del fango attivo, spesso mediante l'utilizzo di additivi chimici, nei sedimentatori primari o secondari dei depuratori biologici (ad esempio, negli impianti di depurazione delle acque reflue urbane)

Vantaggi e svantaggi

I vantaggi e gli svantaggi della sedimentazione sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • tecnica largamente utilizzata per separare con efficacia i materiali in sospensione dalle acque • richiede bassi costi per elevati volumi di acqua depurata • processo affidabile, adatto al controllo automatico 	<ul style="list-style-type: none"> • il fango sedimentato e le schiume derivanti dalla scrematura devono essere smaltiti come rifiuti e, qualora contenenti sostanze tossiche, devono essere trattati in maniera appropriata • possibile rilascio di emissioni osmogene, in tal caso può essere richiesta una copertura del bacino di sedimentazione

D.2.1.2 Flottazione

La flottazione è un processo finalizzato alla separazione delle particelle liquide o solide caratterizzate da bassa densità, sospese in un fluido; può essere naturale o forzata, ossia con insufflazione di aria (o altro gas inerte) dal fondo del bacino e conseguente trascinarsi verso l'alto delle particelle più leggere.

Un tipico esempio di applicazione del processo di flottazione è rappresentato dalla separazione degli oli dall'acqua (disoleatura); in tal caso si ricorre, frequentemente, al dosaggio di reagenti (normalmente acidi) in grado di favorire la rottura dell'emulsione olio/acqua e consentire, quindi, la separazione dei due liquidi.

Le tecniche di flottazione, distinguibili in base alle modalità con cui viene operata l'aggiunta di aria, sono, essenzialmente, di tre tipi:

- *flottazione sotto vuoto*, che prevede la saturazione del rifiuto liquido con aria a pressione atmosferica seguita dall'applicazione di un vuoto parziale; ciò determina la formazione di bolle d'aria che salendo verso l'alto trascinano le particelle leggere in superficie ove avviene la rimozione mediante scrematura
- *flottazione per induzione d'aria* (Induced Air Flotation, IAF), che prevede l'immissione di aria nel rifiuto liquido attraverso un apposito dispositivo diffusore
- *flottazione per dissoluzione d'aria* (Dissolved Air Flotation, DAF), in cui l'aria viene disciolta nel rifiuto liquido mantenuto in pressione (0,4-0,8 MPa, o 1,0-1,2 MPa per i composti dell'alluminio) e quindi rilasciata verso la superficie sotto forma di bollicine, in seguito a depressurizzazione.

Dati operativi

A seconda della tipologia di rifiuto liquido trattato, può essere prevista la copertura del bacino di flottazione ed il convogliamento dell'aria ad un adeguato sistema di abbattimento delle emissioni gassose. Gli impianti sono dotati, ovviamente, di apposite sezioni per lo stoccaggio dei flocculanti/coagulanti chimici e del materiale derivante dalla scrematura.

Vengono di seguito riportate le prestazioni, in termini di rimozione di alcune tipologie di inquinanti ed i livelli di emissioni, provenienti da elaborazioni condotte a livello europeo ("Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"). In particolare è necessario tenere in considerazione che i valori di rimozione sono fortemente influenzati dalla tipologia di rifiuto in entrata nel sistema.

Parametro	Rimozione (%)	Livello dell'emissione (mg/l)	Note
SS	90 - 98	-	
	85 - 96	10 - 20	Fango attivato dopo la chiarificazione finale, input 20 - 250 mg/l
Oli		10 - 20	trattamenti IAF e DAF in raffinerie
		2 - 10	Dopo alcuni trattamenti API in serie
Solfuri metallici	95		trattamenti IAF e DAF in raffinerie

Fonte: "Reference Document on BAT in Common Waste Water and Waste Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Il processo di flottazione è negativamente influenzato dalla presenza di sostanze schiumogene che devono, pertanto, essere escluse dal trattamento.

Campo di applicazione

La flottazione può essere utilizzata nei casi in cui la sedimentazione non è attuabile, ovvero quando:

- le particelle sono caratterizzate da scarsa sedimentabilità
- il rifiuto liquido e le particelle sospese hanno una densità molto simile
- vi è una limitata disponibilità di spazio nel sito di trattamento
- devono essere rimossi oli e grassi

La flottazione trova applicazione, principalmente:

- nelle raffinerie e nelle industrie petrolchimiche come operazione preliminare (separazione degli oli) al trattamento biologico di depurazione
- nella rimozione di coloranti e pigmenti
- nel recupero di prodotti o materie prime quali, ad esempio, toluene (da emulsioni toluene/acqua), alogenuri di argento (industria fotografica), polisilani
- nella separazione dei metalli pesanti dal rifiuto liquido o dal refluo
- nella separazione e nell'ispessimento dei fanghi attivi derivanti dai processi di depurazione

Vantaggi e svantaggi

I vantaggi e gli svantaggi della flottazione sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • minori volumi richiesti e, pertanto, minori costi di investimento rispetto alla sedimentazione • efficienza della rimozione non influenzata dalla variazione di carico idraulico e, pertanto, superiore rispetto a quella della sedimentazione • rende possibile il recupero di materia • elevata efficienza di separazione; consente di pervenire ad una maggiore disidratazione del materiale rispetto alla sedimentazione 	<ul style="list-style-type: none"> • possibilità di intasamento delle valvole e degli ugelli • rilascio di emissioni osmogene; in genere è richiesta una copertura del flottatore • costi operativi più elevati rispetto alla sedimentazione

D.2.1.3 Filtrazione

La filtrazione è un'operazione che consente di separare le particelle solide contenute in un fluido mediante il passaggio di quest'ultimo attraverso un mezzo poroso. Il processo si basa sulla presenza, all'interno del sistema, di un gradiente di pressione provocato dalla forza di gravità, da forze centrifughe, oppure dall'applicazione di un vuoto o di pressioni superiori a quella atmosferica.

Dati operativi

Alcuni fattori che caratterizzano il mezzo filtrante sono:

- granulometria (ad es., dimensione massima delle particelle che possono passare attraverso il mezzo filtrante)
- permeabilità (più alta è la permeabilità minore è la perdita di carico)
- stabilità chimica nei confronti delle sostanze sottoposte a filtrazione
- tendenza ad intasamento
- resistenza meccanica
- regolarità della superficie per facilitare le operazioni di pulizia

A seconda della tipologia di rifiuto liquido trattato, può essere necessario prevedere la copertura del bacino di filtrazione ed il convogliamento dell'aria ad un adeguato sistema di abbattimento delle emissioni gassose.

Vengono di seguito riportati alcuni dati, tratti dal "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector", relativi alle prestazioni dei processi di filtrazione applicati nel settore chimico. Tali dati sono da ritenersi, ovviamente, puramente indicativi essendo, gli effettivi valori di rimozione, fortemente influenzati dalle caratteristiche del rifiuto liquido trattato.

Parametro	Rimozione (%)	Livello dell'emissione (mg/l)	Note
SS		<10	Fiocchi di fanghi attivati
	Fino al 99% e comunque superiore al 50%		Filtri a sabbia, in funzione delle dotazioni del sistema filtrante
Oli		<5	

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Campo di applicazione

Nei processi di trattamento di rifiuti liquidi industriali la filtrazione viene adottata per la chiarificazione dell'effluente (in combinazione, ad esempio, con processi di adsorbimento su carbone attivo) e per la disidratazione dei fanghi. In quest'ultimo caso l'operazione viene di solito effettuata mediante l'utilizzo di filtropresse o nastropresse. Va rilevato che i filtri richiedono frequenti operazioni di lavaggio attuate, generalmente, mediante l'utilizzo di acqua in controcorrente.

Esempi di sistemi filtranti tipicamente impiegati sono:

- *filtri a sabbia*, frequentemente utilizzati negli impianti di depurazione delle acque reflue (il mezzo filtrante non è costituito necessariamente da sabbia in senso stretto) in presenza di un basso contenuto di solidi
- *filtri a tamburo rotante*, utilizzati per il trattamento di acque reflue e per la rimozione dei fiocchi dei fanghi attivi
- *filtri a vuoto rotanti*, particolarmente indicati per operazioni preliminari di filtrazione, ad esempio, nei trattamenti di disidratazione dei fanghi oleosi
- *nastropresse e filtropresse*, frequentemente utilizzate per la disidratazione dei fanghi ma anche per le operazioni di separazione solido/liquido; le filtropresse sono particolarmente indicate nel caso in cui vengano trattati reflui con un elevato contenuto di solidi
- *filtri a membrana*, tecniche emergenti che trovano applicazione in particolar modo nella rimozione di particelle solide e di materiale organico (per maggiori dettagli si vedano paragrafi D.2.1.4 e D.2.2.1).

I filtri a sabbia sono costituiti da un letto filtrante granulare mono o multimateriale e possono operare in maniera semicontinua, nel caso in cui la filtrazione ed il lavaggio in controcorrente vengano condotti in sequenza sullo stesso letto filtrante, o in continuo, qualora la filtrazione ed il lavaggio avvengano simultaneamente su due letti filtranti distinti. Le principali differenze tra le due modalità operative sono:

- nei sistemi semicontinui la filtrazione può essere condotta finché la concentrazione dei solidi sospesi nell'effluente non supera un determinato livello o non viene raggiunto un valore limite di perdita di carico lungo il letto filtrante
- nei sistemi continui non vi sono limitazioni legate alla crescita di torbidità della soluzione o al raggiungimento del valore limite di perdita di carico.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dei processi di filtrazione sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • elevate rimozioni • in determinate condizioni consentono di rimuovere altri contaminanti (ad esempio oli) oltre ai materiali solidi sospesi 	<ul style="list-style-type: none"> • possibili intasamenti dei sistemi filtranti a sabbia che operano in maniera semicontinua • possibilità di intorbidimento dovuto alla presenza di solidi sospesi

D.2.1.4 Microfiltrazione ed ultrafiltrazione

La microfiltrazione e l'ultrafiltrazione sono processi a membrana finalizzati alla separazione del liquido in due frazioni denominate, rispettivamente, permeato (frazione che attraversa la membrana) e concentrato (frazione trattenuta). L'azione di ritenzione della membrana è influenzata esclusivamente dalla dimensione, dalla forma e dalla flessibilità delle molecole: la membrana agisce come un setaccio, impedendo fisicamente il passaggio delle molecole sospese o disciolte che sono troppo grandi per fluire attraverso i suoi pori. La forza motrice del processo è rappresentata dalla differenza di pressione esistente ai due lati della membrana.

Dati operativi

Le membrane sono disponibili in diversi materiali e configurazioni. La scelta dipenderà dalla specifica applicazione e dalla natura del rifiuto liquido da trattare; le caratteristiche di resistenza dei materiali che costituiscono la membrana sono, infatti, influenzate dalla natura delle sostanze contenute nel rifiuto liquido.

Materiali utilizzabili per le membrane da microfiltrazione sono, ad esempio:

- fibra di vetro
- policarbonato
- polivinilidenefluoruro (PVDF)
- acetato di cellulosa
- poliammide

Per l'ultrafiltrazione sono, in genere, utilizzati materiali polimerici quali, ad esempio:

- acetato di cellulosa
- poliammide
- poliimmide
- policarbonato
- polivinilcloruro (PVC)
- polisulfone
- polietere-sulfone
- poliacetale
- copolimeri acrilonitrile-vinilcloruro
- complessi polielettroliti
- polivinilalcol o poliaccrilati

Le membrane in PVDF offrono il vantaggio di poter essere pulite con acidi forti, soda caustica ed agenti sbiancanti.

In generale, va rilevato che i materiali di cui sono costituite le membrane possono risultare vulnerabili ad attacco chimico da parte delle sostanze contenute nel rifiuto liquido sottoposto a trattamento. Le membrane sono, inoltre, soggette a "sporcammento" a causa della deposizione di particelle e della precipitazione e/o cristallizzazione dei soluti sulla superficie o all'interno dei pori. Dopo il trattamento il concentrato occupa, in genere, un volume pari a circa il 10% del volume entrante con una concentrazione, delle diverse sostanze, all'incirca 10 volte superiore rispetto alla concentrazione iniziale.

Tipiche caratteristiche e condizioni operative delle membrane per microfiltrazione ed ultrafiltrazione sono:

Parametro	Microfiltrazione	Ultrafiltrazione
Diametro dei pori (μm)	0,1 – 1	1×10^{-3} – 1×10^{-1}
Pressione operativa (MPa)	2×10^{-2} – 5×10^{-1}	0,2 – 1
Cut-off (nm)	>100, include batteri	10-100, include macromolecole, virus, particelle colloidali per soluzioni 1.000-100.000 g/mol
Flusso di permeazione ($\text{l m}^{-2}\text{ore}^{-1}$)	50-1.000	<100
Velocità di flusso trasversale (cross-flow) (m/s)	2-6	1-6
Tipologia di membrana	polimero o ceramica simmetrici, strati di 10-150 μm	polimero o ceramica asimmetrici

Parametro	Microfiltrazione	Ultrafiltrazione
Configurazione della membrana	“Spiral-wound” Fibra cava Tubolare	“Spiral-wound” Fibra cava Tubolare

Fonte: “Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector”

Campo di applicazione

I processi di filtrazione su membrana sono utilizzati quando è richiesta una rimozione pressoché completa di sostanze solide o di contaminanti pericolosi (ad esempio, metalli pesanti) dal rifiuto liquido. La scelta della tecnica di filtrazione (microfiltrazione o ultrafiltrazione) è operata in funzione delle dimensioni delle particelle da separare.

La microfiltrazione viene comunemente utilizzata:

- nei processi di sgrassatura
- nelle operazioni di recupero di composti metallici
- nel trattamento dei reflui derivanti da operazioni di zincatura, cromatura, ecc.
- nella separazione dei fanghi derivanti dai processi di trattamento delle acque reflue

L’ultrafiltrazione trova, in genere, applicazione:

- nella rimozione di inquinanti degradabili non tossici, quali proteine o altre macromolecole, e tossici quali tinture, con peso molecolare superiore a 1.000
- nella separazione delle emulsioni oleose
- nella separazione dei complessi di metalli pesanti
- nella separazione dei composti non prontamente biodegradabili nel trattamento delle acque reflue; tali composti vengono riavviati allo stadio biologico della depurazione
- come operazione preliminare all’osmosi inversa o allo scambio ionico

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dei processi di micro ed ultrafiltrazione sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • elevate rimozioni • flessibilità di utilizzo 	<ul style="list-style-type: none"> • possibile intasamento, bloccaggio e sporcamento delle membrane • tendenza al compattamento • notevoli consumi di energia dovuti alle elevate pressioni operative • mancanza di stabilità meccanica (tendenza alla fessurazione delle membrane)

D.2.1.5 Separazione delle emulsioni oleose

Le emulsioni oleose vengono usualmente classificate in:

- emulsioni oleose, o emulsioni oleose grasse (circa 50% olio-50% acqua)
- emulsioni acquose, o emulsioni oleose magre (con contenuto d’olio tra il 5 e il 10%).

Nel primo caso la separazione avviene con metodi usualmente impiegati nel settore petrolifero, ovvero riscaldando l’emulsione e separando le due fasi, talvolta previa aggiunta di additivi, mediante centrifugazione; in alternativa si ricorre a separazioni a freddo, attuate in alcuni casi per semplice gravimetria, dopo aggiunta di specifici reagenti.

La rottura delle emulsioni è effettuata mediante veloce destabilizzazione della fase oleosa, in modo da ottenere, in tempi rapidi (10-15 minuti), la separazione per coalescenza dell’olio dalla soluzione

acquosa. A tal fine sono utilizzati, singolarmente o in combinazione tra loro, trattamenti di tipo chimico, fisico e meccanico.

I principali procedimenti chimici, che operano la rottura dei legami emulsivi e permettono la separazione, generalmente per decantazione, della fase oleosa dalle altre fasi (acqua e solidi) costituenti la miscela esausta, sono basati su:

- aggiunta di elettroliti cationici, quali solfato di alluminio, solfato ferroso, cloruro ferrico, ecc.
- drastica ossidazione e rottura del tensioattivo emulgatore per mezzo del reattivo di Fenton, $H_2O_2 + FeSO_4$ in ambiente acido per H_2SO_4 (indicata principalmente nel caso di tensioattivi non-ionici)
- drastica variazione dello stato ionico della dispersione per mezzo di acidi forti (in genere acido solforico). Questa tecnica è nota con la terminologia di "cracking acido"
- agglomerazione delle particelle oleose disperse nella massa liquida mediante polielettroliti anionici o cationici a catena lunga, lineare o ramificata
- neutralizzazione e precipitazione delle catene idrofile dei tensioattivi per mezzo di idrossidi e carbonati. Tipico è il trattamento a freddo, a pH 7-8, con cloruro di bario e carbonato di sodio, in presenza di sali solubili di alluminio, mediante il quale si ottiene la separazione dell'olio sulla superficie del liquido con la contemporanea sedimentazione di idrossido di alluminio e carbonato di calcio.

I diversi trattamenti sopra menzionati consentono di ottenere risultati apprezzabili solo nel caso in cui siano correttamente identificati i meccanismi originali di stabilizzazione della fase oleosa dispersa. Essi presentano, inoltre, alcuni aspetti negativi non trascurabili, tra i quali si possono elencare:

- il costo e la complessità degli impianti che devono, generalmente, prevedere reattori o vasche di destabilizzazione, sezioni di flocculazione o flottazione, attrezzature di addensamento dei fanghi o del flottato, reattori di neutralizzazione del chiarificato, ecc.
- la notevole produzione di fanghi o di flottati, da considerarsi, in genere, rifiuti pericolosi perché contenenti la gran parte dei vari additivi chimici utilizzati e difficilmente recuperabili e riutilizzabili. Si citano le difficoltà di neutralizzazione e smaltimento delle notevoli quantità di melme acide calde prodotte dal trattamento con acido solforico
- l'elevato dispendio di energia nei trattamenti a caldo
- l'emanazione di cattivi odori, spesso difficilmente captabili e contenibili.

Una rottura efficace delle emulsioni oleose per via fisica può essere ottenuta ricorrendo all'ultrafiltrazione con membrane resistenti all'azione degli emulgatori di additivazione.

La caratteristica saliente del processo di ultrafiltrazione, basato sulle caratteristiche di semipermeabilità di particolari membrane sintetiche, è che esso avviene senza cambiamento di fase, facendo scorrere a pressione l'emulsione su una superficie della membrana (che, per sua caratteristica, è permeabile all'acqua ed ai prodotti disciolti a peso molecolare basso) raccogliendo dal lato opposto tutto ciò che permea ed ottenendo sul lato di scorrimento la concentrazione delle particelle di olio e dei prodotti anche disciolti ma ad alto peso molecolare. Il permeato richiede, di norma, un'ulteriore depurazione con processi chimico-fisico-biologici, mentre il concentrato oleoso può essere utilizzato tal quale, come combustibile, od ulteriormente trattato per arricchirlo in olio. Il processo di ultrafiltrazione può operare in continuo o in discontinuo e le membrane utilizzate possono essere di diverso tipo: piane, tubolari, a spirale.

I punti di forza del trattamento sono quelli esattamente contrari ai punti di forza dei trattamenti chimici: gli inconvenienti sono costituiti dall'estrema variabilità dei prodotti oleosi da trattare, che costringe a continui cambiamenti della membrana nonché a frequenti riassetti degli standard di processo e lavaggi delle membrane stesse.

Nei processi meccanici, per rompere le emulsioni, si sfrutta la differenza di peso tra acqua ed olio ed, eventualmente, sedimenti e/o morchie.

Tra questi processi i più importanti sono quelli costituiti dai sistemi di separazione di miscugli acqua/olio e dai sistemi di rottura vera e propria dei legami emulsivi; tra primi si annoverano i disoleatori API (American Petroleum Institute) ed i disoleatori a pacco lamellare, tra i secondi i trattamenti di flottazione e centrifugazione. I disoleatori longitudinali API sono vasche a sezione rettangolare munite di speciali distributori del flusso liquido in ingresso ed in uscita, di dispositivi per il raschiamento e la raccolta dei fanghi pesanti di fondo e della fase oleosa leggera galleggiante. I disoleatori a pacco lamellare (PPI, Parallel Plate Interceptor e CPI, Corrugated Plate Interceptor), ad alta efficienza, sono apparecchiature molto compatte, dotate di una serie di setti sagomati paralleli (distanti 2-10 cm), attraverso i quali il flusso liquido rilascia le particelle di olio che, per coalescenza, risalgono in superficie, dove vengono scremate mediante l'utilizzo di canaline basculanti dotate di fessure per la regolazione del livello all'interfaccia acqua/olio. Queste apparecchiature trovano utilizzo nell'industria petrolchimica, nelle raffinerie, nelle industrie meccaniche, come strumenti di recupero primario di miscele oleose.

Con la flottazione si ricorre, invece, all'arricchimento della fase oleosa attraverso aria insufflata ed attraverso l'azione di tensioattivi celluloseici che assorbono l'olio e formano una "schiuma" molto densa ma contemporaneamente anche molto leggera, e quindi di facile separazione dalla fase acquosa e/o fangosa.

Con la centrifugazione, infine, si possono separare nettamente le tre fasi che costituiscono una emulsione oleosa esausta; si utilizza l'azione di una forza centrifuga per provocare la decantazione accelerata della miscela di solidi e di liquidi con densità e peso specifico differenti. Normalmente vengono utilizzate centrifughe che possono separare contemporaneamente le tre fasi: olio, che costituisce la fase leggera, acqua, che costituisce la fase intermedia, sedimenti, che costituiscono la fase pesante. Queste macchine hanno un "gradiente gravitazionale" molto elevato e normalmente sono del tipo a dischi conici. Dopo la rottura delle emulsioni, l'olio separato può essere avviato ad un'altra fase di ulteriore arricchimento, oppure alla rigenerazione, o alla combustione.

Dati operativi

I trattamenti di separazione olio-acqua, qualora non condotti al coperto, possono portare al rilascio di elevati quantitativi di composti organici volatili e sono, pertanto, da considerarsi tra le principali fonti di odori e di rischi per la salute. L'adozione di sistemi di copertura può garantire una riduzione delle emissioni fino al 95% ("Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector").

D'altro canto la copertura può comportare problemi operativi nella fase di scrematura; la scelta dovrà essere, pertanto, condotta sulla base delle specifiche condizioni locali. Qualora il sistema sia coperto deve, ovviamente, essere previsto il convogliamento dei gas ad un apposito sistema di abbattimento che deve comprendere adeguati dispositivi di sicurezza al fine di evitare rischi di esplosione.

Di seguito si riportano le prestazioni, in termini di rimozioni percentuali, che i trattamenti di separazione delle emulsioni oleose possono offrire per applicazioni nel settore dell'industria chimica, sulla base di quanto individuato dal documento europeo "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector":

Parametro	Rimozione (%)
Oli	90-95
Solidi	90-95

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Campo di applicazione

La separazione olio-acqua è un processo utilizzato principalmente nelle raffinerie e negli impianti petrolchimici per rimuovere oli, grassi ed altri liquidi non solubili più leggeri dell'acqua dal rifiuto liquido ed in genere è seguita da altre operazioni, tra cui, ad esempio, la flottazione.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dei processi di separazione delle emulsioni oleose sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • recupero olio 	<ul style="list-style-type: none"> • solo il disoleatore API può consentire di intercettare elevate quantità di oli e solidi • nel caso delle tecniche PPI (Parallel Plate Interceptor) e CPI (Corrugated Plate Interceptor) i piatti sono soggetti a sporco e, pertanto, richiede una costante manutenzione • non possono essere separate sostanze solubili

D.2.2 Separazione chimico-fisica di composti solubili non biodegradabili

I composti solubili non biodegradabili possono essere, essenzialmente, suddivisi in tre categorie:

- composti inorganici quali, ad esempio, sali di composti metallici
- composti organici refrattari al trattamento biologico
- composti organici ed inorganici con proprietà inibenti l'attività biologica.

Per la loro rimozione si può ricorrere a diverse tipologie di trattamento chimico-fisico tra cui: osmosi inversa e nanofiltrazione, elettrodialisi, adsorbimento, scambio ionico, precipitazione, stripping con aria, ossidazione chimica, evaporazione, estrazione con solvente.

D.2.2.1 Osmosi inversa e nanofiltrazione

L'osmosi inversa e la nanofiltrazione sono tecniche a membrana che consentono di separare sali e molecole organiche solubili dall'acqua, mediante l'applicazione di una differenza di pressione ai due lati della membrana stessa. Grazie alla differenza di pressione l'acqua è, infatti, costretta ad attraversare la membrana che risulta, invece, impermeabile al soluto. Le due tecniche sono, generalmente, utilizzate quando è richiesto un ricircolo completo del permeato o del concentrato.

Dati operativi

Le membrane sono disponibili in diversi materiali e configurazioni. La scelta dipenderà dalla specifica applicazione e dalla natura del rifiuto liquido da trattare; le caratteristiche di resistenza dei materiali che costituiscono la membrana sono, infatti, influenzate dalla natura delle sostanze contenute nel refluo.

Tipici materiali utilizzati per le membrane da ultrafiltrazione sono, ad esempio:

- acetato di cellulosa
- poliammide.

Le membrane utilizzate per l'osmosi inversa sono costituite da polimeri organici quali, ad esempio:

- acetato di cellulosa
- poliammide
- poliimmide
- policarbonato
- polivinilcloruro

- polisulfone
- polieteresulfone
- poliacetale
- copolimeri acrilonitrile-cloruro di vinile
- polielettroliti complessi
- alcol polivinilico a legami incrociati
- poliacrilati

Le caratteristiche tipiche delle membrane per osmosi inversa e per nanofiltrazione sono:

parametro	Nanofiltrazione	Osmosi inversa
Diametro del poro [μm]	0,01-0,001	<0,001
Pressione operativa [MPa]	0,5-3	2-100
Diametro cut-off [nm]	>1 200-1000 g/mole	<1000 g/mole
Flusso permeato [$l\ m^{-2}\ h^{-1}$]	<100	10-35
Velocità del flusso trasversale [m/s] ²	1-2	<2
Tipo di membrana	Polimerica asimmetrica o composita	Polimerica asimmetrica o composita
Configurazione della membrana	Tubolare spiral-wound	Tubolare spiral-wound

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Al fine di limitare il calo delle prestazioni del sistema filtrante è richiesta una continua pulizia delle membrane. Esse, pertanto, devono essere progettate in modo tale che sia possibile scollegarle dal ciclo di filtrazione per effettuare la pulizia meccanica o chimica.

Negli impianti di trattamento a membrana è prevista, in genere, la presenza di tre sezioni separate:

- sezione di pretrattamento dove il refluo è sottoposto a chiarificazione chimica (precipitazione, coagulazione/flocculazione o flottazione) e filtrazione, o a filtrazione ed ultrafiltrazione
- sezione di trattamento di nanofiltrazione o osmosi inversa (alta pressione)
- sezione di post trattamento dove il permeato e la salamoia concentrata vengono preparati per il riuso o lo smaltimento.

Le diverse unità filtranti possono essere disposte in parallelo, per garantire la necessaria capacità idraulica, o in serie, per incrementare l'efficienza della filtrazione.

Di seguito sono riportate le efficienze di rimozione per alcuni composti, raggiungibili mediante l'utilizzo delle tecniche di nanofiltrazione ed osmosi inversa; è necessario tenere in considerazione che tali prestazioni, riportate nel documento "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector", si riferiscono ad applicazioni nel settore chimico.

Parametro	Rimozione (%)	
	Nanofiltrazione	Osmosi inversa
Hg inorganico	>90	
Hg organico	>90	
Composti del Cd	>90	
Tetraclorometano	96	
1,2-dicloroetano	>70	
Triclorobenzene	>95	
Percloroetilene	>90	
Atrazina	>70	85-95
Esaclorocicloesano		99

Parametro	Rimozione (%)	
	Nanofiltrazione	Osmosi inversa
DDT		100
Aldrin		100
Dieldrin		100
Diclorvos		98
Simazina		95
Trifluralin		99
Fenitrothion		99
Malathion		99
Azinphos metile		98
TOC	80-90	

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Così come per l'ultrafiltrazione e la microfiltrazione anche per quanto concerne l'osmosi inversa e la nanofiltrazione si può osservare una certa vulnerabilità dei materiali di cui sono costituite le membrane ad attacco chimico da parte delle sostanze contenute nel rifiuto liquido sottoposto a trattamento. Le membrane sono, inoltre, soggette a "sporcamento", a causa della deposizione di particelle e della precipitazione e/o cristallizzazione dei soluti sulla superficie o all'interno dei pori. Il concentrato occupa, in genere, un volume pari a circa il 10% del volume entrante con una concentrazione delle diverse sostanze all'incirca 10 volte superiore rispetto alla concentrazione iniziale. Più in dettaglio, i limiti di utilizzo possono essere così riassunti:

tecnica		Limiti di utilizzo
Nanofiltrazione	Dimensioni delle particelle	Limitata capacità di separare particelle con peso molecolare <200
Osmosi inversa	Concentrazione	Nel caso di soluzioni concentrate, la pressione osmotica può essere così elevata da superare la massima pressione operativa utilizzabile oppure rendere il trattamento non fattibile da un punto di vista economico
	Solubilità dei sali	I sali poco solubili tendono a precipitare causando intasamenti delle membrane
	Polimerizzazione di monomeri	Fenomeni di polimerizzazione possono causare intasamenti delle membrane
Nanofiltrazione ed osmosi inversa	Caratteristiche delle membrane	La bassa resistenza termica e chimica limitano l'utilizzo a ristretti intervalli di pH e temperatura (18-30 °C)

Campo di applicazione

La nanofiltrazione è utilizzata per la rimozione di molecole organiche di dimensioni non eccessivamente piccole e di ioni polivalenti ed è finalizzata a ridurre il volume del rifiuto liquido e/o a renderne possibile il riciclo o il riuso nonché ad incrementare la concentrazione dei contaminanti al fine di facilitare le successive operazioni di trattamento degli stessi.

L'osmosi inversa, dal canto suo, consente di separare anche gli ioni più semplici ed è, in genere, utilizzata nei casi in cui è richiesto un elevato grado di purezza del liquido, come ad esempio:

- desalinizzazione
- rimozione finale di, ad esempio:
 - componenti degradabili se il trattamento biologico non è disponibile
 - metalli pesanti
 - composti tossici

- allontanamento di inquinanti con l'obiettivo di concentrarli o avviarli a successivo ulteriore trattamento.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi della nanofiltrazione e dell'osmosi inversa sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • alta efficienza di separazione • sistemi modulari e conseguente flessibilità di utilizzo • possibilità di riciclaggio del permeato e del concentrato • basse temperature operative • possibilità di operazioni totalmente automatizzate 	<ul style="list-style-type: none"> • possibile intasamento, bloccaggio e sporcamento delle membrane • tendenza al compattamento • alte pressioni operative e bassi flussi di permeazione.

D.2.2.2 Elettrodialisi

Una cella di elettrodialisi è costituita da un anodo ed un catodo separati da membrane cationiche (permeabili solo ai cationi) e membrane anioniche (permeabili solo agli anioni).

Il liquido, immesso tra le membrane, è sottoposto al campo elettrico che devia verso gli elettrodi gli ioni presenti in soluzione (a seconda del segno della loro carica); in tal modo vengono a formarsi, grazie alla opportuna disposizione delle membrane selettive, un flusso concentrato e uno diluito.

Dati operativi

I sistemi di elettrodialisi possono operare sia in continuo che in discontinuo e, a seconda delle esigenze, le differenti unità possono essere sistemate in serie o in parallelo.

Per garantire la pulizia delle membrane è richiesto un continuo lavaggio con acqua. Per limitare gli effetti di sporcamento può rendersi, inoltre, necessario un pretrattamento del rifiuto liquido con carbone attivo, possibilmente preceduto da precipitazione chimica e da filtrazione.

Campo di applicazione

Questa tecnica, che consente di rimuovere solo specie di tipo ionico, si presta in modo particolare al trattamento di reflui provenienti dall'industria galvanica e da lavorazioni di finitura dei metalli.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dell'elettrodialisi sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • elevate rimozioni • flessibilità di utilizzo 	<ul style="list-style-type: none"> • possibile intasamento, bloccaggio e sporcamento delle membrane

D.2.2.3 Adsorbimento

Il processo, basato sul trasferimento di massa e l'adsorbimento di una sostanza da una fase liquida o gassosa ad una superficie solida, viene, preferibilmente, impiegato nella rimozione di composti organici disciolti, specialmente se non polari, con bassa solubilità e alto peso molecolare.

Dal punto di vista della composizione chimica, il carbone attivo è costituito, in gran parte, da carbonio. All'esame micrografico un granello di carbone mostra numerose porosità di diametro variabile da un minimo di 5 Å ($1\text{Å} = 10^{-10}\text{ m}$) fino ad un massimo di 10.000 Å. Oltre al volume dei pori (è sempre auspicabile che siano di grandi dimensioni), un'altra proprietà fondamentale del

carbone attivo è la superficie totale. I carboni attivi normalmente impiegati possiedono superfici specifiche variabili da 300 a 850 m²/g. Superficie totale e distribuzione del volume dei pori rappresentano, quindi, le proprietà intrinseche più importanti del carbone attivo.

I carboni attivi commerciali sono suddivisibili in due categorie fondamentali:

- carbone attivo granulare (GAC): è disponibile in diverse pezzature che vanno indicativamente da un diametro medio minimo di 0,40 mm fino ad un diametro massimo di 2,25 mm
- carbone attivo in polvere (PAC): è costituito da polvere finissima impalpabile, setacciabile per il 95% attraverso un setaccio con maglie da 0,149 mm e per il 50-70% attraverso un setaccio con maglie di 0,044 mm

L'applicazione più diffusa del carbone attivo granulare prevede l'utilizzo di colonne a letto fisso disposte in serie o in parallelo o una combinazione serie-parallelo.

Dati operativi

Le caratteristiche dei materiali adsorbenti utilizzabili per il trattamento dei rifiuti liquidi sono:

Tipo di adsorbente	Caratteristiche			
	Superficie specifica (m ² /g)	Volume micropori (ml/g)	Volume macropori (ml/g)	Peso apparente (g/l)
Carbone granulare per la purificazione dell'acqua	500-800	0,3-0,6	0,3-0,4	300-500
Carbone in polvere per dechlorazione	700-1.400	0,45-1,2	0,5-1,9	250-500
Gel di silice a porosità fine	600-850	0,35-0,45	<0,1	700-800
Gel di silice a porosità larga	250-350	0,3-0,45	0,05-0,1	400-800
Allumina attivata	300-350	0,4	Approssimativamente 0,1	700-800
Resine adsorbenti	400-500	-	-	650-700

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Limiti e restrizioni di utilizzo:

	Limiti/restrizioni
SS	<20 mg/l con adsorbenti a letto fisso <10 mg/l con adsorbenti a letto mobile
Concentrazione di inquinanti	<100 g/l (senza il recupero dell'adsorbente) <500 g/l (con recupero dell'adsorbente)
Massa molecolare	Efficienza diminuita con sostanze a basso peso molecolare
Lunghezza della catena carboniosa	Diminuzione dell'efficienza all'aumentare della lunghezza della catena di atomi di carbonio
Ramificazione della catena carboniosa	Diminuzione dell'efficienza all'aumentare della ramificazione
Polarità	Diminuzione dell'efficienza all'aumentare della polarità
Solubilità nell'acqua	Diminuzione dell'efficienza all'aumentare della solubilità
Grado di dissociazione	Diminuzione dell'efficienza all'aumentare della dissociazione
Macromolecole	Minore efficienza con strutture macromolecolari

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Le tipiche prestazioni del processo di adsorbimento su carbone attivo granulare, riferite ad alcuni composti di tipo organico con concentrazione, nel flusso in ingresso, di 1.000 mg/l sono riportate nella tabella seguente; si precisa che detti valori fanno riferimento ad applicazioni nel settore chimico e che le prestazioni di rimozione sono fortemente influenzate dalle caratteristiche del rifiuto in entrata.

sostanza	Rimozione [%]	Capacità [mg/g]
Benzene	95	80
Etilbenzene	84	19
Butil acetato	84	169
Etil acetato	51	100
Fenolo	81	161
Metil etil chetone	47	94
Acetone	22	43
Piridina	47	95
Dietanol ammina	28	57
Etanol ammina	7	15
Acetaldeide	12	22
Formaldeide	9	18
Alcol isopropilico	22	24
Alcol metilico	4	7

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Analoghe considerazioni vanno ripetute per quanto riguarda i seguenti valori, provenienti anch'essi dal "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector".

Elemento o composto	Rimozione (%)						Note (conc. flusso entrante, conc. PAC)
	GAC	PAC	Lignite	Al ₂ O ₃	Resina	Zeoliti	
Hg inorganico	80						29 µg/l
Hg organico	80						Basse conc.
Esaclorocicloesano	93						7,7 µg/l
		99					10 µg/l PAC= 85 mg/l
DDT	97-99,9						
Aldrin	88-93						
		90-99					PAC= 5-20 mg/l
Dieldrin	86-98						
		99 [0,1 µg/l]					10 µg/l PAC= 126 mg/l
Atrazina	84						0,61 µg/l
Endrin		<0,1 µg/l					10 µg/l PAC=70 mg/l
Diclorvos		99					
Triclorobenzene		70-93					200 µg/l PAC=20 mg/l
Fenitrothion		99					
Azinphos metile		99					
Ammoniaca						98 [0,5 mg/l]	25 mg/l

Elemento o composto	Rimozione (%)						Note (conc. flusso entrante, conc. PAC)
	GAC	PAC	Lignite	Al ₂ O ₃	Resina	Zeoliti	
COD	50						Letto mobile 5 g/l
	65-75 [<100 mg/l]						300-400 mg/l
Fenoli	75						Letto mobile 70 mg/l
	60-80 [1-2 mg/l]						5 mg/l
Composti organici clorurati	>90						Letto mobile 60 mg/l

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Con l'eccezione del PAC, che è smaltito insieme ai fanghi, il materiale esausto, quando perde la propria capacità adsorbente, viene rimpiazzato ed avviato a rigenerazione (specifica per ogni tipologia di adsorbente). In ogni caso è, comunque, richiesto l'utilizzo di agenti chimici e/o di energia. Ad esempio, il GAC, la lignite e l'ossido di alluminio attivato, utilizzati per l'adsorbimento di composti organici, sono rigenerati termicamente ad una temperatura compresa tra i 750 ed i 1.000 °C. Le resine, le zeoliti e l'ossido di alluminio attivato, utilizzati per l'adsorbimento di sostanze inorganiche, sono, invece, rigenerati mediante processi di eluizione con agenti chimici, solventi organici o soluzioni inorganiche.

Il processo di rigenerazione del GAC determina il rilascio di gas contenenti prodotti di decomposizione chimica e termica dei composti adsorbiti nonché la perdita di circa il 10% del materiale adsorbente ("Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector") che deve essere, pertanto, costantemente rimpiazzato. La continua reintegrazione con nuovo carbone dovrebbe, comunque, garantire il mantenimento dell'efficienza generale del letto adsorbente. I gas di scarico rilasciati nel corso della rigenerazione richiedono un idoneo trattamento.

Il GAC deve essere smaltito come rifiuto pericoloso, ovvero avviato ad incenerimento, qualora non possa essere rigenerato e risulti contaminato da sostanze pericolose quali PCB, diossine, metalli pesanti o diclorobromopropano.

Ulteriori impatti sull'ambiente derivanti dall'operazione di rigenerazione del materiale adsorbente possono essere legati:

- al trasporto del materiale esausto all'impianto e dall'impianto di rigenerazione
- alla rigenerazione presso l'impianto specializzato
- al consumo di energia per il processo di rigenerazione
- al rilascio di agenti contaminanti nell'acqua e/o nell'aria durante il processo di rigenerazione
- alla generazione di rumori (ad esempio, sistemi di pompaggio)

Campo di applicazione

Le categorie di composti organici efficacemente rimossi tramite adsorbimento su carbone attivo sono:

- combustibili (benzina, kerosene, oli)
- tensioattivi (alchil benzene solfonati)
- solventi aromatici (benzene, toluene, xilene)
- aromatici polinucleari (naftalene, bifenili)
- solventi clorurati (tetracloruro di carbonio, percloro etilene)
- aromatici clorurati (clorobenzene, PCB, Aldrin, Endrin, Toxafene, DDT)

- composti fenolici (fenolo, cresolo, resorcinolo)
- ammine alifatiche ad alto peso molecolare e ammine aromatiche (anilina, toluen-diammina)
- coloranti organici solubili (blu di metilene, coloranti tessili)
- acidi alifatici e aromatici (catrami acidi, acidi benzoici)

Il problema più comune che si presenta è l'eccessiva perdita di carico, causata dall'accumulo di solidi sospesi o dalla crescita batterica nel letto.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dell'adsorbimento sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • Alta efficienza di rimozione (non per il coke di lignite) • Permette la rimozione di composti organici refrattari e/o tossici (GAC, PAC, resine, coke di lignite) • Di solito necessita di spazi limitati • Sistemi automatizzati • Possibile recupero dei composti (preferibilmente con zeoliti) 	<ul style="list-style-type: none"> • Miscele di composti organici possono causare una significativa riduzione della capacità di adsorbimento • Un alto contenuto di composti macromolecolari diminuisce l'efficienza e può causare l'ostruzione irreversibile dei siti attivi • Progressiva abrasione in seguito ad operazioni di pulizia mediante raschiatura dei fanghi (PAC) • Gli adsorbenti esausti devono essere rigenerati (alto consumo di energia) o smaltiti (anche mediante incenerimento)

D.2.2.4 Scambio ionico

Le resine a scambio ionico sono sostanze insolubili che hanno la capacità di fissare determinati ioni presenti in soluzione acquosa, rilasciando ioni non tossici.

Sono realizzate con matrici polimeriche opportunamente funzionalizzate e possono essere distinte in due categorie principali:

- resine cationiche, se scambiano ioni positivi (cationi)
- resine anioniche, se scambiano ioni negativi (anioni)

Quando si porta a contatto il refluo da trattare con la resina, gli ioni non tossici, legati debolmente alla superficie di quest'ultima, vengono rilasciati e sostituiti dagli ioni contenuti nel refluo.

Lo scambio ionico è una tecnologia utilizzabile per la rimozione di metalli sotto forma di ioni solubili, anioni non metallici (alogenuri, solfati, nitrati o cianuri), ammine, ammine quaternarie e alchisolfati.

L'equipaggiamento di un sistema a scambio ionico è in genere composto da:

- un contenitore cilindrico ad alta pressione, opportunamente rivestito al fine di garantire resistenza alla corrosione, in cui è contenuta la colonna di resina impaccata
- valvole di controllo e condutture per il convogliamento dei reflui e della soluzione rigenerante
- un sistema per la rigenerazione della resina, che consiste in un equipaggiamento per la dissoluzione del sale e per il controllo della diluizione

Dati operativi

Il ciclo operativo prevede:

- l'operazione di scambio ionico;
- la fase di lavaggio, finalizzata alla rimozione delle particelle accumulate
- la fase di rigenerazione, in cui una soluzione a basso volume e ad alta concentrazione viene fatta passare attraverso la resina al fine di ricaricare la stessa e consentire il rilascio delle specie ioniche indesiderate

- l'operazione di risciacquo con bassi flussi d'acqua, finalizzata a spostare la soluzione rigenerante lungo il letto della resina
- la fase di risciacquo veloce, volta alla completa rimozione della soluzione rigenerante dalla resina.

Lo scambio ionico è una tecnica comunemente utilizzata come trattamento integrativo nei processi di depurazione delle acque reflue (ad esempio, come operazione di recupero delle acque di risciacquo o per il trattamento di composti chimici). Le concentrazioni dei reflui trattati sono, in genere, comprese tra i 10 ed i 1.000 mg/l. Al fine di prevenire l'occlusione della resina il materiale in sospensione non dovrebbe superare la concentrazione di 50 mg/l; operazioni preliminari allo scambio ionico potrebbero essere la sedimentazione/flocculazione o la filtrazione su membrana.

La rigenerazione della resina si conclude con l'eluizione di piccoli volumi di acido concentrato o di soluzioni saline contenenti gli ioni rimossi. Gli eluati devono, quindi, essere opportunamente trattati al fine di rimuovere gli ioni (per esempio, rimozione di metalli pesanti mediante precipitazione).

Limiti e restrizioni all'utilizzo:

	Limiti/restrizioni
Concentrazione ionica	Forze ioniche elevate possono causare una dilatazione delle particelle di resina
Temperatura	Le resine anioniche hanno, come limite termico, valori di temperatura intorno ai 60 °C
Agenti corrosivi	Acido nitrico, acido cromico, perossido di idrogeno, ferro, manganese e rame possono danneggiare le resine
Residui interferenti	Composti inorganici quali i precipitati ferrosi, o composti organici quali gli aromatici possono causare adsorbimenti irreversibili sulla resina

Secondo quanto riportato nel "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector", le prestazioni del processo di scambio ionico, in applicazioni caratterizzate da flussi entranti con concentrazioni comprese tra 10 mg/l e 1.000 mg/l, sono:

Parametro	Emissione (mg/l)	Rimozione (%)	Note
Specie ioniche	0,1 - 10	80 - 99	Concentrazione nel flusso entrante: 10 - 1.000 mg/l

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Campo di applicazione

Lo scambio ionico è una tecnica tipicamente utilizzata per la rimozione di specie ioniche e ionizzabili, quali ad esempio:

- ioni di metalli pesanti, cationici o anionici (ad esempio, Cr^{3+} o Cd e suoi componenti a basse concentrazioni e CrO_4^{2-} anche in concentrazioni più elevate)
- componenti inorganici ionizzabili, come H_3BO_3
- composti organici solubili, ionici o ionizzabili (ad esempio, acidi carbossilici, acidi sulfonici, alcuni fenoli, ammine come sali acidi, ammine quaternarie, alchilsolfati e composti organici del mercurio)

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi del trattamento sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • in teoria tutti gli ioni e le specie ionizzabili possono essere rimossi • relativamente non influenzato dalle variazioni di flusso • sono conseguibili elevate efficienze • consente il recupero di specie pregiate • consente il recupero di acqua • è disponibile una larga varietà di resine specifiche 	<ul style="list-style-type: none"> • richiede operazioni preliminari di filtrazione • crescita di batteri sulla superficie della resina e sporcamento causato da fenomeni di precipitazione o adsorbimento • fenomeni di competizione tra ioni • logorio della resina, dovuto alla rigenerazione o ad impatti meccanici • la salamoia e il fango risultante dalla rigenerazione devono essere trattati o smaltiti

D.2.2.5 Precipitazione

La precipitazione è un processo chimico finalizzato alla formazione di particolato che può in seguito essere separato con tecniche di sedimentazione, flottazione o filtrazione. Un impianto di precipitazione è, in genere, costituito da una o due vasche di miscelazione agitate meccanicamente, ove vengono aggiunti i reagenti, da un sedimentatore (o un flottatore) e dai serbatoi di stoccaggio dei reagenti.

A questi vanno aggiunte le installazioni di disidratazione e/o condizionamento dei fanghi originati dal trattamento.

Se necessario l'impianto deve essere completato con una sezione di trattamento biologico per rimuovere eventuali sostanze organiche biodegradabili non precipitabili chimicamente.

Tipici agenti precipitanti sono:

- latte di calce (per metalli pesanti)
- idrossido e carbonato di sodio (per metalli pesanti)
- sali di calcio (per solfati e fluoruri)
- solfuro di sodio (per mercurio)

Per migliorare il processo di separazione, a questi vengono spesso aggiunti altri composti con caratteristiche precipitanti e flocculanti, tra cui:

- sali ferrosi e ferrici
- solfato di alluminio
- polielettroliti
- solfuri poliorganici

Dati operativi

Le rese delle tecniche di precipitazione e di separazione liquido-solido dipendono, in genere, dai seguenti fattori:

- pH
- qualità della miscela
- temperatura e durata della fase di reazione

Ogni trattamento richiede una accurata messa a punto finalizzata ad individuare le migliori condizioni operative; l'attività di analisi chimica e di test di processo assumono particolare valenza nel trattamento di rifiuti liquidi presso piattaforme polifunzionali, ove a differenza, ad esempio, di un'industria chimica, la qualità del refluo non è costante, ma varia in funzione delle tipologie giornalmente conferite.

La quantità di agenti precipitanti richiesta cambia sensibilmente in funzione della qualità del rifiuto liquido e della concentrazione di inquinanti.

Durante il processo di precipitazione è buona norma che il valore di pH e il dosaggio di flocculanti e/o coagulanti sia attentamente monitorato e regolato.

Il fango derivante dal trattamento può contenere diversi composti chimici, almeno nel caso in cui il processo sia attuato al fine di precipitare i metalli pesanti. Esso può essere, infatti, costituito da carbonati, fluoruri, idrossidi (o ossidi), fosfati, solfati e solfuri di metalli pesanti. Nel caso di possibile rilascio di emissioni osmogene la precipitazione dovrebbe essere condotta in serbatoi chiusi o in bacini coperti ed i gas convogliati ad appositi sistemi di abbattimento.

Campo di applicazione

La precipitazione viene utilizzata nel trattamento di rifiuti liquidi contenenti metalli quali:

- Mercurio
- Cadmio
- Rame
- Nichel
- Piombo
- Cromo (III)
- Cromo (VI)
- Zinco
- Stagno
- Alluminio
- Ferro (III)
- Ferro (II)
- Solfati
- Fosfati
- Fluoruri

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi del trattamento di precipitazione con calce e con solfuro di sodio sono:

Vantaggi	Svantaggi
<u>Con calce come agente precipitante:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Riduzione del contenuto di sali nel rifiuto liquido • Incremento delle capacità tampone dell'impianto di trattamento biologico • Incremento della sedimentazione dei fanghi • Ispessimento dei fanghi • Incremento della disidratazione meccanica dei fanghi • Riduzione della durata del ciclo di disidratazione • Costi contenuti 	<u>Con calce come agente precipitante:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Difficoltà di gestione della soda • Incremento dei quantitativi di fango dovuto all'eccesso di Ca(OH)_2 • Problemi di manutenzione
<u>Con solfuro di sodio come precipitante:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Minori volumi di fango (30% in meno rispetto al trattamento con calce) • Minori quantitativi di prodotti chimici utilizzati (40% in meno rispetto al trattamento con calce) 	<u>Con solfuro di sodio come precipitante:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Rischio di formazione di H_2S per acidificazione • Emissioni osmogene legate alla presenza di H_2S

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • Minori quantitativi di metalli nell'effluente trattato • Non richiede pre- o post-trattamenti • Elevate prestazioni nella rimozione dei solidi sospesi e disciolti 	

D.2.2.6 Ossidazione chimica

L'ossidazione chimica è, in genere, utilizzata nel trattamento di reflui contenenti sostanze organiche non biodegradabili, anche tossiche e/o pericolose, e per la rimozione di composti inorganici pericolosi.

Gli agenti ossidanti, in linea generale, possono essere: ossigeno atmosferico, ossigeno puro, ozono, perossido di idrogeno, permanganato di potassio, cloro e i suoi composti e l'ossidazione può avvenire a condizioni ambiente oppure ad elevati valori di pressione e temperatura (si veda in particolare il processo di ossidazione ad umido in cui si hanno valori di pressione di 3÷25 MPa e temperature di 150÷250 °C).

La scelta dell'agente ossidante deve basarsi su aspetti tecnici ed economici. Deve essere prevenuta, in particolare, la formazione di composti tossici e/o difficilmente trattabili nelle successive fasi del processo; a tal fine possono rivelarsi molto utili prove su scala pilota, atte a stabilire i dosaggi, i tempi di reazione, la formazione di sottoprodotti, i trattamenti preliminari e successivi, ecc.

Il trattamento di ossidazione è efficace sia su sostanze organiche (fenoli, ammine, mercaptani, clorofenoli, ecc.) che su alcune sostanze inorganiche, quali solfuri (convertiti in solfati), cianuri e metalli (ad esempio, As, Fe e Mn possono essere portati ad uno stato di ossidazione che conduce alla formazione di composti meno solubili). È, inoltre, possibile effettuare l'ossidazione di composti organometallici mediante la distruzione della parte organica ed il conseguente "rilascio" del metallo, che può essere, successivamente, rimosso (ad esempio per precipitazione). Nel caso di sostanze refrattarie al processo di ossidazione tradizionale si ricorre a processi più avanzati che prevedono l'utilizzo di più agenti ossidanti accoppiati e/o di catalizzatori.

I principali agenti ossidanti sono:

- cloro
- ipoclorito di calcio o di sodio
- biossido di cloro
- ozono (in presenza o meno di radiazioni UV)
- perossido di idrogeno/radiazioni UV
- perossido di idrogeno/sali di ferro (reattivo di Fenton)

Dati operativi

I reattori utilizzati per i processi di ossidazione chimica sono progettati in funzione delle specifiche caratteristiche degli agenti ossidanti utilizzati.

Normalmente si opera a pressioni superiori a 0,5 MPa [Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector]. Qualora siano utilizzati raggi ultravioletti come acceleratori di reazione, deve essere prevista la presenza di opportune fonti di emissione (ad esempio, lampade a mercurio a bassa pressione) ed in tal caso il reattore consiste in tubi di quarzo trasparenti ai raggi UV. Le lampade possono essere sistemate all'esterno dei tubi ed il rifiuto al loro interno, o viceversa.

Gli impianti che utilizzano ozono come agente ossidante sono dotati di un apposito generatore in situ, in quanto tale reagente, essendo caratterizzato da una notevole instabilità, non può essere trasportato. Il surplus di ozono derivante dal trattamento deve essere eliminato utilizzando tutte le precauzioni necessarie.

Qualora come ossidante sia utilizzato perossido di idrogeno, per l'eliminazione del surplus del reagente deve essere adottato un sistema di adsorbimento su carbone attivo granulare.

L'uso di cloro rende, invece, necessaria la presenza di reattori costruiti in materiali particolari (ad esempio, titanio); anche in questo caso il surplus del reagente deve essere opportunamente eliminato (ad esempio, mediante la reazione con solfito).

In considerazione della potenziale pericolosità dei reagenti ossidanti utilizzati, le infrastrutture di stoccaggio devono essere sempre dotate di adeguati sistemi di sicurezza.

Nel documento europeo "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector" sono riportati i dati operativi relativi all'applicazione del processo di ossidazione a reflui provenienti dal settore chimico. I livelli di abbattimento del COD conseguibili per alcuni composti contenuti in tali reflui, mediante l'utilizzo di perossido di idrogeno, sono, ad esempio:

sostanza	Rapporto H ₂ O ₂ /COD (%)	Rimozione COD (%)	H ₂ O ₂ utilizzata (%)
Tetraidro-1,4-ossazina (Morfolina)	100	20	20
2-amminoetanolo	100	37	37
Dietilenglicole	100	45	45
Polietilenglicole	100	35	35
Esamina o esametenetetrammina	100	32	32
2,4-difluoro-5-cloro-6-metilpirimidina	100	30	30
Feniltrifluoroetilcarbammide	80	75	94

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Sempre per quanto riguarda i trattamenti sui reflui provenienti dal settore chimico, l'utilizzo di cloro o ipoclorito consente di ottenere le seguenti rimozioni, in termini di carbonio organico totale e composti organici alogenati:

Parametro	Rimozione (%)	Note
TOC	>90	TOC entrante \approx 1 g/l
AOX (composti organici alogenati)	80	Conc. AOX entranti \approx 40 mg/l

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Campo di applicazione

L'ossidazione chimica è, in genere, utilizzata per il trattamento di rifiuti liquidi contenenti sostanze non prontamente biodegradabili o totalmente non biodegradabili (ad esempio, composti inorganici), che potrebbero influenzare negativamente i processi biologici o chimico-fisici posti a valle o rappresentare un rischio per l'ambiente. Tra queste sostanze si citano:

- oli e grassi
- fenoli
- idrocarburi policiclici aromatici (IPA)
- composti organici alogenati
- coloranti (mediante reattivo di Fenton)
- pesticidi
- cianuri
- solfuri
- solfiti

- complessi di metalli pesanti

Alcuni dei composti sopra menzionati possono essere parzialmente degradati anche ricorrendo a trattamenti di tipo biologico, mediante l'utilizzo di appositi microrganismi adattati, la scelta in merito al tipo di trattamento di ossidazione da adottare (chimico-fisico o biologico) dipende, in tal caso, dalla specifica situazione locale. Il processo di ossidazione chimico-fisica è, in genere, da preferirsi qualora vengano trattati volumi limitati di rifiuto liquido.

L'ossidazione con ossigeno attivo (ozono, acqua ossigenata) è, ad esempio, utilizzata nel trattamento dei percolati di discarica o per la rimozione di COD biorefrattario, composti osmogeni e pigmenti coloranti ed è spesso accompagnata dall'utilizzo di radiazioni ultraviolette.

Qualora il processo preveda l'utilizzo di radiazioni UV è di fondamentale importanza che il rifiuto liquido non sia caratterizzato da eccessiva torbidità, affinché sia garantita una buona trasmissione delle radiazioni stesse, e che il contenuto di ammoniaca sia relativamente basso (l'ammoniaca compete con i composti organici nella reazioni radicaliche). Deve, inoltre, essere prevenuta la formazione di schiume e deve essere garantita l'ossidazione completa dei contaminanti.

I parametri che necessitano di monitoraggio durante il processo di ossidazione sono:

- pH
- potenziale redox
- concentrazione di ozono (l'ozono nell'aria, in concentrazioni pari al 15-20%, è molto instabile e tende a decomporsi)
- concentrazione dell'ossigeno (per motivi di sicurezza)
- quantità del surplus di agente ossidante nell'effluente del processo
- contenuto di composti organici alogenati (AOX) nell'effluente, nel caso di utilizzo di agenti ossidanti a base di cloro; l'eccesso di cloro o ipoclorito dovrebbe essere rimosso al fine di prevenire la formazione di composti organici clorurati che risultano scarsamente degradabili e/o tossici

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dei trattamenti di ossidazione sono:

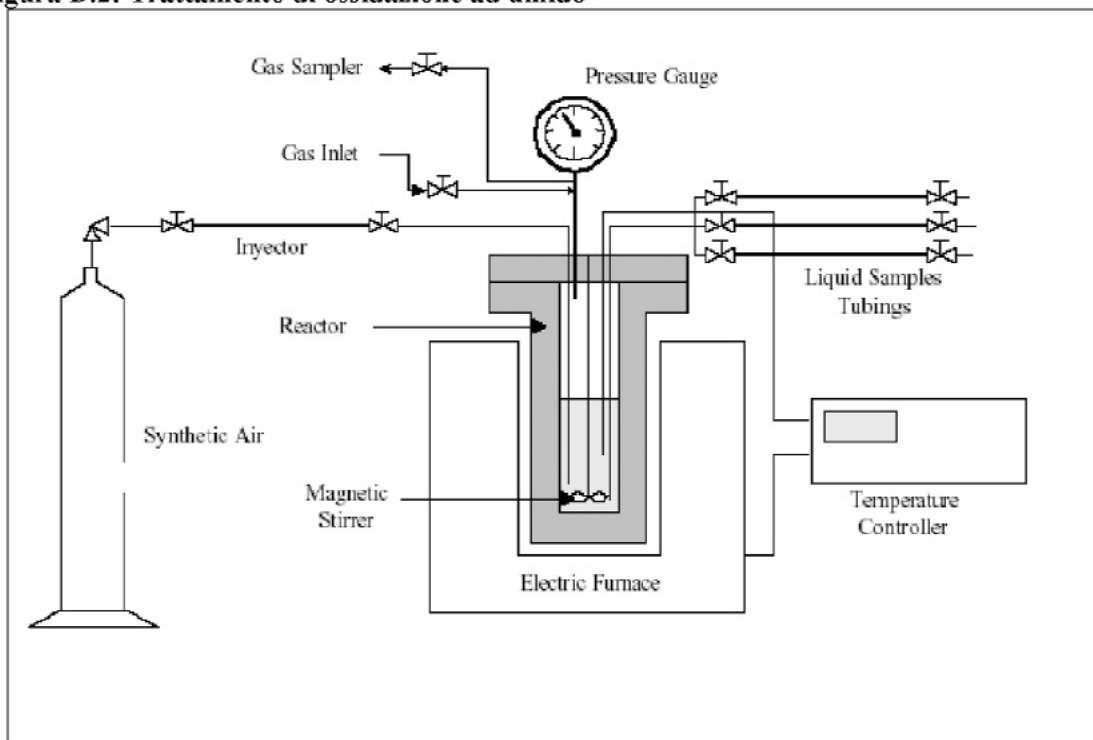
Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • trattamento di rifiuti liquidi con contenuti di COD refrattario in un range compreso tra alcuni g/l a meno di 1 µg/l [“Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector”] • trattamento di composti inorganici • permette di gestire anche elevate fluttuazioni • limitati tempi di residenza e, quindi, ridotti volumi (l'ossidazione con perossido di idrogeno richiede tempi compresi tra i 60 ed i 90 minuti a temperatura e pressione ambiente [“Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector”]) • trasformazione delle sostanze organiche complesse e/o nocive in sostanze inorganiche innocue • aumento della biodegradabilità per la 	<ul style="list-style-type: none"> • elevati consumi di energia (produzione di ozono, raggi ultravioletti e, nel caso di reazioni con cloro, alte pressioni e temperature) • è richiesta una elevata “qualità” del flusso entrante (ad esempio, bassa torbidità) • nel caso di utilizzo di cloro come agente ossidante, possibile generazione di composti organici clorurati • non efficaci nella rimozione di sostanze inorganiche come ammoniaca e cloruri

Vantaggi	Svantaggi
trasformazione delle sostanze organiche complesse in sostanze organiche semplici <ul style="list-style-type: none"> • nessuna produzione di residui • il processo può essere combinato con tutti gli altri trattamenti (assorbimento su carbone attivo, stripping, trattamento biologico, ecc.) 	

D.2.2.7 Processo di ossidazione ad umido (wet air oxidation)

Tra i diversi processi di trattamento dei rifiuti liquidi, l'ossidazione ad umido (wet air oxidation, WAO) è stata, negli ultimi anni, oggetto di notevole attenzione, sia per il progressivo affinamento della tecnologia, sia per l'evoluzione dei materiali che costituiscono il reattore. La WAO consiste nell'ossidazione in fase acquosa di sostanze disciolte o in sospensione; le temperature variano da 175 °C a 325 °C e le pressioni da 20 bar a 200 bar in maniera tale da garantire sempre la presenza delle fase liquida, limitare l'evaporazione dell'acqua ed avere una sufficiente pressione parziale dell'ossigeno. Il tempo di residenza del refluo nel reattore può variare da 15 a 120 minuti e la rimozione del COD è generalmente compresa tra il 75 ed il 90%. L'ossidazione viene effettuata con ossigeno fornito dall'aria (semplice o arricchita) oppure con ossigeno puro. I composti organici insolubili sono trasformati in composti organici semplici e solubili che, a loro volta, possono essere ulteriormente ossidati ad anidride carbonica ed acqua senza alcuna emissione di NO_x, SO₂, HCl, diossine, furani, ceneri, ecc. Dal punto di vista economico è, in genere, preferibile fermare l'ossidazione ad uno stadio intermedio. Le molecole semplici quali acidi acetico, propionico, metanolo, etanolo, acetaldeide, ecc. sono, infatti, caratterizzate da una elevata resistenza all'ossidazione ed è, pertanto, più conveniente avviarle a processi biologici a fanghi attivi. Lo schema del trattamento di ossidazione ad umido è riportato in figura D.2

Figura D.2: Trattamento di ossidazione ad umido



Il processo di ossidazione ad umido è regolato da due passaggi principali, il trasferimento dell'ossigeno dalla fase gassosa alla fase liquida, e la reazione chimica tra il substrato organico e l'ossigeno disciolto. La concentrazione dell'O₂ disciolto nella fase liquida dipende dalla velocità di reazione e dal processo di trasferimento dall'interfaccia gas-liquido; quest'ultimo è, a sua volta, influenzato dal grado di umidità nella fase gassosa, e/o dalla solubilità (in funzione della temperatura) dell'ossigeno in acqua. L'impiego di catalizzatori, porta ad un sostanziale guadagno su temperatura, pressione e tempo di ritenzione, permettendo di mantenere condizioni di processo meno severe con costi gestionali sensibilmente inferiori.

In molte applicazioni, in particolar modo su reflui industriali contenenti sostanze tossiche e/o non biodegradabili, la WAO viene utilizzata al fine di ridurre drasticamente la concentrazione delle sostanze tossiche e/o del COD e rendere, pertanto, il refluo adatto a successivi trattamenti di tipo biologico. In alternativa i reflui industriali contenenti sostanze organiche tossiche o non biodegradabili vengono avviati ad incenerimento; la WAO si colloca, pertanto, nella fascia dei trattamenti compresi tra il trattamento biologico e l'incenerimento, con costi nettamente inferiori rispetto a quest'ultimo.

Dati operativi

L'aria o l'ossigeno vengono miscelati con il rifiuto liquido entrante a monte dei scambiatori di preriscaldamento. Il bilancio termico del processo, e quindi la necessità di avere o meno apporto di calore dall'esterno, dipende dalle caratteristiche del refluo da trattare ed in particolar modo dal valore di COD. Dopo il preriscaldamento, il flusso liquido, addizionato di aria/ossigeno e dell'eventuale catalizzatore, viene inviato al reattore dove permane, in condizioni di temperatura e di pressione prestabilite, per un periodo di tempo sufficiente a garantire il raggiungimento del livello di ossidazione voluto. Le condizioni di ossidazione vengono scelte in funzione del tipo di refluo da trattare e del risultato che si vuole raggiungere; i parametri principali sono rappresentati dalla temperatura e dal tempo di permanenza nel reattore. In alcuni casi anche la pressione parziale dell'ossigeno può giocare un ruolo importante. Per quei trattamenti finalizzati ad elevati abbattimenti del COD, dell'ordine dell'80-90%, o a rimozioni consistenti di composti tossici e/o non biodegradabili, sono richieste temperature tra i 250 ed i 320° C e tempi di residenza dell'ordine dell'ora o più. L'efficacia del processo aumenta con l'impiego di catalizzatori, come il solfato ferroso o i sali di rame, che permettono di operare a temperature più basse garantendo, nel contempo, rendimenti maggiori.

Condizioni più severe per i parametri temperatura e pressione vengono adottati nella Supercritical Water Oxidation dove le temperature di esercizio sono comprese nel range 380-650 °C con pressioni da 220-500 bar: in questo caso i tempi di ritenzione sono molto bassi, dell'ordine di 1-2 minuti. I prodotti che escono dal reattore sono normalmente non gassosi: sali o acidi inorganici (in funzione del pH) e molecole organiche a basso peso molecolare. L'azoto presente nelle sostanze organiche viene, in genere, trasformato in nitrato o azoto ammoniacale mentre i derivati dello zolfo rimangono nella fase acquosa in forma di solfati.

Nei reflui industriali la presenza della componente organica è spesso associata alla presenza di metalli pesanti in forma di ioni o di complessi.

Il trattamento WAO comporta la demolizione dei complessi liberando i metalli in forma ionica; questi ultimi possono essere, quindi, rimossi per precipitazione, flocculazione e/o sedimentazione. Il surnatante dal trattamento chimico fisico, in virtù della presenza di composti semplici e biodegradabili, viene in genere inviato a trattamento biologico.

Per il processo WAO condotto a bassa pressione si riportano le seguenti prestazioni, tratte dal "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector":

Parametro	Prestazione	Note
COD	Abbattimenti 60-90%	Ad esempio: 85% di riduzione mediante il processo WAO (a 190 °C e 2 MPa) + riduzione per chiarificazione biologica

Parametro	Prestazione	Note
		pari al 90% = rimozione del 98% del COD
AOX	Rimozioni 60-90%	Temperatura di reazione 190 °C
BOD/COD	Incremento del rapporto da 0,1 a 0,5	Temperatura di reazione 190 °C
Solfito di sodio (Na ₂ SO ₃)	Concentrazione dopo trattamento: 1 mg/l	Concentrazione iniziale: 30 g/l, T: 160 °C, P: 0,9 MPa

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Per il trattamento WAO ad alta pressione si riportano le seguenti prestazioni, tratte dal "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector":

Parametro	Rimozione (%)	Note
COD	99	Concentrazione iniziale: 30 g/l, T: 250 °C, P: 7 MPa
TOC	95	280 °C, 12 MPa
AOX	80	280 °C, 12 MPa
Acque reflue miste	77-81	TOC iniziale : 11,4 g/l, pH : 1,9, t : 280-300 °C

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Campo di applicazione

La WAO è applicabile a diverse tipologie di rifiuti liquidi contenenti composti organici ed inorganici tossici e difficilmente biodegradabili o non biodegradabili, quali ad esempio:

- cianuri organici ed inorganici
- composti alifatici, anche alogenati
- composti organici aromatici
- composti organici azotati
- bifenili policlorurati, fenoli e benzene
- alcoli aromatici e alifatici
- fanghi contaminati

Tali composti possono essere presenti in quantità rilevanti nei reflui dell'industria petrolchimica, tessile, farmaceutica e chimica.

L'impiego di scrubber a lavaggio acido e/o alcalino ed il passaggio finale su carbone attivo granulare, consentono di ridurre al minimo l'emissione di odori o di altre sostanze volatili. I costi di gestione sono imputabili, principalmente, al consumo di energia elettrica per la compressione dell'aria o dell'ossigeno e per il trattamento delle emissioni in aria. Se la concentrazione del COD rimosso dal substrato è sufficientemente elevata, tutta l'energia per il riscaldamento può essere ottenuta per scambio di calore tra flusso entrante e flusso uscente.

L'elevato grado di stress fisico-meccanico nonché l'elevata corrosione a cui sono sottoposti il reattore e l'intera sezione di trattamento (in funzione della salinità ed acidità del refluo), impongono una oculata scelta dei materiali di costruzione. Se il rifiuto liquido è libero da cloruri e da altri prodotti corrosivi, sono utilizzabili acciai inossidabili. In presenza di 400 mg/l o più di cloruri sono, invece, necessari materiali speciali come, ad esempio, il titanio. I costi d'investimento dipendono, pertanto, dalla tipologia di rifiuto liquido trattato, dalla temperatura, dalle condizioni operative e dai materiali da utilizzare.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dei trattamenti di ossidazione ad umido sono:

vantaggi	svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • efficace per ottenere una drastica riduzione di sostanze tossiche e COD e rendere, pertanto, il rifiuto liquido adatto a successivi trattamenti biologici 	<ul style="list-style-type: none"> • possibili emissioni in atmosfera di composti organici volatili e di ammoniaca • fenomeni corrosivi e di stress meccanico impongono l'utilizzo di particolari materiali di costruzione che risultano, generalmente, più costosi • elevati consumi energetici

D.2.2.8 Riduzione chimica

La riduzione chimica prevede la conversione di sostanze inquinanti in composti meno nocivi e pericolosi mediante l'utilizzo di agenti riducenti. I reattivi più comunemente utilizzati sono:

- anidride solforosa
- bisolfito di sodio/metabisolfito di sodio
- solfato ferroso
- solfuro di sodio e bisolfuro di sodio
- urea o acido amidosulfonico (sulfamico, a basso pH)

Dati operativi

Il processo viene, in genere, condotto in reattore a mescolamento continuo (CSTR), strutturato e dimensionato sulla base delle caratteristiche del rifiuto e delle modalità di reazione adottate; ad esempio può essere necessario rivestire il reattore con materiale resistente alla corrosione e alla pressione e/o prevedere la sua copertura nel caso di possibile rilascio di composti gassosi. In alcuni casi, gli impianti devono essere, inoltre, dotati di opportune sezioni di trattamento dell'eccesso di reattivo (ad esempio, utilizzo di ipoclorito o di perossido di idrogeno per l'ossidazione di solfito a solfato). La necessità di tali sezioni può essere in parte mitigata mediante l'adozione di adeguati accorgimenti progettuali ed il controllo di alcuni parametri operativi, quali ad esempio il pH ed il potenziale di ossidoriduzione.

Gli impianti che effettuano il trattamento di riduzione chimica non necessariamente sono caratterizzati da elevati costi o da alta complessità tecnologica. Nel caso di processi di tipo continuo/automatico, ad esempio, il costo capitale può essere elevato, ma normalmente i costi operativi risultano relativamente bassi. In tali processi la reazione è condotta in unità completamente automatizzate il cui funzionamento viene monitorato seguendo l'andamento di parametri specifici (in genere, il potenziale redox).

Campo di applicazione

La riduzione chimica è applicata nel trattamento di rifiuti liquidi contenenti sostanze non prontamente removibili o non convogliabili nel sistema fognario a causa della eccessiva pericolosità. Il processo viene, in genere, applicato a contaminanti di tipo inorganico risultando meno efficace nel trattamento di composti organici.

Esempi di contaminanti avviati a riduzione sono:

- cromo (IV), ridotto a cromo (III)
- cloro o ipoclorito, ridotti a cloruro
- perossido di idrogeno, ridotto ad acqua e ossigeno
- nitrito, usando urea o acido amidosulfonico a basso pH.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi del trattamento sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • Possono essere trattati rifiuti in un vasto range di concentrazione (da qualche g/l a meno di 1 mg/l) 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendenza alla formazione di emissioni gassose (ad esempio, nel trattamento del solfuro si può avere la formazione di idrogeno solforato) • Le tipologie di sostanze inorganiche trattabili sono limitate • Può essere necessario rivestire il reattore con appositi materiali resistenti alla corrosione ed alla pressione

D.2.2.9 Strippaggio con aria

Lo strippaggio con aria è un processo fisico teso a rimuovere, dai rifiuti liquidi, i composti organici ed inorganici (ad esempio, ammoniaca) volatili mediante il trasferimento degli stessi dalla fase acquosa a quella gassosa. Sebbene il processo sia, in genere, favorito dalle temperature più elevate, va rilevato che i solventi clorurati, i solventi aromatici ed i triometani, possono essere estratti anche a temperatura ambiente.

Dati operativi

Lo strippaggio con aria può essere realizzato in bacini aerati, ma le applicazioni più comuni prevedono l'utilizzo di colonne operanti a pressione atmosferica, contenenti opportuni corpi di riempimento. Il principale problema gestionale è rappresentato dal progressivo accumulo di incrostazioni (ad esempio carbonato di calcio) sui corpi di riempimento. In alcuni casi, esse possono essere rimosse mediante semplice lavaggio con getto d'acqua a pressione, mentre in altri casi è necessario ricorrere ad interventi più drastici come lavaggi acidi o rimozione meccanica. Talvolta le incrostazioni sono così elevate da richiedere la sostituzione di interi elementi dell'impianto.

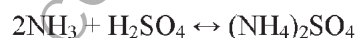
Il flusso d'aria viene di solito trattato al fine di limitare la presenza di inquinanti oppure per recuperare o ottenere prodotti chimici commercializzabili (l'ammoniaca viene, ad esempio, recuperata ed utilizzata per produrre solfato d'ammonio in un circuito chiuso; con questo sistema si elimina quasi completamente il problema delle incrostazioni).

L'efficienza del processo è strettamente correlata, oltre che alla temperatura, al rapporto liquido/gas (L/G) tra la portata di liquido da trattare e la portata di aria da utilizzare; il consumo specifico di gas varia da qualche centinaio fino ad oltre 1.000-1.200 m³ per ogni m³ di liquido da trattare. La temperatura di esercizio è compresa tra quella ambiente ed i 55-60 °C, in relazione alle caratteristiche dei componenti da strappare.

Nel caso dello strippaggio di ammoniaca in circuito chiuso la soluzione acquosa da trattare deve essere preventivamente alcalinizzata fino a pH ≈ 11,5 affinché l'equilibrio chimico, che consente la separazione, sia spostato verso sinistra:



Il flusso gassoso in uscita dalla colonna di strippaggio, ricco in ammoniaca, viene aspirato da un elettroventilatore ed inviato ad una torre di assorbimento dove l'ammoniaca viene trasferita ad una fase acida con conseguente formazione di solfato di ammonio:



Il processo richiede il monitoraggio di diversi parametri ed in particolare di:

- pH (soprattutto nel caso in cui siano presenti ammoniaca e idrogeno solforato)
- composizione e caratteristiche del flusso entrante
- pressione
- temperatura
- livello del liquido e rapporto di ricircolo

Campo di applicazione

Sostanze come solventi clorurati (cloruro di metile, tetracloroetilene, 1,1,1-tricloroetano, ecc.), solventi aromatici (come benzene, toluene, ecc.) e triometani possono essere rimosse anche a temperature ambiente; al fine di limitare i costi vengono, in genere, trattati rifiuti liquidi con concentrazioni di inquinanti inferiori a 100 mg/l, anche se tecnologicamente le efficienze di rimozione del processo possono essere elevate a concentrazioni ben superiori. Una particolare applicazione di questo principio è lo strippaggio con aria dell'ammoniaca presente in alcuni tipi di reflui industriali. Il metodo consente, infatti, di trattare soluzioni acquose con contenuto di ammoniaca anche superiore a 5-10 g/l.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi del trattamento sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • elevata efficienza di rimozione • consente il recupero di materia • basse perdite di carico • bassi consumi di energia 	<ul style="list-style-type: none"> • in determinate condizioni (concentrazione di Fe > 5 mg/l, durezza dell'acqua > 800 mg/l) tendono a formarsi incrostazioni; è, pertanto, richiesto l'utilizzo di agenti disincrostanti • il gas proveniente dallo strippaggio deve essere trattato • sono richieste frequenti operazioni di pulizia della colonna

D.2.2.10 Distillazione/rettifica

Il processo di distillazione/rettifica consiste nella separazione dei composti più volatili da un rifiuto liquido ad elevato contenuto organico, attraverso l'ebollizione e la condensazione dei vapori ottenuti.

Le principali soluzioni impiantistiche sono la distillazione semplice, che può avvenire in batch o in continuo, e quella multipla o frazionata.

La distillazione può essere applicata efficacemente ai rifiuti contenenti sostanze organiche sufficientemente volatili da poter essere rimosse fornendo calore.

In generale, i tipici rifiuti industriali trattati per distillazione sono i liquidi organici, inclusi i solventi e ed i composti alogenati.

La distillazione semplice, se condotta "a film sottile", permette di trattare solventi di scarto provenienti dall'industria chimica, della plastica, elettronica e farmaceutica. Possono essere recuperati composti alogenati e non, nonché alcoli, chetoni, esteri, glicoli, eteri, idrocarburi aromatici, nafta, freon. Possono essere, inoltre, trattati fondami, oli lubrificanti di scarto, pigmenti e coloranti.

A differenza dei sistemi batch, caratterizzati da maggior elasticità, quelli in continuo devono essere alimentati con reflui a bassissimo contenuto di solidi, per evitare la formazione di incrostazioni che possono danneggiare il sistema.

Dati operativi

Le percentuali di abbattimento ed i livelli di emissione conseguibili per alcuni composti mediante il processo di distillazione/rettifica sono:

Parametro	Percentuale di abbattimento (%)	Livello di emissione (mg/l)	Concentrazione nell'alimentazione (g/l)
Fenoli	96	2.000	50
Metanolo	97,5	2.000	80
Epicloroidrina	90	700	7
Anilina	97,5	100	4
Clorobenzene	90	10	0,1

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Limiti di utilizzo:

	Limiti/restrizioni
Concentrazione del rifiuto liquido in ingresso al trattamento	È necessario che la concentrazione sia sufficientemente elevata affinché il processo di distillazione sia economicamente fattibile
Temperatura di ebollizione	Vi deve essere una sufficiente differenza tra la temperatura di ebollizione del reflu e quella dei contaminanti; le miscele azeotropiche, affinché possa essere condotto il processo di distillazione, necessitano di additivi

L'input deve essere costantemente monitorato al fine di impedire l'ingresso di composti solidi indesiderati che potrebbero interferire nel processo o danneggiare l'impianto. È, inoltre, richiesta una continua manutenzione per prevenire la perdita di solventi nell'ambiente.

Campo di applicazione

La distillazione/rettifica dei rifiuti liquidi ha un campo di applicazione abbastanza limitato; essa è in genere utilizzata nel:

- recupero di solventi dopo l'operazione di estrazione;
- recupero di solventi nei processi produttivi (ad es., separazione di alcol nella produzione di metil-cellulosa);
- trattamento delle emulsioni;
- pretrattamento di acque reflue per la rimozione dei principali contaminanti;
- recupero di composti organici dai residui liquidi derivanti dallo scrubber ("scrubbing liquors")

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi del processo di distillazione/rettifica sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • Consente il recupero di materia • Consente di rimuovere composti organici bio-refrattari e/o tossici 	<ul style="list-style-type: none"> • I rifiuti derivanti dal processo devono essere smaltiti, in genere mediante incenerimento • Elevati consumi di energia • Campo di applicazione abbastanza limitato

D.2.2.11 Evaporazione

Il processo di evaporazione sfrutta gli stessi meccanismi della distillazione (ebollizione di una fase liquida e condensazione dei vapori ottenuti) ma si applica quando la tensione di vapore dei componenti presenti in una soluzione, in genere acquosa, è molto minore rispetto a quella del solvente (acqua).

Esso si realizza fornendo energia termica alla soluzione acquosa, che viene portata all'ebollizione in modo da provocare una parziale vaporizzazione dell'acqua e nel contempo produrre una fase concentrata ricca di componenti "non volatili".

L'evaporazione avviene, di solito, in evaporatori "a circolazione naturale" e può essere provocata dai moti indotti dalla sola ebollizione, o per mezzo di circolazione forzata (con maggiori costi di esercizio), in cui la velocità e la turbolenza sono incrementate mediante l'utilizzo di una pompa di circolazione. Queste condizioni sono particolarmente utili nel caso vi sia pericolo di depositi e incrostazioni sulla superficie di scambio termico. Altre tipologie di evaporatori sono: STV (Short Tube Vertical) o "Calandria", evaporatori Basket Type, evaporatori a film cadente, evaporatori a film sottile agitato.

L'evaporazione è stata per lungo tempo associata ad elevati consumi energetici ma i notevoli sviluppi apportati a questa tecnologia hanno incrementato la sua efficienza termica in modo considerevole. Tra le molteplici possibilità attualmente a disposizione basta citare l'evaporazione sotto vuoto, il "multiplo effetto", che utilizza come fluido riscaldante il vapore prodotto in altri evaporatori e la termocompressione, che consente di riutilizzare il vapore, opportunamente compresso, nello stesso evaporatore in cui è prodotto.

Le applicazioni di questa tecnologia sono abbastanza vaste poiché la fase condensata presenta la quasi completa assenza di sostanze solide sospese e di sostanze non volatili (sali, metalli) e la fase concentrata (rifiuto da smaltire) subisce una drastica riduzione di volume, con evidenti benefici per i costi di smaltimento. Molte sono le analogie con i processi a membrana che, al fine di pervenire ad una elevata concentrazione della fase liquida da smaltire, possono essere efficacemente integrati dal processo di evaporazione.

Dati operativi

Il processo prevede, in genere, l'utilizzo di più unità poste in serie in cui il calore di condensazione di uno stadio viene utilizzato per riscaldare il condensato (ad esempio, il reflu) proveniente dallo stadio precedente. Normalmente si opera a pressioni intorno ai 12-20 kPa e a temperature comprese tra i 50 ed i 60 °C.

Qualora il processo sia attuato al fine di consentire il recupero di materia, è necessario ricorrere ad operazioni preliminari al trattamento di evaporazione tra cui, ad esempio:

- aggiunta di acidi, basi, ecc., al fine di ridurre la volatilità dei composti molecolari
- separazione di fasi liquide insolubili (ad es. separazione olio/acqua)
- separazione chimico-fisica dei metalli pesanti e/o di altri solidi

Il concentrato, se non è avviato a riciclaggio, deve essere ulteriormente trattato e opportunamente smaltito, ad esempio mediante incenerimento.

Il trattamento offre elevate prestazioni con performance di rimozione dell'ordine del 99%, ma richiede costanti interventi di manutenzione per evitare la formazione di incrostazioni, intasamenti e fenomeni di corrosione che ostacolano la trasmissione di calore al liquido, riducendo l'efficienza energetica. È, inoltre, richiesto un monitoraggio in continuo dei contaminanti o di parametri surrogati quali, ad esempio, TOC, pH, conducibilità, ecc.

I principali limiti di utilizzo sono:

	Limiti/restrizioni
Incrostazioni	Gli scambiatori di calore tendono a formare incrostazioni
Corrosione	Vulnerabilità alle sostanze corrosive
Sostanze	La formazione di schiume, colloidali e la presenza di particelle sospese disturba il processo; evaporazione di composti organici ed inorganici volatili

Campo di applicazione

Il processo di evaporazione viene, generalmente, utilizzato:

- per la concentrazione dei “mother liquors” e dei liquidi derivanti dal trattamento dei gas al fine di riciclare sostanze di valore;
- per l’evaporazione e la cristallizzazione dei solidi, sia ai fini del loro recupero sia per la depurazione del rifiuto liquido;
- come pretrattamento finalizzato alla concentrazione del rifiuto.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi del processo di evaporazione sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • Consente il recupero di materia • Consente di rimuovere composti organici bio-refrattari e/o tossici • Consente di ridurre il volume del rifiuto liquido, con conseguenti benefici nelle successive fasi di gestione dello stesso • La fase condensata presenta la quasi totale assenza di sostanze solide sospese e di sostanze non volatili • Consente di ridurre il quantitativo ed il volume dei rifiuti pericolosi 	<ul style="list-style-type: none"> • I rifiuti derivanti dal processo devono essere smaltiti, qualora non riciclabili, in genere mediante incenerimento • Elevati consumi di energia • Possibile rilascio di composti volatili in atmosfera o contaminazione del condensato • Il processo è soggetto a fenomeni di incrostazione, corrosione e formazione di schiume

D.2.2.12 Estrazione con solvente

Per estrazione si intende quel processo finalizzato alla separazione di composti solubili da un rifiuto acquoso mediante il loro trasferimento in un solvente totalmente immiscibile o scarsamente miscibile con l’acqua. A tale fine un solvente dovrebbe:

- presentare bassa solubilità e miscibilità in acqua (ad es. toluene, pentano ed esano)
- avere maggiore capacità di disciogliere il contaminante rispetto all’acqua
- essere facilmente separabile dall’acqua, ad esempio, grazie ad una elevata differenza di densità
- essere facilmente separabile dai composti estratti, ad esempio, grazie ad un basso punto di vaporizzazione
- presentare bassa tossicità
- avere buona stabilità termica

Dati operativi

L'estrazione viene effettuata in apposite colonne dove il rifiuto liquido viene posto a contatto con il solvente estraente in diversi modi:

- in contro-corrente
- mediante l'utilizzo di miscelatori-sedimentatori
- mediante l'utilizzo di colonne a piatti forati o colonne impaccate
- ecc.

La fase di estrazione è seguita dall'operazione di separazione liquido/liquido e dalla distillazione del solvente. Il rifiuto liquido trattato deve essere, in genere, sottoposto ad un ulteriore trattamento per la rimozione della frazione residua dell'estraente (ad esempio, mediante strippaggio o adsorbimento su carbone attivo).

Applicabilità e limiti di utilizzo:

	Limiti e restrizioni
Solidi sospesi	Nel rifiuto liquido non dovrebbero essere presenti solidi sospesi e/o emulsioni
Solvente	La perdita di solvente causa un incremento dei costi ed un impatto ambientale; la rigenerazione del solvente può risultare molto complessa ed onerosa.

Campo di applicazione

L'estrazione con solvente viene utilizzata per la rimozione di diversi contaminanti organici e complessi metallici da soluzioni non eccessivamente diluite. A basse concentrazioni l'estrazione non è competitiva rispetto all'adsorbimento o al trattamento biologico.

Esempi di applicazioni sono:

- rimozione dei fenoli
- riciclaggio di metalli (ad es. Zn)
- riciclaggio di sostanze da acque madri
- rimozione degli esteri dell'acido fosforico
- rimozione di composti aromatici clorurati

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi del processo di estrazione con solvente sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • consente la rimozione ed il riciclaggio di composti organici bio-refrattari e/o tossici e di alcuni metalli 	<ul style="list-style-type: none"> • i rifiuti dal trattamento devono essere smaltiti (ad esempio, mediante incenerimento) • utilizzo limitato (fortemente influenzato dalle proprietà del solvente) • tecnica non competitiva, rispetto all'adsorbimento ed al trattamento biologico, a basse concentrazioni di contaminanti

D.3 Trattamenti biologici dei rifiuti liquidi

I composti organici biodegradabili vengono comunemente avviati a trattamento biologico aerobico o anaerobico. In generale, la biodegradabilità di un rifiuto liquido può essere stimata sulla base del rapporto BOD/COD; valori inferiori a 0,2 sono caratteristici di un rifiuto liquido relativamente non

biodegradabile, mentre valori compresi tra 0,2 e 0,4 individuano un rifiuto moderatamente biodegradabile e valori maggiori di 0,4 un rifiuto contraddistinto da una buona biodegradabilità.

Lo schema impiantistico più diffuso è quello a fanghi attivi che è costituito, nei suoi elementi essenziali, da una vasca aerata, un chiarificatore, una linea di ricircolo dei fanghi e una linea di trattamento dei fanghi estratti, che nel caso delle piattaforme si riduce generalmente a un semplice comparto di disidratazione. Esistono anche soluzioni impiantistiche più compatte come i reattori batch sequenziali (SBR, Sequencing Batch Reactor), nei quali le fasi di aerazione e sedimentazione avvengono in sequenza temporale in un medesimo bacino.

Per quanto riguarda gli aspetti processistici di tali trattamenti e di altri processi aerobici ed anaerobici di minore diffusione ma di consolidata applicazione in campo ambientale, quali lagune aerate, filtri percolatori, biodischi o biorulli, UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor), filtri anaerobici, digestori anaerobici e lagune coperte, si rimanda alla letteratura specializzata.

La valutazione della convenienza del trattamento biologico dei rifiuti liquidi si basa fondamentalmente sulla biodegradabilità degli stessi, capacità che risulta nota per molti composti ma che per altri deve essere valutata mediante apposite prove di laboratorio.

I trattamenti biologici che abitualmente riguardano l'ossidazione, la nitrificazione e la denitrificazione, possono essere realizzati con modalità impiantistiche differenti e possono essere in continuo o no, con biomassa sospesa, adesa oppure prevedere entrambi i sistemi.

L'ossidazione inoltre può avvenire mediante l'insufflazione di aria atmosferica o ossigeno puro o una miscela dei due, in impianti coperti o aperti, anche riscaldati.

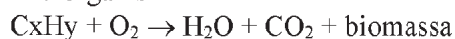
I trattamenti biologici richiedono una certa attenzione in fase gestionale in quanto si basano su cinetiche batteriche e non seguono quindi precise reazioni stechiometriche ma risultano, nel complesso, molto più economici rispetto ai processi chimici; è, comunque, spesso necessario ricorrere alla combinazione delle due tipologie di trattamento. Infatti, bisogna tenere in considerazione che:

- il trattamento biologico può non essere immediatamente applicabile per le sostanze che a priori (ad esempio, per provenienza) dovrebbero risultare biodegradabili, a causa della presenza di sostanze tossiche o inibenti l'attività biologica;
- l'assenza, nei reflui contenenti sostanza organica biodegradabile, di alcune sostanze (nutrienti) richiede una necessaria miscelazione con altri reflui (o un'aggiunta di nutrienti sotto forma di composti specifici) o rende i reflui utilizzabili per particolari processi (per esempio come fonte esterna di carbonio da utilizzare nella fase di denitrificazione);
- un'apparente non trattabilità biologica può essere superata mediante semplici pretrattamenti chimico-fisici;
- il trattamento biologico può precedere o seguire un trattamento chimico-fisico a seconda della tipologia dei reflui da trattare, tenendo presente che per ossidare materiale biodegradabile è più conveniente utilizzare l'ossidazione biologica, che, peraltro, esclude l'aggiunta di sostanze chimiche.

D.3.1 Trattamenti aerobici

I processi aerobici si basano sullo sviluppo di microrganismi aerobi o facoltativi (batteri, funghi, protozoi, alghe, ecc.) che decompongono gli inquinanti organici e inorganici non metallici in composti più semplici (acqua, CO₂, nitrati, solfati, fosfati, composti organici a basso peso molecolare) portando alla formazione di nuova biomassa. Un processo di biodegradazione aerobica può essere rappresentato dalla seguente equazione:

microrganismi



nutrienti

Durante il processo si perviene ad un accumulo di biomassa (fango) che deve essere periodicamente asportata (e smaltita) perché si mantenga l'equilibrio del sistema.

Come in precedenza accennato, il processo di tipo aerobico più utilizzato è quello definito a fanghi attivi. In tale processo i reflui entrano nel bacino di aerazione dove i microrganismi in sospensione aggrediscono gli inquinanti presenti nelle acque da trattare. L'ossigeno è fornito tramite aerazione meccanica (turbine) o tramite un sistema di insufflazione (di aria od ossigeno puro). L'agitazione provocata da questi sistemi consente anche di mantenere in sospensione la biomassa.

La miscela aerata ("mixed-liquor") passa poi al chiarificatore dove i fanghi vengono separati dall'acqua ormai depurata.

Parte della biomassa viene ricircolata nel bacino di aerazione, mentre la rimanente (fango di supero) viene estratta, mandata alla linea fanghi e smaltita come rifiuto nel rispetto delle normative vigenti.

Il processo a fanghi attivi viene attuato attraverso alcune tecniche impiantisticamente ampiamente consolidate:

- il sistema a plug flow, che usa bacini di ossidazione lunghi e stretti, per fornire una miscelazione tipica dei sistemi a pistone
- il sistema a miscelazione completa, nel quale la portata influente costituita dai liquami e dai fanghi di ricircolo viene distribuita in più punti della vasca di aerazione, per agevolare una rapida miscelazione della portata influente con tutta la biomassa contenuta nel reattore
- il sistema ad aerazione prolungata, che utilizza tempi di ritenzione idraulica elevati (18÷24 ore) e bassi rapporti di carico del fango, corrispondenti ad elevate età del fango
- i sistemi con aerazione e decantazione intermittenti, nei quali in un unico bacino vengono attuate sia la fase di ossidazione biologica, che quella di sedimentazione. Un tipico sistema di questo tipo è rappresentato dal SBR, particolarmente adatto alla rimozione di sostanze biorecalcitranti
- il sistema di trattamento a fanghi attivi, con l'impiego di ossigeno puro

Esistono anche processi biologici a biomassa adesa che consentono soluzioni impiantistiche più compatte e adatte a rifiuti liquidi dotati di alto carico, nei quali la biomassa si sviluppa su di un supporto fisso. I principali sistemi a colture adese sono rappresentati da: filtri percolatori, rotori biologici e filtri biologici sommersi.

La linea di trattamento dei fanghi di supero, in funzione dello smaltimento finale, può essere costituita semplicemente da una disidratazione meccanica (in genere con filtropressa o nastropressa) oppure può prevedere diverse fasi di trattamento aggiuntive, quali ad esempio: digestione aerobica o anaerobica, condizionamento chimico, ispessimento, essiccamento termico, combustione.

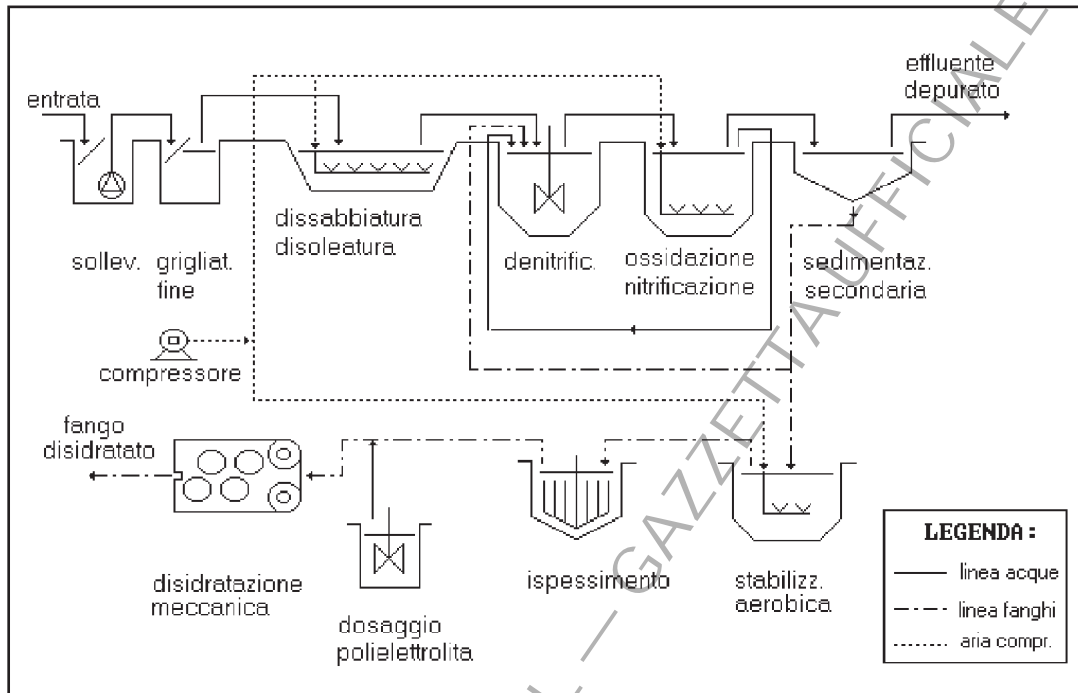
In generale, il processo a fanghi attivi è inserito in schemi di trattamento più complessi, dove ogni fase è deputata alla rimozione di particolari inquinanti. E' anche possibile dosare carbone attivo in polvere nella vasca di ossidazione per rimuovere composti non facilmente biodegradabili e sostanze tossiche per la biomassa.

Al fine di ottenere la rimozione biologica dei nutrienti (azoto e fosforo), il processo a fanghi attivi può essere realizzato in diverse configurazioni comprendenti anche fasi anossiche e/o anaerobiche.

In particolare, per la rimozione dell'azoto lo schema di processo comprende una fase aerata a basso carico per consentire l'adeguato sviluppo della flora batterica che è in grado di ossidare l'azoto ammoniacale ad azoto nitrico, ed una fase anossica nella quale alcuni ceppi batterici facoltativi riducono l'azoto nitrico ad azoto gassoso; in tale fase, poiché i batteri responsabili della denitrificazione necessitano, per svilupparsi, di essere alimentati, occorre aggiungere composti organici facilmente biodegradabili.

In alternativa, lo schema di processo di molti impianti, come quello indicato nella figura, prevede che la fase di denitrificazione preceda la nitrificazione, per cui il trattamento di denitrificazione viene condotto solo sul flusso di ricircolo del refluo prelevato a valle della ossidazione e del fango

dal decantatore finale. La rimozione del fosforo può avvenire per via chimica o biologica. La prima comprende l'impiego di reattivi chimici che inducono la formazione di composti insolubili da separare nella decantazione finale, la seconda viene condotta nei tipici processi a fanghi attivi ed ha un rendimento pari a circa il 30% (rendimenti maggiori possono essere ottenuti inserendo in modo opportuno nello schema di processo una fase anaerobica). Per ulteriori dettagli sui trattamenti biologici di rimozione dell'azoto e del fosforo si vedano i successivi capitoli F e G.



Dati operativi

I parametri che condizionano il rendimento dei tipici processi biologici a fanghi attivi sono i seguenti:

- fattore di carico organico del fango F_c [$\text{kgBOD}/\text{kgSS} \times \text{giorno}$], ovvero carico di BOD per kg di biomassa per giorno. Il valore corretto dipende dal dimensionamento dell'impianto e quindi dagli obiettivi da raggiungere. Per una efficiente ossidazione dell'azoto ammoniacale, anche a temperature relativamente basse, occorrerebbe lavorare in condizioni abitualmente definite di "aerazione prolungata" con $F_c < 0,2 \text{ kg BOD}/\text{kg SS} \times \text{giorno}$. Valori superiori, fino a circa $0,8 - 1 \text{ kg BOD}/\text{kg SS} \times \text{giorno}$, sono associati a varie configurazioni impiantistiche che consentono di rimuovere almeno le sostanze organiche.
- SS (solidi sospesi totali nella miscela aerata) [g/l] e VSS (solidi sospesi volatili nella miscela aerata) [g/l] e/o [% di SS]. Questi due parametri forniscono una stima grossolana della concentrazione della biomassa batterica attiva presente nel reattore biologico dell'impianto, ovvero della quantità di batteri in grado di operare i processi di trattamento biologici. Mediamente nei processi a fanghi attivi si utilizzano valori di SS compresi tra 3 e 4 g/l , anche se in condizioni specifiche può essere necessario mantenere valori più bassi o più elevati. I limiti inferiore e superiore dipendono dalla specifica configurazione impiantistica, dalla portata e della concentrazione dei liquami da trattare. Per esempio, valori troppo elevati possono peggiorare il rendimento del decantatore finale e quindi causare l'aumento della concentrazione dei solidi sospesi nell'effluente. Il valore dei VSS è mediamente compreso tra il 60 ed il 70 % del valore degli SS. I valori più bassi sono indice di una maggiore mineralizzazione del fango e corrispondono a bassi valori di F_c .

- Ossigeno disciolto [mg/l]. Per la respirazione dei batteri aerobi è necessario fornire ossigeno. Normalmente si mantengono concentrazioni comprese tra 1,5 e 3 mg/l. Valori superiori non sono convenienti in quanto non consentono apprezzabili miglioramenti in termini di velocità della reazione o di rendimento. In presenza di situazioni particolari della flora batterica, con sviluppo predominante di fiocchi leggeri o di specifici ceppi di batteri filamentosi, è possibile, o necessario, mantenere valori anche inferiori.
- Temperatura [°C]. Tutti i processi biochimici sono influenzati dalla temperatura. In generale i processi a fanghi attivi forniscono il loro rendimento ottimale a temperature comprese tra 20 e 30 °C. Valori superiori favoriscono lo sviluppo di ceppi di microrganismi specializzati che spesso danno origine a effetti collaterali indesiderati, con sviluppo di schiume ecc.. Valori inferiori a 8 – 10 °C rallentano eccessivamente, o fermano, i processi di ossidazione dell'ammoniaca, mentre sotto i 5 °C si ha l'arresto quasi completo dell'attività biologica.
- Nutrienti. La biomassa presente nel processo a fanghi attivi necessita di azoto e fosforo per attuare la sintesi cellulare, i processi metabolici e la rimozione dei composti organici. Oltre a questi nutrienti è necessaria la presenza in tracce di altri nutrienti per assicurare una buona formazione dei fiocchi batterici. Le condizioni con carenza di nutrienti stimolano la crescita di microrganismi filamentosi. L'azoto nei liquami è disponibile per la biomassa come ammonio o come nitrato; l'azoto organico, presente nelle acque di scarico sotto forma di proteine o aminoacidi, viene, infatti, idrolizzato mediante meccanismi enzimatici, con formazione di ammonio. La velocità di rimozione dei composti organici, con ammonio come fonte di azoto, è più elevata rispetto a quella rilevata con l'impiego di nitrato come fonte di azoto. Il fosforo deve essere presente nei reflui in forma di ortofosfato solubile, affinché possa essere assimilato dalla biomassa. Il fosforo presente sotto forma di complessi inorganici, oppure legato a substrati organici, per essere disponibile per l'assimilazione deve essere preventivamente bioidrolizzato ad ortofosfato. Generalmente viene assunta la regola che per la rimozione ottimale del BOD il rapporto di massa tra i vari nutrienti debba essere di 100:5:1 (BOD:N:P). Un rapporto più elevato (ad esempio 150:5:1) comporta una riduzione della velocità di rimozione del BOD e promuove la formazione di batteri filamentosi. Nei processi in continuo la quantità di azoto e fosforo richiesta dal sistema dipende dalla crescita cellulare ovvero dalla produzione di fango. Il contenuto di azoto nei fanghi biologici, dove la quantità di azoto non è un fattore limitante, risulta pari a circa il 12,3% in peso, calcolato sui solidi sospesi volatili. Il contenuto di azoto nei fanghi diminuisce quando il fango è posto in condizioni endogene, e l'azoto rappresenta un fattore limitante la crescita batterica. Infatti il contenuto di azoto nella massa cellulare non biodegradabile scende a valori del 7%. Analogamente il contenuto di fosforo nel fango in condizioni non limitanti la crescita della biomassa è pari al 2,6 % in peso, calcolato sui solidi sospesi volatili; questo valore nella massa cellulare non biodegradabile scende all'1%.

Campo di applicazione

I trattamenti aerobici sono normalmente applicati a reflui contenenti sostanze organiche biodegradabili e alcuni inquinanti inorganici non metallici come solfuri e cianuri; non si esclude, comunque, il loro impiego anche in presenza di composti complessi.

Il trattamento biologico di sostanze organiche poco biodegradabili e, talvolta, tossiche è effettuabile solo attraverso una accurata selezione e acclimatamento della biomassa; ciò presuppone una alimentazione costante di dette sostanze sia in termini qualitativi che in termini quantitativi (procedura adottata nel caso, ad esempio, di scarichi industriali di qualità costante). In tali situazioni, se sono presenti sostanze poco degradabili e/o tossiche in concentrazioni non troppo elevate, possono svilupparsi microrganismi in grado di aggredirle e demolirle.

In ogni caso i rifiuti liquidi devono essere preventivamente caratterizzati per determinare le concentrazioni di composti che possono essere inibenti o tossici per l'attività della biomassa. Tra questi si possono includere metalli pesanti, sali disciolti, solfuri, oli e grassi, alcuni composti organici volatili (COV) e semivolatili (SCOV).

La presenza di metalli comporta una serie di problemi, quali:

- incremento della tossicità dell'effluente
- concentrazioni limite permesse allo scarico molto basse
- fenomeni di bioconcentrazione che possono portare ad elevati livelli di metalli nel fango stabilizzato con limitazioni allo smaltimento finale del fango stesso e che normalmente impongono un pretrattamento chimico-fisico del rifiuto liquido.

I metalli ed i cianuri, se in concentrazioni accettabili, possono però essere rimossi anche mediante il processo a fanghi attivi attraverso i seguenti meccanismi di rimozione:

- intrappolamento dei metalli precipitati nella matrice dei fiocchi batterici
- legame dei metalli solubili con polimeri extracellulari generati dai batteri (la produzione di polimeri extracellulari è funzione dell'età del fango)
- accumulo dei metalli all'interno delle cellule batteriche
- biodegradazione e volatilizzazione dei cianuri in funzione del tempo di ritenzione dei solidi e dell'aerazione.

Nei processi a fanghi attivi l'accumulo di metalli nel fango aumenta al crescere del tempo di ritenzione dei solidi. La rimozione dei metalli dovrebbe essere, pertanto, attuata prima dell'invio del rifiuto liquido al trattamento a fanghi attivi.

Nel caso di trattamento combinato di reflui industriali e reflui civili, in impianti a fanghi attivi, vanno considerati i seguenti aspetti:

- effetto sulla qualità del fango. I reflui rapidamente biodegradabili stimolano la crescita di filamentosi, mentre quelli lentamente degradabili frequentemente ne sopprimono la crescita. I liquami civili in sé, sono soggetti allo sviluppo di bulking filamentoso nei fanghi biologici; l'aggiunta di un refluo con substrati rapidamente degradabili incrementa ulteriormente il potenziale sviluppo di filamentosi, pertanto in questi casi sarebbe utile l'uso di un settore biologico o di una configurazione a plug-flow
- Bioinibizione e tossicità. Molti rifiuti liquidi o reflui industriali inibiscono il processo a fanghi attivi ed, in particolar modo, la fase di nitrificazione. Essi, inoltre, possono essere fonte di potenziale tossicità per il corpo idrico recettore se gli eventuali composti tossici passano attraverso il trattamento a fanghi attivi senza subire alcuna demolizione. È, pertanto, necessario che le caratteristiche dei rifiuti liquidi o dei reflui industriali siano attentamente valutate al fine di verificarne la compatibilità con il processo di trattamento biologico a fanghi attivi
- Fabbisogno di nutrienti (azoto e fosforo). Poiché alcuni scarichi industriali presentano uno squilibrio nel rapporto tra i nutrienti BOD:N:P è necessario verificare con frequenza le determinazioni analitiche dei parametri correlati, ed eventualmente provvedere a ristabilire i corretti rapporti mediante un opportuno bilanciamento dei flussi.

Poiché la biomassa preposta ai processi biologici di trattamento è normalmente costituita da un insieme di parecchi ceppi batterici ed altri microrganismi, il cui sviluppo è depresso o agevolato dalle specifiche condizioni ambientali mantenute nell'impianto, possono divenire predominanti ceppi batterici aventi caratteristiche indesiderate, quale un peso specifico molto basso e la marcata propensione allo sviluppo di schiume biologiche sulla superficie dei reattori o dei decantatori finali.

In generale uno dei punti più critici del processo è proprio la fase di separazione dell'acqua trattata dai fanghi nella sedimentazione finale, a causa della ridotta differenza di peso specifico, per cui è frequente il problema della presenza eccessiva di solidi sospesi nell'effluente.

Molte sostanze organiche sintetiche sono scarsamente biodegradabili per cui il rendimento di rimozione di tali composti può essere inadeguato. In questi casi è possibile migliorare il rendimento ricorrendo a valori molto bassi del fattore di carico organico, a ceppi batterici selezionati o a lunghi periodi di condizionamento della flora batterica al fine di selezionare i ceppi più efficaci.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi del trattamento biologico aerobico sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • consente di ridurre il contenuto di sostanze organiche e di alcuni elementi (azoto e fosforo) • consente di trattare elevati volumi di rifiuti liquidi a costi contenuti • comporta, in genere, minori impatti ambientali rispetto agli altri trattamenti • efficienza energetica relativamente elevata rispetto ai sistemi di trattamento chimico-fisico (l'energia è in gran parte prodotta dal metabolismo microbico) • degradazione di composti pericolosi in sostanze meno pericolose 	<ul style="list-style-type: none"> • produzione elevati quantitativi di fanghi, che necessitano di adeguati trattamenti per un idoneo recupero e/o smaltimento • rimozione limitata di sostanze scarsamente biodegradabili • costi impiantistici • elevata sensibilità ai composti tossici ed inibenti

D.3.2 Trattamenti anaerobici

Nei processi biologici anaerobici, microrganismi di vario genere (batteri, protozoi, funghi, ecc.), anaerobi o facoltativi, degradano molecole organiche complesse in assenza di ossigeno libero trasformandole, attraverso passaggi successivi, in prodotti più semplici (principalmente anidride carbonica e metano). Il processo biologico anaerobico può essere così descritto:

microrganismi



nutrienti

L'energia necessaria alla vita della biomassa viene ricavata dalle sostanze organiche. Il processo è catalizzato da enzimi e avviene se è mantenuta una idonea popolazione di microrganismi, ben bilanciata in funzione delle particolari condizioni ambientali.

Poiché i microrganismi utilizzano, come accettore di elettroni, l'ossigeno chimicamente legato ad altri elementi (ad esempio nitrati, fosfati o solfati) si ha produzione di composti di riduzione quali ammoniaca, fosfina e idrogeno solforato.

Più in dettaglio, la digestione anaerobica, supponendo di operare in discontinuo, passa attraverso tre fasi:

- 1) fase idrolitica: batteri anaerobi facoltativi scindono le sostanze organiche complesse (polisaccaridi, proteine, grassi) in sostanze più semplici (rispettivamente carboidrati semplici, aminoacidi, acidi grassi e glicerolo)
- 2) fase di fermentazione acida: le sostanze organiche formatesi precedentemente vengono in buona parte degradate e trasformate in sostanze a basso peso molecolare, per lo più acidi organici volatili costituiti per quasi l'80% da acido acetico, acido butirrico, acido propionico, nonché ammoniaca, mercaptani, idrogeno solforato, anidride carbonica, idrogeno, ecc.
- 3) fase di metanogenesi: in questa fase i microrganismi metanogeni utilizzano come substrato i prodotti della fase precedente per produrre metano ed anidride carbonica. La produzione di metano avviene, essenzialmente, attraverso due processi:
 - metanogenesi ad opera di batteri idrogenofili che operano l'ossidazione anaerobica dell'idrogeno

- metanogenesi ad opera di batteri acetoclasti che effettuano la dismutazione anaerobica dell'acido acetico con formazione di metano ed anidride carbonica.

Il processo richiede tempi lunghi, in quanto i microrganismi metanogeni sono inizialmente presenti in numero molto limitato; essi inoltre sono anaerobi obbligati, per cui anche la minima presenza di ossigeno può impedirne lo sviluppo. Infine, la loro velocità di crescita è inferiore a quella dei fornitori di acidi. In certi casi, per un controllo del processo, occorre utilizzare correttori di pH, poiché i microrganismi metanogeni, pur nutrendosi di acidi, sono inibiti da condizioni di pH troppo basso.

In realtà, operando in continuo (come frequentemente avviene), le tre fasi coesistono e per mantenere il delicato equilibrio tra la fase metanigena e quella di produzione degli acidi volatili occorre tenere il processo sotto stretto controllo.

Per velocizzare il processo si ricorre, di solito, al riscaldamento del reattore. Infatti, a seconda della temperatura a cui si opera, si sviluppano differenti ceppi batterici, ognuno dei quali ha poi un ristretto range di temperature ottimali (psicrofili, mesofili, termofili).

Le principali soluzioni tecnologiche adottate sono le seguenti:

- digestori anaerobici convenzionali. E' il sistema più vecchio nel campo dei processi biologici anaerobici. Esistono essenzialmente due tipologie di digestori: quella (ormai in disuso) che non prevede né il riscaldamento né l'agitazione (in questo caso si forma uno strato di surnatante che va asportato ed inviato a successivo trattamento aerobico) e quella (assai più usata) che prevede l'agitazione (con mezzi meccanici o ricircolando il gas stesso prodotto dalla reazione) ed il riscaldamento del fango. Una combinazione di questi due sistemi dà luogo al cosiddetto processo a doppio stadio, in cui la funzione principale del secondo stadio è quella di separare i solidi digeriti dal surnatante
- digestori anaerobici a due fasi. Le fasi del processo di digestione (fermentazione acida e metanogenesi) avvengono in due diversi comparti in modo che le sostanze che inibirebbero la formazione della flora metanogena vengano idrolizzate e scomposte nel primo reattore. Solo dopo esser stato degradato a sostanze più semplici e meno tossiche il rifiuto passa al secondo reattore dove avviene la fase metanogenica, che è la più delicata
- digestori anaerobici a biomassa adesa. Le fasi del processo di digestione avvengono in digestori, usualmente riscaldati a 35-37 °C, ove la biomassa anziché svilupparsi in modo sospeso, si riproduce in forma adesa su materiale di riempimento. Questi impianti, caratterizzati da minori volumi e velocità di digestione elevate, sono particolarmente indicati per reflui con pochi materiali in sospensione.

Dati operativi

Si elencano alcuni dei principali parametri che condizionano il funzionamento dei digestori anaerobici:

- pH. Come già indicato i batteri metanogeni sono inibiti dall'acidità, per cui può essere necessario, specialmente in fase di avviamento, intervenire aggiungendo calce o altri composti basici.
- Temperatura [°C]. In funzione della temperatura si selezionano diversi ceppi batterici e si ottengono diverse velocità di reazione:
 - gli impianti a basso carico sono senza riscaldamento, per cui il dimensionamento deve tenere conto di temperature minime di 8 – 10 °C
 - gli impianti a medio ed alto carico sono riscaldati a temperature comprese tra 30 e 38 °C (zona mesofila). Si può, in tal modo, ottenere una riduzione di circa il 50 % del tenore di sostanze organiche volatili in un tempo di circa 20 giorni

- per gli impianti riscaldati a circa 60 °C (zona detta termofila) possono bastare età del fango di circa 8 – 10 giorni.

Nel caso di trattamento di reflui scarsamente biodegradabili possono sorgere problemi indotti dai lunghi tempi di acclimatazione della biomassa (in certi casi addirittura di alcuni mesi) e dall'impossibilità di effettuare prove significative in laboratorio a causa della complessità delle reazioni che intervengono e della non omogeneità del rifiuto.

I reflui del processo sono maleodoranti per l'abbondante presenza di composti a basso stato di ossidazione come ammoniaca, idrogeno solforato, fosfina, ecc.

Alcuni di tali prodotti, in particolare l'idrogeno solforato, danno origine a fenomeni di corrosione di cui occorre tenere conto in fase di progettazione e realizzazione degli impianti, impiegando materiali idonei e proteggendo opportunamente i quadri elettrici.

La produzione di biogas con una elevata percentuale di metano può rappresentare un notevole vantaggio dal punto di vista energetico ma richiede l'adozione di appropriate misure di sicurezza al fine di prevenire la formazione di miscele esplosive.

I tipici parametri operativi e le efficienze di rimozione connesse all'applicazione dei processi anaerobici ai reflui concentranti sono:

Tipo di processo	COD influente (mg/l)	Tempo di ritenzione (ore)	Carico organico (kgCOD/m ³ giorno)		Rimozione COD (%)
			T= 15-25 °C	T= 30-35 °C	
Processo per contatto	1.500-5.000	2-10	0,5-2	2-6	75-90
UASB	5.000-15.000	4-12	1-3	3-10	75-85
Letto fisso	10.000-20.000	24-48	1-3	3-10	75-85
Letto espanso	5.000-10.000	5-10	1-4	4-10	80-85

Fonte: "Guida alla progettazione dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane" – ANPA/Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio, ANPA 1/2001

Campo di applicazione

I processi anaerobici sono applicabili a molte tipologie di rifiuti liquidi e reflui industriali contenenti anche composti aromatici, ftalati, esteri, acidi organici, alcali, composti alogenati ed altre molecole complesse. Il rifiuto può essere in forma liquida o semi-solida.

Molto frequente è l'impiego dei processi anaerobici come trattamento preliminare alla depurazione biologica aerobica e per la stabilizzazione dei fanghi prodotti dai processi di depurazione. Il trattamento anaerobico offre il vantaggio di produrre limitati quantitativi di fanghi (circa il 10% in rapporto ai processi aerobici). La degradazione anaerobica porta alla produzione di una miscela gassosa di metano e anidride carbonica in un rapporto pari a circa 1:3, normalmente utilizzata come combustibile per la produzione di energia. Rispetto ai processi aerobici i consumi di energia risultano molto più ridotti, non essendo richiesto il rifornimento di ossigeno nel reattore. In generale, inoltre, i trattamenti anaerobici contribuiscono alla riduzione delle emissioni di CO₂. Va rilevato, tuttavia, che la produzione di gas combustibile (CH₄) e di metaboliti quali, ad esempio, acidi grassi volatili, rende necessario l'utilizzo di apparecchiature chiuse in grado prevenire emissioni osmogene nell'ambiente. Ciò implica, evidentemente, l'utilizzo di appositi sistemi di abbattimento delle emissioni.

Vantaggi e svantaggi

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • bassi consumi di energia, rispetto ai processi aerobici, dovuti all'assenza di sistemi di aerazione • produzione di biogas ad elevato contenuto di 	<ul style="list-style-type: none"> • elevata sensibilità ai composti tossici ed inibenti • possibile formazione di gas tossici, infiammabili ed osmogeni

Vantaggi	Svantaggi
<p>metano, con possibilità di recupero energetico</p> <ul style="list-style-type: none"> • minori rendimenti di crescita e, pertanto, minori volumi di fango rispetto al trattamento aerobico • i metalli pesanti, in presenza di solfato o composti organici solforati, vengono precipitati come solfuri • minore formazione di aerosol rispetto ai processi aerobici 	<ul style="list-style-type: none"> • processo di avviamento molto lento • richiede ulteriori trattamenti al fine di pervenire ad una sufficiente rimozione del carico organico entrante (il trattamento anaerobico porta a riduzioni del COD <85%) • possibili fenomeni di corrosione da parte di alcuni prodotti del processo (ad esempio, H₂S)

D.4 Stoccaggio rifiuti liquidi, linea fanghi e depurazione gas esausti

D.4.1 Stoccaggio rifiuti liquidi

Ogni piattaforma di trattamento di rifiuti liquidi deve disporre di un adeguato numero di serbatoi di stoccaggio ove il rifiuto è depositato finché non ne viene accertata l'effettiva trattabilità; in alternativa può essere prevista un'area in cui depositare le autocisterne.

Da un punto di vista gestionale lo stoccaggio consente, inoltre, di effettuare l'equalizzazione dei flussi in ingresso, al fine di alimentare le linee di trattamento con liquidi aventi caratteristiche qualitative ottimali; il numero dei serbatoi dovrebbe, pertanto, essere almeno pari alle linee di trattamento o alle tipologie di reflui trattati ed i serbatoi stessi dovrebbero essere dimensionati in funzione delle portate delle diverse linee.

D.4.2 Linea fanghi

La linea fanghi degli impianti di trattamento rifiuti liquidi è generalmente costituita da un comparto di disidratazione, preceduto da una o più vasche di accumulo, con funzione di stoccaggio provvisorio e omogeneizzazione dei fanghi provenienti dalla linea acque. Possono, inoltre, essere previste ulteriori fasi di trattamento quali: digestione aerobica o anaerobica, condizionamento fisico, ispessimento, essiccamento termico, combustione, ecc. (si veda, per maggiori dettagli, il capitolo F, paragrafo F.7).

La variabilità delle caratteristiche dei fanghi in ingresso può rendere necessaria una verifica delle modalità di condizionamento chimico utilizzate (andando in particolare a variare la quantità o il tipo di reattivo dosato). Un carico organico variabile nella linea acque comporta, inoltre, una differente portata di fanghi da trattare, con potenziali problemi nella gestione della fase di disidratazione.

Va, infine, rilevato che durante la fase di accumulo dei fanghi, eccessivi tempi di residenza possono comportare la formazione di processi anaerobici, con conseguente produzione ed emissione di sostanze tossiche e maleodoranti.

D.4.3 Linea depurazione gas esausti

Le diverse fasi di trattamento dei rifiuti liquidi comportano, in genere, l'emissione di gas tossici e/o maleodoranti, che devono essere, pertanto, collettati e trattati in un apposita linea di depurazione fumi.

Le principali fonti di emissioni gassose sono:

- i serbatoi di stoccaggio e le vasche di accumulo/omogeneizzazione

- i pretrattamenti meccanici, nei quali il rilascio in atmosfera di gas esausti può avvenire sia per effetto di turbolenze (ad es. nelle fasi di sollevamento e grigliatura), che per fenomeni di stripping (ad es. nelle fasi di dissabbiatura e disoleatura)
- i trattamenti chimico-fisici, soprattutto durante la conduzione di processi quali neutralizzazione, precipitazione e stripping con aria
- la linea fanghi, che può dar luogo principalmente ad emissioni maleodoranti.

Per il trattamento biologico a fanghi attivi, la produzione di odori risulta molto limitata ed essenzialmente dovuta a fenomeni di stripping e di aerosolizzazione delle sostanze odorose. Nel caso di aerazione insufficiente o di sovraccarico organico, si può avere la formazione, principalmente nei reattori del tipo "plug-flow", di sacche o depositi anaerobici con successivo sviluppo di odori. Nella fase di sedimentazione secondaria, si possono avere odori sgradevoli solo se il tempo di ritenzione del fango è eccessivamente lungo o nel caso di fenomeni di risalita e accumulo del fango in superficie.

Gli interventi adottati per il controllo delle emissioni gassose sono sia di natura gestionale che strutturale. I primi, tesi a prevenire o quanto meno limitare la formazione delle emissioni, consistono nel:

- rimuovere con frequenza i residui dei pretrattamenti e dei trattamenti e stoccare gli stessi in contenitori a tenuta;
- minimizzare le emissioni gassose durante i trattamenti, riducendo, dove e nei limiti del possibile, le turbolenze del flusso idrico, i fenomeni di stripping, ed evitando l'origine di reazioni che diano luogo a gas tossici;
- prevenire l'instaurarsi di condizioni anaerobiche nelle vasche di sedimentazione e nei comparti della linea fanghi.

Gli interventi strutturali consistono nel confinamento in ambienti chiusi delle principali fonti di emissione e nell'estrazione e successivo trattamento dell'aria esausta.

Gli impianti di ventilazione devono essere dimensionati con numero di ricambi orari che bilancino l'esigenza di ridurre i volumi da trattare, per minimizzare i costi d'impianto e trattamento, con la necessità di instaurare nei locali un ambiente che consenta il regolare svolgimento dell'attività lavorativa.

La depurazione degli effluenti gassosi può essere conseguita mediante trattamenti chimico-fisici (assorbimento ovvero adsorbimento) e/o biologici (biofiltri).

Durante il processo di assorbimento le sostanze gassose vengono trasferite in fase liquida in modo da ottimizzare il contatto gas liquido. La scelta del liquido di lavaggio e della configurazione delle apparecchiature è legata alle caratteristiche di solubilità dell'inquinante. Possono essere utilizzate soluzioni basiche (contenenti NaOH, Na₂CO₃), basiche ossidanti (contenenti NaClO, KMnO₄), ossidanti (O₃, H₂O₂) o acide (H₂SO₄, HCl).

Le installazioni più frequenti sono le torri di riempimento, le colonne a piatti e le camere a spruzzo.

Nell'adsorbimento le configurazioni impiantistiche più diffuse prevedono l'impiego di letti fissi di carbone attivo in colonne filtranti o in pannelli multistrato.

Nei biofiltri l'aria da trattare attraversa un letto filtrante costituito da diversi materiali (terreno, compost, torba, erica, ecc.) in strati singoli o multipli. La capacità di depurazione del biofiltro dipende in larga misura dallo sviluppo spontaneo di una popolazione microbica eterogenea (batteri, muffe e lieviti) che colonizza il materiale filtrante sviluppandosi soprattutto nell'acqua di umidificazione del biofiltro e costituendo un vero e proprio biofilm. Tra i diversi materiali di riempimento i rendimenti maggiori si ottengono con filtri a compost, a torba ed erica o combinati.

Particolare attenzione deve essere rivolta al controllo dell'umidità del supporto, al controllo del pH e alla protezione dei manufatti contro la corrosione. L'umidità del supporto è il parametro che più di ogni altro condiziona l'andamento del filtro.

E) INDIVIDUAZIONE DELLE BAT, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO, OVE DISPONIBILI, ALLE CONCLUSIONI DEI BREF COMUNITARI

E.1 Concetto generale delle migliori tecniche e tecnologie per lo specifico settore

Nel presente capitolo viene riportata una rielaborazione dei documenti predisposti in ambito comunitario per l'individuazione delle BAT. In particolare, nel paragrafo E.5 è presentata una elaborazione sviluppata facendo riferimento principalmente a due documenti europei: il "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" ed il "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector". Il primo documento riporta una serie di informazioni in merito alle principali operazioni da condurre nei siti di trattamento dei rifiuti ed alle misure da adottare per una corretta gestione degli stessi, mentre il secondo fornisce una descrizione dettagliata delle migliori tecniche di depurazione dei reflui (nel caso specifico di quelli provenienti dall'industria chimica); queste ultime corrispondono, come precedentemente accennato, a quelle comunemente adottate nel trattamento dei rifiuti liquidi e possono, pertanto, essere ritenute valide ai fini della definizione delle migliori tecniche di trattamento degli stessi.

La maggior parte delle operazioni di trattamento individuate dai documenti comunitari (trattamenti chimico-fisici di composti non biodegradabili solubili ed insolubili e trattamenti biologici) sono già state ampiamente descritte nel precedente capitolo D, a cui, pertanto, si rimanda per eventuali approfondimenti ed integrazioni.

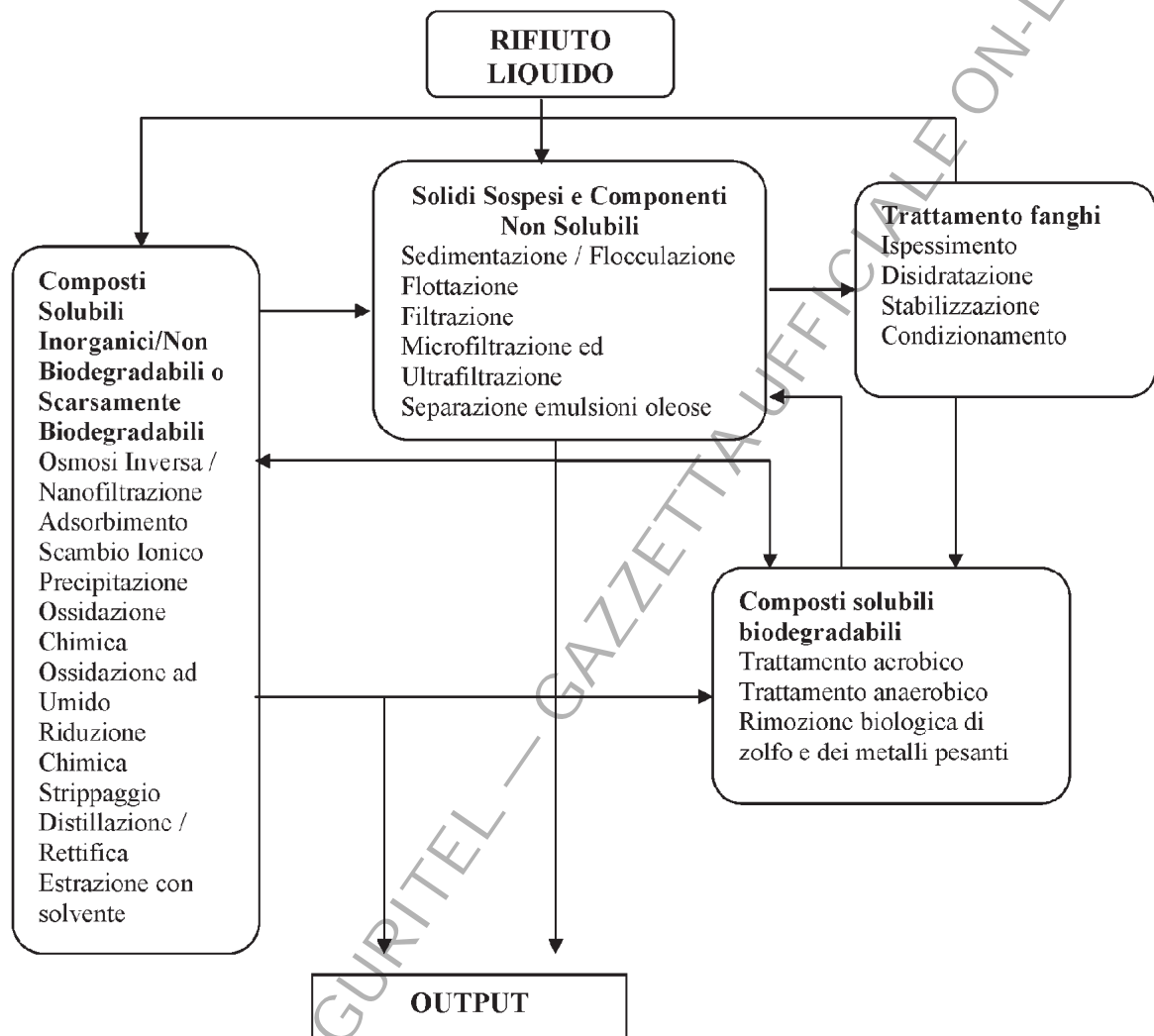
E.2 Aspetti tecnici e tecnologici dello specifico settore

Analogamente a quanto previsto per le acque reflue, anche per i rifiuti liquidi è, in genere, necessario ricorrere, al fine di pervenire alla rimozione e/o al recupero delle diverse sostanze contaminanti, alla combinazione di più operazioni di trattamento.

Alcuni impianti sono pertanto concepiti come veri e propri centri polifunzionali in grado di effettuare diverse operazioni di trattamento su più tipologie di rifiuti.

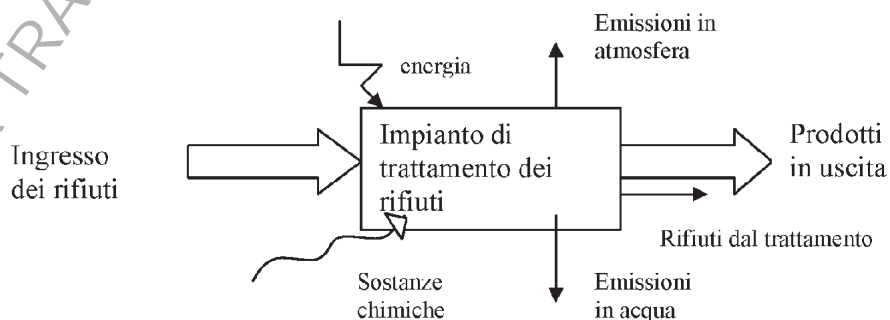
Una schematizzazione delle possibili interrelazioni esistenti tra le diverse operazioni unitarie, già dettagliatamente descritte nel precedente capitolo D, è riportata in figura E.1; per un approfondimento delle tecniche di trattamento dei fanghi e delle emissioni si rimanda, invece, al capitolo F.

Figura E.1 – Operazioni di trattamento dei rifiuti liquidi



E.3 Aspetti ambientali

Da un punto di vista ambientale qualsiasi processo di trattamento dei rifiuti, anche finalizzato al recupero energetico, deve essere sempre considerato in base allo schema seguente, in cui si mettono in evidenza ingressi e uscite di materiali ed energia e le emissioni determinate dall'attività svolta:



Al fine di analizzare gli impatti generati dal trattamento chimico-fisico dei rifiuti liquidi è opportuno prendere in esame:

- i consumi di energia e di materiali
- la produzione di rifiuti connessa all'attività di trattamento ed, in particolare, di quelli pericolosi, che richiedono particolari accorgimenti
- le emissioni in atmosfera (gas, emissioni osmogene, ecc.)
- il consumo di acqua e gli scarichi liquidi
- le emissioni di rumori
- movimentazione dei mezzi

E.3.1 Trattamenti chimico-fisici

Di seguito, nella tabella E.1, si riportano i dati relativi ai consumi di energia e di agenti chimici in impianti di trattamento chimico-fisico, tratti dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries". Questi dati, relativi all'anno 2001, si riferiscono ad un pool di impianti di trattamento chimico-fisico con capacità complessiva di 850 kt/a. L'età media degli impianti è di circa 17 anni (il range è compreso tra i 4 ed i 39 anni). Viene, inoltre, riportata una breve descrizione, tratta dallo stesso documento comunitario, dei consumi connessi ad alcune specifiche operazioni unitarie (precipitazione, ossidazione, adsorbimento e scambio ionico). I principali consumi connessi ai trattamenti chimico-fisici e biologici sono, invece, riportati nel successivo paragrafo E.5, tabelle E.6-E.11.

Tabella E.1: consumi dei trattamenti chimico fisico delle acque reflue

PARAMETRO	CONSUMO ANNUO* (t/a)	CONSUMO SPECIFICO* (kg/t rifiuto trattato)	CONSUMO ANNUO NEI PROCESSI INORGANICI (t/a)	CONSUMO ANNUO NEI PROCESSI ORGANICI (t/a)	CONSUMO ANNUO IMPIANTI TRATTAMENTO ACQUE REFLUE (t/a)	CONSUMO ANNUO IMPIANTI TRATTAMENTO SOLVENTI (t/a)	CONSUMO ANNUO IMPIANTI TRATTAMENTO RIFIUTI DI LABORATORIO(t/a)
Capacità media di trattamento	45.000		20.000	66.000	30.000	Solventi: 15.000 Lacche: 15.000	1.000
Consumo medio di acidi	230 ^a	5,1	HCl: 69 H ₂ SO ₄ : 48	HCl: 8 H ₃ PO ₄ : 8	HCl: 39,4		0,5
Calce	590 ^a	13,1	1.025		50		10
Agenti flocculanti	290	6,4		8	16		
Altri composti organici ^b		0,4 ÷ 3,0					
Na ₂ SO ₃			10,2		2		
Consumo idrico			759	9.900	1.788	2.700	
Consumo energetico				275 kW	369 MWh	Olio combustibile: 1.139 m ³ Elettricità: 189 MWh	
Produzione reflui			11.573	48.348	12.687		250
H ₂ O ₂			6,2				0,1
NaOCl			4,9				
Soluzioni di cloruro di ferro				118			
Ossidi di ferro					65,8		
NaOH				110			1
Carboni attivi				6			
KMnO ₄					0,4		
Additivi disaggreganti					25		

Note: Dati provenienti da impianti chimico fisico con capacità complessiva di 850 kt/a, relativi all'anno 2001. L'età media degli impianti è circa 17 anni (range 4 ÷ 39)

^a : Questi valori non comprendono i rifiuti acidi ed alcalini ricevuti e sfruttati nei processi di trattamento

^b : Agenti detossificanti, disemulsionanti, precipitanti

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Precipitazione/Flocculazione

I principali reagenti chimici utilizzati per le reazioni di precipitazione e flocculazione sono:

- soda caustica
- carbonato di sodio
- calce
- cloruro di ferro (II/III)
- solfato di alluminio
- solfuri

Per facilitare la formazione dei fiocchi ed incrementare le caratteristiche di sedimentabilità sono, inoltre, utilizzati appositi agenti flocculanti consistenti principalmente in polimeri non ionici, anionici o cationici ed in copolimeri di composti ionici e non ionici. Nella sottostante tabella vengono riportati i consumi teorici per diversi composti alcalini nella precipitazione di metalli pesanti. Va rilevato che tali dati si riferiscono a soluzioni pure e, nella realtà, le quantità richieste potrebbero risultare del 10-20% superiori.

Consumo teorico di composti alcalini (in grammi) per la precipitazione di 100 grammi di metallo:

Composto alcalino utilizzato per la precipitazione	Metallo da precipitare					
	Fe(II)	Fe(III)	Cu	Ni	Cr	Zn
CaO	100	150	88	96	162	86
Ca(OH) ₂	134	201	116	126	213	114
NaOH	144	216	126	136	231	122
Na ₂ CO ₃	190	285	168	181	307	162
MgO	73	110	63	69	117	62
Mg(OH) ₂	105	158	92	100	169	90

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Per quanto riguarda i fanghi derivanti dai processi di precipitazione sono, in genere, richiesti processi preliminari di disidratazione in funzione dei quali devono essere selezionati adeguati agenti precipitanti/flocculanti (il fango derivante da materiali contenenti alluminio, ad esempio, mostra cattive caratteristiche di disidratazione). Per maggiori dettagli sul processo di precipitazione si rimanda al precedente capitolo D.

Ossidazione/riduzione

Le reazioni di ossidazione prevedono l'utilizzo di opportuni reagenti, con conseguenti consumi degli stessi (o con consumi energetici legati alla loro produzione). I principali agenti ossidanti sono:

- Cl₂
- ipoclorito di calcio o cloro
- biossido di cloro
- ozono (consumi legati alla produzione in situ)
- perossido di idrogeno
- reattivo di Fenton

Vengono di seguito riportati i reagenti utilizzati e le condizioni di pH adottate nei processi di ossidazione e riduzione di alcuni specifici composti.

Reazione	Agente ossidante o riducente	pH	Note
Ossidazione di cianuri e nitriti	NaOCl o Cl ₂	<ul style="list-style-type: none"> Per CN ≈ 10 Per NO₂ ≈ 3 	<ul style="list-style-type: none"> Reazione relativamente veloce Contenuto relativamente elevato di sali nel refluo derivante dal processo Formazione di composti organici (AOX)
	H ₂ O ₂	<ul style="list-style-type: none"> Per CN ≈ 10, catalizzatore: sali di Fe (II) Per NO₂ ≈ 4 	Reazione relativamente lenta; trascurabile salinizzazione del refluo derivante dal processo; nessuna formazione di composti quali AOX, fanghi legata alla presenza del catalizzatore; formazione di schiume (in particolare in presenza di composti organici)
Ossidazione di nitriti	NH ₂ SO ₃ H	≈ 4	Reazione lenta; formazione di solfati e di N ₂
Riduzione di cromati	NaHSO ₃	≈ 2	Reazione veloce; formazione di sali e di fanghi
	SO ₂	≈ 2	Reazione veloce; leggera formazione di sali e di fango
	Na ₂ S ₂ O ₄	Indipendente dal pH	Reazione veloce; formazione di sali e di fanghi
	FeSO ₄ o FeCl ₂	≈ 3	Reazione lenta; formazione di sali e di fanghi

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Adsorbimento/assorbimento

I processi di adsorbimento richiedono periodiche operazioni di rigenerazione del materiale adsorbente esausto, con l'eccezione del carbone attivo in polvere che viene, invece, avviato a smaltimento, insieme ai fanghi, e che deve essere, pertanto, sostituito. Per ogni materiale è adottata una specifica metodologia di rigenerazione che comporta, in ogni caso, l'utilizzo e, conseguentemente, il consumo di agenti chimici e di energia.

Scambio ionico

L'utilizzo degli scambiatori comporta consumi energetici e di reattivi (rigeneranti). I rigeneranti comunemente utilizzati sono:

Scambiatore	Stabilità		Rigenerante
	pH	°C	g/l resina
Scambiatore cationico (acido debole); forma ionica: H ⁺ , PF ⁺	1-14	75-120	HCl: 70-140 oppure H ₂ SO ₄
Scambiatore cationico (acido forte); forma ionica: H ⁺	1-14	≈120	HCl: ≈80
Scambiatore anionico (base debole); forma ionica: OH ⁻ , Cl ⁻	1-14	70-100	NaOH: ≈60
Scambiatore anionico (base forte); forma ionica: OH ⁻ , Cl ⁻	1-14	35-70	NaOH: ≈80

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E.4 Aspetti ambientali: emissioni

Gli impianti di trattamento dei rifiuti liquidi producono emissioni di diversa natura, alcune connesse alle fasi di ricezione, trasferimento, stoccaggio, ecc., altre alla vera e propria fase di trattamento del rifiuto. Un elenco delle principali emissioni e delle relative fonti, tratto dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries", viene riportato nella sottostante tabella.

Emissioni / Fonti	Particolato	NO _x , SO _x , HCl	NH ₃ , ammine	H ₂ S	HCN	COV	Odori	Altre Sostanze Organiche	Metalli	Solidi Sospesi	COD
	Attività comuni										
Ricezione (campionamento/ingresso impianto)	A,AQ,T	A	A			A	A				
Trasferimento (tubature, pompe, valvole)		A	A	A	A	A	A	AQ,T	AQ,T	AQ	AQ
Stoccaggio di solidi (es. calce)	A,AQ,T										
Stoccaggio fusti, cisterne e serbatoi di trattamento		A	A			A	A	A	AQ	AQ	AQ
Caricamento e mescolamento dei reattori	A,AQ,T					A	A	A	A,AQ,T	AQ	AQ
Rimozione dei residui solidi dai reattori	A,AQ,T					A	A	A	A,AQ,T		
Trattamenti biologici			A	A		A	A		AQ	AQ	AQ
Trattamenti chimico-fisici											
Precipitazione	AQ						A	AQ	AQ	AQ	AQ
Neutralizzazione Acidi		A	A	A		A	A	A,AQ	AQ		AQ
Neutralizzazione Basi			A				A	AQ	AQ		AQ
Neutralizzazione Acidi Cromici									AQ		
Trattamento Cianuri					A		A				
Stabilizzazione	A,AQ,T		A			A	A			AQ	AQ
Trattamento Oli						A	A	A			AQ

Legenda: A: in Aria, AQ: in Acqua, T: in Terra

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Particolare rilevanza, con riferimento alle emissioni in atmosfera, assumono i rifiuti caratterizzati da un elevato contenuto di composti organici volatili (COV) e di composti inorganici volatili, quali, ad esempio, ammoniaca, idrogeno solforato, acido cloridrico. Quando i rifiuti liquidi vengono

direttamente a contatto con l'atmosfera l'inquinante può trasferirsi dall'acqua all'aria; è pertanto evidente come, in tali circostanze, si renda necessaria l'applicazione di opportuni trattamenti delle emissioni gassose. Altri fattori rilevanti, connessi al trattamento dei rifiuti liquidi, sono i consumi energetici e la produzione di fanghi. In particolare la gestione di questi ultimi (disidratazione, incenerimento, ecc.) è responsabile di gran parte dei consumi di energia da parte dell'impianto e determina significativi impatti ambientali. D'altro canto esistono sistemi di trattamento caratterizzati da bilanci energetici positivi: tra questi si cita, ad esempio, la digestione anaerobica che produce biogas utilizzabile come combustibile, purché esso sia opportunamente captato e convogliato (in caso contrario l'emissione di biogas rappresenta un evidente impatto ambientale che si somma agli altri impatti derivanti dall'impianto).

In generale per una verifica della validità di un processo di trattamento deve essere effettuato un bilancio tra effetti positivi ed impatti negativi sull'ambiente derivanti dal processo stesso. Infatti, l'introduzione di sistemi di trattamento è a sua volta causa di impatti ambientali: il processo di ossidazione dei gas provenienti dai rifiuti, ad esempio, porta alla produzione di gas contenenti nuovi contaminanti, non presenti nella corrente entrante, la cui rimozione può richiedere ulteriori trattamenti. I principali impatti ambientali derivanti dalle diverse operazioni di trattamento di tipo chimico-fisico e biologico vengono descritti nei successivi paragrafi.

E.4.1 Trattamenti chimico-fisici

Emissioni in aria

Diversi composti organici possono passare attraverso tutto il processo di trattamento senza subire rimozioni e terminare, pertanto, nel fango o nell'effluente, mentre altri composti possono evaporare per effetto di reazioni esotermiche o in seguito ad operazioni di pressatura (ad esempio nel trattamento dei fanghi); alcuni rifiuti di natura organica possono, inoltre, contenere specie "nascoste". Gli oli lubrificanti, ad esempio, contengono naftalene, benzene, toluene, etilbenzene, xilene, fenoli, rame, azoto e, durante l'operazione di separazione dell'olio dall'acqua, possono rilasciare composti azotati e xilene in atmosfera e contaminanti di varia natura nell'effluente del processo.

Un aumento delle emissioni in atmosfera può dipendere, in generale, da rapidi cambiamenti di pH, da una repentina crescita della temperatura e da un'agitazione eccessivamente energica.

Alcuni dati relativi alle emissioni in aria derivanti da impianti di trattamento chimico-fisico, tratti dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" vengono di seguito riportati.

Emissioni in aria	Valori medi annuali (mg/Nm³)	Flusso di massa (g/h)
Flusso di aria in uscita	325 Nm ³ /t	
TOC*	2,84-36	500 (534 kg/anno)
BTX	4,9	
Benzene		2,5
HCN	0,05-0,12	0,043 – 15
H ₂ S	0,31	15
Cl ₂	<0,03	15
SO ₂	1,17	0,5
HCl	0,3	0,2
Hg	0,01	0,0034

Note: Dati provenienti da impianti chimico fisici con capacità complessiva di 850 kt/a, relativi all'anno 2001. L'età media degli impianti è circa 17 anni (range 4 ÷ 39)

* Valori corrispondenti a mg di carbone

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Emissioni in acqua

Nei flussi in uscita dagli impianti di trattamento dei rifiuti liquidi sono, in genere, presenti numerose classi di sostanze che possiedono un certo potenziale di impatto sugli ecosistemi e sui corpi idrici recettori e la cui concentrazione deve, ovviamente, risultare conforme ai limiti previsti dalla normativa vigente.

Di seguito vengono riportati i valori relativi ad alcuni parametri rilevati negli effluenti degli impianti di trattamento chimico-fisico di reflui contaminati. Tali dati sono tratti dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries".

Emissioni in acqua	Intervallo dei valori medi annuali negli effluenti (mg/l)	Carico entrante (kg/anno)
pH	6,9-10,4	
Conduttività elettrica	1.150-13.500 μ S/cm	
Trasparenza	10-47 cm	
Solidi sospesi	<0,5-32 <0,1-2,1 ml/l	<0,6
TOC	2.200 – 3.800	38.061
BOD	5 – 2.490	
COD	200 – 17.870	
Idrocarburi	<0,1-19,8	89
Detergenti anionici	0,6-14,8	
Oli minerali	5-10	
Indice fenolo	0,8-25	317
AOX	<0,01-0,7	9
EOX	<0,1-0,5	
BTX	<0,1-1,2	10
Cl	3.975-35.420	
Cl libero	<0,1-0,3	
CN	<0,1-0,6	<1
CN libero	<0,01-0,1	
F	0,5-8,6	
Azoto totale	8,4 – 590	
Azoto organico	109-440	
Azoto ammoniacale	22-1.330	
Azoto nitrico	0,90 – 472	38
Azoto nitroso	0,9-10,2	
Solfati	65-3.630	
Solfuri liberi	0,1 – 0,77	<1
Solfuri	1.012	
Fosforo totale	<0,1– 14,75	
Al	<0,1-5	63
As	<0,01-0,1	<0,1
Cr totale	0,05 – 0,3	3,8
Cr (VI)	<0,01-0,1	<1
Cu	<0,1-0,4	2,5
Fe	0,2-20	253
Hg	<0,0001 – 0,02	<0,02
Mn	<0,1-2,7	
Ni	0,05 – 1,4	3,8
Pb	<0,02 – 0,7	<1
Se	<0,1-0,5	

Emissioni in acqua	Intervallo dei valori medi annuali negli effluenti (mg/l)	Carico entrante (kg/anno)
Sn	<0,1-0,4	
Zn	<0,1-3,9	12

Note: dati provenienti da impianti di trattamento chimico fisico con capacità complessiva di 850 kt/a, relativi all'anno 2001. L'età media degli impianti è circa 17 anni (range 4 ÷ 39)

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Alcuni settori industriali producono reflui caratterizzati dalla presenza di particolari classi di composti inquinanti, che richiedono specifiche soluzioni di trattamento. Di seguito si riportano, a titolo di esempio, alcuni dati relativi alle emissioni da impianti di trattamento chimico-fisico di solventi e vernici, contenuti nel "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries":

Materiale	Quantità prodotta (t/anno)	Composizione (mg/kg)	
Materiale secco	1.000	PCB	< 0,05
		BTEX	104,8
		As	<1
		Cd	6,7
		Cr totale	77
		Cu	905
		Hg	0,25
		Ni	43
		Pb	339
		Tl	<0,5
		Cianuri totali	6.200
Acque derivanti da processi organici	2.000	Cd	<0,5
		Hg	<0,5
		Zn	1,7
Recupero solvente	13.000		

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Emissioni al suolo

I rifiuti solidi derivano, principalmente, dalle operazioni di precipitazione/flocculazione, filtrazione con membrana, evaporazione e scambio ionico nonché dalla pulizia delle apparecchiature e dei serbatoi. La possibilità di utilizzo di tali rifiuti dipende, ovviamente, dalle caratteristiche specifiche degli stessi; gli oli, ad esempio, vengono quasi sempre riciclati, mentre i concentrati (da precipitazione, filtrazione, ecc.) lo sono soltanto in alcuni casi.

I fanghi rappresentano la principale tipologia di rifiuto solido derivante dagli impianti di trattamento chimico-fisico; essi possono essere sottoposti a pressatura ed inviati ad ulteriori trattamenti, pressati e miscelati in situ con altri fanghi, generalmente di natura organica, oppure possono essere miscelati con i residui derivanti dalle operazioni di trattamento dei gas esausti al fine di produrre un rifiuto solido. In base alle loro caratteristiche chimico-fisiche i fanghi vengono, in genere, inceneriti o avviati a smaltimento in discarica. Di seguito si riportano alcuni dati, tratti dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries", relativi ai rifiuti tipicamente prodotti da impianti di trattamento chimico-fisico:

Rifiuto prodotto	Quantità (kg/t di rifiuto trattato)
Oli	30 – 90
Concentrato ^a	14 – 40
Fanghi	60 – 90

Note: Dati provenienti da impianti di trattamento chimico fisico con capacità complessiva di 850 kt/a, relativi all'anno 2001. L'età media degli impianti è pari a circa 17 anni (range 4 ÷ 39)
^a: proveniente da operazioni di evaporazione, strippaggio, filtrazione con membrana ed ultrafiltrazione

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Emissioni derivanti dalle diverse operazioni unitarie e da specifici trattamenti di tipo chimico-fisico

Nella tabella sottostante vengono riportate le principali emissioni derivanti dalle diverse tipologie di trattamento. Tali dati sono tratti dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries". Il livello dell'emissione dipende, ovviamente, dai quantitativi di rifiuto liquido trattati e dai sistemi di abbattimento adottati.

Operazione unitaria	Emissione		
	Aria	Acqua	Suolo
Aggiunta di carbonato di sodio o di acido solforico per la formazione di solfato di nichel o di cromo	Emissioni di CO ₂ e di altri gas acidi (ad es. SO _x) a seconda della tipologia di soluzione iniziale.	La frazione liquida viene riciclata nel trattamento; essa rappresenta una frazione molto piccola rispetto al flusso di rifiuto entrante	Il precipitato viene lasciato raffreddare e cristallizzare prima di essere opportunamente imballato e trasportato ai fini di un suo eventuale riciclaggio che deve, in ogni caso, avvenire nel rispetto dei limiti, delle condizioni e delle procedure operative previste dalla normativa vigente
Ossidazione dei cianuri	-	HOCl	-
Strippaggio con aria	Ammoniaca e COV, inclusi solventi organici (ad esempio, cloruro di metilene, DCM)	-	-
Flottazione per dissoluzione d'aria (DAF)	-	-	I quantitativi di fanghi sono generalmente superiori al 4% calcolato sulla sostanza secca
Evaporazione	Condotta, generalmente, in sistemi completamente chiusi, ma emissioni gassose possono derivare dalle valvole di sfiato.	-	-
Filtrazione/pressatura	NH ₃ e, per reflui ad alto carico organico, COV	-	-
Scambio ionico	-	L'eluato prodotto richiede, in genere, successivi trattamenti	-
Serbatoi di miscelazione	Le emissioni possono derivare, in parte, da	-	-

Operazione unitaria	Emissione		
	Aria	Acqua	Suolo
	reazioni chimiche ed, in parte, in seguito a fenomeni di riscaldamento (riduzione della solubilità dei gas in acqua). Uno dei maggiori problemi legato alla gestione di questa fase del processo è rappresentato dalle emissioni di NH ₃		
Neutralizzazione	Si possono verificare violente reazioni esotermiche con rapidi cambiamenti di pH. Possibili emissioni di CO ₂ , HCl, Cl ₂ , NO _x e SO _x , e di NH ₃ nonché di altri composti volatili (ad es., solventi). I gas possono, inoltre, trascinare materiale particolato	Emissioni di: cloro, fosforo, composti azotati, metalli, ecc.	Emissioni di: cloro, fosforo, composti azotati, metalli, ecc.
Separazione delle emulsioni oleose	-	-	La separazione mediante utilizzo di agenti di natura organica comporta, in genere, la formazione di minori quantità di fango rispetto al trattamento con acidi.
Ossidazione/riduzione	-	Possibile salinizzazione del refluo	-
Sedimentazione	Possibili, anche se improbabili, emissioni in atmosfera	-	I fanghi sedimentati hanno, in genere, un contenuto di sostanza secca pari allo 0,5-1%. Essi, dopo essere stati rimossi, devono essere opportunamente gestiti nel rispetto dei limiti, delle condizioni e delle procedure operative individuate dalla normativa vigente
Trattamento dei fanghi (ad es., pressatura, stoccaggio)	Emissioni di COV e di diversi gas	-	-
Estrazione con solvente	Possibile emissione di solventi	Emissioni di solventi	

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E.4.2 Trattamenti biologici

Gli effluenti liquidi dei trattamenti contengono diverse sostanze organiche (il cui contenuto viene, in genere, misurato come TOC e COD) nonché azoto, fosforo e cloro mentre le principali emissioni in atmosfera sono, in genere, rappresentate da CH₄, CO₂ e N₂O.

Vengono di seguito riportate le principali emissioni derivanti dalle diverse sezioni di un tipico impianto di trattamento di acque reflue, individuate dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries".

sezione dell'impianto	emissioni		
Ricezione	Per un corretto svolgimento del processo biologico di depurazione del refluo è indispensabile che il flusso e la composizione del substrato in ingresso siano relativamente costanti; a tal fine un ruolo fondamentale è svolto dai serbatoi di ricezione e dalle vasche di equalizzazione. Essi vengono, generalmente, riempiti mediante caribotte o sono direttamente collegati ad un sistema di collettamento. Si possono verificare emissioni in atmosfera (in seguito a fenomeni di strappaggio) prevalentemente nella fase di trasferimento o in quella di miscelazione (condotta mediante l'utilizzo di sistemi di aerazione della massa liquida).		
Trattamento primario	La fase iniziale del trattamento prevede, in genere, la rimozione dei solidi mediante una selezione più o meno spinta (ad esempio, grigliatura), una sedimentazione primaria o un'operazione di flottazione (DAF). Questa fase del processo, unitamente a quella di trasferimento del refluo, rappresenta potenzialmente la fonte principale di emissioni. Alcuni composti tendono a precipitare e a concentrarsi nei solidi che vengono separati e stoccati dopo il trattamento. Va rilevato che l'aggiunta di flocculanti o di altri additivi per la chiarificazione può essere fonte di ulteriore contaminazione del refluo.		
Trattamento secondario	Questa fase comprende, in genere, un trattamento aerobico in cui il refluo viene aerato con ossigeno o aria (HRT 0,5-3 giorni) al fine di favorire i processi biologici di ossidazione che convertono la sostanza organica solubile in biomassa (fango). Possono verificarsi emissioni dovute allo strappaggio di composti volatili da parte dell'aria immessa nella vasca. Di solito si assume (anche se ciò non si verifica necessariamente) che le emissioni derivanti da un rifiuto trattabile biologicamente non siano pericolose. La determinazione di tutti i composti organici intermedi che potrebbero formarsi nel corso del processo e che potrebbero essere rilasciati in atmosfera non è di semplice attuazione. Dopo la fase di trattamento biologico l'effluente viene sottoposto ad un ulteriore trattamento di chiarificazione che può portare all'accumulo di composti organici o metallici nel fango.		
	Emissioni in aria*	Emissioni in acqua	Fanghi
Trattamento aerobico	CO ₂ , composti osmogeni (prevalentemente di natura organica), microrganismi	TOC, N, P, Cl	TOC, N, P
Trattamento anaerobico	CH ₄ , CO ₂ , microrganismi	TOC, N, P, Cl	TOC, N, P
Note: *allo stato attuale il range dei gas prodotti nei diversi processi è molto più ampio ed include, verosimilmente, NH ₃ e CO, anche se in quantità ridotte rispetto ai principali prodotti della depurazione.			

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Nella seguente tabella, tratta dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries", vengono effettuate alcune considerazioni, di tipo qualitativo, in merito alle principali emissioni derivanti dai trattamenti delle acque reflue e vengono riportate informazioni per una loro quantificazione.

Composto	Emissioni in aria	Emissioni in acqua	Emissioni al suolo e rifiuti solidi
Ammoniaca	Basse. Nel caso di rifiuti ad elevato contenuto di ammoniaca può essere condotto un bilancio di massa al fine di minimizzare il livello delle emissioni. L'ammoniaca può essere anche rilasciata nei processi di filtrazione sotto vuoto (per la rimozione delle particelle colloidali).		
Anidride carbonica	È possibile stimare l'emissione mediante il calcolo $TOC_{uscente} - TOC_{entrante}$		
Metano	Basse		
Protossido di azoto	Basse		
Altre specie metalliche ed organiche		Le emissioni possono essere quantificate attraverso bilanci di massa (stima dei quantitativi in ingresso mediante analisi del rifiuto e dati analitici dei flussi uscenti)	
TOC			
COD			
BOD		10 - 20 mg/l (media mensile)	
Azoto totale			L'azoto ed il fosforo nell'effluente possono derivare dal trattamento di HNO_3 , composti azotati, ammine, ecc. e di H_3PO_4
Fosforo totale			
Fluoro		Il fluoro non si ritrova comunemente nell'effluente a meno che l'impianto non riceva rifiuti contenenti questo elemento	
Metalli pesanti		Nei casi in cui la presenza di Hg e Cd non possa essere eliminata o, comunque, ridotta alla	Nei trattamenti biologici il 75-90% del Hg e del Cd si trasferisce nel fango. I quantitativi complessivi

Composto	Emissioni in aria	Emissioni in acqua	Emissioni al suolo e rifiuti solidi
		fonte, si rende necessaria la presenza di appositi sistemi di abbattimento per minimizzare il rilascio di tali elementi nelle acque.	non causano, in genere, problemi di smaltimento.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E.5 Individuazione delle migliori tecniche e tecnologie per lo specifico settore in Italia

Per quanto riguarda le migliori tecniche disponibili per il settore del trattamento chimico-fisico e biologico sono al momento disponibili, a livello europeo, le analisi riportate nel "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries", e nel "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste Water and Waste Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector". Va, tuttavia, rilevato che questi documenti di riferimento non definiscono, in maniera dettagliata, le migliori tecniche disponibili per gli impianti di trattamento chimico-fisico e biologico dei rifiuti liquidi; il GTR ha, quindi, sviluppato autonomamente una elaborazione di tali documenti, facendo riferimento anche ad altre fonti, al fine di individuare le migliori tecniche per la prevenzione integrata dell'inquinamento dello specifico settore in Italia. Nella presente sezione sono riportati i risultati della suddetta elaborazione.

E.5.1 Migliori tecniche e tecnologie per il trattamento dei rifiuti liquidi

E.5.1.1 Criteri generali e sistemi di monitoraggio

Sono da considerarsi Migliori Tecniche Disponibili:

1. predisporre le diverse sezioni dell'impianto ispirandosi a criteri di massima compattezza possibile, al fine di consentire un controllo più efficace sulle emissioni olfattive ed acustiche
2. ove necessario, ad esempio in prossimità di centri urbani, si devono privilegiare, in caso di possibilità di rilascio di composti osmogeni, sistemi di trattamento interrati o coperti dotati di sistemi di deodorizzazione e ventilazione
3. l'impianto di trattamento deve essere delimitato da idonea recinzione lungo tutto il suo perimetro. La barriera esterna di protezione, deve essere realizzata con siepi, alberature e schermi mobili, atti a minimizzare l'impatto visivo dell'impianto. Deve essere garantita la manutenzione nel tempo di detta barriera di protezione ambientale.
4. prevedere la presenza di appositi spazi per la realizzazione di eventuali adeguamenti tecnici e dimensionali e/o ampliamenti
5. dotare l'impianto di un adeguato sistema di canalizzazione a difesa dalle acque meteoriche esterne
6. per il trattamento presso impianti misti (impianti dotati di sezione di pretrattamento chimico-fisico e di sezione di depurazione biologica) determinare la potenzialità sulla base della capacità residua dell'impianto rispetto alla quantità prodotta in proprio o comunque convogliata tramite condotta. In ogni caso la potenzialità di trattamento in conto terzi non deve pregiudicare la capacità di trattamento dei propri reflui e/o di quelli conferiti tramite condotta rispetto alla capacità complessiva di trattamento dell'impianto
7. sulla base delle caratteristiche specifiche del rifiuto liquido da trattare e delle tipologie di trattamento messe in atto predisporre un adeguato piano di monitoraggio finalizzato a definire prioritariamente:

- a. i parametri da misurare
- b. la frequenza ed i tempi di campionamento
- c. i punti di prelievo dei campioni su cui effettuare le misurazioni, tenendo conto dei costi analitici (reagenti e strutture) e dei tempi di esecuzione
- d. le modalità di campionamento (campionamento istantaneo, composito, medio ponderato, manuale, automatico)
- e. la scelta delle metodologie analitiche.

Deve essere privilegiato l'utilizzo di campionatori automatici, preferibilmente termostatati, al fine di garantire una corretta stima dei rendimenti di rimozione dell'impianto nella sua globalità e/o delle singole unità di trattamento.

Per le attività di supervisione, analisi e prevenzione di eventuali disfunzionalità dell'impianto, può essere, altresì, utile prevedere la presenza di sensori multiparametrici collegati ad un sistema centralizzato di telecontrollo on-line

8. per impianti che scaricano i reflui depurati in corpi idrici recettori (ad esempio gli impianti di depurazione di acque reflue che ricevono rifiuti liquidi), prevedere la presenza di centraline di rilevamento per il monitoraggio delle caratteristiche dei corpi idrici stessi a monte e a valle dello scarico, in modo da poter valutare in tempo reale l'impatto ambientale esercitato dall'impianto; in particolare dovrebbe essere sempre garantito, ai fini del rispetto della normativa vigente, il monitoraggio delle diverse classi di inquinanti tra cui, ad esempio: COD, BOD, azoto ammoniacale, azoto nitrico e nitroso, pesticidi, metalli (ad es. As, Cd, Hg, Cr, Ni, Pb), composti organo metallici (tra cui dibutilstagno, tertrabutilstagno, tributilstagno, trifenilstagno, dicloruro di dibutilstagno), IPA, composti organici volatili e semivolatili, composti nitroaromatici, alofenoli, aniline e derivati, pesticidi, PCB, tensioattivi, ecc.
9. garantire, sulla base delle indicazioni contenute nel piano di monitoraggio, un adeguato livello di intervento
10. garantire che il programma di monitoraggio preveda, in ogni caso:
 - a. controlli periodici dei parametri quali-quantitativi del rifiuto liquido in ingresso
 - b. controlli periodici quali-quantitativi del rifiuto liquido/refluo in uscita
 - c. controlli periodici quali-quantitativi dei fanghi
 - d. controlli periodici delle emissioni
 - e. controlli periodici interni al processo
11. ove necessario prevedere la possibilità di dotare l'impianto di un proprio laboratorio interno, fornito di attrezzature specifiche per le analisi di base. Nel caso di assenza di un laboratorio deve essere, comunque, prevista la possibilità di effettuare le analisi più semplici direttamente in impianto, ad esempio mediante l'utilizzo di kit analitici
12. per i processi di trattamento biologico garantire, all'interno dei reattori o delle vasche, condizioni ambientali di pH, temperatura, ossigenazione e carico adeguate. Per assicurare l'efficienza del trattamento è opportuno effettuare periodiche analisi biologiche volte a verificare lo stato di "salute" del fango. Tali analisi possono essere di diverso tipo:
 - a. analisi della microfauna del fango attivo per la valutazione del processo biologico-depurativo, con particolare riferimento nei processi a fanghi attivi alla identificazione e valutazione della componente filamentosa per la prevenzione e la diagnosi di problemi legati alla fase di chiarificazione
 - b. analisi metaboliche, quali la valutazione di Oxygen Uptake Rate (OUR), Ammonia Utilization Rate (AUR) e Nitrate Utilization Rate (NUR), che sono in grado di evidenziare anomalie o variazioni delle condizioni all'interno della vasca di ossidazione e consentono l'accertamento di fenomeni di inibizione del processo
13. predisporre e conservare un apposito registro dei dati di monitoraggio su cui devono essere riportate, per ogni campione, la data, l'ora, il punto di prelievo, le modalità di campionamento, le metodiche analitiche utilizzate e i relativi valori. I dati raccolti

nell'ambito dell'attività di monitoraggio devono essere organizzati ed espressi in modo tale che sia possibile effettuare delle elaborazioni statistiche e/o matematiche al fine di quantificare i principali aspetti di gestione del processo ed incrementare costantemente la resa dell'impianto. Il trattamento e l'elaborazione dei dati acquisiti dovrà prevedere:

- a. l'effettuazione di bilanci di massa del processo riferiti ai singoli componenti
 - b. il calcolo dei rendimenti depurativi per ogni unità
 - c. il bilancio energetico e dei consumi, in funzione della tipologia di fonte (elettrica, gas, combustibili liquidi convenzionali, rifiuti), nonché la valutazione dei consumi energetici specifici di ogni operazione unitaria
 - d. la verifica dei calcoli cinetici relativamente ai processi fondamentali e valutazione complessiva dei processi mediante modelli matematici
 - e. la definizione di specifici indicatori finalizzati alla valutazione delle prestazioni del processo (es. MWh/t rifiuto trattato)
 - f. lo sviluppo di un apposito piano di efficienza
 - g. lo sviluppo di tecniche a minor consumo energetico
14. prevedere procedure di diagnosi in tempo reale dello stato del sistema in caso di disfunzioni. A tale scopo è opportuna la predisposizione di apposite tabelle di riferimento indicanti:
- a. evidenze della disfunzione
 - b. possibili conseguenze a breve e lungo termine
 - c. possibili cause
 - d. analisi e verifiche di controllo
 - e. possibilità di interventi correttivi
- Per le disfunzioni di tipo meccanico devono essere, altresì, previste:
- f. procedure per la sostituzione in tempo rapido delle apparecchiature elettromeccaniche in avaria
 - g. procedure per la messa in by-pass parziale o totale della fase interessata dall'avaria.
- Devono essere, inoltre, effettuati periodici interventi di manutenzione, ad opera di personale opportunamente addestrato, finalizzati ad assicurare il corretto funzionamento delle diverse sezioni ed apparecchiature dell'impianto
15. dotare l'impianto di un piano di gestione delle emergenze e di un registro degli incidenti
16. garantire un adeguato livello di affidabilità del sistema impiantistico affinché siano raggiunte le prestazioni richieste nelle diverse condizioni operative
17. deve essere garantita la presenza di personale qualificato, adeguatamente addestrato alla gestione degli specifici rifiuti trattati nell'impianto ed in grado di adottare tempestivamente procedure di emergenza in caso di incidenti
18. disporre di un sistema che assicuri la tracciabilità dell'intera sequenza di trattamento del rifiuto, anche al fine di migliorare l'efficienza del processo. In tal senso, un sistema efficace deve consentire:
- a. la verifica dell'idoneità del rifiuto liquido al trattamento
 - b. di documentare i trattamenti mediante appositi diagrammi di flusso e bilanci di massa
 - c. di mantenere la tracciabilità del rifiuto lungo tutte le fasi di trattamento (accettazione/stoccaggio/trattamento/step successivi)
 - d. di disporre, mediante accesso immediato, di tutte le informazioni relative alle caratteristiche merceologiche ed all'origine del rifiuto in ingresso. Dovrebbe, inoltre, essere garantita la possibilità per l'operatore di individuare, in ogni momento, la posizione di ciascuna tipologia di rifiuto lungo la sequenza di trattamento
 - e. l'identificazione dei principali costituenti chimici del rifiuto liquido trattato (anche tramite l'analisi del COD) e l'analisi del loro destino una volta immessi nell'ambiente

19. disporre di procedure che consentano di separare e di verificare la compatibilità delle diverse tipologie di rifiuto, tra cui:
 - a. test di compatibilità effettuati preliminarmente alla miscelazione dei diversi rifiuti liquidi
 - b. sistemi atti ad assicurare che l'eventuale miscela di rifiuti liquidi sia trattata secondo le procedure previste per la componente caratterizzata da maggiore pericolosità
 - c. conservazione dei risultati dei test, ed in particolare di quelli che hanno portato a reazioni potenzialmente pericolose (aumento di temperatura, produzione di gas o innalzamento di pressione, ecc.), registrazione dei parametri operativi, quali cambio di viscosità, separazione o precipitazione di solidi e di qualsiasi altro parametro rilevante (ad esempio, sviluppo di emissioni osmogene)
20. a chiusura dell'impianto deve essere previsto un piano di ripristino al fine di garantire la fruibilità del sito in coerenza con la destinazione urbanistica dell'area
21. pianificare un sistema di Benchmarking, che consenta di analizzare e confrontare, con cadenza periodica, i processi, i metodi adottati e i risultati raggiunti, sia economici che ambientali, con quelli di altri impianti e organizzazioni che effettuano le stesse attività.
22. le attività connesse con la gestione dell'impianto e le varie procedure operative che le regolamentano devono far parte di un apposito manuale di gestione al quale il gestore dell'impianto dovrà attenersi. Vanno attivate le procedure per l'adozione di sistemi di certificazione ambientale (ISO 14000) e soprattutto l'adesione al sistema EMAS.

E.5.1.2 Attività di informazione

Nell'ambito delle attività realizzative e gestionali deve essere:

23. prevista la pianificazione delle attività di formazione, informazione ed aggiornamento del personale dell'impianto in modo da fornire tutte le informazioni di carattere generale in materia di qualità, sicurezza ed ambiente nonché indicazioni relative ad ogni specifico reparto
24. garantito alle autorità competenti ed al pubblico l'accesso ai dati di funzionamento, ai dati relativi alle emissioni, ai rifiuti prodotti, nonché alle altre informazioni sulla manutenzione e controllo, inclusi gli aspetti legati alla sicurezza. Le informazioni dovranno includere:
 - a. dati e responsabile delle situazioni critiche o di emergenza
 - b. descrizione delle attività esercitate
 - c. materiali utilizzati e relative caratteristiche
 - d. procedure di emergenza in caso di inconvenienti tecnici
 - e. programmi di monitoraggio delle emissioni e dell'efficienza dell'impianto
25. resa pubblica la documentazione elaborata affinché sia garantita la trasparenza ed il coinvolgimento della popolazione in tutte le fasi di realizzazione dell'impianto attraverso relazioni periodiche di tipo divulgativo

E.5.1.3 Stoccaggio e movimentazione

Per quanto concerne le fasi di stoccaggio e movimentazione dei rifiuti, applicare le procedure standard riportate nelle "Linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili per il trattamento dei PCB, degli apparati e dei rifiuti contenenti PCB e per gli impianti di stoccaggio dei rifiuti".

E' necessario integrare le suddette tecniche con soluzioni più specifiche, individuate come migliori tecniche disponibili per lo stoccaggio e la movimentazione relativi al settore del trattamento chimico fisico e biologico dei rifiuti liquidi:

26. localizzare le aree di stoccaggio in zone distanti da corsi d'acqua e da aree sensibili ed in modo tale da ridurre al minimo la movimentazione ed il trasporto nelle successive fasi di trattamento
27. nell'impianto devono essere distinte le aree di stoccaggio dei rifiuti liquidi in ingresso da quelle utilizzate per lo stoccaggio dei rifiuti in uscita e dei materiali da avviare a recupero; lo stoccaggio dei rifiuti liquidi deve avvenire in maniera tale da evitare qualsiasi tipo di miscelazione con i rifiuti che hanno già subito il trattamento
28. dotare le aree di conferimento, di messa in sicurezza, di stoccaggio dei rifiuti liquidi di una copertura resistente alle intemperie e di superfici resistenti all'attacco chimico dei rifiuti
29. dotare l'area di stoccaggio di appositi sistemi di drenaggio al fine di prevenire rilasci di reflui contaminati nell'ambiente; il sistema di drenaggio deve, inoltre, evitare il contatto di rifiuti tra loro incompatibili
30. assicurare che i rifiuti liquidi contenenti sostanze volatili osmogene siano stoccati in serbatoi o contenitori a tenuta stagna, adeguatamente impermeabilizzati, posti in locali confinati e mantenuti in condizioni di temperatura controllata
31. i recipienti fissi e mobili, comprese le vasche ed i bacini utilizzati per lo stoccaggio dei rifiuti liquidi, devono possedere adeguati requisiti di resistenza in relazione alle proprietà chimico - fisiche ed alle caratteristiche di pericolosità dei rifiuti stessi
32. i serbatoi contenenti i rifiuti liquidi pericolosi devono essere provvisti di opportuni dispositivi antitraboccamento e contenimento
33. se lo stoccaggio dei rifiuti pericolosi avviene in recipienti mobili questi devono essere provvisti di:
 - a. idonee chiusure per impedire la fuoriuscita del rifiuto stoccato
 - b. dispositivi atti ad effettuare, in condizioni di sicurezza, le operazioni di riempimento e svuotamento
 - c. mezzi di presa per rendere sicure ed agevoli le operazioni di movimentazione
34. conservare le soluzioni acide e basiche in idonei contenitori; tali soluzioni devono essere successivamente riunite, in modo da garantirne la neutralizzazione, in appositi serbatoi di stoccaggio
35. assicurare che i sistemi di collettamento dei rifiuti liquidi siano dotati di apposite valvole di chiusura. Le condutture di troppo pieno devono essere collegate ad un sistema di drenaggio confinato (arca confinata o serbatoio)
36. dotare tutti i serbatoi ed i contenitori di adeguati sistemi di abbattimento degli odori, nonché di strumenti di misurazione e di allarme (sonoro e visivo)
37. ogni contenitore, dotato di apposito indicatore di livello, deve essere posto in una zona impermeabilizzata; i contenitori devono essere provvisti di idonee valvole di sicurezza e le emissioni gassose devono essere raccolte ed opportunamente trattate
38. limitare il più possibile i tempi di stoccaggio di rifiuti liquidi organici biodegradabili, onde evitare l'evolvere di processi fermentativi
39. garantire la facilità di accesso alle aree di stoccaggio evitando l'esposizione diretta alla luce del sole e/o al calore di sostanze particolarmente sensibili
40. nella movimentazione dei rifiuti liquidi applicare le seguenti tecniche:
 - a. disporre di sistemi che assicurino la movimentazione in sicurezza
 - b. avere un sistema di gestione dei flussi entranti ed uscenti che prenda in considerazione tutti i potenziali rischi connessi a tali operazioni
 - c. disporre di personale chimico qualificato, preposto al controllo dei rifiuti provenienti da laboratori, alla classificazione delle sostanze ed all'organizzazione dei rifiuti in imballaggi e contenitori specifici
 - d. adottare un sistema che assicuri l'utilizzo delle tecniche idonee per lo stoccaggio ed il trattamento dei rifiuti liquidi. Esistono opzioni quali etichettatura, accurata

- supervisione di tecnici, particolari codici di riconoscimento e utilizzo di connessioni specifiche per ogni tipologia di rifiuto liquido
- e. assicurarsi che non siano in uso tubature o connessioni danneggiate
 - f. utilizzare pompe rotative dotate di sistema di controllo della pressione e di valvole di sicurezza
 - g. garantire che le emissioni gassose provenienti da contenitori e serbatoi siano raccolte e convogliate verso appositi sistemi di trattamento
41. assicurare che il mescolamento di rifiuti liquidi avvenga seguendo le corrette procedure, con una accurata pianificazione, sotto la supervisione di personale qualificato ed in locali provvisti di adeguata ventilazione. A tal fine può essere utile ricorrere alla tabella E.2, che indica la compatibilità chimica ed alcune delle possibili interazioni tra le diverse classi di sostanze. In nessun caso possono, comunque, essere previste operazioni di miscelazione finalizzate a ridurre le concentrazioni degli inquinanti. Dovrebbe essere, comunque, evitata la miscelazione di rifiuti che possono produrre emissioni di sostanze maleodoranti;
42. utilizzare un sistema di identificazione per i serbatoi e le condutture, con i seguenti accorgimenti:
- a) etichettare tutti i serbatoi ed i contenitori al fine di una identificazione univoca
 - b) le etichette devono permettere di distinguere le varie tipologie di rifiuto e la direzione di flusso all'interno del processo
 - c) conservare registri aggiornati relativi ai serbatoi di stoccaggio, su cui annotare: capacità, tipologie di soluzioni stoccate, programmi di manutenzione e risultati delle ispezioni, rifiuti liquidi compatibili con ogni specifico contenitore. A tal fine è necessario prendere in considerazione le proprietà chimico-fisiche del rifiuto liquido tra cui, ad esempio, il punto di infiammabilità
43. nel caso di sostanze che richiedono uno stoccaggio separato:
- a) verificare l'eventuale incompatibilità chimica tra i diversi rifiuti
 - b) non mescolare emulsioni oleose con rifiuti costituiti da solventi
 - c) a seconda della pericolosità del rifiuto può essere necessario condurre separatamente, oltre allo stoccaggio, anche le operazioni di pretrattamento

E.5.1.4 Trattamento delle emissioni gassose

Il trattamento di alcune tipologie di rifiuti liquidi può comportare il rilascio di emissioni gassose nell'ambiente per le quali può rendersi necessario il ricorso ad appositi sistemi di abbattimento. La scelta delle tecniche relative al trattamento delle emissioni gassose deve tener conto delle caratteristiche specifiche dell'impianto, ovvero dei molteplici fattori che possono influenzarne le emissioni atmosferiche (input, tipologie di trattamenti, condizioni operative, ecc.) nonché delle caratteristiche del sito ove esso è localizzato.

Per Migliori Tecniche Disponibili si intendono:

44. prevenire il rischio di esplosioni tramite:
- a) l'installazione di un rilevatore di infiammabilità all'interno del sistema di collettamento delle emissioni, nel caso sussista un significativo rischio di formazione di miscele esplosive
 - b) il mantenimento delle miscele gassose in condizioni di sicurezza, corrispondenti al 25% del limite inferiore di infiammabilità (LEL); tali condizioni possono essere garantite mediante l'aggiunta di aria, l'iniezione di gas inerti (ad es. azoto) o il mantenimento di atmosfera inerte nei serbatoi di produzione. In alternativa si può mantenere la miscela dei gas in condizioni tali da garantire un sufficiente superamento del limite superiore di infiammabilità (HEL)

45. utilizzare attrezzature e/o equipaggiamenti idonei a prevenire l'innesco di miscele di ossigeno e gas infiammabili, o quantomeno a minimizzarne gli effetti, tramite strumenti quali dispositivi d'arresto di detonazione e fusti sigillati
46. effettuare una attenta valutazione dei consumi idrici, soprattutto nel caso di impianti localizzati in regioni particolarmente sensibili a questa problematica. Tenere in adeguata considerazione i consumi ed i recuperi di acque di processo e di raffreddamento. Nelle valutazioni sull'utilizzo delle tecniche di scrubbing ad umido devono essere considerate anche tecniche water-free
47. l'utilizzo di sistemi chiusi in depressione o dotati di apparati di estrazione e convogliamento dei gas ad appositi sistemi di abbattimento delle emissioni, in particolar modo nel caso di processi che prevedono il trattamento ed il trasferimento di liquidi volatili (incluse le fasi di carico e scarico dei serbatoi)
48. un limitato utilizzo di serbatoi con tappo superiore, nonché di vasche e pozzi garantendo, possibilmente, il collegamento di tutti gli sfiatatoi con appositi sistemi di abbattimento al fine di eliminare o, quantomeno, ridurre le emissioni dirette in atmosfera
49. l'utilizzo di sistemi di estrazione opportunamente dimensionati a servizio di tutto l'impianto (serbatoi di stoccaggio, reattori e serbatoi di miscelazione/reazione e aree di trattamento), oppure la presenza di sistemi specifici di trattamento delle emissioni gassose per ogni serbatoio e reattore (ad esempio, filtri in carbone attivo per i serbatoi a tenuta contenenti solventi, ecc.)
50. la presenza di colonne di lavaggio ("scrubber") per il trattamento dei principali composti inorganici contenuti nelle emissioni nel caso di processi o operazioni unitarie caratterizzate da emissioni puntuali
51. l'installazione di uno scrubber secondario per determinati sistemi di pretrattamento nel caso di emissioni gassose eccessivamente elevate o eccessivamente concentrate per gli scrubber principali
52. una corretto controllo operativo e una costante manutenzione dei sistemi di abbattimento, inclusa la gestione dei mezzi di lavaggio esausti
53. recupero dell'HCl quando possibile, attraverso lo scrubbing con acqua nelle fasi preliminari del trattamento, in modo da produrre una soluzione di acido cloridrico riutilizzabile nell'impianto
54. recuperare l'ammoniaca quando possibile
55. la predisposizione di un programma per l'individuazione e la riparazione delle perdite
56. una riduzione, ove necessario, delle emissioni complessive del particolato a $5 - 20 \text{ mg/Nm}^3$ [fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"] mediante l'utilizzo di una opportuna combinazione di tecniche di abbattimento e misure di prevenzione
57. una riduzione, ove necessario, delle emissioni complessive di composti organici volatili a $7 - 20^1 \text{ mg/Nm}^3$ [fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"] mediante l'utilizzo di una opportuna combinazione di misure di prevenzione e di tecniche di abbattimento illustrate in tabella E.6, valutando la specifica situazione
58. applicare, quando possibile, tecniche di recupero quali condensazione, separazione tramite membrane o adsorbimento, per recuperare materiali grezzi e solventi. Per correnti di gas caratterizzate da elevate concentrazioni di COV è indicato un pretrattamento con le seguenti tecniche: condensazione, separazione tramite membrane, condensazione. Successivamente si possono applicare adsorbimento, scrubbing ad umido o combustione. Nella valutazione comparata tra le tecniche di ossidazione catalitica ed ossidazione termica, tenere in

¹ Per bassi carichi di COV il limite superiore può essere innalzato a 50 mg/Nm^3

particolare considerazione i vantaggi associati alla prima, ovvero minori emissioni di ossidi di azoto, temperature inferiori e requisiti energetici più contenuti

59. rimuovere gli inquinanti dalle correnti gassose (acidi alogenidrici, Cl_2 , SO_2 , H_2S , CS_2 , COS , NH_3 , HCN , NO_x , CO , Hg) tramite l'applicazione delle tecniche illustrate in tabella E.6;

Riassumendo, le tecniche idonee sono:

- scrubbing ad umido (acqua, soluzione acida o alcalina) per acidi alogenidrici, Cl_2 , SO_2 , H_2S , NH_3
- scrubbing con solventi non acquosi per CS_2 , COS
- adsorbimento per CS_2 , COS , Hg
- trattamento biologico per gas per NH_3 , H_2S , CS_2
- incenerimento per H_2S , CS_2 , COS , HCN , CO
- SNCR o SCR per gli NO_x

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

Tabella E.2: schema di compatibilità chimica tra diversi gruppi di sostanze

N ^a	Gruppo reattivo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
1	Acidi e minerali non ossidanti																						
2	Acidi e minerali ossidanti																						
3	Acidi organici																						
4	Alcoli e glicoli																						
5	Aldeidi																						
6	Ammidi																						
7	Ammine alifatiche ed aromatiche																						
8	Composti azotati, idrazine																						
9	Carbammati																						
10	Sostanze caustiche																						
11	Cianuri																						
12	Ditiocarbammati																						
13	Esteri																						
14	Eteri																						
15	Fluoruri																						
16	Idrocarburi, aromatici																						
17	Organoalogenati																						
18	Isocianati																						
19	Chetoni																						
20	Mercaptani e solfuri organici																						
21	Metalli elementari, alcali, terre alcali																						

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	24	25	26	27	28	30	31	32	33	34	101	102	103	104	105	106	107										
24 Metalli e composti metallici tossici	S	S	S	S	S	S	S	S			S									GF	GF																											
25 Nitruri	GF	HF	HG	GF	GF			U	HG	U		GF	GF	H						GF	U																											
26 Nitriti	HG	HF	TF	GF	GF	GF																HP	S	GFH																								
27 Nitro composti	HF	GT		H	H	H		HE														HG	HGF	E																								
28 Idrocarburi alifatici	H	HF			H	H																HE	HGF	HP			HP																					
30 Perossidi e idroperossidi	HG	HE	HF	HF	HG	HF	H	HF	HF	GF	HE	HEG								HE	H	GF	GF																									
31 Fenoli e cresoli	H	HF						HG													HP							H																				
32 Organofosfati, fosfotioati e fosfoditioati	HG	HG	T				U			HE												H																										
33 Solfuri inorganici	GT	HF	GT	H			E																					HG																				
34 Epossidi	HP	HP	HP	HP	U			HP	HP	HP	HP	U										HP	HP	HP				HP																				
101 Combustibili ed infiammabili	HG	HF	GT																			HG	HFG	F	F																							
102 Esplosivi	HE	HE	HE						HE	HE	HE	HE										HE	E					HE																				
103 Composti polimerizzabili	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH	PH		
104 Agenti ossidanti forti	H	GF	H	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	GF	GF	GF	GF																								
105 Agenti riducenti forti	HG	HF	H	HF	GF	GF	HG	HG			HG	GF	GF																																			
106 Acqua e soluzioni acquose	H	H	H	H	H	H		G																																								
107 Sostanze relative con l'acqua																																																

Note: a Gruppo di reattività di appartenenza (Reactivity Group Number)
 H sviluppo di calore F combustione G generazione di gas innocui e non infiammabili GT generazione di gas tossici
 GF generazione di gas infiammabili E esplosione P polimerizzazione rapida S solubilizzazione di sostanze tossiche
 U con effetti sconosciuti, ma potenzialmente pericolosi

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E.5.1.5 Gestione dei reflui prodotti nell'impianto

Le Migliori Tecniche Disponibili devono prevedere:

60. la riduzione dell'utilizzo e la minimizzazione della contaminazione dell'acqua mediante:
 - a. impermeabilizzazione del sito
 - b. controlli periodici dei serbatoi, in particolar modo di quelli interrati
 - c. la dotazione di sistemi separati di drenaggio delle acque, a seconda del relativo carico di inquinante (acque di prima pioggia, acque di processo, ecc.), provvisti di un adeguato sistema di collettamento in grado di intercettare le acque meteoriche, le acque di lavaggio dei fusti e dei serbatoi e le perdite occasionali nonché di isolare le acque che potrebbero potenzialmente risultare maggiormente inquinante da quelle meno contaminate
 - d. la presenza nell'impianto di un bacino di raccolta delle acque in caso di emergenza
 - e. verifiche periodiche del sistema idrico, al fine di ridurre i consumi di acqua e prevenirne contaminazioni
61. l'esecuzione di controlli giornalieri all'interno del sistema di gestione degli effluenti e la compilazione e conservazione di un apposito registro
62. la presenza di idonee strutture di accumulo dei reflui a valle delle sezioni di pretrattamento e trattamento

E.5.1.6 Gestione dei rifiuti prodotti dall'impianto

Per Migliori Tecniche Disponibili si intendono:

63. la caratterizzazione dei rifiuti prodotti al fine di individuare le tecniche più idonee di trattamento e/o recupero
64. il riutilizzo dei contenitori usati (serbatoi, fusti, cisternette, ecc.)
65. l'ottimizzazione, ove possibile, dei sistemi di riutilizzo e riciclaggio all'interno dell'impianto

Trattamento dei fanghi

66. per il trattamento dei fanghi all'interno dell'impianto, le migliori tecniche disponibili sono (può essere utile fare riferimento al paragrafo F.7):
 - concentrare i fanghi applicando le tecniche illustrate nel paragrafo F.7.1
 - stabilizzare i fanghi prima di una ulteriore operazione di trattamento o smaltimento, tramite le tecniche descritte nel paragrafo F.7.2
 - nel caso si effettui l'incenerimento dei fanghi, recuperare l'energia generata al fine di utilizzarla nell'impianto
67. raffreddare il fango proveniente dal processo di essiccamento ad una temperatura inferiore a 50 °C prima del suo stoccaggio. I fanghi essiccati hanno, infatti, caratteristiche alquanto spiccate di infiammabilità. Possono pertanto sussistere rischi di esplosione in presenza di un innesco di accensione o comunque ad una temperatura superiore a 140 °C ed in atmosfera con una concentrazione di ossigeno almeno pari all'8%
68. in particolar modo per i fanghi derivanti dai processi di tipo biologico, può risultare vantaggioso un trattamento integrato di essiccamento ed incenerimento che consente di minimizzare i consumi di combustibile ausiliario. Questi possono essere, infatti, limitati a quelli richiesti nelle operazioni di accensione in quanto l'autotermicità nel forno è garantita in condizioni stazionarie quando venga alimentato un fango sufficientemente concentrato

- (limite di concentrazione nel caso del forno a letto fluidizzato pari al 45-50% di secco). Tale scelta tecnologica risulta vantaggiosa anche per effetto della minimizzazione della produzione di fumi con conseguenti sensibili risparmi sui costi di impianto e di esercizio per la depurazione dei fumi
69. la presenza di idonee strutture di accumulo dei fanghi residui
70. i fanghi derivanti dal trattamento dovrebbero essere sottoposti ad analisi periodiche al fine di valutarne il contenuto in metalli pesanti (quali, ad esempio, Cd, Cr (VI e totale), Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, As) e composti organici quali:
- linear alchil benzen solforato (LAS)
 - composti organici alogenati (AOX)
 - Di(2-etilesil)ftalato (DEHP)
 - Nonilfenolo e nonilfenolo tosilato (NPE)
 - Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)
 - Policlorobifenili (PCB)
 - Policlorodibenzodiossine (PCDD)
 - Policlorodibenzofurani (PCDF)
71. l'ente territorialmente competente deve valutare l'idoneità dei fanghi trattati provenienti dagli impianti di depurazione che ricevono rifiuti liquidi, ai fini del rilascio dell'autorizzazione allo spandimento al suolo degli stessi o per un loro invio ad impianti di compostaggio o trattamento meccanico/biologico

E.5.2 Migliori tecniche e tecnologie per i trattamenti chimico-fisici

E.5.2.1 Criteri generali

72. nella conduzione delle reazioni chimico-fisiche le migliori tecniche devono garantire:
- a. una chiara definizione, per tutte le operazioni del processo, degli specifici obiettivi e delle reazioni chimiche previste
 - b. una verifica di laboratorio preliminare all'adozione di una qualsiasi nuova combinazione di reazioni o miscelazione di rifiuti liquidi e/o reagenti
 - c. l'utilizzo di reattori specificatamente progettati per il trattamento condotto
 - d. la localizzazione dei reattori in ambienti confinati, dotati di adeguati sistemi di aerazione ed abbattimento degli inquinanti
 - e. il costante monitoraggio delle reazioni al fine di assicurare un corretto svolgimento delle stesse
 - f. che sia evitato il mescolamento di rifiuti liquidi e/o di altri flussi di rifiuti che contengono sia metalli che agenti complessati. A tal fine può essere utile fare riferimento alla tabella E.2
73. rispetto alle diverse caratteristiche dei rifiuti liquidi da trattare sono da prevedere in via indicativa i seguenti processi usualmente praticati anche secondo schemi integrati:
- a. neutralizzazione per correggere il pH;
 - b. ossidazione e riduzione chimica per la trasformazione di sostanze tossiche (es. cianuri, fenoli, cromati);
 - c. coagulazione e precipitazione chimica per la rimozione degli inquinanti, sotto forma di composti insolubili, e dei solidi sospesi;
 - d. sedimentazione, filtrazione, adsorbimento su carboni attivi o resine;
 - e. processi a membrana e scambio ionico;
 - f. disidratazione dei fanghi;
 - g. rottura delle emulsioni oleose;

- h. distillazione, evaporazione e strippaggio dei solventi.
Eventuali altri processi di trattamento potranno essere previsti in rapporto alle caratteristiche dei rifiuti
74. nel caso in cui lo scarico sia trattato in una successiva sezione biologica la capacità di trattamento chimico-fisico viene determinata dalla necessità di non modificare significativamente le caratteristiche qualitative dello scarico finale e dei fanghi della sezione biologica stessa. Nel caso dei rifiuti liquidi pericolosi dovrebbe essere sempre previsto un pre-trattamento chimico-fisico propedeutico al trattamento biologico
75. nei processi di neutralizzazione deve essere assicurata l'adozione dei comuni metodi di misurazione ed una periodica manutenzione e taratura degli strumenti. Deve essere, inoltre, garantito lo stoccaggio separato dei rifiuti già sottoposti a trattamento i quali, dopo un adeguato periodo di tempo, devono essere ispezionati al fine di verificarne le caratteristiche
76. applicare le seguenti tecniche ai processi di ossidoriduzione:
- abbattere le emissioni gassose durante i processi ossidoriduttivi
 - disporre di misure di sicurezza e di sistemi di rilevazione delle emissioni gassose (es. rilevatori appositi per HCN, H₂S, NO_x)
77. collegare le aree relative ai trattamenti di filtrazione e disidratazione al sistema di abbattimento emissioni dell'impianto
78. aggiungere agenti flocculanti ai fanghi ed ai rifiuti liquidi da trattare, al fine di accelerare il processo di sedimentazione e promuovere il più possibile la separazione dei solidi. Nel caso siano economicamente attuabili, favorire i processi di evaporazione (capitolo D, paragrafo D.2.2.11)
79. applicare tecniche di pulitura rapida, a getto di vapore o ad acqua ad alta pressione, per i sistemi filtranti
80. in assenza di contaminanti biodegradabili, le migliori tecniche devono prevedere l'utilizzo di una combinazione di trattamenti chimici (per la neutralizzazione e la precipitazione) e di trattamenti meccanici (per l'eliminazione di sostanze non disciolte)
81. favorire le tecniche che garantiscano la rigenerazione ed il recupero delle basi e degli acidi contenuti nei rifiuti liquidi e l'utilizzo degli stessi nelle operazioni di chiariflocculazione, precipitazione, ecc. effettuate presso l'impianto (si veda, a tal proposito, la rigenerazione degli acidi forti descritta nel successivo capitolo F, paragrafo F.4)
82. nel caso in cui il rifiuto liquido non sia avviato ad un ulteriore trattamento di tipo biologico, garantire il conseguimento, mediante l'applicazione delle opportune tecniche di rimozione, dei livelli di emissione indicati alla successivo punto 97, per quanto riguarda i metalli pesanti ed, ove possibile, alla successiva Tabella E.5, per quanto riguarda la domanda chimica e biochimica di ossigeno.
83. nel caso di avvio del rifiuto liquido ad un trattamento di tipo biologico la sezione di pre-trattamento chimico-fisico dovrebbe garantire, in linea generale, il raggiungimento dei limiti previsti dalla normativa vigente per gli scarichi delle acque reflue in rete fognaria per quanto riguarda i seguenti parametri: metalli pesanti, oli minerali, solventi organici azotati ed aromatici, composti organici alogenati, pesticidi fosforati e clorurati. I fenoli non dovrebbero superare una concentrazione pari a 10 mg/l.

E.5.2.2 Tecniche specifiche per categoria di inquinante

Oli e Idrocarburi

Le BAT per rimuovere questi inquinanti sono:

84. per ottenere una rimozione di oli ed idrocarburi, nel caso in cui la loro presenza sia abbondante e tale da rendere il rifiuto liquido incompatibile con i trattamenti previsti nell'impianto, è necessario applicare un'appropriata combinazione delle seguenti tecniche:

- separazione tramite ciclone, microfiltrazione o API, o, in alternativa, attraverso l'utilizzo di sistemi a piatti paralleli o corrugati (PPI Parallel Plate Interceptor, CPI Corrugated Plate Interceptor)
- microfiltrazione, filtrazione con mezzi granulari (ad esempio, su sabbia) o flottazione
- trattamenti biologici

Per una descrizione di maggior dettaglio delle tecniche sopra riportate si veda il capitolo D. I livelli di emissione associati all'applicazione delle migliori tecniche disponibili per la rimozione degli oli ed degli idrocarburi sono riportati nella tabella E.3.

Tabella E.3: livelli di emissione associati alle BAT per la rimozione degli oli e degli idrocarburi

Parametro	Concentrazione [mg/l] ^{a 1}
Idrocarburi totali	0.05-1.5
BOD ₅	2-20
COD	30-125
^a media mensile	
¹ Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries" Febbraio 2003	

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Separazione delle emulsioni oleose

Le migliori tecniche di trattamento devono prevedere:

85. l'effettuazione delle seguenti operazioni:
 - a. test o analisi per la verifica della presenza di cianuri nelle emulsioni; se presenti, è necessario ricorrere ad appositi pretrattamenti (si veda successivo punto 79)
 - b. test di simulazione in laboratorio
86. la rottura delle emulsioni oleose ed il recupero dei componenti separati; per favorire la separazione può rendersi necessaria l'aggiunta di flocculanti e/o agenti coagulanti. L'operazione di separazione delle emulsioni oleose dovrebbe essere effettuata nelle prime fasi del trattamento al fine di prevenire effetti indesiderati e danni nei successivi stadi (per dettagli si veda il paragrafo D.2.1.5)
87. nel caso in cui la presenza di emulsioni oleose possa rappresentare fonte di danneggiamento delle strutture poste a valle ma l'operazione di disgregazione delle stesse non sia attuabile, deve essere, comunque, assicurata la loro rimozione mediante appropriate tecniche quali, ad esempio, ossidazione con aria, evaporazione o degradazione biologica.

Solidi sospesi totali (SS)

Le operazioni finalizzate alla rimozione dei solidi sospesi di seguito riportate non comprendono quelle utilizzate nel trattamento dei fanghi attivi e dei composti dei metalli pesanti, che saranno esaminate in altre sezioni.

Le BAT devono prevedere:

88. la rimozione dei solidi sospesi totali, nel caso in cui essi possano rappresentare fonte di danneggiamento delle sezioni dell'impianto poste a valle (ad esempio, raschiatura ed ostruzione di pompe e condutture, deterioramento dei sistemi di trattamento quali filtri, colonne di assorbimento, filtri a membrana, reattori di ossidazione, ecc.). A tal fine deve essere adottata una delle tecniche di trattamento riportate in tabella E.7.

I trattamenti di rimozione dei solidi sospesi prevedono, generalmente, i seguenti stadi:

1° step: sedimentazione/flottazione finalizzata ad intercettare il carico principale di SS al fine di prevenire intasamenti delle sezioni di filtrazione poste a valle e/o evitare il ricorso a frequenti operazioni di lavaggio (solitamente effettuato in controcorrente). Queste tecniche sono, in genere, sufficienti per prevenire fenomeni abrasivi e di ostruzione di pompe e tubature (posto che le emulsioni e i materiali grossolani siano stati precedentemente rimossi);

2° step: qualora il contenuto di solidi non sia stato sufficientemente ridotto, al fine di limitare fenomeni di intasamento dei sistemi posti a valle (filtri a membrana, sistemi di adsorbimento, reattori di ossidazione) può essere effettuata una filtrazione meccanica;

3° step: nel caso debba essere garantita la totale assenza di solidi (ad esempio, per trattamenti quali nanofiltrazione od osmosi inversa), si può ricorrere ad operazioni di microfiltrazione o ultrafiltrazione

89. una rimozione dei solidi sospesi dai rifiuti liquidi che privilegi tecniche in grado di consentire il successivo recupero dei solidi stessi
90. l'utilizzo di agenti flocculanti e/o coagulanti in caso di presenza di materiale finemente disperso o non altrimenti separabile, al fine di formare fiocchi di dimensioni sufficienti per la sedimentazione
91. la copertura o l'isolamento dei locali/sistemi di trattamento qualora gli odori e/o i rumori prodotti dal trattamento possano rappresentare un problema; le emissioni gassose devono essere convogliate, se necessario, ad un apposito sistema di abbattimento. Devono essere, altresì, applicate adeguate misure di sicurezza nel caso si prospettino rischi di esplosioni
92. una rimozione e un appropriato trattamento e smaltimento dei fanghi derivanti dal processo

Metalli pesanti

Le operazioni di recupero e riutilizzo risultano le sole opzioni attuabili al fine di impedire il rilascio dei metalli pesanti nell'ambiente, poichè essi costituiscono una classe di inquinanti che non può essere distrutta. Tutte le altre opzioni di trattamento determinano, semplicemente, il trasferimento dei metalli da un comparto ambientale all'altro.

Le migliori tecniche di trattamento devono prevedere:

93. la conduzione del processo di precipitazione nelle condizioni ottimali ed in particolare deve essere:
 - a. portato il pH al valore di minima solubilità del composto metallico che si intende precipitare (idrossido, carbonato, solfuro, ecc.)
 - b. evitata l'introduzione di agenti complessanti, cromati e cianuri
 - c. evitata la presenza di materiale organico che potrebbe interferire nei processi di precipitazione
 - d. consentita, quando possibile, la chiarificazione per decantazione, e/o mediante l'aggiunta di additivi, del rifiuto liquido trattato
 - e. favorita la precipitazione mediante la formazione di sali di solfuro, in presenza di agenti complessanti (questa tecnica può causare un incremento della concentrazione di solfuri nel refluo trattato)
94. il trattamento separato dei rifiuti liquidi contenenti metalli pesanti e loro composti e, solo successivamente, la loro eventuale miscelazione con altre tipologie di rifiuto liquido;
95. l'applicazione di tecniche in grado di privilegiare il recupero di materia; tali tecniche sono elencate in tabella E.8
96. nel trattamento di rifiuti liquidi contenenti composti del Cromo (VI) l'applicazione delle seguenti tecniche:
 - a. evitare il mescolamento di rifiuti contenenti Cromo (VI) con altri rifiuti
 - b. ridurre il Cr(VI) a Cr(III) (si veda capitolo F, paragrafo F.3)
 - c. favorire la precipitazione del metallo trivalente
97. il conseguimento, mediante l'applicazione di una o più tecniche di trattamento opportunamente combinate tra loro, dei livelli di emissione previsti dalla normativa vigente in materia di acque e, per alcuni specifici metalli, ove possibile, dei livelli indicati in Tabella E.4

Tabella E.4: livelli di emissione associati alle BAT per la rimozione dei metalli

Parametro	Livello di emissione (mg/L)
Cr (totale)	<0,05 (comunque < 1)
Cu	<0,05 (comunque <0,1)
Ni	<0,05 (comunque < 1)
Pb	<0,05 (comunque <0,2)
Zn	<0,05 (comunque < 0,5)
As	≤ 0,1
Cd	<0,002 (comunque <0,02)
Cr (VI)	<0,002 (comunque <0,2)
Hg	<0,003 (comunque <0,005)

Fonte: elaborazioni su dati tratti dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

98. la semplificazione dei successivi trattamenti di eliminazione dei metalli pesanti (ad esempio negli impianti centralizzati di trattamento delle acque reflue)

Sali e/o acidi inorganici

La presenza di sali e/o acidi inorganici in un rifiuto liquido o in un refluo può influenzare sia la biosfera del corpo idrico recettore (ad esempio fiumi di piccole dimensioni che ricevono input caratterizzati da elevati carichi salini) che la operatività del sistema fognario (ad esempio corrosione di tubature, pompe e valvole o malfunzionamento dei processi biologici).

Sono da considerarsi migliori tecniche disponibili:

99. un appropriato trattamento dei rifiuti liquidi contenenti sali e/o acidi inorganici, mediante il ricorso alle tecniche illustrate in tabella E.9
100. qualora attuabile, il ricorso a tecniche di trattamento che permettano il recupero ed il riutilizzo, nel rispetto delle normative vigenti, dei contaminanti separati, previa valutazione dei rispettivi effetti trasversali ed impatti ambientali

Cianuri, nitriti, ammoniaca

101. Nel trattamento di rifiuti liquidi contenenti cianuri applicare le seguenti tecniche:
- garantire l'eliminazione dei cianuri mediante ossidazione (si veda anche capitolo F, paragrafo F.2)
 - aggiungere soda caustica in eccesso per prevenire l'acidificazione della soluzione
 - evitare il mescolamento di rifiuti contenenti cianuro ed acidi
 - monitorare l'avanzamento delle reazioni tramite misure del potenziale elettrico
102. applicare le seguenti tecniche nel trattamento di rifiuti liquidi contenenti nitriti:
- evitare il mescolamento di rifiuti contenenti nitriti con altri rifiuti
 - monitorare ed evitare emissioni di NOX durante il processo di ossidoriduzione
103. applicare le seguenti tecniche al trattamento di rifiuti liquidi contenenti ammoniaca:
- utilizzare un sistema di strippaggio ad aria con scrubber acido per rifiuti contenenti soluzioni di ammoniaca fino al 20% in peso
 - recuperare l'ammoniaca dagli scrubber
 - eliminare l'ammoniaca rimossa dalla fase gassosa mediante lavaggio acido, con acido solforico, per produrre solfato di ammonio
 - effettuare campionamenti di aria anche nelle sezioni di filtropressatura o nei camini, al fine di garantire il monitoraggio completo delle emissioni di composti organici volatili

Inquinanti non idonei ai trattamenti biologici

Alcuni flussi di rifiuti liquidi possono rivelarsi non adatti ai trattamenti di tipo biologico. La presenza di quantitativi eccessivi di sostanze tossiche o valori di COD scarsamente biodegradabile troppo elevati possono, infatti, inibire o danneggiare i processi biologici al punto tale da renderli sconsigliabili.

Non è possibile prevedere esattamente quali contaminanti risultano effettivamente inibitori dei processi biologici poiché questo dipende, in larga parte, dalla specifica tolleranza sviluppata dai pool di microrganismi nei confronti delle diverse classi di contaminanti.

Per il trattamento dei composti non idonei ai processi di tipo biologico deve essere previsto:

104. qualora essi siano presenti in concentrazioni elevate, la rimozione prima di ogni altro trattamento, ricorrendo, ad esempio, ad operazioni di strippaggio
105. l'utilizzo di una delle tecniche elencate in tabella E.10 preliminarmente, o in alternativa, al trattamento biologico. La scelta della tecnica più appropriata è decisamente sito-specifica, dipendendo dalle caratteristiche dell'impianto, dalla composizione del rifiuto liquido, dal livello di adattamento dei microrganismi e dalle caratteristiche del corpo idrico recettore.
106. l'utilizzo di tecniche che consentono, qualora possibile, di recuperare le sostanze separate, tra cui (per una descrizione di maggior dettaglio delle tecniche di seguito riportate si veda il capitolo D):
 - nanofiltrazione/osmosi inversa
 - adsorbimento, applicando gli accorgimenti più appropriati
 - estrazione
 - distillazione/rettifica
 - evaporazione
 - strippaggio
107. l'utilizzo di tecniche che non richiedono combustibili addizionali, qualora il recupero di materia non sia attuabile e le tecniche di abbattimento utilizzate in altre sezioni dell'impianto garantiscano il raggiungimento di risultati soddisfacenti. Nel caso sia previsto un trattamento biologico a valle, può essere sufficiente trasformare il carico organico bio-refrattario in composti biodegradabili, mediante l'utilizzo di tecniche quali:
 - ossidazione chimica (tenendo presente che si possono formare composti organici clorurati, qualora siano utilizzati agenti ossidanti a base di cloro)
 - riduzione chimica
 - idrolisi chimica
108. si devono, inoltre, prendere in considerazione i consumi di acqua associati ai seguenti trattamenti:
 - estrazione
 - distillazione/rettifica
 - evaporazione
 - strippaggio

E.5.3 Migliori tecniche e tecnologie per i trattamenti biologici

E.5.3.1 Criteri generali

Le migliori tecniche devono prevedere:

109. l'utilizzo di una delle seguenti tecniche per lo stoccaggio e la movimentazione:
 - a. il ricorso a sistemi automatizzati di apertura e chiusura delle porte al fine di garantire che le stesse rimangano aperte per periodi limitati
 - b. dotare l'area di sistemi di collettamento dell'aria esausta
110. il controllo delle caratteristiche del rifiuto in ingresso al fine di verificarne l'idoneità al trattamento, adattando i sistemi di separazione dei diversi flussi in funzione del tipo di

trattamento previsto e della tecnica di abbattimento applicabile (ad esempio, in funzione del contenuto di composti non biodegradabili). Al trattamento biologico dovrebbero essere ammessi esclusivamente i rifiuti liquidi non pericolosi con concentrazioni inferiori ai valori limite previsti dalla normativa vigente per lo scarico delle acque reflue in rete fognaria per i seguenti parametri: metalli pesanti (si veda anche il precedente punto 98), oli minerali, solventi organici azotati ed aromatici, composti organici alogenati, pesticidi fosforati e clorurati

111. l'utilizzo delle seguenti tecniche, nel caso sia applicata la digestione anaerobica:
 - a. sviluppo di una adeguata integrazione del processo all'interno del sistema di gestione delle acque
 - b. il riciclaggio del massimo quantitativo possibile di refluo nel reattore
 - c. garantire che il sistema operi in condizioni termofiliche
 - d. effettuare misure di TOC, COD, N, P e Cl nei flussi entranti ed uscenti
 - e. massimizzare la produzione di biogas
112. nel caso in cui il trattamento biologico sia preceduto da una sezione di pretrattamento chimico-fisico la capacità di quest'ultima deve essere determinata in modo da non modificare significativamente le caratteristiche qualitative dello scarico finale e dei fanghi della sezione biologica
113. nel caso di impianti misti, in cui la sezione di trattamento biologica è destinata anche al trattamento di acque di processo o reflui di fognatura, il quantitativo massimo di rifiuti liquidi trattati in conto terzi e convogliati al processo biologico non dovrebbe superare il 10% della quantità totale trattata dallo stesso. Il trattamento dei rifiuti liquidi in impianti di depurazione di acque reflue urbane non deve, comunque, pregiudicare il mantenimento di un'adeguata capacità residua dell'impianto valutata in rapporto al bacino di utenza dell'impianto stesso ed alle esigenze di collettamento delle acque reflue urbane derivanti dalle utenze non ancora servite
114. il conseguimento, ove possibile, dei livelli di emissione riportati in Tabella E.5 per quanto riguarda la domanda chimica e biochimica di ossigeno (tali valori limite devono intendersi validi anche nel caso di impianti che effettuano esclusivamente il trattamento chimico-fisico dei rifiuti liquidi)

Tabella E.5: livelli di emissione associati alle BAT per la rimozione del COD e del BOD

Parametro	Livello di emissione (mg/L)
COD	20 -120
BOD	2 - 20

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E.5.3.2 Tecniche specifiche per alcune tipologie di sostanze ed impianti di trattamento

Sostanze biodegradabili

Le migliori tecniche di trattamento sono:

115. rimozione delle sostanze biodegradabili dai rifiuti liquidi utilizzando uno dei trattamenti biologici elencati nella tabella E.11 o una loro opportuna combinazione. Nel caso in cui siano applicati processi anaerobici, può essere richiesto un successivo trattamento aerobico. Un sistema di trattamento anaerobico può offrire il vantaggio di sfruttare l'energia derivante dalla combustione del metano prodotto, e di ottenere una consistente riduzione complessiva della produzione di fanghi attivi in eccesso (bassi rendimenti di crescita).
116. l'applicazione di tecniche di nitrificazione/denitrificazione (si veda, ad esempio, il capitolo F, paragrafo F.6) nel caso in cui il rifiuto liquido sia dotato di un elevato carico di azoto. In

presenza di condizioni favorevoli, le tecniche di nitrificazione/denitrificazione possono essere facilmente applicate ad impianti esistenti.

117. il percolato di discarica individuato come rifiuto pericoloso dal codice dell'Elenco Europeo dei rifiuti dovrebbe essere, in ogni caso, sottoposto a trattamenti preliminari di tipo chimico-fisico prima del suo avvio alla sezione di trattamento biologico (può essere utile far riferimento a quanto riportato nel capitolo F, paragrafo F.9 e nel capitolo G, paragrafo G.4). Il percolato individuato come non pericoloso dal codice dell'Elenco Europeo dei rifiuti dovrebbe essere sottoposto a preventiva analisi al fine di valutarne l'idoneità all'immissione diretta al depuratore biologico.

Impianti centralizzati di trattamento biologico

Le tecniche da applicare in un impianto centralizzato di trattamento biologico che riceve rifiuti liquidi sono:

118. evitare l'introduzione nell'impianto di rifiuti liquidi non biodegradabili o non idonei ad essere adeguatamente trattati dagli specifici sistemi presenti nell'impianto
119. miscelare opportunamente i reflui ed i rifiuti in entrata al fine di favorire l'equalizzazione dei rispettivi carichi di inquinanti e sfruttare gli effetti sinergici
120. trattare il rifiuto liquido in entrata utilizzando una combinazione dei seguenti trattamenti:
- chiarificazione primaria comprensiva di sistemi di pre-miscelamento
 - aerazione (in bacino o serbatoio) ad uno o due stadi con successiva chiarificazione
 - filtrazione o flottazione ad aria per limitare la presenza di fiocchi, non facilmente separabili, nei fanghi attivi
 - in alternativa al 2° e 3° punto, è possibile utilizzare un bacino o un serbatoio di aerazione dotato di membrane da ultrafiltrazione o microfiltrazione

In generale i livelli di emissione di BOD associati all'applicazione delle BAT risultano, a valle del trattamento, inferiori a 20 mg/l. [Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"]

Tabella E.6: Tecniche di trattamento associate con le BAT per le emissioni gassose – rimozione dei composti organici volatili (I)

	Scrubber a umido (torri di lavaggio)	Adsorbimento	Condensazione
Scopo	Trasferimento di materiale dalla fase gassosa a quella liquida	Trasferimento di materiale dalla fase gassosa a quella liquida	Liquefazione per raffreddamento
Applicazione	Primo o secondo stadio di trattamento per il controllo dei composti organici volatili, degli inorganici e delle polveri, a seconda delle specifiche tecniche dello scrubber	Rimozione di composti organici volatili, sostanze odorigene, diossine Diverse varianti tecniche	Rimozione di composti organici volatili da flussi gassosi concentrati Pretrattamento prima di sistemi di abbattimento, scrubbing, adsorbimento
Limiti di applicazione	Le temperature ottimali per lo scrubbing ad acqua, senza reagenti chimici, sono sotto i 40 °C Concentrazione polveri: a seconda delle specifiche tecniche dello scrubber	Flussi fino a 100.000 Nm ³ /h Temperature < 80 °C (GAC) < 250 °C (Zeoliti) Basso contenuto di polveri	Flussi fino a 100.000 Nm ³ /h Temperature < 80 °C Basso contenuto di polveri (<50 mg /Nm ³)
Consumi	Liquidi di scrubbing e di raffreddamento Agenti chimici (acidi, alcalini, ossidanti) Energia: 0.2-1 kWh/1000 Nm ³ Vapore per stripping (adsorbimento) Caduta di Pressione: 0.4 – 0.8 kPa	Azoto o vapore Acque di raffreddamento Caduta di Pressione: 2-5 kPa	Liquidi di raffreddamento Energia: Caduta di Pressione: 0.1-0.2 kPa
Effetti trasversali	Acque reflue da inviare a idoneo trattamento	Smaltimento materiali adsorbenti	
Prestazioni raggiungibili (% rimozione di inquinante)	COV fino al 99 (comunque superiore al 50) Composti inorganici 90-99 SO ₂ 80-99	COV 80-95 Composti odorigeni 80-95 H ₂ S 80-95	
Livelli di emissione raggiungibili (mg/ Nm³)	HF <1 HCl <10 (<50 con acqua) SO ₂ <40	Hg <0.05 Diossine < 0.1 ng/ Nm ³ TEQ	

Tabella E.6: Tecniche di trattamento associate con le BAT per le emissioni gassose rimozione dei composti organici volatili (II)

	Ossidazione termica	Trattamenti biologici (filtrazione/scrubbing/filtri percolatori)
Scopo	Ossidazione	Degradazione biologica ad opera di microrganismi
Applicazione	Trattamento di emissioni con elevate concentrazioni di COV, trattamento finale di sostanze pericolose	Rimozione di inquinanti solubili in acqua a basse concentrazioni: NH ₃ , ammine, idrocarburi, H ₂ S, toluene, stirene, sostanze osmogene
Limiti di applicazione	Flussi fino a 86.000 Nm ³ /h Temperatura: 800-1.200 °C	Non idonei a flussi con caratteristiche discontinue Determinate condizioni ambientali (freddo, umidità, temperature elevate) possono condizionare le prestazioni e danneggiare i filtri La presenza di NH ₃ può causare problemi
Consumi	Combustibile nelle fasi di avvio Energia: 3-8 kWh/1000 Nm ³ Caduta di Pressione: 1-5 kPa	Acqua (scrubbing e filtri percolatori) Energia: < 1kWh/1.000 Nm ³ Agenti chimici (nutrienti, regolazione pH) Caduta di Pressione: 0,2-2 kPa
Effetti trasversali	CO e NO _x nelle emissioni	Smaltimento materiale filtrante Emissione sostanze osmogene (scrubbing, filtri percolatori)
Prestazioni raggiungibili (% rimozione di inquinante)	COV 95-99	COV 75-99 Composti inorganici 80-95 Sostanze osmogene 70-95
Livelli di emissione raggiungibili (mg/Nm³)	TOC 1-4	Dipendono dalla concentrazione in ingresso

Tabella E.7: Tecniche di trattamento associate con le BAT per i solidi sospesi

	Sedimentazione (paragrafo D.2.1.1)	Flottazione (paragrafo D.2.1.2)	Filtrazione (paragrafo D.2.1.3)	Microfiltrazione/ Ultrafiltrazione (paragrafo D.2.1.4)
Scopo	Rimozione solidi sospesi	Rimozione solidi sospesi	Stadio di separazione dopo sedimentazione o flottazione, per raggiungere minimi valori di particolato	Chiarificazione completa, adeguata per trattamenti finali
Applicazione	Separazione dei solidi	Separazione di solidi non sedimentabili e olio	Separazione dei solidi	Separazione di tutti i materiali solidi, soluzioni colloidali, batteri e virus
Limiti di applicazione	Nessun limite al contenuto di SS Non applicabile ad emulsioni stabili	Deve essere evitata la presenza di detergenti schiumogeni Nessun limite alla concentrazione in entrata	Evitare solidi finemente dispersi e melmosi Concentrazioni elevate di SS causano intasamenti delle membrane	Le membrane sono vulnerabili ad attacchi chimici Necessaria una bassa concentrazione di SS in entrata, al fine di evitare intasamento
Consumi	Agenti chimici: 0.5-100 g/m ³ Energia: 0.5-1.5 kW (struttura di diametro 25-35 m)	Aria compressa: 0.53-0.55 m ³ /m ³ Agenti flocculanti: 2.4-4.7 kg/t SS Energia: 20.6 kWh/1000 m ³	Coadiuvanti per la filtrazione Caduta di pressione Energia	Composti chimici anticorrosivi, coadiuvanti e di lavaggio Energia relazionata al flusso ed alla caduta di pressione: 2-20 kWh/m ³ (MF) 1-10 kWh/m ³ (UF) Caduta di pressione: 0.02-0.5 MPa (MF) 0.2-1 MPa (UF)
Effetti trasversali	Smaltimento fanghi Emissioni rumorose da pompe e sistema rimozione fanghi Emissioni osmogene (es. COV) da strutture scoperte	Smaltimento fanghi Emissioni rumorose da pompe e insufflatori Emissioni osmogene (es. COV) da strutture scoperte, maggiori rispetto alla sedimentazione	Smaltimento fanghi dopo il lavaggio dei filtri	Smaltimento residui Emissioni rumorose da pompe
Requisiti volumetrici	Dipende dalla tipologia della struttura	Minori rispetto alla sedimentazione		Sistema modulare Requisiti minori rispetto alle altre tecniche

	Sedimentazione (paragrafo D.2.1.1)	Flottazione (paragrafo D.2.1.2)	Filtrazione (paragrafo D.2.1.3)	Microfiltrazione/ Ultrafiltrazione (paragrafo D.2.1.4)
Prestazioni raggiungibili % rimozione di inquinante)	SS 60-90 Solidi sedimentabili 90-95	oltre 98 (comunque non inferiore all'85) Solfuri di metalli pesanti: 95	Dipende dalle specifiche del sistema di filtrazione SS fino al 99 (comunque superiore al 50)	SS circa il 100
Livelli di emissione raggiungibili (mg/l)	SS < 10	SS 10-20 Oli 2-10	SS < 10 Oli < 5	
Applicabilità ad impianti già esistenti	A seconda della disponibilità di spazio	Possibile	Possibile	Possibile

Tabella E.8: Tecniche di trattamento associate con le BAT per i metalli pesanti

	Precipitazione/ Sedimentazione o Flottazione ad aria / Filtrazione	Scambio Ionico (paragrafo D.2.2.4)	Nanofiltrazione/Osmosi Inversa (paragrafo D.2.2.1)
Scopo	Trasferire metalli pesanti disciolti in composti insolubili e separarli dal flusso	Rimozione degli ioni dei metalli pesanti nella fase acquosa	Separazione degli ioni di metalli pesanti attraverso apposite membrane Elevati grado di rimozione
Applicazione	Rimozione dei metalli pesanti, preferibilmente per flussi con alte concentrazioni	Soluzioni contenenti ioni di metalli pesanti Consente il recupero di materia	Soluzioni contenenti ioni di metalli pesanti Consente il recupero di materia
Limiti di applicazione	Evitare la formazione di agenti complessati Importante regolare il pH Non applicabile quando la concentrazione è minore della solubilità del precipitato	Temperature massime attorno ai 60 °C Gli agenti corrosivi danneggiano le resine	Concentrazioni con pressioni osmotiche troppo elevate Bassa resistenza chimica e termica
Consumi	Agenti precipitanti Flocculanti/Coagulanti Energia per le pompe	Liquidi di rigenerazione Anti-incrostanti Energia	Agenti chimici per la pulitura Energia : 1-3 kWh/m ³ Caduta di pressione: 0.5-3 MPa (NF) 2-100 MPa (OI)
Effetti trasversali	Smaltimento dei fanghi Possibili emissioni osmogene	Il processo di rigenerazione produce soluzioni ad alta concentrazione di metalli pesanti (per il recupero o lo smaltimento)	Le soluzioni concentrate risultanti necessitano di ulteriori trattamenti (es. scambio ionico)
Requisiti volumetrici		Relativamente limitati (comparabili alla nanofiltrazione / osmosi inversa)	Relativamente limitati (comparabili allo scambio ionico)
Prestazioni raggiungibili (% rimozione di inquinante)	Precipitazione chimica: Hg: prossima al 100% con solfuro	80-99	Hg inorganico > 90 (NF) Hg organico > 90 (NF) Composti del Cd >90 (NF) Vicini al 100% con l'Osmosi Inversa
Livelli di emissione raggiungibili (mg/l)	Precipitazione chimica: Hg: 0,01-0,02 con solfuro Zn: 0,1-0,2 come idrossido; 0,02 – 0,05 se accoppiata a filtrazione su sabbia	0,1-10	Molto bassi (prossimi allo zero) con l'Osmosi Inversa
Applicabilità ad impianti già esistenti	Possibile	Relativamente semplice	

Tabella E.9: Tecniche di trattamento associate con le BAT per i sali inorganici e/o acidi

	Evaporazione (paragrafo D.2.2.11)	Scambio Ionico (paragrafo D.2.2.4)	Osmosi Inversa (paragrafo D.2.2.1)	Rimozione biologica dei solfati (paragrafo F.5)
Scopo	Distillazione di acqua con la formazione di un residuo solido concentrato	Rimozione di determinati ioni nella fase acquosa	Separazione dei contaminanti	Reazione anaerobica dei solfati a zolfo, attraverso i solfuri
Applicazione	Cristallizzazione dei sali inorganici per la loro separazione dalle acque Concentrazione di altre sostanze non volatili Consente il recupero di materia	Soluzioni contenenti sali, anche con la presenza di metalli pesanti Consente il recupero di materia	Ottenere alto grado di purezza per riciclare e riutilizzare le acque Aumento di concentrazione per ulteriori trattamenti Consente il recupero di materia	Rimozione dei solfati da acque reflue che ne contengono in abbondanza Può anche rimuovere metalli pesanti come solfuri Recupero dello zolfo generato
Limiti di applicazione	Evitare le sostanze schiumogene Non applicabile ad inquinanti volatili	Temperatura massima: circa 60 °C Gli agenti corrosivi possono danneggiare le resine	Concentrazioni con pressioni osmotiche troppo elevate Bassa resistenza chimica e termica	Reazione molto lenta, lungo tempo di residenza COD/solfati deve essere almeno 1:1
Consumi	Agenti chimici quando è necessario un pretrattamento Energia	Liquidi per la rigenerazione Antincrostanti Energia per le pompe	Agenti chimici per pulizia Energia: 1-3 kWh/m ³ Caduta di pressione: 2-100 MPa	Composti chimici (agenti neutralizzanti, flocculanti, coadiuvanti) Energia
Effetti trasversali	Il concentrato potrebbe richiedere ulteriore trattamento	Il recupero porta a soluzioni di sali ad alta concentrazione	Il concentrato richiede ulteriore trattamento (ad es. scambio ionico per il recupero)	Zolfo da riutilizzare
Requisiti volumetrici	Relativamente limitati	Relativamente limitati	Relativamente limitati	
Prestazioni raggiungibili (% rimozione di inquinante)	Rimozione completa dei sali	80-99	Fino al 100%	Solfati: intorno al 95 Zinco: > 99 Cadmio: > 99
Livelli di emissione raggiungibili (mg/l)		0,1-10	Molto bassi (prossimi allo zero)	Solfati: 75 Zinco: 0,05-0,15 Cadmio: < 0,01

Tabella E.10: Tecniche di trattamento associate con le BAT per le sostanze inquinanti non idonee ai trattamenti biologici (I)

	Ossidazione (paragrafo D.2.2.6)	Riduzione (paragrafo D.2.2.8)	Ossidazione ad aria umida – “Wet Air Oxidation” (paragrafo D.2.2.7)
Scopo	Conversione degli inquinanti tramite H ₂ O ₂ con UV o sali ferrosi, O ₃ , O ₃ /UV, Cl ₂ , ClO ₂ , ClO ⁻	Conversione degli inquinanti tramite SO ₂ , NaHSO ₃ , FeSO ₄ , NaHS	Reazione con O ₂ in fase acquosa, alta T ed alta P, normalmente in presenza di catalizzatori
Applicazione	Ossidazione di materiale inorganico Può sostituire il trattamento biologico	Riduzione di materiale inorganico	Ossidazione di composti organici Protezione dei trattamenti biologici da materiale bio-refrattario (recalcitrante) Trasformazione del COD in sostanze biodegradabili Può sostituire il trattamento biologico
Limiti di applicazione	L'irradiazione UV richiede l'assenza di solidi nelle soluzioni (reflui) Attenzioni particolari per il trattamento di agenti ossidanti clorurati ed inquinanti organici	Numero di applicazioni limitato Accurato controllo del pH e del potenziale chimico di riduzione	Non raccomandato per basse concentrazioni di COD Fluoruri < 10 mg/l Basse concentrazioni saline (corrosione)
Consumi	Agenti ossidanti Agenti deputati alla distruzione del surplus di ossidanti Energia	Agenti riducenti Agenti deputati alla distruzione del surplus di riducenti Energia	Aria o Ossigeno Energia richiesta per T e P
Effetti trasversali	Gli agenti ossidanti contenenti cloro possono creare con gli inquinanti organici ulteriori composti organici alogenati	Il rilascio di sostanze gassose deve essere convogliato verso adeguati trattamenti	I coprodotti di reazione gassosi e liquidi possono richiedere un adeguato trattamento a valle
Prestazioni raggiungibili (% rimozione di inquinante)	TOC > 90		COD: fino al 90 (comunque >60) nei processi a bassa pressione, 90 nei processi ad alta pressione

Tabella E.10: Tecniche di trattamento associate con le BAT per le sostanze inquinanti non idonee ai trattamenti biologici (II)

	Nanofiltrazione / Osmosi Inversa (paragrafo D.2.2.1)	Adsorbimento (paragrafo D.2.2.3)	Estrazione (paragrafo D.2.2.12)
Scopo	Separazione della maggior parte dei contaminanti	Trasferimento degli inquinanti solubili dalla fase acquosa ad un adsorbente	Trasferimento degli inquinanti solubili dalla fase acquosa ad un solvente
Applicazione	Raggiungimento di un elevato grado di purezza per riciclare e riutilizzare le acque Aumento di concentrazione degli inquinanti per ulteriori trattamenti successivi Consente il recupero di materia	Rimozione di inquinanti organici non biodegradabili, odorigeni e tossici Consente il recupero di materia	Rimozione di inquinanti organici non biodegradabili, odorigeni e tossici Consente il recupero di materia Non indicato come trattamento finale
Limiti di applicazione	Concentrazioni con pressioni osmotiche troppo elevate Bassa resistenza chimica e termica	Basso carico inquinante, altrimenti l'adsorbente si esaurisce troppo velocemente Limitate concentrazioni di SS Efficienza dipendente dalle proprietà fisiche dell'inquinante (basse efficienze associate a basso peso molecolare, alta polarità ed alta solubilità)	Rifiuti liquidi preferibilmente liberi da solidi sospesi ed emulsioni Dipende dalla idoneità del solvente
Consumi	Agenti chimici per la pulizia Elevati consumi energetici	Adsorbenti Agenti chimici per la rigenerazione Energia per le pompe ed i processi di rigenerazione (temperature elevate)	Utilizzo di solventi per l'estrazione Energia per le pompe Energia per il recupero successivo del solvente (ad es.: distillazione / rettifica)
Effetti trasversali	La concentrazione di inquinanti richiede ulteriori trattamenti	I gas coprodotti durante la rigenerazione richiedono trattamento La rigenerazione porta alla produzione di residui	I reflui residui necessitano di trattamento per eliminare i solventi disciolti (ad es.: strippaggio) I residui di trattamento da recupero del solvente, se non recuperati, vanno inceneriti I gas coprodotti durante la rigenerazione richiedono trattamento
Prestazioni raggiungibili	Efficienza elevata	Efficienza elevata, a seconda dell'inquinante	Buona efficienza per particolari inquinanti con elevate concentrazioni all'input

Tabella E.10: Tecniche di trattamento associate con le BAT per le sostanze inquinanti non idonee ai trattamenti biologici (III)

	Distillazione / Rettifica (paragrafo D.2.2.10)	Evaporazione (paragrafo D.2.2.11)	Strippaggio (paragrafo D.2.2.9)
Scopo	Trasferimento dei contaminanti volatili dalla fase acquosa, con successiva condensazione dei vapori arricchiti	Distillazione di acqua con la formazione di un residuo solido concentrato	Trasferimento di inquinanti volatili nella fase gassosa tramite un lavaggio del rifiuto liquido con aria
Applicazione	Pretrattamento per rimuovere i contaminanti principali prima di ulteriori step di trattamento Rimozione di composti bio-refrattari e/o tossici	Concentrazione del refluo al fine di ottenere sostanze riciclabili, o precedentemente al trattamento termico Concentrazione di altre sostanze non volatili Consente il recupero di materia	Rimozione di composti volatili organici ed inorganici Consente il recupero di materia
Limiti di applicazione	Utilizzo limitato Necessaria l'assenza di solidi Richiede elevate concentrazioni di inquinante nel flusso in entrata Necessaria una adeguata differenza tra i punti di ebollizione degli inquinanti volatili e l'acqua	Evitare sostanze schiumogene Non applicabile ad inquinanti volatili	Reflui con basso contenuto di solidi sospesi
Consumi	Vapore per il riscaldamento Energia	Agenti chimici quando è necessario un pretrattamento Energia	Agenti anti-incrostanti Energia
Effetti trasversali	Richiede ulteriori trattamenti I gas prodotti devono essere convogliati ad un sistema di trattamento delle emissioni	Il concentrato potrebbe richiedere ulteriore trattamento	I flussi gassosi necessitano di adeguato trattamento
Prestazioni raggiungibili (% rimozione di inquinante)	Buone prestazioni per determinati inquinanti sotto particolari condizioni	Rimozione quasi completa dell'inquinante, eccetto per le sostanze volatili	Elevata efficienza

Tabella E.11: Tecniche di trattamento associate con le BAT per i trattamenti biologici

	Trattamento anaerobico (paragrafo D.3.2)	Trattamento aerobico (paragrafo D.3.1)	
		Fanghi attivi	Filtro percolatore
Scopo	Conversione del materiale organico tramite microorganismi in assenza di aria (ossigeno)	Conversione del materiale organico tramite microorganismi in presenza di ossigeno disciolto, iniettato come aria od ossigeno puro	
Applicazione	Pretrattamento di reflui caratterizzati da elevato carico organico e flussi di caratteristiche costanti	Pretrattamento di reflui caratterizzati da elevato carico organico Utilizzato come sistema centrale di trattamento biologico	Pretrattamento o primo stadio del trattamento biologico, al fine di rimuovere i contaminanti più facilmente degradabili e migliorare la qualità dei fanghi
Limiti di applicazione	Processo molto sensibile alla presenza di sostanze tossiche o inibenti	Sensibili agli agenti inibitori, sebbene ceppi di microorganismi particolarmente adattati possono operare in presenza di moderate concentrazioni Temperature massime 30-35 °C	
Consumi	Agenti chimici per la neutralizzazione Energia	Aria od Ossigeno Agenti chimici per la neutralizzazione Agenti flocculanti Nutrienti: 23-42 kg/t COD Energia : 9,5 kWh/m ³	Aria Agenti chimici per la neutralizzazione Energia
Effetti trasversali	Il biogas può essere utilizzato come gas combustibile Rispetto ai processi biologici produce solo il 10% di fanghi in eccesso	Produzione di fanghi in eccesso circa 10 volte maggiore rispetto al trattamento anaerobico, necessario un trattamento adeguato Alto input energetico, per via del sistema di aerazione Emissioni odorigene e sonore	Fanghi in eccesso
Requisiti volumetrici	Minori rispetto ai trattamenti biologici	Consistenti	Relativamente modesti
Prestazioni raggiungibili (% rimozione di inquinante)	COD: 75-90 In combinazione con un processo biologico aerobico: COD: oltre 95 BOD: oltre 99 (comunque > 95)	BOD: oltre 99 (comunque > 95) COD: oltre 95 (comunque > 75) oltre 95 (membrana, comunque > 90) Indice fenoli: > 99 Azoto totale inorganico: >80 (membrana) NH ₄ -N: oltre 95 (membrana)	BOD: fino al 90, comunque > 40 (1 stadio) 85-95 (2 stadi)
Livelli di emissione raggiungibili (mg/l)		Solidi sospesi totali: 10	

	Trattamento anaerobico (paragrafo D.3.2)	Trattamento aerobico (paragrafo D.3.1)	
		Fanghi attivi	Filtro percolatore
Applicabilità ad impianti già esistenti	Necessario convogliare il metano prodotto in appositi serbatoi, o provvedere adeguatamente alla sua combustione	Dipendente dalle dimensioni	Semplice

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

F) APPROFONDIMENTO, OVE NECESSARIO, DELLE TECNICHE ANALIZZATE NEI BREF COMUNITARI E DEFINIZIONE, OVE POSSIBILE, DEL RANGE DI PRESTAZIONE DELLE DIVERSE TECNICHE

F.1 Introduzione

Nel presente capitolo vengono approfonditi, sulla base di quanto riportato nel "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" e nel "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste Water Gas Treatment/Management System in the Chemical Sector", i trattamenti dei rifiuti liquidi contenenti specifiche tipologie di inquinanti (quali, ad esempio, cromo esavalente, cianuri, acidi forti ecc.), i processi di rimozione biologica dell'azoto, dello zolfo e dei metalli pesanti ed i trattamenti dei fanghi. Viene, inoltre, effettuato un approfondimento della tecnica di ossidazione con ozono, già menzionata tra i trattamenti di ossidazione chimica, nel capitolo D, paragrafo D.2.2.6.

F.2 Trattamento di rifiuti liquidi contenenti cianuri

I cianuri devono essere rimossi dai reflui, prima che questi ultimi vengano avviati ai successivi trattamenti.

Il processo da adottare è quello di ossidazione dei cianuri a cianato e successiva idrolisi in ambiente alcalino per idrossido di sodio; l'agente ossidante scelto è il sodio ipoclorito in soluzione al 14-15% in cloro attivo.

La rimozione dei cianuri è propedeutica ai successivi trattamenti dei reflui industriali che li contengono ed è condizione essenziale per rendere i corpi d'acqua superficiali acque di buona qualità.

Dati operativi

La reazione iniziale, istantanea per ogni valore di pH, forma clorocianato (CNCl), composto volatile, tossico e di odore caratteristico.

Con l'idrolisi, il clorocianato si trasforma in cianato (CNO⁻), sale solubile che possiede una tossicità valutata in un millesimo rispetto a quella del cianuro.

La cinetica della reazione di idrolisi del clorocianato dipende dal pH e diminuisce considerevolmente per valori di pH inferiori a 8. Per pH maggiori di 8,5 la reazione avviene in modo completo in circa 40 minuti: il tempo di reazione è, comunque, sensibilmente influenzato dalla natura dei metalli, sempre presenti nelle soluzioni, che complessano i cianuri. La reazione avviene a temperatura ambiente: le modeste variazioni di temperatura che si possono verificare non modificano in modo sensibile l'andamento del processo. L'ossidazione a cianato è abbastanza veloce per i metalli Zn, Cd e Cu (3-5 minuti), mentre per Ag, Ni e Fe è più lenta. Per il Ni occorrono 40 minuti.

Il raggiungimento dell'equilibrio di reazione può, comunque, essere accelerato dalla presenza di un eccesso di ipoclorito. Il dosaggio supplementare di ipoclorito ossida il cianato a biossido di carbonio e azoto; la cinetica della reazione rallenta notevolmente per valori di pH maggiori di 8,5.

Per far avvenire la reazione in modo completo occorre utilizzare dosaggi di ipoclorito con un eccesso che supera molto raramente il 20% rispetto al fabbisogno stechiometrico (2,5 equivalenti di NaOCl per ogni equivalente di CN⁻).

La reazione viene seguita mediante controllo in continuo del pH, del potenziale RedOx e della temperatura.

All'aggiunta di ipoclorito si possono registrare diminuzioni di pH tali da dover adottare un'azione correttiva. L'aggiunta di soda, che si effettua nella seconda parte della reazione, serve, invece, per l'idrolisi. I conseguenti elevati valori di pH rallentano notevolmente la reazione, che va a

completezza per una concentrazione di cianuri di circa 1.000-1.500 ppm in tempi in genere non inferiori ai sessanta minuti.

Il controllo in continuo del potenziale RedOx è fondamentale per seguire l'andamento della reazione. In genere, all'inizio della reazione il potenziale è di poche decine o al massimo di qualche centinaio di mV e inizia a salire già dalle prime aggiunte di ipoclorito; l'aggiunta di ipoclorito, che viene dosato contemporaneamente alla soda, viene bloccata quando il potenziale raggiunge valori superiori a 400 mV. L'avvenuta ossidazione deve, comunque, essere sempre confermata da un controllo analitico sul refluo trattato.

I reflui trattati hanno già in partenza un pH fortemente alcalino, per cui non si rende mai necessario l'aggiustamento del pH nella fase iniziale del processo.

Da rilevare che l'ossidazione dei cianuri deve avvenire in un reattore batch munito di agitatore meccanico ed alimentazione automatica: l'impianto deve essere allocato in una struttura sotto aspirazione e l'intero sistema (carico del reattore, dosaggio dei reattivi, NaOH al 30% e NaOCl al 14-15%, e controllo di pH, rH e temperatura) deve essere monitorato in continuo.

Campo di applicazione

Gli impianti di trattamento di queste tipologie di rifiuti, costituiti da bagni galvanici di zincatura, argentatura, ramatura, cadmiatura contenenti cianuri e cromati, soluzioni contenenti cianuri, bagni di sgrassaggio da cianuri ecc., non sono molto numerosi e richiedono una accurata messa a punto del processo.

Le caratteristiche chimiche orientative dei reflui generalmente trattati sono riportate nel seguente schema:

Tipologia	pH	CN ⁻ (ppm)	Cu (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Ni (ppm)	Cr(VI) (ppm)	Zn (ppm)	MBAS (ppm)
Bagni galvanici (ramatura)	>12	1000- 2000	7000- 50000	N.R.	N.R.	70-100	N.R.	N.R.	N.R.
Bagni galvanici (zincatura)	>12	1000- 2000	4000- 5000	N.R.	N.R.	70-100	N.R.	10000- 20000	N.R.
Bagni sgrassaggio	10- 12	500- 800	100- 500	N.R.	N.R.	30-40	N.R.	100- 500	100- 1000

Trattamenti complementari

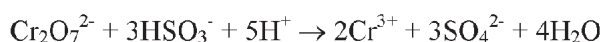
L'ossidazione dei cianuri contenuti in reflui industriali deve, solitamente, essere seguita da trattamenti complementari atti a rimuovere le altre sostanze inquinanti presenti.

Il trattamento successivo maggiormente usato è quello chimico-fisico per l'abbattimento dei metalli, dal quale si producono acque che possono essere successivamente avviate in impianti di trattamento biologico e quindi scaricate in corsi d'acqua, e fanghi liquidi, che, sottoposti a disidratazione, vengono, generalmente, smaltiti in discarica.

F.3 Trattamento di rifiuti liquidi contenuti cromo esavalente

Il cromo esavalente deve essere rimosso dal rifiuto liquido prima che quest'ultimo venga avviato ai successivi trattamenti di depurazione.

Il processo prevede la riduzione del Cr VI per via chimica in ambiente acido, in cui il cromo è presente in forma ionica come ione bicromato, e successiva precipitazione del Cr III come idrossido. L'agente riducente scelto per questo processo è il sodio metabisolfito e lo schema di reazione è il seguente:



La cinetica della reazione è notevolmente influenzata dalla temperatura e dal pH. La velocità della riduzione, che si avvia già a temperatura ambiente, aumenta sensibilmente con la temperatura; l'ambiente di reazione deve, inoltre, essere acido.

Benefici ambientali

I problemi legati alla elevata tossicità del cromo esavalente e alla sua caratteristica di bioaccumulabilità vengono, in genere, ampiamente risolti dal trattamento di riduzione che consente di effettuare lo smaltimento dei reflui industriali senza pericolo per i corpi d'acqua superficiali e la salute dell'uomo e senza l'uso di procedimenti o metodi che potrebbero recare pregiudizio all'ambiente.

Dati operativi

Per ottenere risultati soddisfacenti in tempi accettabili la riduzione deve essere condotta ad un pH non superiore a 4. Comunemente si opera a valori intorno a 2,5, ricorrendo a correzioni di pH, quando necessario, mediante aggiunta di acido solforico diluito. L'aggiunta di tale acido provoca un aumento di temperatura con sensibile aumento della velocità di reazione.

La reazione viene seguita mediante controllo in continuo del pH, della temperatura e del potenziale redox.

All'aggiunta dell'agente riducente si osserva un incremento di pH che richiede, il più delle volte, azioni correttive. La durata della reazione è, in genere, non superiore ai quaranta minuti. Prove effettuate senza la correzione di pH nel corso della reazione, hanno evidenziato che la riduzione, procede, seppur con una cinetica più bassa, anche per valori intorno a 3-3,5: in questi casi la durata del processo non supera, comunque, i sessanta minuti.

Il punto finale della riduzione, oltre che dalla osservazione della variazione cromatica dal giallo arancio al verde bottiglia, può essere individuato anche monitorando il potenziale RedOx. Va però, in tal caso, evidenziato che, sebbene in letteratura siano riportati valori di potenziale intorno ai 300 mV per il punto finale, all'atto pratico si sono riscontrati andamenti molto vari del potenziale, per cui è stato possibile standardizzare la variazione dello stesso col procedere della reazione solo per miscele note di rifiuti, più volte trattate e quindi monitorate.

L'avvenuta riduzione dei cromati viene sempre confermata da un controllo analitico.

I quantitativi di metabisolfito impiegati sono in genere in eccesso rispetto al fabbisogno stechiometrico: l'eccesso supera molto raramente il 20% (2,5 equivalenti di bisolfito per ogni equivalente di CrVI).

Le acque derivanti dal processo di trattamento sono fortemente acide (pH 1,5-3,0) e devono essere stoccate in serbatoio idoneo (es. cisterna di vetroresina bifenolica).

Da rilevare che la riduzione del cromo esavalente ha luogo in un reattore batch munito di agitatore meccanico ed alimentazione automatica: l'impianto deve essere allocato in una struttura sotto aspirazione dotata di opportuno sistema di abbattimento fumi e l'intero sistema (carico del reattore, dosaggio dei reattivi, H₂SO₄ al 50% e NHSO₃ al 25% di SO₂, e controllo di pH, rH e temperatura) deve essere monitorato in continuo.

Campo di applicazione

Gli impianti di trattamento di rifiuti di questo tipo, costituiti da bagni galvanici di cromatura, contenenti cianuri e cromati, soluzioni acide contenenti cromo esavalente ecc., non sono molto numerosi e richiedono una accurata messa a punto del processo.

Le caratteristiche chimiche orientative dei reflui trattati sono riportate nello schema seguente:

Tipologia	pH	Cr(VI) (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Ni (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Bagni galvanici (cromatura)	1-3	5000-10000	N.R.	<100	40-100	100-200	50-100
Acque da lavaggio metalli	3-5	100-5000	N.R.	N.R.	<100	<100	<100

Trattamenti complementari

La riduzione del cromo esavalente contenuto nelle rifiuti liquido deve essere seguita da trattamenti complementari atti a rimuovere il cromo trivalente formatosi e le altre sostanze inquinanti presenti. Il trattamento a valle maggiormente utilizzato è quello chimico-fisico per l'abbattimento dei metalli, dal quale si producono acque che possono essere successivamente avviate in impianti di trattamento biologico e quindi scaricate in corsi d'acqua, e fanghi liquidi, che, sottoposti a disidratazione, vengono, generalmente, smaltiti in discarica.

F.4 Riutilizzo di acidi forti esausti nei trattamenti di rifiuti liquidi

L'acido solforico esausto può essere rigenerato per la produzione di nuovo acido solforico attraverso processi industriali di riduzione a SO_2 o riutilizzato, con o senza separazione delle impurità, come reagente nei trattamenti dei reflui industriali e dei rifiuti liquidi.

Gli acidi forti esausti utilizzati nel trattamento delle acque reflue provengono nella quasi totalità dei casi da operazioni di decapaggio di acciai e altri materiali ferrosi.

In questo tipo di lavorazioni viene impiegato soprattutto acido solforico al 20%, mentre l'impiego di acido cloridrico è caduto in disuso.

La soluzione acida, durante la lavorazione del metallo, si arricchisce in ferro, trasformandosi in una soluzione di solfato ferroso caratterizzata da una minore capacità di decapare i prodotti immersi.

In funzione dei valori di concentrazione di ferro raggiunti e di acidità libera in acido solforico residua e del tipo di lavorazione in atto, il bagno viene considerato esausto.

In tempi recenti la diffusione di sistemi di decapaggio a secco con graniglia metallica sta portando ad una progressiva riduzione dei quantitativi di acido solforico impiegato in questa attività, il che si riflette su una riduzione dei quantitativi di acidi esausti disponibili per il trattamento di acque reflue.

Benefici ambientali

Fino a pochi anni fa era prassi diffusa depurare con calce gli acidi esausti da decapaggio; tale operazione comportava impiego di energia, mano d'opera e un quantitativo di calce tale da far aumentare fino a tre volte il volume iniziale del bagno.

Il fango di risulta, una volta disidratato, veniva avviato a discarica.

Il riutilizzo dell'acido solforico esausto quale agente flocculante nei trattamenti chimico-fisici dei reflui industriali ha oggi di fatto totalmente sostituito il trattamento con calce; esso può avvenire in forma diretta (o previa concentrazione) qualora il contenuto di impurezze lo consenta, o attraverso la cristallizzazione di solfato ferroso e il suo impiego in forma di sale.

Il riutilizzo degli acidi esausti di decapaggio solforico, per le ragioni sopra esposte, assume una indubbia valenza di tipo ambientale, sia per la riduzione di energia e di materie prime impiegate nel trattamento di rifiuti liquidi, che per la riduzione di conferimenti alle discariche da parte del settore metalmeccanico e metallurgico.

Dati operativi

L'impiego dei sali di ferro (solfati e cloruri) contenuti negli acidi esausti quali agenti di chiariflocculazione è ampiamente diffuso nei trattamenti di reflui industriali.

La composizione e la concentrazione di detti sali può variare in misura marcata dalla presenza del solo solfato ferroso a una miscela dello stesso con cloruro, mentre la concentrazione varia da soluzioni a 20 g/l fino al sale recuperato in forma solida per cristallizzazione.

La concentrazione di ferro maggiormente in uso varia tra gli 80 e i 200 g/l, il che corrisponde solitamente a una acidità libera in acido solforico inferiore a 60 g/l.

Campo di applicazione

L'utilizzo del solfato ferroso liquido da bagni esausti nei processi di chiariflocculazione ha un meccanismo di azione analogo a quello di altri prodotti quali il solfato ferroso eptaidrato.

Quest'ultimo viene normalmente impiegato nella depurazione delle acque unitamente a idrossido di calcio o altri prodotti alcalini, che, innalzando il pH, causano la formazione di fiocchi di idrossido di ferro, provocando l'aggregazione e l'addensamento delle sostanze sospese e colloidali e in parte di quelle disciolte.

L'acido esausto deve essere stoccato presso il depuratore d'impiego in serbatoi plastici (PVC, PE, poliestere, ebanite, polipropilene, resine epossidiche e fenoliche) o in ferro rivestito con ebanite grafitata.

In tempi recenti il solfato ferroso liquido da bagni esausti è stato impiegato con successo anche presso impianti di depurazione biologica per la rimozione del fosforo attraverso la co-precipitazione nella vasca a fanghi attivi.

Possibili effetti indesiderati

Nell'impiego degli acidi esausti è importante prestare particolare attenzione alla presenza e alla concentrazione dei metalli pesanti (in particolare Cu, Zn, Cr e Pb) che trae origine dalla composizione dei materiali decaupati e che può rendere più difficile ed oneroso lo smaltimento dei fanghi di risulta.

Trattamenti complementari

Nella maggior parte dei casi i trattamenti chimico-fisici di chiariflocculazione delle acque industriali presso piattaforme polifunzionali sono seguiti da una fase di trattamento biologico dei reflui.

L'impiego di acidi esausti in qualità di agenti di flocculazione non arreca danni al successivo trattamento biologico.

F.5 Rimozione biologica dello zolfo e dei metalli pesanti

La rimozione biologica dei composti contenenti zolfo in forma ossidata e dei metalli pesanti rappresenta una particolare applicazione dei processi di trattamento anaerobico. Essa viene effettuata in tre stadi che consistono in:

- riduzione biologica anaerobica del solfato, o di altri composti contenenti zolfo in forma ossidata, a solfuro, per mezzo di specifici batteri
- precipitazione dei metalli pesanti e del solfuro mediante la formazione di sali
- un secondo stadio biologico (aerobico) in cui l'eccesso di solfuro è convertito in zolfo.

L'efficacia del processo si basa sulla solubilità notevolmente inferiore dei solfuri di metalli pesanti rispetto a quella dei corrispondenti idrossidi.

Dati operativi

Il processo prevede l'utilizzo di:

- un reattore UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor) in cui ha luogo la riduzione del solfato a solfuro
- un sistema di gestione del biogas generato nel reattore UASB
- un reattore a biomassa adesa in cui l'eccesso di solfuro è convertito aerobicamente in zolfo
- un sedimentatore per la separazione dello zolfo
- un trattamento finale di filtrazione (ad es. filtro a sabbia)

Il processo biologico richiede la presenza di sostanza riducente, in genere costituita dai composti organici contenuti nel refluo (misurabili, ad esempio, come COD). Qualora il contenuto di COD

non sia sufficiente a garantire il completo svolgimento delle reazioni deve essere, ovviamente, aggiunto un ulteriore donatore di elettroni.

Elementi o composti riducenti sono, ad esempio:

- H₂
- Amido
- Etanolo
- Acido formico
- Sali o esteri di acetato
- Sali o esteri di propionato
- Lattato

Oltre a questi possono essere utilizzati, come donatori di elettroni, anche residui di vario genere quali, ad esempio:

- Segatura
- Melasse

Poiché la conversione del solfuro a zolfo tende a determinare un incremento dell'alcalinità può rendersi necessario, ai fini di una neutralizzazione della soluzione, il ricircolo di parte del refluo derivante dall'operazione di sedimentazione o di filtrazione.

Limiti di applicabilità:

tempo di residenza nel reattore UASB	6 ore
Rapporto COD/solfato	1:1; se il contenuto di COD risulta inferiore è richiesta l'aggiunta di donatori di elettroni
Dosaggio di flocculanti nel sedimentatore	Va opportunamente determinato al fine di garantire una sedimentazione ottimale

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Rimozione percentuale ed emissioni:

parametro	Rimozione (%)	Emissioni (mg/l)	Concentrazione nell'influente (mg/l)
Zn	>99	0,05-0,15	100
Cd	>99	<0,01	1
SO ₄ ²⁻	~95	75	1.170 (in presenza di metalli pesanti)

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Va rilevato che, a fine trattamento, i solfuri dei metalli pesanti e lo zolfo risultano, rispettivamente, miscelati con l'eccesso di fango derivante dal reattore UASB e con il materiale solido in uscita dal sedimentatore.

Campo di applicazione

Il trattamento biologico è applicabile a tutti i reflui contenenti una certa quantità di solfati.

Va, infine, rilevato che la rimozione dei solfati è attuabile anche in assenza di metalli pesanti, mentre per l'allontanamento di questi ultimi è richiesta la presenza di un quantitativo di solfato sufficiente a garantire la successiva precipitazione dei solfuri.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi della rimozione biologica dello zolfo e dei metalli pesanti sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • trattamento dei solfati senza dover ricorrere all'aggiunta di precipitanti chimici • rimozione simultanea di solfati e di metalli pesanti • i metalli pesanti, allontanati come solfuri, possono essere recuperati • minor solubilità dei solfuri dei metalli pesanti rispetto ai relativi idrossidi e, pertanto, migliori rimozioni • lo zolfo può essere recuperato e riutilizzato • rimozione di COD e di nitrati • processo relativamente stabile 	<ul style="list-style-type: none"> • spesso è richiesta l'aggiunta di donatori di elettroni con conseguente aumento dei costi operativi • i solfuri metallici sono miscelati con il fango nel reattore UASB • non consente di rimuovere metalli pesanti in assenza di solfato

F.6 Rimozione biologica dell'azoto

L'azoto, o più precisamente, l'ammonio presente in un refluo può essere rimosso mediante apposito trattamento biologico che consta, essenzialmente, di due fasi:

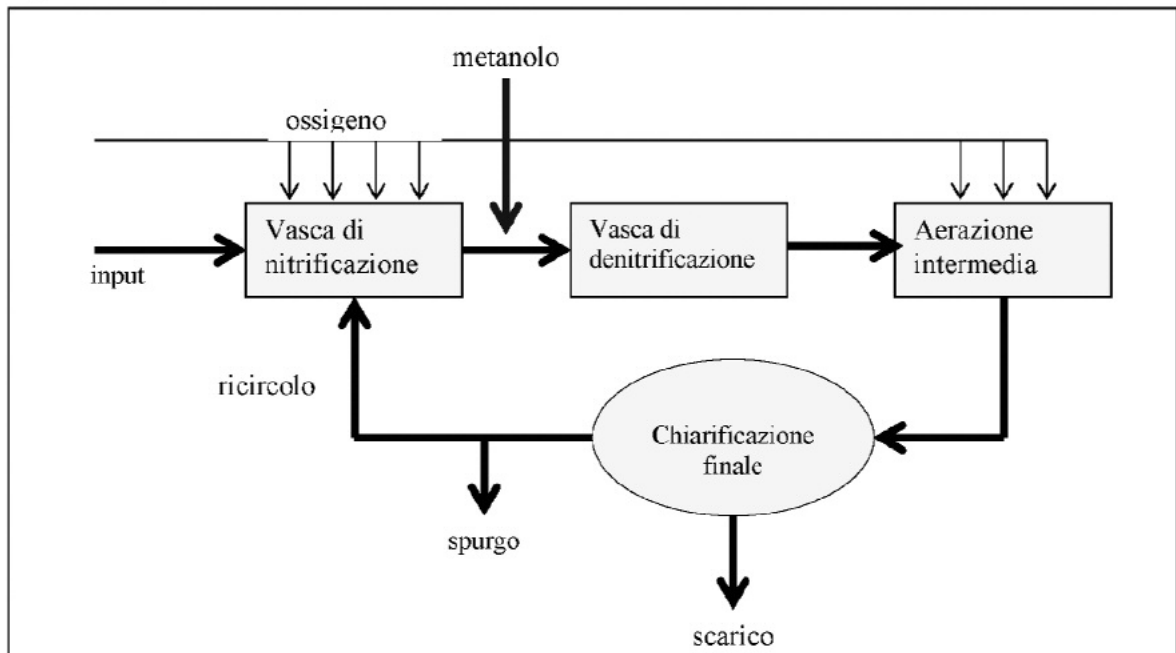
- nitrificazione aerobica, attuata da microrganismi che convertono l' NH_4^+ in NO_2^- e, successivamente, quest'ultimo in NO_3^-
- denitrificazione anossica attuata da microrganismi che convertono il nitrato in azoto elementare.

Come tutti i processi biologici anche la nitrificazione/denitrificazione è vulnerabile alla presenza di sostanze inibenti; va, però, rilevato che concentrazioni sufficientemente basse di sostanze tossiche possono portare ad un progressivo adattamento da parte dei microrganismi e, quindi, ad una graduale perdita dell'effetto inibente (ovviamente la presenza di tali sostanze è "tollerata" fino a determinate concentrazioni, oltre le quali l'effetto inibente si manifesta in ogni caso). Per una analisi più dettagliata dei principali composti inibenti si rimanda alla letteratura di settore o al "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector".

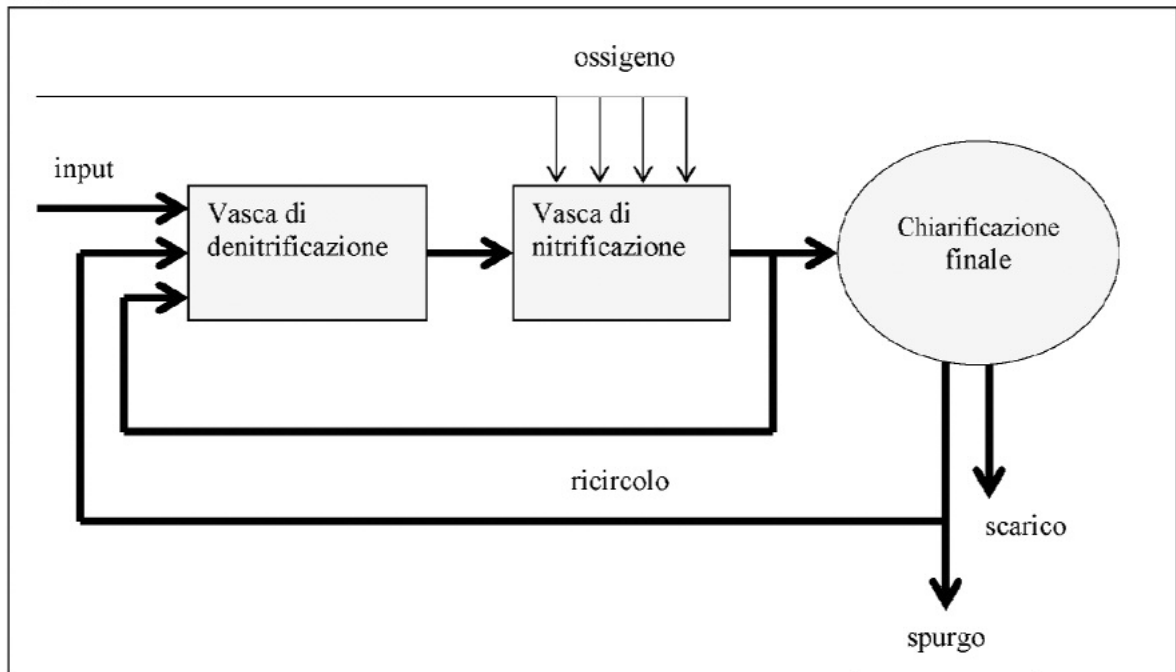
Dati operativi

Il trattamento di nitrificazione/denitrificazione, quando attuato, viene generalmente incorporato nei processi di depurazione condotti negli impianti centralizzati di trattamento biologico delle acque reflue. Affinché il processo di nitrificazione/denitrificazione abbia efficacia deve essere garantito un corretto bilanciamento tra azoto (in forma di nitrato/nitrito) e COD. A tal fine possono essere adottate due diverse modalità operative:

1. la nitrificazione, facente parte dello stadio aerobico del processo, rappresenta la prima fase del trattamento di rimozione dell'azoto; il rapporto N/BOD può essere corretto, nella successiva fase di denitrificazione, addizionando composti organici prontamente biodegradabili (ad esempio, metanolo, figura F.1)
2. la denitrificazione, in cui il refluo non trattato viene utilizzato come fonte di BOD, viene posta come primo stadio del processo seguita dalla nitrificazione in ambiente aerato; in questo caso deve essere previsto il ricircolo di gran parte del refluo nella sezione di denitrificazione (Figura F.2).

Figura F.1: processo di nitrificazione/denitrificazione

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Figura F.2: processo di nitrificazione/denitrificazione con la denitrificazione come primo stadio

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Va rilevato che gli impianti non costruiti in previsione di un trattamento di nitrificazione/denitrificazione possono essere facilmente adattati mediante il ricorso a semplici modifiche strutturali tra cui, ad esempio:

- costruzione di pareti divisorie all'interno delle vasche di depurazione al fine di dedicare parte delle stesse al trattamento di nitrificazione /denitrificazione;
- costruzione di sistemi di collettamento per il ricircolo dei reflui ricchi di nitrati;
- modifiche ai sistemi di controllo del processo.

Limiti di applicabilità:

Temperatura (°C)	>12-15 (temperature inferiori ostacolano la crescita batterica nello stadio di nitrificazione)
Sostanze tossiche	Effetto inibente da parte di diversi composti
Rapporto BOD/N	Intorno a 12:1
Rapporto TOC/N	Intorno a 10:1
Concentrazione di cloruri (g/l)	< 5 g/l

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Rimozione percentuale ed emissioni:

parametro	Rimozione (%)	Emissioni (mg/l)
N inorganico totale	70-80	10-20

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Campo di applicazione

La nitrificazione/denitrificazione è applicata ai reflui caratterizzati da un elevato contenuto di azoto, in particolare ammine e composti ammoniacali. Il controllo delle emissioni di ammonio nei corpi idrici recettori rappresenta un aspetto di particolare rilevanza ai fini della tutela delle risorse idriche; l' NH_3 , che può formarsi dall'ammonio in seguito a riduzione di pH, rappresenta, infatti, un elemento tossico per la fauna ittica.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi della rimozione biologica dell'azoto sono:

Vantaggi	Svantaggi
<ul style="list-style-type: none"> • rimozione effettiva di composti azotati • facilmente integrabile negli impianti di trattamento biologico pre-esistenti 	<ul style="list-style-type: none"> • processo sensibile alle variazioni delle condizioni operative, al pH, alla temperatura, alla presenza di composti inibenti e alla composizione del refluo • rilascio di emissioni gassose in atmosfera

F.7 Trattamenti dei fanghi

La maggior parte dei processi di trattamento biologico di rifiuti liquidi determina la produzione di quantitativi più o meno consistenti di fanghi le cui caratteristiche variano, anche notevolmente, a seconda della tipologia di rifiuto e della tecnica di trattamento adottata. In linea generale il fango appare come un liquido o come un liquido semi-solido con un contenuto di solidi variabile tra lo 0,25 ed il 12% in peso [fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"].

Nel caso specifico dei trattamenti biologici esso è, essenzialmente, costituito dai prodotti di mineralizzazione, dal tessuto batterico e da inquinanti quali, ad esempio, i metalli pesanti.

Il fango non trattato non può essere direttamente smaltito o utilizzato, in particolar modo per le seguenti ragioni:

- contenuto di sostanze inquinanti volatili dannose per l'atmosfera;
- contenuto di sostanze inquinanti dannose per i corpi idrici;
- elevato contenuto di acqua che ne rende difficoltoso, ad esempio, l'incenerimento diretto.

Sulla base delle considerazioni sopra riportate appare evidente come il fango necessiti di opportune operazioni di trattamento finalizzate a ridurre quanto più possibile l'impatto ambientale e a favorirne un corretto smaltimento. Con particolare riferimento agli impianti di trattamento biologico centralizzati, che generano ingenti quantitativi di fanghi e che richiedono, di conseguenza, sistemi particolarmente efficienti per la gestione degli stessi, possono essere adottate diverse tecniche variamente combinate. Le operazioni gestionali dei fanghi possono essere, in estrema sintesi, così schematizzate:

- operazioni preliminari quali:
 - macinazione
 - miscelazione
 - stoccaggio
 - dissabbiatura
- operazioni di ispessimento quali (si veda paragrafo F.7.1):
 - ispessimento per gravità
 - ispessimento per centrifugazione
 - ispessimento per flottazione
 - ecc.
- stabilizzazione del fango mediante (si veda paragrafo F.7.2):
 - trattamento chimico (calce)
 - trattamento termico
 - digestione anaerobica
 - digestione aerobica
- condizionamento del fango mediante (si veda paragrafo F.7.2):
 - trattamento chimico
 - trattamento termico
- disidratazione del fango mediante (si veda paragrafo F.7.1):
 - centrifugazione
 - filtropressatura
 - nastropressatura
- essiccamento attraverso l'utilizzo di:
 - essiccatori rotativi
 - essiccatori a spruzzo (spray dryers)
 - essiccatori a flash (flash dryers)
 - evaporazione
 - multiple heart dryers
- ossidazione termica mediante, ad esempio (si veda paragrafo F.7.3):
 - incenerimento su letto fluidizzato
 - incenerimento a tamburo rotante
 - incenerimento in miscela con altri rifiuti
 - ossidazione ad umido (wet air oxidation)
 - ossidazione in reattore a "pozzo profondo" (Deep Shaft Reactor)
- smaltimento o riutilizzo nel rispetto delle normative vigenti

F.7.1 Ispessimento e disidratazione dei fanghi

Le operazioni di ispessimento e di disidratazione sono finalizzate ad incrementare il contenuto di solidi dei fanghi ovvero a ridurre il quantitativo di acqua. Esse consentono, in tal modo, di ottenere un rifiuto caratterizzato da volumi notevolmente inferiori e, pertanto, più facilmente gestibile nelle successive fasi di trattamento. Le due operazioni differiscono, essenzialmente, per i differenti livelli conseguibili di rimozione della componente acquosa.

Per una descrizione maggiormente dettagliata delle tecniche di ispessimento e disidratazione più comunemente adottate (ad esempio, sedimentazione, flottazione, nastropressatura, filtropressatura, ispessimento mediante l'utilizzo di tamburo rotante, ecc.) si rimanda al capitolo D. Nel presente paragrafo si riportano, invece, le performance delle diverse tecniche nonché i relativi vantaggi e svantaggi, con specifico riferimento al trattamento dei fanghi.

Dati operativi

Tecnica	Concentrazione fanghi (%)	Solidi trattenuti (%)	Note
Ispessimento gravitazionale	2-10	80-92	In funzione della tipologia di fango
Ispessimento per centrifugazione	3-8	80-98	
Ispessimento mediante flottazione (DAF)	2-10	80-98	
Disidratazione per centrifugazione	10-35	85-98	Mediante l'utilizzo di additivi chimici
Ispessimento mediante tamburo rotativo	3-4		
	15-30	90-98	Trattamento sotto vuoto
Nastropressatura	15-30	85-98	Mediante l'utilizzo di additivi chimici
Filtropressatura	20-50	90-98	Mediante l'utilizzo di additivi chimici

Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi delle operazioni di ispessimento dei fanghi sono:

Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
Ispessimento gravitazionale	<ul style="list-style-type: none"> prestazioni eccellenti con i fanghi primari non trattati risultati soddisfacenti per impianti di piccole dimensioni e con concentrazioni di fanghi comprese tra il 4 ed il 6% bassi consumi di energia 	<ul style="list-style-type: none"> prestazioni marginali in grandi impianti solo basse concentrazioni di solidi nel trattamento di fanghi attivati
Ispessimento per centrifugazione	<ul style="list-style-type: none"> efficiente produzione di fanghi essiccati e buone capacità di separare solidi difficilmente filtrabili richiesta di spazio relativamente bassa rispetto alle altre tecniche di ispessimento 	<ul style="list-style-type: none"> elevati consumi di energia per unità di fango trattato minore rimozione di acqua rispetto ai trattamenti di disidratazione genera vibrazioni e rumori richiede personale specializzato per

Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
	<ul style="list-style-type: none"> • facilità di installazione • limitati problemi in termini di emissioni osmogene 	la manutenzione
Ispessimento per flottazione (DAF)	<ul style="list-style-type: none"> • buone efficienze nel trattamento dei fanghi provenienti dai processi biologici 	<ul style="list-style-type: none"> • sensibile alle basse temperature (possibilità di congelamento delle valvole di immissione dei getti d'aria) • rilascio di emissioni osmogene per strippaggio
Ispessimento mediante tamburo rotativo	<ul style="list-style-type: none"> • bassa richiesta di manutenzione, spazio e bassi consumi energetici 	
Nastropressa	<ul style="list-style-type: none"> • elevate efficienze di disidratazione • semplicità di manutenzione 	<ul style="list-style-type: none"> • limitazioni di tipo idraulico • molto sensibile alle caratteristiche del fango • vita media limitata rispetto alle altre tecniche di disidratazione
Filtropressa	<ul style="list-style-type: none"> • elevata efficienza di disidratazione e basso contenuto di solidi nel filtrato 	<ul style="list-style-type: none"> • operazione batch • richiede particolari accorgimenti progettuali e personale specializzato • vita media limitata dei tessuti filtranti

F.7.2 Stabilizzazione e condizionamento

Le operazioni di stabilizzazione e condizionamento di un fango sono finalizzate ad eliminare, o quantomeno a ridurre, il contenuto di composti osmogeni e biodegradabili, con particolare riferimento a quelli facilmente putrescibili, nonché a limitare la presenza di microrganismi patogeni ed il contenuto di acqua. Le tecniche comunemente adottate, per conseguire i suddetti obiettivi, sono, come già precedentemente menzionato: la stabilizzazione ed il condizionamento chimico (ad esempio, mediante l'utilizzo di calce), la stabilizzazione ed il condizionamento termico, la digestione aerobica ed anaerobica.

Dati operativi

Le modalità operative delle diverse tecniche sono:

- stabilizzazione chimica: viene addizionata calce, o come pretrattamento o come post trattamento rispetto alle operazioni di disidratazione, al fine di portare il pH a valori superiori a 12 ed eliminare, in tal modo, gli organismi patogeni contenuti nei fanghi
- stabilizzazione termica: il fango, posto in un apposito reattore, viene portato a condizioni di temperatura e pressione rispettivamente superiori a 260 °C ed a 2,8 MPa, per un periodo approssimativamente pari a 30 minuti; la stabilizzazione termica viene anche utilizzata come tecnica di condizionamento dei fanghi
- digestione aerobica: il fango viene posto in un apposito reattore, simile a quello comunemente adottato nel processo biologico a fanghi attivi utilizzato per la depurazione delle acque reflue, in presenza di aria o ossigeno puro e di una adeguata agitazione. Il trattamento consente di pervenire a riduzioni del contenuto di fanghi intorno al 75-80%.

Parametri caratteristici della digestione aerobica a freddo e termofila sono:

parametro	A freddo	Termofila
T di esercizio (°C)	10-20	40-50

parametro	A freddo	Termofila
Tempo di residenza dei fanghi:		
- fanghi attivi (giorni)	10-15	5-8
- fanghi misti primari + attivi (giorni)	15-20	8-15
- fanghi attivi prodotti da impianti privi di sedimentazione primaria (giorni)	12-18	4-6
SV (kg/m ³ giorno)	1,5-3	3-6
Richiesta di ossigeno (kg/kgSV)	1,5-2,3	1,5

Fonte: "Guida alla progettazione dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane" - ANPA/Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ANPA 1/2001

- digestione anaerobica: viene condotta in un reattore completamente privo di ossigeno in condizioni di temperatura mesofile (30-38 °C) o termofile (49-57 °C) e porta alla produzione di una miscela gassosa contenente metano ed anidride carbonica, in percentuali rispettivamente, pari al 60-65% e 30-35%, e piccoli quantitativi di altri gas quali N₂, H₂, H₂S, ecc.. Il potere calorifico del gas è pari a circa 22 MJ/Nm³. I principali parametri relativi alla digestione anaerobica ad alto carico sono:

Parametro	Valore caratteristico
Tempo di permanenza (giorni)	20
Carico di SV (kgSV/m ³ giorno)	1-5
Caratteristiche biogas	60-65% CH ₄ , 30-35% CO ₂ , tracce di H ₂ e H ₂ S
Potere calorifico del biogas (kcal/Nm ³)	5.000-5.500
Produzione biogas (Nm ³ /kgSV rimossi)	0,75-1,1
Abbattimento SV (%SV)	40-45

Fonte: "Guida alla progettazione dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane" - ANPA/Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ANPA 1/2001

Ai fini della stabilizzazione del fango può essere, inoltre, prevista una combinazione del trattamento aerobico con quello anaerobico.

Le tecniche di condizionamento prevedono, invece:

- condizionamento chimico: utilizzo, ad esempio, di calce, cloruro di ferro (III), polimeri organici (coagulanti e flocculanti)
- condizionamento termico: il fango viene portato ad una pressione di 1-2,5 MPa e ad una temperatura di 60-80 °C (condizionamento termico a bassa temperatura) o di 180-230 °C (condizionamento termico ad alta temperatura).

Va, infine, rilevata la possibilità di avviare i fanghi derivanti dai processi di depurazione al compostaggio, purchè tali fanghi rispettino, ovviamente, determinati requisiti qualitativi (ad es., contenuto di metalli pesanti).

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dei processi di stabilizzazione e condizionamento dei fanghi sono:

Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
Stabilizzazione e condizionamento chimico	<ul style="list-style-type: none"> • tecnica di trattamento standardizzata che non richiede particolari accorgimenti tecnologici • metodo efficace per favorire le successive operazioni di filtrazione e per abbattere il contenuto di organismi patogeni e di composti osmogeni 	<ul style="list-style-type: none"> • incremento consistente del contenuto di solidi (ad esclusione del condizionamento mediante polimeri)

Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
Stabilizzazione e condizionamento termico	<ul style="list-style-type: none"> • richiesta di spazio limitata • consente di pervenire all'eliminazione dei batteri e alla disidratazione del fango senza utilizzare additivi chimici • applicabile a fanghi biologici difficilmente stabilizzabili o condizionabili per altre vie 	<ul style="list-style-type: none"> • costi di investimento superiori rispetto alle altre tecniche • elevati consumi di energia • rilascio di composti osmogeni
Digestione aerobica	<ul style="list-style-type: none"> • elevate riduzioni dei solidi volatili (paragonabile a quelle conseguibili con la digestione anaerobica) • produzione di un materiale privo di odori, simile all'humus, e stabile • operazione di trattamento relativamente semplice • minori costi di investimento rispetto al trattamento anaerobico 	<ul style="list-style-type: none"> • costi energetici elevati per l'agitazione ed il rifornimento di aria o ossigeno • il fango digerito presenta basse proprietà meccaniche di disidratazione • processo influenzato dalle condizioni ambientali (ad es., temperatura, materiale di costituzione del reattore, ecc.)
Digestione anaerobica	<ul style="list-style-type: none"> • possibilità di utilizzo del biogas prodotto dal processo • non necessita, in genere, di additivi chimici • elevati tempi di permanenza e buone mineralizzazioni del fango 	<ul style="list-style-type: none"> • elevate richieste di spazio

F.7.3 Ossidazione termica

Le tecniche comunemente utilizzate per l'ossidazione termica (incenerimento) dei fanghi sono:

- incenerimento su letto fluidizzato: il combustore a letto fluido è costituito da una camera di combustione all'interno della quale viene mantenuto un certo quantitativo di materiale inerte (il "letto"), di solito sabbia, tenuto in sospensione ("fluido") da una corrente ascendente di aria (che funge anche da comburente), immessa attraverso una griglia di distribuzione posta sul fondo. Il movimento del letto di sabbia garantisce un buon contatto comburente-combustibile, oltre a una notevole uniformità di temperatura e di miscelazione, che contribuiscono a garantire una combustione costante e completa. L'aria viene immessa ad una pressione di circa 20-35 kPa, mentre la temperatura del letto è mantenuta tra i 760 e gli 820 °C [Fonte: "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector"]
- incenerimento a tamburo rotante: è costituito da una camera cilindrica leggermente inclinata (in genere 1-3 %) che ruota lentamente attorno al proprio asse. La combustione del letto di rifiuti avviene direttamente a contatto con la parete del forno, nella maggior parte dei casi rivestita di materiale refrattario; l'alimentazione del materiale avviene tramite opportune testate, collocate in corrispondenza di una estremità del forno, mentre lo scarico delle scorie e dei residui avviene all'estremità opposta
- ossidazione ad umido (wet air oxidation): il trattamento consiste, come già riportato in dettaglio nel capitolo D, paragrafo D.2.2.7, nell'ossidazione in fase acquosa di sostanze disciolte o in sospensione; le temperature variano da 175° C a 325° C e le pressioni variano di conseguenza

da 20 bar a 200 bar in modo tale da avere sempre una fase liquida, limitare l'evaporazione dell'acqua ed avere una sufficiente pressione parziale di ossigeno

- ossidazione in reattore a pozzo profondo: il fango pompabile viene fatto passare, a pressione e temperatura controllate, in un tubo sospeso in un apposito pozzo. L'ossigeno o l'aria sono iniettati nella corrente di fango, ad una temperatura di circa 290 °C e ad una pressione compresa tra i 10 ed i 14 MPa. L'ossidazione in reattore a pozzo profondo può essere considerata come una applicazione particolare della wet air oxidation
- incenerimento in miscela con altri rifiuti: presenta il vantaggio di ridurre i costi consentendo il trattamento dei fanghi e degli altri rifiuti nel medesimo impianto; in tal modo può essere sfruttato il calore prodotto dalla combustione dei rifiuti per l'evaporazione dell'acqua contenuta nei fanghi.

Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dell'ossidazione termica dei fanghi sono:

Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
Incenerimento su letto fluidizzato	<ul style="list-style-type: none"> • efficiente rimozione della sostanza organica • basso contenuto di incombusti nelle scorie (0,2-0,3 %) • unità compatte (maggiori carichi termici specifici applicabili) • ridotti tempi di avviamento e possibilità di funzionare anche in discontinuo • ridotto numero di parti meccaniche in movimento • possibilità di operare con ridotti eccessi d'aria, con conseguente migliore rendimento di recupero e minori dimensioni dei sistemi di depurazione dei fumi • parziale rimozione di gas acidi in fase di combustione, tramite l'iniezione di reagenti alcalini 	<ul style="list-style-type: none"> • richiede personale qualificato • richiede spesso l'aggiunta di combustibile ausiliario • emissioni gassose ed osmogene
Incenerimento a tamburo rotante	<ul style="list-style-type: none"> • possibilità di trattare rifiuti in qualsiasi stato fisico (solidi, liquidi, pastosi), anche in combinazione tra loro • scarsa sensibilità al variare di composizione, umidità e pezzatura dell'alimentazione • semplicità di costruzione ed elevata affidabilità di funzionamento 	<ul style="list-style-type: none"> • presenza di parti in movimento, con problemi di tenuta ed usura • incompleta ossidazione dei fumi nella camera primaria, necessita di camera di post-combustione • eccessi d'aria elevati • consumo di refrattario piuttosto rapido • ridotte efficienze di recupero energetico
Wet air oxidation	<ul style="list-style-type: none"> • il processo può essere autosufficiente e può, talvolta, consentire il recupero di energia 	<ul style="list-style-type: none"> • richiede personale qualificato • possibili emissioni in atmosfera di composti organici volatili e di ammoniaca • fenomeni corrosivi e di stress meccanico impongono l'utilizzo di

Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
		particolari materiali di costruzione che risultano, generalmente, costosi
Reattore a pozzo profondo	<ul style="list-style-type: none"> • richiesta di spazio limitata • elevate efficienze di rimozione dei solidi sospesi e dei composti organici • processo totalmente esotermico • ridotte emissioni di odori e di gas 	<ul style="list-style-type: none"> • richiede personale qualificato
Incenerimento in miscela con altri rifiuti	<ul style="list-style-type: none"> • il calore necessario per l'evaporazione dell'acqua contenuta nei fanghi è fornito totalmente dalla combustione degli altri rifiuti e non è, pertanto, richiesta l'aggiunta di combustibili ausiliari 	<ul style="list-style-type: none"> • può generare elevate emissioni di diossine e furani e di metalli pesanti nel caso in cui le condizioni di combustione e le tecniche di abbattimento delle emissioni gassose non siano adatte alla specifica miscela.

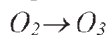
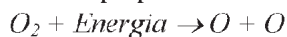
F.8 Ossidazione chimica con ozono

L'ozono è un potente agente ossidante che ha il pregio di non formare prodotti indesiderati. Il principale motivo di interesse nei confronti di tale reagente consiste nella rapida ed energica azione ossidante nei confronti di numerosi composti organici e inorganici (COD, tensioattivi, colore, fenoli, idrocarburi, ecc.), nonché microorganismi.

I numerosi vantaggi associati all'impiego dell'ozono sono:

- elevato potere ossidante e disinfettante;
- completa mineralizzazione di alcuni inquinanti;
- possibilità di recupero dell'ossigeno in altre fasi di trattamento;
- miglioramento delle caratteristiche di biodegradabilità del rifiuto liquido.

La sua preparazione avviene mediante scariche elettriche:

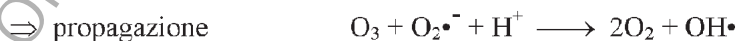
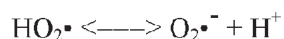


In pratica si tratta di far passare aria (e ossigeno) opportunamente essiccata attraverso le armature di un condensatore, ottenendo aria ozonizzata, che viene fatta gorgogliare nel rifiuto liquido da trattare.

L'ozono agisce chimicamente essenzialmente per due vie principali:

- un'azione diretta dell'ozono molecolare che ossida i composti (M) presenti nel rifiuto liquido;
- un'azione indiretta risultante dall'attacco da parte di radicali $OH\cdot$ e $HO_2\cdot$ fortemente reattivi, formati per decomposizione dell'ozono in acqua.

La decomposizione in acqua dell'ozono può essere rappresentata con le seguenti reazioni fondamentali :



Il processo a catena risulta limitato dalla velocità della prima reazione di iniziazione che è generalmente più bassa rispetto alle altre. Di conseguenza il pH diventa un parametro fondamentale ai fini della velocità di decomposizione: infatti quanto più il pH è elevato, tanto più l'equilibrio della prima reazione di iniziazione è spostato verso destra.

La decomposizione dell'ozono in acqua può essere influenzata anche dalla presenza di sostanze disciolte; tra queste giocano un ruolo fondamentale i bicarbonati (HCO_3^-) ed i carbonati (CO_3^{2-}), la cui presenza inibisce la decomposizione stessa sottraendo alla catena i radicali $\text{OH}\cdot$.

La reazione di ossidazione di un composto disciolto (M) in acqua da parte dell'ozono può avvenire o per via diretta, con l'ozono solubilizzato, o per via indiretta, mediante una serie di reazioni radicaliche a catena (reazioni indirette). Tra i radicali coinvolti, $\text{OH}\cdot$ è a sua volta in grado di ossidare la molecola M e/o reagire con altre sostanze disciolte in competizione con M.

La cinetica di ossidazione diretta, è descritta da una cinetica del primo ordine sia rispetto all'ozono che rispetto alla sostanza.

L'ossidazione indiretta consiste nell'attacco della sostanza M da parte di radicali formati per decomposizione dell'ozono in acqua (il più reattivo è senza dubbio $\text{OH}\cdot$).

Una delle differenze principali tra l'ossidazione diretta e quella indiretta è che l'ozono molecolare è un ossidante molto selettivo, al contrario di quanto avviene per il radicale $\text{OH}\cdot$.

Quando si desidera ossidare un composto organico particolarmente refrattario all'ossidazione diretta è conveniente aumentare la concentrazione di radicali $\text{OH}\cdot$ in soluzione per potenziare i meccanismi di ossidazione indiretta. Per ottenere ciò, oltre a ridurre il più possibile la concentrazione di inibitori, si deve incrementare la decomposizione dell'ozono in acqua rispetto a quanto avverrebbe spontaneamente. A tal fine si possono utilizzare le seguenti tecniche: dosaggio di perossido di idrogeno, fotolisi con radiazioni UV, innalzamento del pH.

L'esposizione ai raggi ultravioletti incrementa l'efficienza del processo e consente la rimozione di composti organici clorurati e pesticidi (come fenoli clorurati, pentaclorofenolo, dicloruro di etile, cloruro di metile, PCB, Kepone, Aldrin, Dieldrin, Endrin, DDT) molti dei quali non reagiscono col solo ozono.

In rifiuti liquidi contenenti molte varietà di composti organici, è possibile che determinate reazioni non abbiano luogo, per cui risulta vantaggioso l'utilizzo combinato di perossido di idrogeno, ozono e raggi UV così da avere a disposizione un più ampio spettro di reazioni possibili.

Dati operativi

Alcuni fattori da considerare nelle applicazioni con ozono sono:

- l'instabilità, che ne rende necessaria la produzione in situ
- la scarsa solubilità, che rende necessari adeguati sistemi di miscelazione
- la tossicità per l'uomo, che richiede adeguati sistemi di captazione e distruzione dell'ozono residuo.

Ne deriva che le fasi principali del trattamento di ossidazione con ozono sono:

- produzione di ozono
- contatto e miscelazione
- distruzione dell'ozono residuo.

La corrente di ossigeno, prodotta nel generatore di ozono, deve essere inviata al sistema di contatto/miscelazione con il rifiuto liquido da trattare, detto normalmente reattore di ossidazione. Qui avvengono le reazioni chimiche con tempi di contatto differenti a seconda delle sostanze da rimuovere. I reattori di ossidazione sono generalmente costituiti da colonne in acciaio o vasche chiuse in calcestruzzo.

Il gas ozono viene iniettato nella parte inferiore del bacino di contatto, in controcorrente all'acqua proveniente dall'alto. La miscelazione dell'ozono con l'acqua rappresenta l'operazione di maggiore importanza al fine di garantire adeguate rese di depurazione. Normalmente la miscelazione è

condotta mediante diffusori porosi a microbolle posti alla base delle colonne/vasche di contatto. Inoltre, per avere una buona miscelazione, la colonna d'acqua deve avere altezza di almeno 4 m. La corrente esausta può contenere ancora alcune tracce di ozono che vengono conferite ad un apposito apparecchio, comunemente detto distruttore di ozono residuo. Il distruttore può essere termico o termico/catalitico; nel primo caso la distruzione avviene esclusivamente per effetto termico ad una temperatura di circa 300 °C, nel secondo caso si utilizzano catalizzatori che abbattano l'ozono già a basse temperature. Complessivamente, un impianto di ozonizzazione da ossigeno risulta costituito da: generatore di ozono, sistema di contatto ozono/rifiuto liquido, distruttore di ozono.

Campo di applicazione

Le principali finalità dell'utilizzo di ozono nei trattamenti dei rifiuti liquidi sono:

- rimozione di molecole organiche: l'ozono risulta particolarmente efficace nei confronti di molecole organiche complesse con doppi legami (coloranti, tensioattivi e sostanze organiche biorefrattarie) per la capacità di tale ossidante di spezzare i doppi legami. Inoltre, quando il trattamento è seguito da una fase biologica, si ha la formazione di molecole più semplici e più facilmente degradabili. In fase acquosa ed in particolare in presenza di acqua ossigenata si formano radicali ossidrilici OH• particolarmente reattivi nei confronti di composti con legame C-H forte;
- rimozione di colore: il colore è dovuto ad organocomposti con doppi legami coniugati chiamati gruppi cromofori. L'ozono è particolarmente reattivo verso molecole con gruppi insaturi; esso, infatti, distrugge il doppio legame C=C e il colore, dopo la rottura del gruppo cromoforo, normalmente scompare. Il problema del colore nelle acque di scarico riguarda soprattutto i reflui dell'industria tessile, ecc.. La rimozione del colore, che non può avvenire per via biologica data la scarsa biodegradabilità dei coloranti utilizzati, può avvenire o con trattamenti di coagulazione/flocculazione oppure con ossidazione con ozono. Il primo trattamento, poco costoso, ha comunque il limite di offrire rese medio-basse e di produrre dei fanghi mentre con l'ozono si ha una degradazione completa. Di solito nell'industria tessile (e affini) la rimozione del colore con ozono viene effettuata sull'effluente in uscita dall'impianto di depurazione, con rimozione che arriva al 90-100%;
- rimozione dei tensioattivi: i tensioattivi sono molecole organiche complesse con funzione detergente, poco biodegradabili (soprattutto quelli non ionici). La rimozione di tali composti dopo il trattamento biologico e l'ossidazione finale con ozono può essere pressoché completa, con rese prossime al 98-99%. La concentrazione di tensioattivo generalmente derivante da un'industria tessile è di 30-80 mg/l;
- trattamento di specifiche tipologie di rifiuti liquidi: alcune specifiche categorie di rifiuti liquidi (industria fotografica, farmaceutica, percolati di discarica) risultano difficilmente trattabili con il normale processo biologico, che invece potrebbe risultare più idoneo dopo l'ossidazione con ozono, grazie all'aumento di biodegradabilità della sostanza organica.

Per produrre 1 kg di ozono servono mediamente 10 kWh e 10 kg di ossigeno puro.

Le concentrazioni delle sostanze inquinanti, nei rifiuti liquidi da trattare, non possono superare di molto i 500-800 mg/l espressi come COD, al fine di evitare costi specifici troppo elevati.

F.9 Trattamento dei percolati di discarica

Le caratteristiche di un percolato da discarica possono variare entro ampi range in funzione dei parametri chimici, fisici e ambientali; in particolare assumono un ruolo determinante: la natura del rifiuto, il grado di decomposizione dei materiali depositati, le caratteristiche del terreno di copertura, le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua percolante e le condizioni meteorologiche della zona.

In molti casi il percolato di discarica presenta caratteristiche che non ne consentono l'avvio diretto ad un trattamento di tipo biologico; in tali casi si rende, pertanto, necessario effettuare una o più operazioni di pretrattamento finalizzate ad incrementarne la biodegradabilità.

Dati operativi, campo di applicazione e principali vantaggi e svantaggi

I volumi di percolato e le sue caratteristiche qualitative sono fortemente influenzati dall'età della discarica e dalle variazioni meteorologiche della zona. L'impianto di trattamento dovrà essere, pertanto, strutturato in maniera flessibile affinché sia garantita la possibilità di trattare volumi variabili di rifiuto contraddistinti, nel contempo, da caratteristiche chimico-fisiche variegata.

Il trattamento del percolato in impianti di depurazione biologica di acque reflue presenta una serie di limitazioni. In primo luogo va evidenziata la scarsa capacità di adattamento del depuratore biologico alle variazioni qualitative del percolato nel corso del tempo.

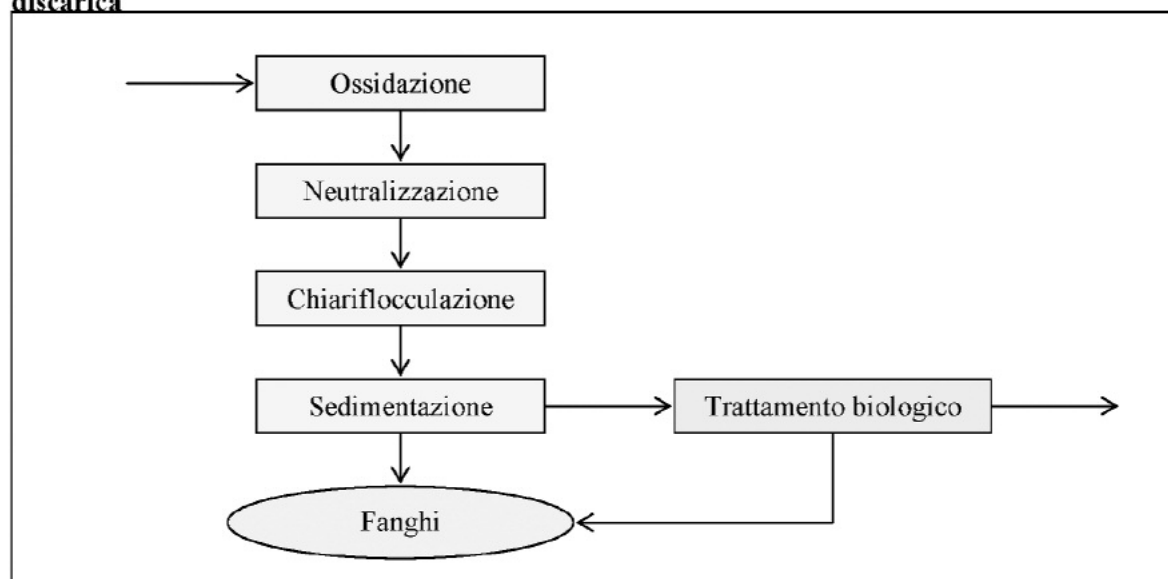
In generale, i principali fattori di criticità connessi alla depurazione biologica del percolato, possono essere così riassunti:

- bassi valori di BOD (nel caso di percolati vecchi);
- elevata concentrazione di azoto organico ed ammoniacale;
- contenuto quasi nullo di fosforo;
- elevate concentrazioni saline;
- presenza, talvolta marcata, di metalli pesanti e di idrocarburi alogenati, tale da inibire il corretto svolgimento dei processi metabolici della flora batterica;
- tendenza, in determinati periodi dell'anno, alla produzione di schiume.

L'adozione di tecniche di pre-trattamento chimico-fisico, come, ad esempio, l'ossidazione chimica, la neutralizzazione, la chiariflocculazione, possono, senza dubbio, incrementare la biodegradabilità del percolato. Ciò diventa particolarmente rilevante nel caso in cui l'impianto tratti percolati vecchi, ovvero provenienti da discariche in fase operativa avanzata o in fase post operativa. In linea di principio i processi di tipo biologico possono essere ritenuti direttamente applicabili solo nel trattamento di percolati giovani, non caratterizzati da contenuti significativi di sostanze tossiche o inibenti la flora batterica. Senza dubbio il trattamento biologico diretto non può essere applicato a percolati contraddistinti da elevate concentrazioni di cloruri.

Un esempio di schema impiantistico per il trattamento di un percolato di discarica non idoneo al trattamento biologico diretto è riportato in figura F.3.

Figura F.3 - Schema di trattamento integrato chimico-fisico e biologico del percolato di discarica



Va rilevato che il percolato si caratterizza spesso per un certa salinità che può essere rimossa o, comunque, ridotta mediante l'applicazione di ulteriori operazioni unitarie, oltre a quelle indicate nello schema; tra queste si cita, ad esempio, l'osmosi inversa (si veda anche capitolo D, paragrafo D.2.2.1).

Tale tecnica consente, in generale, di rimuovere numerosi composti solubili non biodegradabili, caratterizzandosi per una estrema flessibilità di utilizzo (sistemi modulari) e per un'elevata efficienza di separazione. Essa risulta, pertanto, applicabile a diverse tipologie di percolato. Un ulteriore vantaggio è legato alla possibilità di effettuare il trattamento in maniera totalmente automatizzata.

L'osmosi inversa può essere combinata con un successivo trattamento di evaporazione (si veda capitolo D, paragrafo D.2.2.11) volto ad incrementare il più possibile il rapporto di concentrazione (il volume del concentrato derivante dall'osmosi inversa è, infatti, generalmente troppo elevato).

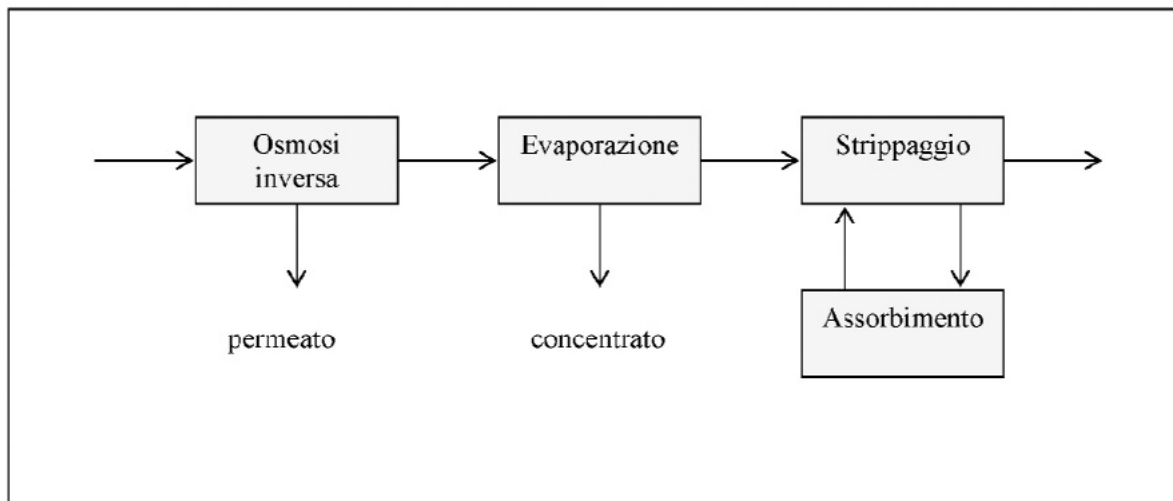
Un parametro che richiede un'attenta valutazione nella fase di evaporazione è rappresentato dal pH. Il percolato si caratterizza, infatti, per una certa presenza di acidi grassi volatili (VFA) ed ammoniaca che tendono a volatilizzare a differenti valori di acidità. In particolare, l'ammoniaca si concentra nel distillato a valori alcalini mentre gli acidi organici a valori bassi di pH.

La scelta di condurre l'evaporazione in ambiente acido o basico dipenderà dalle caratteristiche specifiche del percolato; percolati vecchi sono più ricchi in ammoniaca e presentano basse concentrazioni di acidi grassi volatili mentre percolati giovani tendono ad essere maggiormente ricchi in VFA.

A valle dell'evaporazione, sulla corrente del condensato, può essere inserita, qualora la concentrazione di ammoniaca risulti eccessivamente elevata, una fase di strippaggio/assorbimento (si veda capitolo D, paragrafo D.2.2.9).

L'insieme dei trattamenti di osmosi inversa, evaporazione, strippaggio e assorbimento, opportunamente combinati ed eventualmente integrati con ulteriori trattamenti, può rappresentare un valido schema di trattamento di tipo chimico-fisico del percolato di discarica (Figura F.4).

Figura F.4 - Schema di trattamento chimico-fisico del percolato di discarica



G) IDENTIFICAZIONE DI EVENTUALI TECNICHE ALTERNATIVE E DEFINIZIONE, OVE POSSIBILE, DEL RANGE DI PRESTAZIONE DI TALI TECNICHE

G.1 Reattori biologici sequenziali (SBR Sequencing Batch Reactors)

Descrizione del processo²

I reattori discontinui sequenziali (SBR: *Sequencing Batch Reactor*) hanno incontrato negli anni più recenti sempre maggior favore nell'applicazione al trattamento biologico delle acque di scarico. Essi operano con colture miste in fase sospesa o adesa su supporti di varia natura e possono essere progettati per realizzare la degradazione di composti bioresistenti, la nitrificazione, la denitrificazione, la rimozione del fosforo organico.

Rispetto agli impianti convenzionali a fanghi attivi, in cui la sequenza delle operazioni si sviluppa nello spazio, l'SBR è un sistema ad orientazione temporale ossia con fasi che si succedono nel tempo e pertanto opera in stato non stazionario, il che comporta una serie di vantaggi nel trattamento delle acque di scarico, che vengono illustrati nel seguito.

Nella sua forma base, un sistema SBR consiste di uno o più unità ciascuna delle quali dopo la fase iniziale di riempimento, opera come un reattore discontinuo.

Il tempo totale di processo è il parametro di base per il dimensionamento di un sistema SBR così come lo è il volume di un sistema tradizionale che opera in sequenza spaziale. La frazione di tempo che compete ad una specifica fase dell'SBR equivale al volume della corrispondente vasca di un sistema convenzionale. Pertanto, il tempo che spetta ad esempio alla aerazione o alla sedimentazione può essere ridistribuito facilmente modificando opportunamente la distribuzione dei tempi mentre in un sistema convenzionale a fanghi attivi con flusso continuo, i volumi dei vari recipienti sono fissati e non possono essere divisi o ridistribuiti così facilmente come in un SBR.

Un sistema di trattamento SBR può essere progettato usando un singolo reattore o più reattori in parallelo.

Il ciclo tipico di ogni unità in un SBR è suddiviso nelle sei fasi in sequenza temporale come mostrato in figura G.1: alimentazione, reazione, sedimentazione, scarico dell'effluente, spurgo dei fanghi, stasi.

Diverse condizioni possono essere indotte durante ciascuna fase in funzione dei requisiti del particolare obiettivo del trattamento.

Fase di alimentazione

Nella fase di carico il refluo industriale viene alimentato nel reattore. Tale fase può essere statica, agitata o aerata, in funzione delle finalità del trattamento.

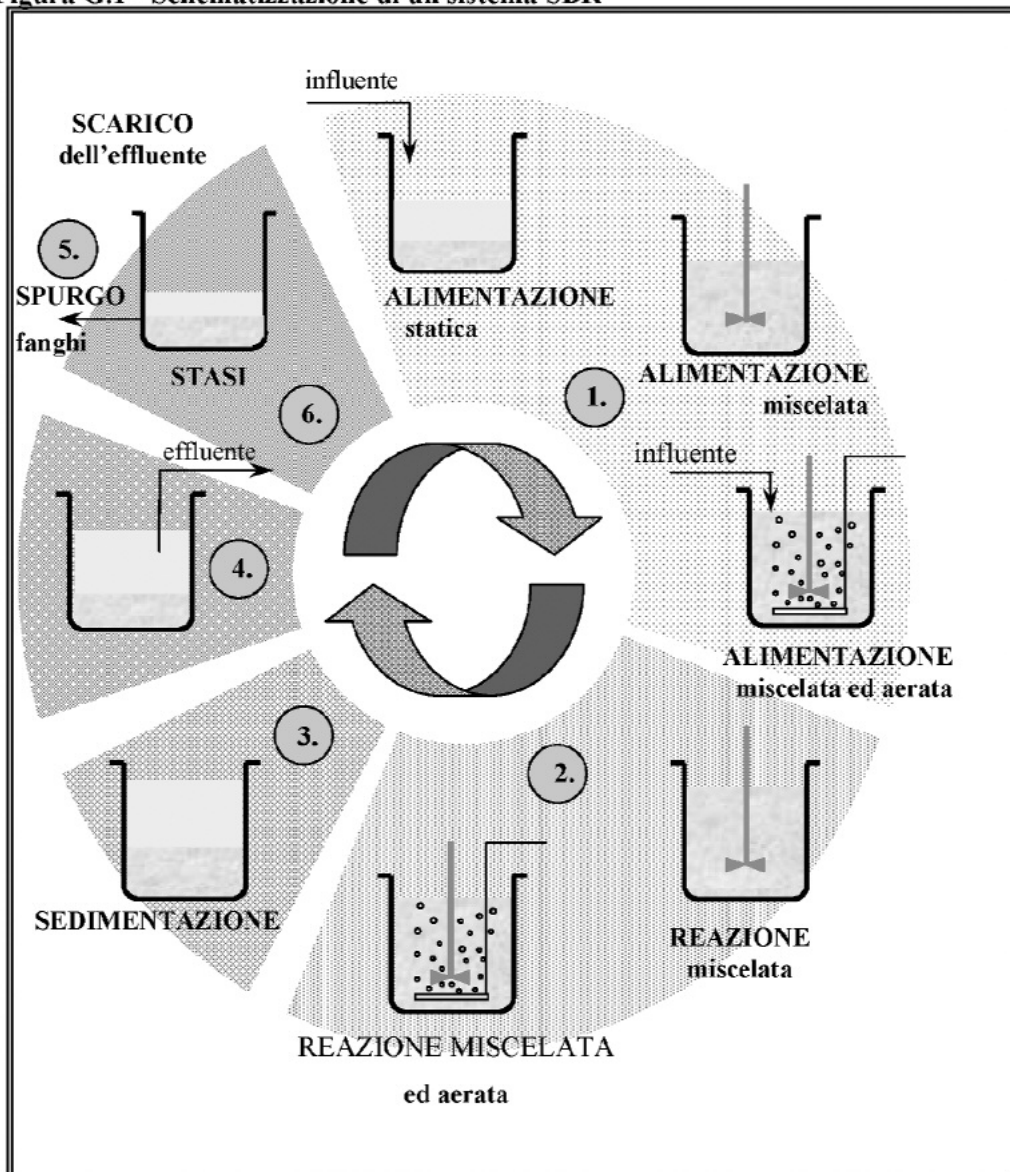
Durante l'alimentazione, l'influenza è addizionata alla biomassa sedimentata e al volume residuo di effluente del ciclo precedente. Il volume di liquido cresce dal livello iniziale, fino ad un massimo del 100% del volume utile.

Il volume iniziale è stabilito in base ad una serie di fattori quali il carico desiderato, il tempo di residenza e le caratteristiche di sedimentabilità dei fanghi.

Il tempo di alimentazione dipende dal volume di ogni unità, dal numero di unità in parallelo e dall'ampiezza delle variazioni giornaliere della portata dell'acqua di scarico.

² Relazione tecnica Ramadori-Tomei, 2002, IRSA-CNR

Figura G.1 - Schematizzazione di un sistema SBR



Fase di reazione

Le reazioni iniziate durante il periodo di alimentazione sono completate nella fase di reazione. Come nell'alimentazione, è possibile alternare condizioni di concentrazioni ridotte di O_2 disciolto (reazione miscelata senza aerazione) a concentrazioni elevate (reazione miscelata ed aerata).

Nelle applicazioni industriali, il tempo di reazione può variare da un minimo di zero ad un massimo del 50% del tempo totale del ciclo (Irvine e Ketchum, 1989).

Fase di sedimentazione

In un SBR la separazione dei solidi avviene in completa quiete in quanto non si hanno né correnti influenti né effluenti. Pertanto la fase di sedimentazione avviene a velocità ascensionale nulla e ciò garantisce un'elevata efficienza di separazione. Inoltre, siccome tutta la biomassa rimane nel reattore non occorre effettuare il riciclo dei fanghi, che è invece necessario in un sistema convenzionale.

Il tempo di sedimentazione varia normalmente tra 0.5 h e 1.5 h. Tempi di sedimentazione troppo lunghi possono causare l'affioramento in superficie dello strato di biomassa sedimentata (dovuto a processi di denitrificazione con produzione di azoto gassoso) la quale verrebbe in parte persa durante la successiva fase di scarico dell'effluente.

Fase di scarico dell'effluente

Alla fine della sedimentazione, il chiarificato viene scaricato dal sistema.

Il tempo di scarico può variare dal 5 al 30% del tempo totale del ciclo e generalmente non può essere aumentato oltre questo valore per i problemi di risalita dei fanghi di cui si è parlato a proposito del tempo di sedimentazione.

Fase di spurgo dei fanghi

Lo spurgo dei fanghi è un'operazione di primaria importanza in quanto consente di controllare l'età dei fanghi, parametro fondamentale nella progettazione e nella gestione del sistema SBR, che può essere realizzata a fine reazione, in condizioni di completa miscelazione oppure, sul fango sedimentato

Tale fase, richiede un tempo trascurabile rispetto ai tempi in gioco per le altre fasi.

Fase di stasi

Dopo la fase di scarico, il reattore è pronto per ricevere altra acqua da trattare. Il periodo tra lo scarico e l'alimentazione del ciclo successivo è denominato stasi o fase inattiva.

La fase di stasi si basa sulla necessità di equalizzare il flusso e sull'incertezza delle fluttuazioni di portata. Essa può essere completamente eliminata per quei sistemi in cui le fluttuazioni sono ben definite.

I vantaggi del sistema SBR

I vantaggi offerti dai reattori sequenziali sono:

- la natura batch di tali reattori, indipendentemente dalle dimensioni e dal tipo di refluo trattato, consente alla vasca di reazione stessa di fungere da bacino di equalizzazione evitando in tal maniera picchi di concentrazione e/o di portata che potrebbero inficiare la qualità dell'effluente.
- Per la stessa ragione, gli SBR non presentano problemi di vie preferenziali (short circuiting) e la fase di sedimentazione avviene a velocità ascensionale nulla garantendo un'ottima efficienza di separazione. A tale proposito, va sottolineato che la durata della fase di sedimentazione può essere variata in funzione delle caratteristiche di sedimentabilità del fango attivo e che, poiché la superficie di sedimentazione è pari alla superficie dell'intero reattore, normalmente il carico di solidi per unità di superficie è estremamente ridotto.
- Notevole flessibilità di funzionamento si riscontra anche nella fase di reazione che può essere modificata semplicemente variando i tempi di durata e le modalità di conduzione. Essa può essere infatti condotta in ambienti differenti (in termini di mescolamento e aerazione), consentendo la rimozione del carbonio organico, nutrienti ed inquinanti persistenti.
- Un altro vantaggio è rappresentato dall'assenza di pompe per il riciclo dei fanghi, essendo questi ultimi sempre presenti nel reattore a differenza di ciò che accade nei sistemi continui in cui il ricircolo coinvolge portate confrontabili con quelle di alimentazione.

A livello pratico, può essere realizzato un gran numero di strategie operative per manipolare la velocità di crescita differenziale, la selezione e la formazione di bioflocchi per cui, in conclusione, si può affermare che il principale vantaggio dei reattori SBR risulta essere proprio la flessibilità operativa, che consente un rapido adattamento alle più varie esigenze di conduzione.

Benefici ambientali

Un sistema SBR viene usualmente impiegato per realizzare la degradazione del carbonio organico (anche di composti bioresistenti), la nitrificazione, la denitrificazione, la rimozione del fosforo organico.

La sua capacità di rimozione di sostanze organiche bioresistenti lo rende particolarmente indicato nel trattamento dei reflui di natura industriale, rispetto ai tradizionali processi stazionari a fanghi attivi.

Dati operativi

Il *sequencing batch reactor* (SBR) appartiene alla categoria dei sistemi non stazionari controllati a funzionamento periodico e, grazie alla possibilità di imporre una vasta gamma di condizioni e strategie operative, rappresenta, nell'ambito dei processi biologici, uno strumento assai versatile per l'arricchimento della biocenosi di ampie varietà di microrganismi e per l'induzione di percorsi metabolici necessari per la rimozione biologica di nutrienti ed inquinanti persistenti dalle acque di scarico.

La tecnologia SBR si basa su un funzionamento ciclico a partire dalla fase di carico e concludendo con lo scarico dell'effluente e dei fanghi. In questo modo, i microrganismi sono sottoposti a variazioni controllate e regolari delle condizioni di processo capaci di mitigare l'impatto delle irregolari e impreviste variazioni dell'influente.

L'ampiezza e la frequenza della periodicità del sistema possono essere regolate in base agli specifici risultati che si vogliono ottenere a lungo termine (ad es. la sedimentabilità dei fanghi, le frazioni delle popolazioni nitrificanti e denitrificanti, ecc.) controllando i parametri fondamentali che caratterizzano il funzionamento del processo a fanghi attivi di tecnologia SBR:

- *tempo di residenza idraulico*

Un tempo di ritenzione idraulico di 12 ore viene normalmente impiegato laddove l'obiettivo del trattamento è far fronte alle sostanze organiche e limitare i solidi sospesi, mentre tempi di 18-24 o più ore si utilizzano in genere per la rimozione di sostanze particolarmente bioresistenti o per portate altamente variabili.

Infatti una breve fase di alimentazione e un elevato rapporto di scambio volumetrico sono indicati per la rimozione del carbonio facilmente degradabile in quanto l'elevata concentrazione di substrato che si ha a fine alimentazione permette un'elevata velocità di crescita che facilita la selezione dei microrganismi con ottime qualità di sedimentazione (microrganismi fioccoformatori).

Per contro un tempo di alimentazione lungo può essere impiegato per quegli scarichi industriali che contengono concentrazioni elevate di substrato inibente. In questo modo si limita il raggiungimento dei livelli tossici di concentrazione di substrato.

- *concentrazione della biomassa*

Tale parametro può essere espresso con riferimento sia ai solidi sospesi totali (MLSS o SS) che ai solidi sospesi volatili (VSS). Generalmente assume valori superiori ai 1000 mg/l di SS.

- *carico organico riferito alla biomassa o carico dei fanghi*

L'intervallo di variabilità del carico dei fanghi è 0.2-1.5 gBOD/(gSS·d)

- *età dei fanghi*

L'età dei fanghi (SRT) o tempo di residenza idraulico della biomassa è il parametro chiave per definire il sistema biologico richiesto per conseguire il particolare obiettivo del trattamento e in funzione di quest'ultimo assume valori che variano da 5-6 giorni a 30 o più.

- *efficienza di rimozione del substrato*

$$\eta(\%) = \left(1 - \frac{S_e \cdot V_r}{S_i \cdot V_f}\right) \cdot 100$$

dove S_i e S_e sono rispettivamente le concentrazioni di substrato nell'influente e nell'effluente. Sia per un SBR che per un impianto continuo, tale parametro è superiore al 80%.

- *rapporto di scambio volumetrico e durata del ciclo*
Tali parametro consente di determinare la quantità di scarico da trattare in quanto rappresenta di fatto il tempo di ritenzione idraulico del sistema:
- *durata delle diverse fasi*
La durata e la sequenza delle fasi sono stabilite in base all'obiettivo del trattamento e per garantire lo sviluppo, il controllo e il mantenimento della biomassa nel sistema.
- *numero e volume degli SBR*
Per il trattamento di reflui di natura industriale vengono usualmente impiegati più impianti SBR in parallelo e il loro numero è determinato essenzialmente dall'entità delle portate influenti. L'utilizzo di una singola unità SBR è più frequente presso piattaforme polifunzionali e richiede l'esistenza di uno stoccaggio dell'influente a monte per poter regolare la portata dei reflui alimentati all'impianto secondo le fasi stabilite.

Campo di applicazione

Gli impianti SBR trovano impiego nel trattamento di una vasta gamma di acque industriali: praticamente tutti i reflui a matrice organica e in assenza di sostanze tossiche, in analogia a quanto già descritto per gli impianti continui a fanghi attivi.

Rispetto a quest'ultimi la tecnica SBR consente una maggiore rendimento nella rimozione di sostanze particolarmente recalcitranti e di largo impiego, quali ad esempio i tensioattivi non ionici.

Possibili effetti indesiderati

La tecnica SBR consente, come sopra visto, rendimenti di rimozione elevati rispetto ad altri sistemi soprattutto nei confronti di sostanze organiche bioresistenti.

Il processo depurativo impiegato richiede per contro professionalità e controlli di livello più accurato dei sistemi tradizionali, senza i quali l'efficienza di rimozione dell'impianto può raggiungere livelli insoddisfacenti, con conseguenti problemi di rispetto dei valori di norma richiesti allo scarico.

Trattamenti complementari

Generalmente il trattamento biologico delle acque industriali secondo la tecnica SBR è preceduto da un pretrattamento chimico-fisico di chiariflocculazione e precipitazione che ha lo scopo di rimuovere dai reflui le sostanze, i metalli pesanti in particolare, che possono esercitare un'attività biotossica o biostatica sulla biomassa dell'impianto, impedendone l'attività o rallentandone alcuni processi quali ad esempio la nitrificazione.

G.2 Bioreattori (MBR)

La tecnologia del bioreattore, in seguito denominata "MBR", è di recente sviluppo e rappresenta una delle tecnologie più interessanti attualmente applicabili. Il vantaggio di questa tecnologia è di rendere possibile un retrofit di un impianto esistente e di occupare molto meno spazio rispetto ai sistemi tradizionali nonché di poter essere utilizzata sia per il trattamento di acque reflue urbane che per il trattamento di quelle industriali. Il processo MBR usa membrane denominate "Low Pressure Microfiltration" in grado di rimuovere il materiale biodegradabile dalle acque reflue.

Il sistema a fanghi attivi è principalmente costituito da un reattore biologico che viene ossigenato mediante un sistema a turbina o a microbolle: la massa di fango + acqua viene poi separata dall'acqua depurata tramite sedimentazione.

Un bioreattore a membrane "MBR" è un sistema biologico ad elevata concentrazione cellulare in cui la separazione viene effettuata mediante il passaggio della massa fango+acqua attraverso una membrana filtrante, per cui non è più la velocità di sedimentazione come in un sedimentatore tradizionale, che assicura l'efficienza del processo di depurazione: con l'impiego di membrane

ultrafiltranti si possono sfruttare i vantaggi del trattamento biologico senza preoccuparsi dell'efficienza del decantatore e quindi superando quello che era spesso uno dei fattori limitanti del processo nei tradizionali sistemi di depurazione.

Dall'impianto di ultrafiltrazione si ottiene così un refluo con un contenuto di SS inferiore a 2-5 mg/l.

Da un confronto tra il nuovo processo e la tradizionale tecnologia, è risultato che, a fronte di un aumento di energia elettrica consumata pari al 45% circa, si può ottenere una diminuzione del 28% circa dei costi di manutenzione e personale, nonché del 20% circa di quelli relativi allo smaltimento dei fanghi.

Dati operativi

Le membrane possono essere a fibra cava o piana. Lo sporco viene controllato mediante sistema di insufflazione di aria che garantisce, attraverso una maggiore turbolenza in prossimità delle fibre cave, di minimizzare il deposito di biomassa sulle fibre stesse.

Il permeato fluisce esternamente dall'interno delle membrane, aiutato anche da una pompa centrifuga di estrazione che crea una leggera depressione internamente (circa 10-15 kPa).

Il processo non richiede stadi di sedimentazione primaria né secondaria e nessun trattamento terziario o sterilizzazione mediante UV. Il permeato ha normalmente le seguenti caratteristiche in uscita all'impianto :

- BOD₅: 5 ppm max
- SS: 5 ppm max
- Ammoniacca: 5 ppm max.
- Sterilizzazione: non richiesta

Vantaggi

- Bassa sensibilità alle variazioni delle caratteristiche dell'influente
- controllo dell'età del fango.
- riduzione della produzione di fango.
- miglioramento della qualità dell'effluente.
- limitata richiesta di spazio.
- possibilità di riciclare l'effluente.
- modularità dei sistemi

G.3 Sistemi di arricchimento ossigeno

Nei sistemi di trattamento acque, la parte vitale dell'impianto è quella che riguarda la ossidazione del liquame: è lì che, in un ambiente ricco di ossigeno, si instaurano complessi fenomeni fisici, chimici e soprattutto biologici.

La stima del quantitativo di ossigeno che occorre fornire per l'efficiente sviluppo delle reazioni biologiche, è particolarmente importante, essendo il dato fondamentale per il dimensionamento delle apparecchiature di aerazione.

Come è noto la durata dell'aerazione in giorni, è correlata dalla domanda biochimica di ossigeno (DBO) che è a sua volta funzione del BOD₅. Per garantire il rifornimento di O₂, si devono, spesso, installare compressori di elevate dimensioni o, in alternativa, devono essere predisposti sistemi di stoccaggio di ossigeno puro con conseguenti problemi gestionali e di trasporto.

Al fine di ridurre i volumi dei compressori esistono sistemi a membrana che permettono di migliorare il rapporto ossigeno/aria trattata, sino a valori di elevata purezza.

La permeazione a membrana è un processo di separazione che involve il trasporto selettivo delle molecole di gas attraverso una superficie polimerica permeabile. Come la maggior parte dei

processi di separazione chimici che sono governati dai rapporti di equilibrio di fase, la separazione a membrana è basata principalmente sui rapporti relativi di trasferimento di massa.

Dati operativi

La tecnologia si basa sull'utilizzo di membrane permeabili che consentono di separare selettivamente i gas più "veloci" (l'ossigeno) da quelli più "lenti" (l'azoto). L'arricchimento dell'aria non viene effettuato mediante l'aggiunta di ossigeno puro, ma attraverso l'eliminazione dell'azoto in essa presente; la tecnica consente di pervenire a valori di purezza di ossigeno estremamente elevati, ma in questo caso gli impianti di produzione ossigeno arricchito, possono diventare non più economicamente validi nella filosofia di un impianto di trattamento di acque reflue e di rifiuti liquidi.

Il "filtro" è composto da numerose fibre a membrana, internamente cave e permeabili ai gas, racchiuso in un contenitore cilindrico. La maggiore trasferibilità dell'ossigeno rispetto all'azoto consente di separare i due gas. Il sistema è, inoltre, dotato di un filtro per l'eliminazione dei residui di idrocarburi e di eventuali contaminanti presenti nell'aria da "trasformare" ed, eventualmente, di una resistenza elettrica per il riscaldamento dell'aria ad una temperatura di 40°C, al fine di garantire un migliore rendimento delle fibre.

Il funzionamento del sistema presuppone la sua alimentazione con aria già filtrata proveniente dai compressori; l'aria entra nel sistema passando, dapprima, nel filtro di purificazione, successivamente, all'interno di un primo cilindro dove è sottoposta a riscaldamento mediante apposita resistenza elettrica ed, infine, in un secondo cilindro, in cui avviene l'arricchimento.

L'aria scorre all'interno delle fibre cave che compongono la membrana e, durante il tragitto (in genere dall'alto verso il basso) una parte di essa permea verso l'esterno. Poiché l'ossigeno presente nell'aria risulta maggiormente "trasferibile" rispetto all'azoto, all'esterno della membrana si raccoglie un'aria più ricca di O₂ e più povera di N₂.

All'estremità finale delle fibre l'aria più ricca di azoto viene espulsa all'esterno attraverso un foro d'uscita dove è installata una valvola di regolazione della velocità di flusso. L'aumento della velocità di flusso dell'aria si traduce in una maggiore percentuale di ossigeno nella miscela che fuoriesce dalla membrana, al contrario, una diminuzione della velocità determina una minore percentuale di ossigeno. Il livello di purezza può essere incrementato effettuando più passaggi del flusso gassoso sulle membrane.

Vantaggi

- possibilità di utilizzare i compressori già in dotazione
- buona durata di vita della membrana.
- si evitano i rischi tipicamente connessi ai sistemi di stoccaggio dell'ossigeno puro

G.4 Trattamento anaerobico del percolato di discariche di rifiuti urbani con reattori a biomassa adesa

I due processi anaerobici a biomassa adesa maggiormente utilizzati per il trattamento dei reflui e dei rifiuti liquidi sono i filtri anaerobici (a letto fisso) ed i processi a letto espanso. Questi sempre, tali trattamenti consentono di evitare una fase di sedimentazione a valle in virtù del ridotto apporto di solidi sospesi nell'influenza e della bassa produzione di fango. Solitamente, richiedono, invece, il ricircolo di una certa aliquota dell'effluente, affinché siano raggiunti i valori di portata richiesti per ottenere una certa diluizione dell'influenza. La tecnica a biomassa adesa può essere efficacemente utilizzata per il trattamento dei percolati di discarica.

Dati operativi

Si elencano alcuni dei principali parametri che regolano e condizionano il funzionamento dei digestori anaerobici a biomassa adesa:

- i batteri metanigeni sono molto sensibili all'acidità, per cui si rende necessario un controllo analitico accurato del percolato stoccato, o in alternativa all'uscita del sistema di pretrattamento chimico-fisico, per una eventuale correzione di pH prima della sua alimentazione al digestore.
- il percolato viene alimentato dalla sommità del digestore e sparso sulla massa di riempimento. Per una maggiore resa depurativa, dopo avere attraversato la massa di riempimento, il percolato viene prelevato dal fondo e, mediante pompe di ricircolo, ricircolato dopo termoregolazione in testa al reattore con l'alimentazione.
- il biogas in uscita dalla sommità dei reattori viene accumulato in un gasometro, da cui viene poi prelevato sia per l'alimentazione della caldaia del sistema di termoregolazione, sia per il funzionamento del sistema di detassaggio del materiale di riempimento del digestore. Questa operazione viene eseguita periodicamente insufflando biogas sotto i materiali di riempimento per smuoverli ed evitare che tendano ad intasarsi.
- il digestore anaerobico a biomassa adesa rientra tra gli impianti anaerobici ad alto carico (30-35 kg di COD/m³ di volume utile) e viene mantenuto a temperature comprese tra 32 e 38 °C (zona mesofila). In tali condizioni e con tempi di permanenza di circa 48 ore si raggiungono rese di abbattimento del BOD₅ superiori al 90%.
- la produzione di biogas varia tra 0,6 e 0,8 mc/kg di BOD₅ alimentato. Il tenore di metano nel biogas varia tra il 70 e il 75%. Buona parte del biogas viene impiegata per mantenere il sistema in temperatura.
- in molti casi nel percolato da discarica RU si riscontra la presenza di sostanze a bassa tensione di vapore e di gas in grado di formare con l'aria miscele esplosive; per tale ragione si rende necessario adottare delle coperture con gas inerte nelle vasche di stoccaggio del refluo in testa all'impianto

Campo di applicazione

La digestione anaerobica a biomassa adesa è un processo che trova diverse applicazioni per il trattamento di reflui del settore agroalimentare e per la depurazione di percolati di risulta delle discariche di rifiuti urbani.

Considerate le modalità di gestione delle discariche e i sistemi di raccolta dei percolati, le caratteristiche di quest'ultimi consentono talvolta di evitare pretrattamenti chimico-fisici a fronte del basso contenuto di solidi sospesi.

Vantaggi dei processi a biomassa adesa

Rispetto ai processi anaerobici tradizionali a biomassa sospesa, i sistemi a biomassa adesa presentano alcuni vantaggi:

- richiesta più limitata di spazio, a fronte di elevate velocità di reazione
- superiore produzione specifica di metano con possibilità di recupero energetico
- generazione di fanghi di risulta molto contenuta
- la tecnica di digestione anaerobica a biomassa adesa presenta per contro alcune limitazioni:
- la necessità di alimentare un refluo privo di materiali in sospensione, e quindi la necessità in alcuni casi di un pretrattamento chimico-fisico
- la trasformazione dell'azoto contenuto nei reflui in azoto ammoniacale con conseguente necessità di un successivo trattamento dei reflui per la sua rimozione.

Ulteriori vantaggi offerti dal sistema a biomassa adesa sono:

- alti rendimenti depurativi in termini di abbattimento di COD e BOD₅
- ridotti volumi di reazione a fronte dei minori tempi di ritenzione idraulica (1-2 giorni)

Effetti indesiderati

I reflui del processo sono maleodoranti per l'abbondante presenza di composti a basso stato di ossidazione come ammoniaca, idrogeno solforato, ecc..

La produzione di biogas con una elevata percentuale di metano, se dal punto di vista energetico può essere un notevole vantaggio, comporta l'adozione di appropriate misure di sicurezza al fine di prevenire la formazione di miscele esplosive.

Trattamenti complementari

Il trattamento per digestione anaerobica dei percolati di discarica RU deve essere completato integrando l'impianto con trattamenti complementari di vario tipo:

- un pretrattamento chimico-fisico con calce e polielettrolita a pH 11, che di solito conduce alla formazione di fiocchi dotati di elevata velocità di sedimentazione e consente di ottenere un refluo limpido e privo di materiali in sospensione; raramente è richiesto anche l'impiego di sali di ferro per raggiungere i risultati voluti. Il COD del percolato rimosso durante il trattamento può raggiungere il 25-30%, ma normalmente non supera il 10%
- un post-trattamento del refluo risultante dalla digestione anaerobica si rende necessario a seguito dell'elevata presenza di NH₃ originata dalla riduzione dell'azoto nella fase di digestione. Ciò può essere realizzato o per stripping dell'ammoniaca, come descritto in altro capitolo della relazione, o per alimentazione a un sistema di depurazione aerobico dotato di sezioni nitro-denitro.

G.5 Rimozione biologica del fosforo

Un tipico impianto per la rimozione biologica del fosforo è costituito da un comparto anaerobico (provvisto di dispositivi di miscelazione per evitare la sedimentazione dei solidi), un comparto anossico/aerobico o aerobico (a seconda che venga effettuata o meno la rimozione simultanea dell'azoto) e da un comparto di sedimentazione disposti in serie, con ricircolo del fango attivo in testa al comparto anaerobico.

Dal punto di vista impiantistico, la rimozione biologica del fosforo è quasi sempre combinata con i processi di nitrificazione/denitrificazione. È preferibile una vasca anaerobica del tipo con flusso a pistone, in modo che la rimozione degli eventuali nitrati presenti nel fango di ricircolo avvenga nella zona iniziale (che funge quindi da comparto di denitrificazione), garantendo nel resto della vasca condizioni veramente anaerobiche. Per gli stessi motivi occorre impedire che, contestualmente al ricircolo dei fanghi o alla fase di miscelazione in vasca, si verifichi l'immissione di ossigeno nel comparto anaerobico.

Dati operativi

La rimozione biologica del fosforo è un trattamento tipicamente terziario che può essere, comunque, integrato con i trattamenti secondari. In particolari condizioni si possono registrare rimozioni del fosforo superiori all'80-90%.

Gli intervalli dei tempi di residenza del refluo nei vari comparti di un tipico processo di rimozione biologica dei nutrienti sono:

Stadio	Intervallo (ore)
Anaerobico	0,5-2
Pre-denitrificazione anossica	0,5-4
Post-denitrificazione anossica	2-4
Ossidazione, nitrificazione	2,5-12
Ossigenazione finale (successiva alla post-denitrificazione)	0,5-1

Fonte: "Guida alla progettazione dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane" - ANPA/Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ANPA 1/2001

Campo di applicazione

La rimozione biologica del fosforo è applicabile a tutte le tipologie di reflui biodegradabili ricchi di fosforo, sebbene la biomassa fosforo-accumulante si dimostri molto selettiva nella scelta del substrato organico rapidamente biodegradabile da stoccare in fase anaerobica.

G.6 Stagni biologici (o lagunaggi)³

I processi depurativi che avvengono in stagni biologici (detti anche lagunaggi) sono processi di tipo naturale a biomassa sospesa il cui fattore caratterizzante è la presenza di un ambiente naturale popolato da batteri e microalghe (queste ultime in proporzione crescente con la migliore qualità del refluo e con la diminuzione della profondità del bacino).

Questa tipologia di trattamento è utilizzabile:

- per la rimozione della sostanza organica
- per la rimozione dei nutrienti (azoto e/o fosforo)
- come trattamento di stabilizzazione biologica dei fanghi

Dati operativi

In base alle reazioni biologiche che li contraddistinguono, funzione soprattutto dell'altezza del corpo idrico, gli stagni biologici possono essere classificati in:

- *stagni anaerobici*: le reazioni biologiche si svolgono in ambiente completamente anaerobico; a tal fine sono richieste altezze idriche sufficientemente elevate (> 8 m). I processi anaerobici che si innescano sul fondo determinano produzione di biogas; questo, risalendo in superficie, favorisce la formazione di una crosta superficiale che impedisce sia la dissoluzione dell'ossigeno attraverso lo specchio liquido, sia il passaggio della luce ed il conseguente proliferare delle alghe fotosintetiche, produttrici di ossigeno; in questo modo si hanno condizioni anaerobiche nell'intero bacino. Il liquame viene scaricato dopo 40 - 50 giorni di permanenza in vasca, mentre la massa batterica viene asportata dal fondo ogni 2 - 3 anni; si deve operare in genere a un Fattore di Carico Volumetrico (FCV) tra 0,015 e 0,025 kgBOD₅/m³ giorno. Il processo, volto in particolar modo al trattamento di reflui ad alta forza, consente di ottenere rendimenti, in termini di rimozione del BOD₅, dell'ordine del 60-70%
- *stagni facoltativi*: vengono realizzati con altezze idriche dell'ordine di 0,9-1,5 m, al fine di favorire reazioni di tipo anaerobico negli strati inferiori e reazioni di tipo aerobico, o meglio, facoltative. I batteri facoltativi operano di giorno in condizioni aerobiche sfruttando l'ossigeno prodotto dalle alghe che a loro volta si servono della CO₂ prodotta dagli stessi batteri, mentre in assenza di luce si innescano condizioni anaerobiche. Solitamente agli stagni facoltativi si deve far pervenire un liquame preventivamente grigliato ed in alcuni casi l'effluente di una sedimentazione primaria. I tempi di ritenzione sono dell'ordine di 20 - 30 giorni, e i Fattori di Carico Superficiale (FCS) tra 30 e 70 kgBOD₅/ha giorno. Si raggiungono rendimenti, in termini di rimozione del BOD₅, intorno al 90%.
- *stagni aerobici*: sono realizzati con altezze idriche di 0,2 - 0,6 m, in modo da garantire ovunque il passaggio di luce ed il conseguente sviluppo delle alghe fotosintetiche; l'apporto di ossigeno da esse fornito garantisce un funzionamento completamente aerobico. Si deve provvedere ad un periodico rimescolamento (circa 3 ore al giorno) del contenuto del bacino per ottenere la stabilizzazione del fango sedimentato; a tal fine devono essere utilizzati pompe o sistemi di aerazione superficiale. La temperatura ottimale si aggira intorno ai 20°C e si deve, in genere, operare a valori di FCS intorno a 20 - 30 kgBOD₅/ha giorno (valori

³ Fonte: "Guida alla progettazione dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane" - ANPA/Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ANPA 1/2001

superiori innescherebbero condizioni anaerobiche sul fondo dello stagno). In termini di rimozione del BOD₅, si raggiungono rendimenti di circa il 95%.

- *stagni aerati*: i bacini vengono realizzati con elevate altezze idriche, 2-4 m, soddisfacendo la richiesta di ossigeno delle popolazioni microbiche con sistemi artificiali quali turbine galleggianti o sistemi di aerazione diffusa. Per il dimensionamento si deve fare riferimento a tempi di residenza idraulici di circa 10 giorni e a FCS di circa 500 kgBOD₅/ha giorno. Come nel caso degli stagni aerobici, si raggiungono rendimenti di circa il 95% in termini di rimozione del BOD₅, ma con il chiaro vantaggio di una minore dimensione del bacino.

Campo di applicazione

Il trattamento in stagni biologici è applicabile a reflui caratterizzati da carichi organici elevati (come, ad esempio, quelli provenienti dall'industria agro-alimentare).

Vantaggi e svantaggi

Le prestazioni non si discostano molto da quelle tipiche dei processi a fanghi attivi ma vengono richieste elevate superfici per il soddisfacimento dei processi biologici di tipo "naturale". Si pongono alcuni problemi relativamente ai climi rigidi ed alla notevole produzione di biomassa algale di natura colloidale, estremamente difficile da separare per sedimentazione.

Per quanto concerne le tecniche di stabilizzazione biologica dei fanghi mediante compostaggio, una analisi dettagliata è riportata nelle "Linee Guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili per gli impianti di trattamento meccanico biologico" a cui, pertanto, si rimanda.

H) 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

L'adozione delle BAT ha come scopo principale quello di fornire alle autorità preposte il riferimento su cui valutare compiutamente le richieste di autorizzazione integrata in campo ambientale in ambito IPPC. Al tempo stesso esse possono risultare di aiuto anche agli operatori in sede di predisposizione della richiesta di autorizzazione.

Le varie tematiche di interesse sono state sviluppate, per quanto possibile, analizzando le tecniche secondo la sequenza di trattamenti che caratterizzano un impianto di trattamento dei rifiuti liquidi.

Nel presente capitolo si espongono, pertanto, le migliori tecniche e tecnologie comuni a tutte le tipologie di impianto di trattamento chimico - fisico e biologico in Italia, per ogni fase di processo, rimandando, per una trattazione di dettaglio, a quanto già precedentemente riportato nel capitolo E.

Tabella H.1 – Individuazione delle BAT

Conferimento e stoccaggio dei rifiuti all'impianto (si veda anche E.5.1.1-E.5.1.3)
<p>1. Caratterizzazione preliminare del rifiuto. Acquisizione della seguente documentazione da parte del gestore:</p> <ul style="list-style-type: none"> • analisi chimica del rifiuto; • scheda descrittiva del rifiuto: <ul style="list-style-type: none"> - generalità del produttore, - processo produttivo di provenienza, - caratteristiche chimico-fisiche, - classificazione del rifiuto e codice CER, - modalità di conferimento e trasporto. <p>Se ritenuto necessario, saranno richiesti uno o più dei seguenti accertamenti ulteriori:</p> <ul style="list-style-type: none"> • visita diretta del gestore allo stabilimento di produzione del rifiuto; • prelievo di campioni del rifiuto; • acquisizione delle schede di sicurezza delle materie prime e dei prodotti finiti del processo produttivo di provenienza <p>2. Procedure di conferimento del rifiuto all'impianto. Presentazione della seguente documentazione:</p> <ul style="list-style-type: none"> • domanda di conferimento su modello standard predisposto dal gestore; • scheda descrittiva del rifiuto su modello standard predisposto dal gestore; • analisi completa del rifiuto, • schede di sicurezza delle sostanze pericolose potenzialmente contenute nel rifiuto. <p>Per più carichi dello stesso rifiuto e dello stesso produttore, resta valida la documentazione presentata la prima volta, documentazione da richiamare nel documento di trasporto di ogni singolo carico. Dovranno essere effettuate verifiche periodiche. La tipologia di trattamento dovrà essere individuata sulla base delle caratteristiche chimico-fisiche del rifiuto</p> <p>3. Modalità di accettazione del rifiuto all'impianto.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Programmazione delle modalità di conferimento dei carichi all'impianto. • Pesatura del rifiuto e controllo dell'eventuale radioattività • Annotazione del peso lordo da parte dell'ufficio accettazione. • Attribuzione del numero progressivo al carico e della piazzola di stoccaggio. <p>4. Accertamento analitico prima dello scarico.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Prelievo, con cadenza periodica, di un campione del carico (o della partita omogenea) da parte del tecnico responsabile. • Analisi del campione, con cadenza periodica, da parte del laboratorio chimico dell'impianto. • Operazioni di scarico con verifica del personale addetto (ovvero restituzione del carico al mittente qualora le caratteristiche dei rifiuti non risultino accettabili). • Registrazione e archiviazione dei risultati analitici. <p>5. Congedo automezzo.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bonifica automezzo con lavaggio ruote. • Sistemazione dell'automezzo sulla pesa.

<ul style="list-style-type: none"> • Annotazione della tara da parte dell'ufficio accettazione. • Congedo dell'automezzo. • Registrazione del carico sul registro di carico e scarico. <p>Occorre inoltre prevedere:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Stoccaggio dei rifiuti differenziato a seconda della categoria e delle caratteristiche chimico-fisiche e di pericolosità di rifiuto. I rifiuti in ingresso devono essere stoccati in aree distinte da quelle destinate ai rifiuti già sottoposti a trattamento • Le strutture di stoccaggio devono avere capacità adeguata sia per i rifiuti da trattare sia per i rifiuti trattati • Mantenimento di condizioni ottimali dell'area dell'impianto • Adeguati isolamento e protezione dei rifiuti stoccati • Minimizzazione della durata dello stoccaggio, in particolare per quanto riguarda i rifiuti liquidi contenenti composti organici biodegradabili • Mantenimento del settore di stoccaggio dei reagenti distinto dal settore di stoccaggio dei rifiuti • Installazione di adeguati sistemi di sicurezza ed antincendio • Minimizzazione delle emissioni durante le fasi di movimentazione e stoccaggio
<p>Pretrattamenti</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definizione delle modalità operative di pretrattamento e di miscelazione di rifiuti compatibili. • Test di laboratorio per definire i dosaggi di eventuali reagenti. • Garantire il miglioramento delle caratteristiche qualitative dei rifiuti da inviare al processo mediante trattamenti complementari quali, ad esempio, equalizzazione e neutralizzazione.
<p>Modalità operative del trattamento (si veda anche E.5.2 -E.5.3)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Predisposizione del "foglio di lavoro", firmato dal tecnico responsabile dell'impianto, su cui devono essere riportate almeno le seguenti informazioni: <ul style="list-style-type: none"> - numero del carico (o di più carichi); - tipologia di rifiuto liquido trattata (nel caso di miscelazione riportare la tipologia di ogni singolo rifiuto liquido componente la miscela, a tal fine può anche essere utilizzato un apposito codice identificativo della miscela che consenta di risalire, in modo univoco, alla composizione della stessa) - identificazione del serbatoio di stoccaggio/equalizzazione del rifiuto liquido o della miscela - descrizione dei pretrattamenti effettuati - numero dell'analisi interna di riferimento - tipologia di trattamento a cui sottoporre il rifiuto liquido o la miscela di rifiuti liquidi, dosaggi di eventuali reagenti da utilizzare e tempi di trattamento richiesto • Consegna del "foglio di lavoro" in copia agli operatori dell'impianto. • Avvio del processo di trattamento più adatto alla tipologia di rifiuto liquido a seguito dell'individuazione delle BAT. • Prelievo di campioni del rifiuto liquido o del refluo proveniente dal trattamento. • Consegna ed archiviazione del "foglio di lavoro", con eventuali osservazioni, in originale nella cartella del cliente. <p>Occorre, inoltre, garantire:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Risparmio delle risorse ambientali ed energetiche • La realizzazione delle strutture degli impianti e delle relative attrezzature di servizio con materiali idonei rispetto alle caratteristiche dei rifiuti da stoccare e da trattare • La presenza di strumentazioni automatiche di controllo dei processi per mantenere i principali parametri funzionali entro i limiti prefissati.
<p>Post-trattamenti</p> <ul style="list-style-type: none"> • Verifiche analitiche del rifiuto trattato e stoccaggio nel caso in cui esso non sia direttamente collettato • Adeguata gestione dei residui ed eventuali altri scarti di processo • Caratterizzazione ed adeguato smaltimento dei rifiuti non recuperabili
<p>Trattamento delle emissioni gassose (si veda anche E.5.1.4)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Adeguata individuazione del sistema di trattamento • Valutazione dei consumi energetici • Ottimizzazione della configurazione e delle sequenze di trattamento • Rimozione delle polveri
<p>Trattamento dei reflui prodotti nell'impianto (si veda anche E.5.1.5)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Massimizzazione del riciclo delle acque reflue • Raccolta separata delle acque meteoriche pulite • Minimizzazione della contaminazione delle risorse idriche
<p>Trattamento dei rifiuti prodotti nell'impianto (si veda anche E.5.1.6)</p>

<ul style="list-style-type: none"> • caratterizzazione dei rifiuti prodotti al fine di individuare le più idonee tecniche di trattamento e/o recupero • riutilizzo dei contenitori usati (serbatoi, fusti, cisternette, ecc.) • ottimizzazione, ove possibile, dei sistemi di riutilizzo e riciclaggio all'interno dell'impianto
Raccolta e conservazione dei dati sui rifiuti c/o reflui in uscita
a Dati raccolti: <ul style="list-style-type: none"> • verifica analitica periodica del rifiuto c/o del refluo; • nel caso dei rifiuti annotare la data di conferimento alle successive operazioni di recupero o smaltimento; • firma del tecnico responsabile del laboratorio; • firma del tecnico responsabile dell'impianto. b Raccolta dei certificati d'analisi: <ul style="list-style-type: none"> • firmati in originale dal tecnico responsabile del laboratorio; • ordinati in base al numero progressivo dell'analisi. c Tenuta delle cartelle di ogni cliente contenenti, in copia o in originale, tutta la documentazione
Programma di monitoraggio (si veda anche E.5.1.1)
Il programma di monitoraggio deve garantire, in ogni caso: <ul style="list-style-type: none"> • controlli periodici dei parametri quali-quantitativi del rifiuto liquido in ingresso • controlli periodici quali-quantitativi del rifiuto liquido/refluo in uscita • controlli periodici quali-quantitativi dei fanghi • controlli periodici delle emissioni • controlli periodici interni al processo • nel caso di immissione dei reflui in corpi idrici, controllo periodico immediatamente a monte e a valle dello scarico dell'impianto
Rumore
<ul style="list-style-type: none"> • Impiego di materiali fonoassorbenti • Impiego di sistemi di coibentazione • Impiego di silenziatori su valvole di sicurezza, aspirazioni e scarichi di correnti gassose
Strumenti di gestione ambientale
<ul style="list-style-type: none"> • Sistemi di gestione ambientale (EMS) • Certificazioni EN ISO 14001 • EMAS
Comunicazione e consapevolezza dell'opinione pubblica (si veda anche E.5.1.2)
<ul style="list-style-type: none"> • Comunicazioni periodiche a mezzo stampa locale e distribuzione di materiale informativo • Organizzazione di eventi di informazione/discussione con autorità e cittadini • Apertura degli impianti al pubblico • Disponibilità dei dati di monitoraggio in continuo all'ingresso impianto o via Internet

H.1 Configurazione base dell'impianto

Tutti gli impianti di trattamento dei rifiuti liquidi devono essere dotati di:

- una zona di conferimento e stoccaggio temporaneo dei rifiuti in ingresso;
- una area di pre-trattamento (equalizzazione, neutralizzazione, ecc.);
- un'area di processo;
- un'area destinata ad eventuali post-trattamenti;
- una zona di stoccaggio del rifiuto trattato e di carico sui mezzi in uscita, nel caso in cui esso non sia direttamente collettato.

Occorre inoltre prevedere:

- aree per la viabilità;
- strutture di servizio e per la sicurezza dell'impianto
- impianto di raccolta delle acque meteoriche, adeguatamente dimensionato e vasca di raccolta delle acque di prima pioggia;
- adeguato impianto di raccolta delle acque reflue
- deposito per le sostanze da usare per l'assorbimento dei liquidi in caso di sversamenti accidentali

- idonea recinzione e protezione ambientale con siepi, alberature o schermi mobili lungo tutto il perimetro dell'impianto al fine di minimizzare l'impatto visivo e la rumorosità verso l'esterno dello stesso.

H.1.1 Ricevimento, stoccaggio e movimentazione

Ad integrazione di quanto riportato al capitolo E, paragrafi E.5.1.1 ed E.5.1.3, nelle operazioni di ricevimento e stoccaggio dei rifiuti liquidi devono essere adottate le seguenti modalità operative.

Prima dell'accettazione del rifiuto presso l'impianto di trattamento, il gestore deve acquisire tutte le informazioni necessarie per l'individuazione e la caratterizzazione dello stesso anche attraverso visite dirette presso lo stabilimento di produzione del rifiuto con prelievi di campione e acquisizione delle schede di sicurezza delle materie prime e dei prodotti finiti del processo produttivo di provenienza. Il gestore deve, inoltre, condurre la caratterizzazione dei rifiuti conferiti per accertarne la compatibilità con il processo. Il rifiuto deve, infatti, risultare compatibile con:

- le caratteristiche dell'impianto e la tipologia di processo;
- gli altri rifiuti già in fase di conferimento (non si devono avere fenomeni di incompatibilità chimica e/o fisica tra rifiuti destinati ad essere tra loro miscelati).

Accanto alla caratterizzazione iniziale, con frequenza proporzionale al numero di carichi conferiti, vengono effettuate verifiche di conformità del rifiuto, mediante analisi dei parametri che in fase di caratterizzazione sono risultati più critici.

Una descrizione sintetica delle procedure da seguire nella fase di conferimento e stoccaggio è riportata in tabella H.1.

Il settore di accettazione deve essere distinto da quello di stoccaggio e devono essere previste aree di stoccaggio distinte in funzione della tipologia di rifiuto.

La superficie del settore di accettazione deve avere dimensioni tali da consentire un'agevole movimentazione dei mezzi e delle attrezzature in ingresso ed in uscita. Nel settore di accettazione e movimentazione non deve essere consentito il deposito dei rifiuti.

Le aree di accettazione e di movimentazione dei rifiuti devono essere impermeabili e dotate di sistemi di raccolta dei reflui che in maniera accidentale possano fuoriuscire o dagli automezzi o dai serbatoi.

Deve essere prevista una zona per il lavaggio e la pulitura degli automezzi nel caso di contatto o sversamento di rifiuti durante le operazioni di carico e scarico.

La fase di stoccaggio dei rifiuti liquidi deve permettere la programmazione razionale dei tempi e delle modalità di trattamento, senza condizionare i conferimenti alle esigenze del processo. Essa deve essere realizzata in modo da minimizzare l'impatto ambientale e da garantire la sicurezza e l'igiene nel lavoro; deve, inoltre, presentare caratteristiche volumetriche e di dislocazione tali da consentire lo stoccaggio differenziato delle diverse tipologie di rifiuti, le operazioni di omogeneizzazione fra rifiuti compatibili, i tempi di stoccaggio sufficienti per una completa caratterizzazione qualitativa del rifiuto, una razionale movimentazione o collettamento dei rifiuti da inviare al trattamento.

I recipienti fissi o mobili, utilizzati all'interno degli impianti, e non destinati ad essere reimpiegati per le medesime tipologie di rifiuti, devono essere sottoposti a trattamenti di bonifica appropriati alle nuove utilizzazioni. Detti trattamenti devono essere effettuati presso idonea area dell'impianto, appositamente allestita e dotata di superficie impermeabile, o presso impianti autorizzati.

H.1.2 Migliori tecniche e tecnologie per i trattamenti chimico-fisici e biologici dei rifiuti liquidi

Le migliori tecniche e tecnologie per i trattamenti chimico-fisici e biologici sono ampiamente descritte nel capitolo E, paragrafi E.5.2 – E.5.3 a cui, pertanto, si rimanda.

H 1.3 Limitazione delle emissioni

Gli impianti di trattamento chimico-fisico e biologico dei rifiuti liquidi devono essere gestiti in modo da non produrre emissioni dannose all'ambiente esterno e all'ambiente di lavoro; in particolare devono essere, quanto più possibile, prevenute:

- emissioni di polveri
- emissioni di sostanze osmogene e di composti volatili
- emissione di rumori
- scarichi liquidi
- produzione di rifiuti

Per quanto riguarda, nello specifico, la limitazione delle emissioni di rumori è necessario, preliminarmente, individuare tutte le possibili sorgenti (comprese le sorgenti casuali) e le posizioni sensibili più vicine a tali sorgenti. Al fine di limitare i rumori è necessario acquisire, per ogni sorgente principale, le seguenti informazioni :

- posizione della macchina nella planimetria dell'impianto
- funzionamento (continuo, intermittente, fisso o mobile)
- ore di funzionamento
- tipo di rumore
- contributo al rumore complessivo dell'ambiente

E' anche necessario eseguire campagne di misurazione e mappatura dei livelli di rumore nell'ambiente.

Dopo l'acquisizione di tutte le informazioni necessarie vanno individuati i provvedimenti da attuare. Tutte le macchine devono essere messe a norma e devono essere dotate di sistemi di abbattimento dei rumori. I livelli sonori medi sulle 8 ore del turno lavorativo non devono superare gli 80 dB misurati alla quota di 1,6 m dal suolo e a distanza di 1 m da ogni apparecchiatura.

Le macchine che superano i limiti previsti dalle norme devono essere insonorizzate. All'esterno dei capannoni devono essere garantiti livelli di rumore inferiori a quelli ammessi dalla zonizzazione comunale, normalmente inferiori a 60 dB.

Per quanto concerne le migliori tecniche finalizzate alla limitazione delle emissioni ed alla corretta gestione dei rifiuti e dei reflui prodotti negli impianti si rimanda, inoltre, a quanto riportato nel capitolo E, paragrafi E.5.1.4-E.5.1.6.

H.1.4 Migliori tecniche di gestione degli impianti di trattamento chimico-fisico e biologico dei rifiuti liquidi

La gestione degli impianti a tecnologia complessa deve (si veda anche capitolo E):

- individuare i potenziali pericoli connessi con l'ambiente interno ed esterno all'impianto;
- identificare i rischi effettivi interni ed esterni all'impianto;
- prevedere la redazione di un manuale operativo, funzionale ai rischi rilevati, che comprenda anche le attività di manutenzione e di emergenza in caso di incidenti al fine di prevenire le situazioni incidentali ovvero, nel caso in cui esse si verificano, di circoscriverne gli effetti e mitigarne le conseguenze.

Devono, inoltre, essere approntati i seguenti piani:

- Piano di gestione operativa
- Programma di sorveglianza e controllo
- Piano di ripristino ambientale per la fruibilità del sito a chiusura dell'impianto secondo la destinazione urbanistica dell'area.

H.1.5 Piano di gestione operativa

In fase di esercizio gli impianti di trattamento chimico-fisico e biologico dei rifiuti liquidi devono disporre di un piano di gestione operativa che individui le modalità e le procedure necessarie a garantire un elevato grado di protezione sia dell'ambiente che degli operatori presenti sull'impianto (si veda anche capitolo E). Il criterio guida deve essere quello di minimizzare il contatto diretto degli operatori con i rifiuti, la loro permanenza in ambienti in cui sono presenti polveri e/o sostanze potenzialmente dannose per la salute, le operazioni di intervento manuale sulle macchine ed apparati tecnologici.

In particolare il piano di gestione deve contenere indicazioni su:

- a) procedure di accettazione dei rifiuti da trattare (modalità di campionamento ed analisi e verifica del processo di trattamento);
- b) tempi e modalità di stoccaggio dei rifiuti, tal quali ed a fine trattamento, e dei reagenti;
- c) criteri e modalità di miscelazione ed omogeneizzazione dei rifiuti da trattare, ove previste;
- d) procedure di certificazione dei rifiuti trattati ai fini dello smaltimento e/o recupero;
- e) procedure di monitoraggio e di controllo dell'efficienza del processo di trattamento, dei sistemi di protezione ambientale e dei dispositivi di sicurezza installati;
- f) procedura di ripristino ambientale dopo la chiusura dell'impianto, in relazione alla destinazione urbanistica dell'area;

H.1.6 Programma di sorveglianza e controllo (PSC)

Nell'ambito delle BAT va individuata la predisposizione e l'adozione di un programma di sorveglianza e controllo, previsto, peraltro, in alcune leggi regionali a carico di tutti gli impianti di gestione dei rifiuti finalizzato a garantire che (si veda anche capitolo E):

1. tutte le sezioni impiantistiche assolvano alle funzioni per le quali sono progettate in tutte le condizioni operative previste;
2. vengano adottati tutti gli accorgimenti per ridurre i rischi per l'ambiente ed i disagi per la popolazione;
3. venga assicurato un tempestivo intervento in caso di incidenti ed adottate procedure/sistemi che permettano di individuare tempestivamente malfunzionamenti e/o anomalie nel processo produttivo;
4. venga garantito l'addestramento costante del personale impiegato nella gestione;
5. venga garantito alle autorità competenti ed al pubblico l'accesso ai principali dati di funzionamento, ai dati relativi alle emissioni, ai rifiuti prodotti, nonché alle altre informazioni sulla manutenzione e controllo, inclusi gli aspetti legati alla sicurezza;
6. vengano adottate tutte le misure per prevenire rilasci e/o fughe di sostanze inquinanti.

Il controllo e la sorveglianza dovrebbero essere condotti avvalendosi di personale qualificato ed indipendente ed i prelievi e le analisi previste per garantire il rispetto dei limiti alle emissioni, indicate nei documenti autorizzativi, dovrebbero essere effettuati da laboratori competenti, preferibilmente indipendenti, operanti in regime di qualità secondo le norme della famiglia ISO 9000 per le specifiche determinazioni indicate nel provvedimento autorizzativo.

I contenuti del PSC devono essere correlati, per quanto di competenza, con quelli del Piano di gestione.

Il PSC deve, inoltre, contenere i piani e le modalità esecutive dei controlli relativi a:

- controlli e verifiche in punti prestabiliti all'interno del ciclo di trattamento per verificarne il corretto funzionamento in ogni fase

- controlli all'esterno dell'impianto sia dell'aria che del suolo utilizzando eventualmente anche indicatori biologici con modalità e caratteristiche proporzionali ai risultati attesi;
- verifica delle concentrazioni degli scarichi idrici a monte e a valle dell'impianto per il trattamento delle acque di scarico.

H.2 Strumenti di gestione ambientale

H 2.1 Personale

La responsabilità della gestione dell'impianto di trattamento deve essere affidata ad una persona competente e tutto il personale deve essere adeguatamente addestrato.

H 2.2 Benchmarking

Risulta opportuno analizzare e confrontare, con cadenza periodica, i processi, i metodi adottati e i risultati raggiunti, sia economici che ambientali, con quelli di altri impianti e organizzazioni che effettuano le stesse attività.

H 2.3 Certificazione

Vanno promosse le azioni relative all'adozione di sistemi di gestione ambientale (EMS) nonché di certificazione ambientale (ISO 14000) e soprattutto l'adesione al sistema EMAS.

H 2.4 Sistemi di supervisione e controllo

Per gli impianti che trattano elevate quantità di rifiuti, tutti i sistemi, gli apparati e le apparecchiature costituenti l'impianto devono essere sottoposti ad un efficiente ed affidabile sistema di supervisione e controllo che ne consenta la gestione in automatico.

H 2.5 Comunicazione e consapevolezza pubblica

E' necessaria la predisposizione di un programma di comunicazione periodica che preveda (si veda anche E.5.1.2):

- la diffusione periodica di rapporti ambientali;
- la comunicazione periodica a mezzo stampa locale;
- la distribuzione di materiale informativo;
- l'apertura degli impianti per le visite del pubblico;
- la diffusione periodica dei dati sulla gestione dell'impianto.

H.3 Aspetti di pianificazione e gestione

H 3.1 Ubicazione dell'impianto

La scelta del sito deve essere effettuata sulla base di valutazioni comparative tra diverse localizzazioni che tengano in considerazione tutti gli aspetti logistici, di collegamento con le diverse

utenze, con gli impianti di destinazione dei materiali da recuperare o con gli impianti di smaltimento nonché gli impatti ambientali.

Aree industriali dismesse o quelle destinate, dalla pianificazione urbanistica, agli insediamenti industriali costituiscono la collocazione più idonea per gli impianti.

Ai fini dell'individuazione delle aree idonee devono essere acquisite tutte le informazioni bibliografiche e cartografiche relative alle caratteristiche geolitologiche, geomorfologiche, idrogeologiche, vincolistiche, ecc. del territorio in esame, da integrare eventualmente con indagini di campo.

Altri aspetti, di natura territoriale e socioeconomica, che intervengono successivamente nella scelta delle aree selezionate, sono:

- presenza di rilevanti beni storici, artistici, archeologici;
- la distribuzione della popolazione;
- la distribuzione delle industrie sul territorio.

H 3.2 Trasporti e collegamento al sistema viario

Deve essere garantito un collegamento viario idoneo al transito dei mezzi per il conferimento dei rifiuti e per l'allontanamento dei residui.

Il conferimento dei rifiuti mediante ferrovia, se fattibile dal punto di vista tecnico-economico, è da privilegiare.

Al fine di ridurre i costi di trasporto e l'impatto sull'ambiente è necessario prevedere l'impiego di autocarri con la massima portata utile; di conseguenza è necessario verificare la disponibilità di strade adeguate.

D) ANALISI DELL'APPLICABILITA' AD IMPIANTI ESISTENTI DELLE TECNICHE DI PREVENZIONE INTEGRATA DELL'INQUINAMENTO ELENCALE AL PUNTO PRECEDENTE, ANCHE CON RIFERIMENTO AI TEMPI DI ATTUAZIONE

I.1 Applicazione delle BAT

L'applicabilità di una qualsiasi BAT, soprattutto nel caso degli impianti esistenti, non può risultare di carattere generale essendo essa legata a diversi fattori presenti a livello locale, che possono influenzare notevolmente le prestazioni raggiungibili.

Tra questi si citano:

- le dimensioni dell'impianto;
- l'età dell'impianto;
- il tempo di vita residuo dell'impianto;
- l'ubicazione e il contesto locale;
- le caratteristiche dei rifiuti trattati (principalmente il contenuto di inquinanti);
- la presenza di vincoli di carattere tecnico.

Occorre ricordare che le prestazioni conseguibili con le BAT, siano esse di tipo ambientale che energetico, sono riferite a medie annuali. I campi di prestazioni riportati ai paragrafi E.4 ed E.5 non sono, pertanto, riferiti a eventi eccezionali od occasionali dell'impianto, ma riflettono l'incidenza che i suddetti fattori possono avere nell'applicazione di una specifica BAT in diversi contesti.

I.1.1 Le dimensioni dell'impianto

Si può senza dubbio affermare che l'economia di scala non consente agli impianti di taglia ridotta di ottenere, a parità di costo unitario, le stesse prestazioni ambientali, a causa dell'influenza negativa del fattore di scala. Questo può rendere alcune tecniche difficilmente applicabili.

I.1.2 L'età dell'impianto

In linea generale l'applicazione delle BAT dovrebbe essere idonea sia per gli impianti nuovi che per quelli esistenti.

E' altrettanto evidente che tale affermazione deve poi essere calata all'interno della realtà del singolo impianto.

I.1.3 Le caratteristiche dei rifiuti trattati.

La conoscenza approfondita delle matrici in ingresso agli impianti di trattamento chimico-fisico è di estrema importanza, per accertare la compatibilità con il processo e con l'impianto.

La tipologia del rifiuto in ingresso influenza notevolmente il tipo di tecnologia più adatta per la realizzazione del trattamento chimico-fisico e/o biologico, come evidenziato nei paragrafi precedenti: bisognerà perciò avere una conoscenza esatta della composizione del rifiuto.

I.1.4 Presenza di vincoli di carattere tecnico

Tra le difficoltà che possono insorgere nell'applicazione di specifiche BAT occorre sicuramente annoverare:

- la compatibilità tecnica dell'intervento in esame con i criteri progettuali e/o realizzativi delle installazioni esistenti;
- la mancata disponibilità di aree idonee per l'installazione di apparecchiature, sistemi e/o componenti aggiuntivi.

I.1.5 Interventi per l'applicazione delle BAT

Per l'adeguamento del sistema impiantistico nazionale ai dettami della direttiva IPPC possono essere individuati due tipi di interventi:

- interventi di carattere operativo gestionale, caratterizzati da tempi di realizzazione e costi relativamente ridotti, nonché vantaggi prestazionali accettabili per impianti che sono praticamente già in linea o quasi con la futura normativa;
- interventi ristrutturativi, che prevedono il rifacimento, più o meno esteso, di qualche sezione dell'impianto individuata come critica e che comportano tempi di realizzazione (indicativamente dell'ordine dei 24 mesi), con maggiori impegni economici.

Nella valutazione della scelta delle migliori tecniche si deve, anche, tener presente che potrebbe risultare difficoltoso adottarne alcune (es. sostituire un processo tecnologico con un altro) in impianti esistenti.

Le tecniche legate ad aspetti gestionali, di cui al capitolo H, devono, invece, essere sempre introdotte al fine di garantire elevati livelli di tutela dell'ambiente e della salute umana.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

J) FATTIBILITÀ ECONOMICA DELLE TECNICHE ELENcate ANALIZZATA ATTRAVERSO ANALISI COSTI-BENEFICI

La valutazione economica delle tecniche non è stata approfondita in ambito europeo; sui documenti di riferimento relativi a questo settore sono riportate, allo stato attuale, solo informazioni di carattere generale, che non consentono di effettuare valutazioni esaustive in merito alla fattibilità economica.

In generale l'applicazione delle BAT determina, su tutte le tipologie d'impianto esaminate, i seguenti benefici:

- incremento della produttività degli impianti (maggiore automazione, maggiore affidabilità e minore necessità di manutenzione); minori costi di esercizio;
- maggiore sostenibilità ambientale. L'adozione delle BAT sia per gli apparati produttivi che per gli impianti di abbattimento delle emissioni produce una maggiore efficienza di recupero di determinati materiali, una migliore utilizzazione delle risorse (energia, acqua, materiali di consumo) e una maggiore difesa dell'ambiente;
- maggiore controllabilità di tutto il sistema. La concentrazione delle lavorazioni in unità produttive più grandi e organizzate rende anche più controllabile tutto il sistema industriale del recupero, che tenderà per sé stesso a un maggiore autocontrollo.

A fronte di questi benefici si possono considerare i costi di adeguamento dell'impianto, che in certi casi possono essere relativamente elevati, specialmente per piccoli insediamenti a scala ridotta.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

K) DEFINIZIONE DEI CRITERI DI INDIVIDUAZIONE E UTILIZZAZIONE DELLE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI

K.1 La definizione di BAT

K.1.1 La direttiva 96/61/CE

La direttiva 96/61/CE ("Direttiva IPPC") definisce le "**migliori tecniche disponibili**" come: "*la più efficiente e avanzata fase di sviluppo di attività e relativi metodi di esercizio indicanti l'idoneità pratica di determinate tecniche a costituire, in linea di massima, la base dei valori limite di emissione intesi ad evitare oppure, ove ciò si riveli impossibile, a ridurre in modo generale le emissioni e l'impatto sull'ambiente nel suo complesso*".

A tale scopo occorre tenere presente le seguenti definizioni:

- "**tecniche**", si intende sia le tecniche impiegate sia le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto;
- "**migliori**", qualifica le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso;
- "**disponibili**", qualifica le tecniche sviluppate su una scala che ne consenta l'applicazione in condizioni economicamente e tecnicamente valide nell'ambito del pertinente comparto industriale, prendendo in considerazione i costi e i vantaggi, indipendentemente dal fatto che siano o meno applicate o prodotte nello Stato membro di cui si tratta, purché il gestore possa avervi accesso a condizioni ragionevoli.

K.1.2 Impatto ambientale e rischi

Le tecniche individuate devono minimizzare l'impatto dell'impianto sull'ambiente relativo a tutte le matrici interessate (acqua, aria, suolo) e sulla salute umana, nel rispetto degli specifici requisiti stabiliti dalla normativa vigente. La sicurezza dei lavoratori deve essere tutelata, in accordo alla vigente normativa.

K.1.3 Fattibilità tecnico-economica

Le tecniche prescelte devono essere affidabili e deve essere garantita la qualità dei sistemi e delle apparecchiature utilizzate. I costi di investimento, esercizio e manutenzione devono essere sostenibili. Le analisi costi-benefici devono aver dato prova positiva.

K.1.4 Processo decisionale per l'individuazione delle BAT

Per l'individuazione di una BAT occorre mettere in atto un processo decisionale che sulla base dei dati disponibili sulla tecnica in esame e delle specifiche applicazioni, tenuto conto dei fattori locali e degli aspetti summenzionati possa portare ad una valutazione della sua applicabilità.

K.2 Criteri di individuazione delle BAT

Considerazioni da tenere presenti nella determinazione delle migliori tecniche disponibili, tenuto conto dei costi e dei benefici che possono risultare da un'azione e del principio di precauzione e prevenzione.

K.2.1. Impiego di tecniche a scarsa produzione di rifiuti

Le tecniche adottate nei processi di trattamento devono limitare la produzione di rifiuti non recuperabili.

Inoltre devono essere affrontate le problematiche legate allo stoccaggio, carico, trasporto e scarico dei rifiuti prodotti.

K.2.2 Impiego di sostanze meno pericolose

Nella progettazione dell'impianto e nella sua conduzione deve essere previsto l'impiego di sostanze e materiali selezionati secondo i criteri della minore pericolosità e del minore consumo.

K.3 Processi, sistemi o metodi operativi sperimentati su scala industriale

Le tecniche individuate devono garantire prestazioni e livelli di esercizio verificati sulla base di applicazioni di successo su scala industriale.

L'impianto deve garantire elevata disponibilità e affidabilità di esercizio.

E' importante la molteplicità di fornitori e la disponibilità sul mercato di ricambi, materiali e reagenti necessari per l'esercizio e per le manutenzioni.

Le tecniche adottate devono essere compatibili con le condizioni locali (ambientali, climatiche, geografiche, socio-economiche).

K.4 Progressi in campo tecnico e evoluzione delle conoscenze in campo scientifico

Le tecniche devono essere scelte alla luce delle evoluzioni in campo scientifico e dei relativi progressi tecnici conseguiti nel settore del trattamento dei rifiuti.

Qualsiasi tecnica deve dimostrare anche la capacità di evolvere ed essere in grado di adattarsi a nuove soluzioni e condizioni.

K.5 Natura, effetti e volume delle emissioni

La valutazione degli effetti delle emissioni deve tenere conto della situazione al contorno (piani di qualità dell'aria e dell'acqua, piani territoriali e urbanistici, ecc.).

Devono essere utilizzate le tecniche più avanzate per la misurazione delle emissioni e dei parametri di processo, nel rispetto dei requisiti minimi prescritti dalla normativa.

K.6 Messa in funzione degli impianti nuovi o esistenti

Sono da considerare la vita media di un impianto e la sua capacità produttiva nel tempo.

K.7 Tempo richiesto per l'adozione di una migliore tecnica disponibile

Nel settore del trattamento dei rifiuti, la variabilità e complessità dei materiali da trattare richiedono l'attenta sperimentazione e la verifica sul campo di qualsiasi nuova tecnica proposta.

Gli investimenti necessari possono essere notevoli, anche alla luce delle taglie significative degli impianti; molto spesso il passaggio dalla sperimentazione alla realizzazione industriale è un processo lento e costoso che può richiedere anni.

K.8 Consumo di risorse

Le tecniche selezionate devono essere finalizzate alla minimizzazione dei consumi di acqua, materie prime, energia; devono inoltre prediligere l'impiego di sostanze e materiali la cui produzione è, a sua volta, causa di un ridotto impatto ambientale e minimi consumi energetici.

In questa valutazione può risultare utile l'impiego di sistemi di analisi del ciclo di vita (LCA).

Le tecniche prescelte devono utilizzare apparecchiature a basso consumo di energia.

K.9 Prevenzione e riduzione dell'impatto globale sull'ambiente

E' necessario minimizzare l'impatto delle emissioni in aria, in acqua e al suolo, tenendo conto della specifica realtà territoriale in cui è insediato l'impianto. L'impatto globale deve essere valutato nell'ambito di piani locali della qualità dell'aria e delle acque.

Deve essere accuratamente valutata l'affidabilità dell'impianto, in quanto un processo di trattamento non affidabile può mettere in crisi il servizio (pubblico o meno) di gestione dei rifiuti.

Sono richieste tecniche di misurazione di elevata qualità per il monitoraggio in continuo dei parametri operativi dell'impianto e delle emissioni.

K.10 Prevenzione degli incidenti e minimizzazione degli effetti

Le tecniche adottate devono considerare la possibilità di incidenti, guasti e malfunzionamenti degli impianti e prevenirne o limitarne le conseguenze. In caso di guasto improvviso o di mancanza di alimentazione, le apparecchiature devono portarsi autonomamente in condizioni di massima sicurezza.

Le tecniche prescelte devono prevedere tutte le misure per fronteggiare qualsiasi condizione anomala di esercizio. Deve essere previsto un idoneo sistema antincendio.

La responsabilità della gestione dell'impianto va affidata a persone competenti e il personale deve essere adeguatamente addestrato.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

GLOSSARIO

Definizioni

Abitante equivalente: il carico organico biodegradabile avente una richiesta biochimica di ossigeno a 5 giorni (BOD_5) pari a 60 grammi di ossigeno al giorno

Acque reflue domestiche: acque reflue provenienti da insediamenti di tipo residenziale e da servizi e derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e da attività domestiche

Acque reflue industriali: qualsiasi tipo di acque reflue scaricate da edifici o installazioni in cui si svolgono attività commerciali o di produzione di beni, diverse dalle acque reflue domestiche e dalle acque meteoriche di dilavamento;

Aerobico: definisce un ambiente ricco di ossigeno disciolto (DO : 2 mg/l);

Anaerobico: definisce un ambiente totalmente privo di O_2 ;

Anossico: definisce un ambiente privo di O_2 disciolto, ma ricco di ossigeno combinato (NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} , ecc.);

Bio-refrattario: materiale scarsamente suscettibile alla degradazione biologica

BOD_5 : domanda di ossigeno biochimico a 5 giorni (mg/l di O_2) assunto come misura indiretta del carico organico inquinante (biodegradabile);

Bulking: indica una condizione di non sedimentabilità dei fiocchi di fango spesso dovuta ad una eccessiva presenza di batteri filamentosi;

COD: domanda di ossigeno chimico (mg/l di O_2) assunta come misura indiretta del carico organico inquinante totale (biodegradabile e non);

Fanghi: i fanghi residui, trattati o non trattati, provenienti dagli impianti di trattamento dei rifiuti o delle acque reflue urbane;

Inquinamento: lo scarico effettuato direttamente o indirettamente dall'uomo nell'ambiente idrico di sostanze o di energia le cui conseguenze siano tali da mettere in pericolo la salute umana, nuocere alle risorse viventi e al sistema ecologico idrico, compromettere le attrattive o ostacolare altri usi legittimi delle acque;

Rete fognaria: il sistema di condotte per la raccolta e il convogliamento delle acque reflue urbane

TKN: concentrazione dell'azoto totale ridotto (ammoniaca e composti organici azotati) rilevabile con il metodo Kjeldhal [mg/l]

Abbreviazioni ed acronimi

AIA: autorizzazione Integrata Ambientale
AOX: Aromatic Organic Halides Composti organici alogenati
AUR: Ammonia Utilization Rate
API: American Petroleum Institute
BAT : Best available Techniques
BOD: Biochemical Oxygen Demand (Domanda Biologica di Ossigeno)
BRef: BAT Reference document
BTEX: Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylene
BTX: Benzene, Toluene, Xylene
COD: Chemical Oxygen Demand (Domanda Chimica di Ossigeno)
COV: Composti Organici Volatili (VOC: Volatile Organic Compounds)
CPI: Corrugated Plate Interceptor
CSTR: Continuously Stirred tank Reactor Reattore a mescolamento continuo
DAF: Dissolved Air Flotation
DBO: Domanda Biochimica di Ossigeno
EMAS: Eco-Management and Audit Scheme
EOX: Extractable Organic Halides Composti organici alogenati estraibili
GAC: Granular Activated Carbon, carbone attivo granulare
GTR: Gruppo Tecnico Ristretto
IAF: Induced Air Flotation
IPA: Idrocarburi Policiclici Aromatici (PAH: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)
IPPC: Integrated Pollution Prevention and Control
MBR: Membrane Bio Reactor
MBAS: Methylene Blue Active Substances (tensioattivi anionici attivi al saggio con il blu di metilene)
NUR: Nitrate Utilization Rate
OUR: Oxygen Uptake Rate
PAC: carbone attivo in polvere
PPB: Parti Per Miliardo (Parts Per Billion)
PPI: Parallel Plate Interceptor
PPM: Parti Per Milione (Parts Per Million)
PVDF: polivinilidene fluoruro
SBR: sequencing batch reactor
TEQ: Tossicità Equivalente. Unità utilizzata per le policlorodibenzo-p-diossine (PCDD) ed i policlorodibenzo-p-furani (PCDF)
TOC: Total Organic Carbon (Carbonio Organico Totale)
SS: Suspended Solids / Solidi Sospesi
UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor
VSS: Volatile Suspended Solids
WAO: Wet Air Oxidation

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Adams C.E. and Eckenfelder W. W. 1974 "Process Design Techniques for Industrial Waste Treatment" Enviro Press, Nashville, Tennessee, 275 pp.
- ANPA/Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio (a cura di) "Guida alla progettazione dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane" - ANPA/Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 1/2001
- Avezzù F., Collivignarelli C., Riganti V. (2003): "La gestione delle acque di scarico industriali", ed. Il Sole 24 Ore, ISBN 88-324-4892-0, pp. 310.
- Chudoba J. 1985. "Inhibitory Effect of Refractory Organic Compound Produced by Activated Sludge Microorganisms on Microbial Activity and Flocculation"
- CITEC (a cura di) (2002), "Linee guida per la progettazione, realizzazione e gestione degli impianti a tecnologia complessa per lo smaltimento dei rifiuti urbani", Ed. Hyper
- Collivignarelli C., Avezzù F., Baldi M., Bissolotti G. (1993): "Recent Developments in Landfill Leachate Treatment Technology" - Sardinia '93, IV International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (CA), Italy, 11-15 October.
- Collivignarelli C., Bertanza G. "Trattamenti chimico-fisico-biologici dei rifiuti industriali". Atti Giornate di studio europee, Brescia 17-18 giugno 1993, C.I.P.A. Editore
- Collivignarelli C., Riganti V., Pergetti M. (2000): "La gestione degli impianti di depurazione delle acque di scarico", ed. Il Sole 24 Ore, ISBN 88-324-4047-4, pp.228.
- De Fraja Frangipane E., Pastorelli G. 1993 "Impianti di depurazione di piccole dimensioni" C.I.P.A. Editore, Collana Ambiente, Volume 2, Milano, 415 p.
- Eckenfelder W. W. 1989 "Industrial Water Pollution Control" (2nd ed.) McGraw-Hill Inc., New York, 400 p.
- Eckenfelder W. W. and Musterman J.L. 1995. "Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater"
- European IPPC Bureau (a cura di) "Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector" February 2003
- European IPPC Bureau (a cura di) "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries", August 2005
- European IPPC Bureau (a cura di) "Second Draft Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries", January 2004
- Freeman H.M. 1998 "Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal" (2nd ed.) McGraw-Hill Inc., New York, 1127 p.
- Gruppo di Lavoro "Gestione Impianti di Depurazione", Facoltà di Ingegneria dell'Università di Brescia, F. Avezzù et al. (in corso di pubblicazione): "Le piattaforme polifunzionali di trattamento dei rifiuti industriali"
- ISTAT, "La depurazione delle acque reflue urbane in Italia - anno 1999"
- Jenkins D. , Richard M.G. , Daigger G.T. 1986. "Manual on the causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming"
- Lankford P. and Eckenfelder W. 1990. "Toxicity Redution in Industrial Effluent"
- Masotti L. 1987 "Depurazione delle acque" Edizioni Calderini
- Metcalf and Eddy 2003 "Wastewater Engineering. Treatment and Reuse" (4th ed.) Revised by Tchbanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D., McGraw-Hill Inc., New York, 1819p.
- Pitter P. and J. Chudoba 1990. "Biodegradability of Organic Substances in the Aquatic Environment"
- Ramadori-Tomei, Relazione tecnica, 2002, IRSA-CNR
- US EPA 1995 "Manual: Ground-Water and Leachate Treatment Systems" Center for Environmental Resarch Information, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 119 pp.
- Vismara R. 1998. "Depurazione Biologica" Biblioteca Scientifica Hoepli
- Watkin A. and W.W. Eckenfelder 1983. "Toxicity of Selected RCRA Compounds to Activated Sludge Microorganism"

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 chimico fisico (Ph-c)
dei rifiuti solidi]*

INDICE

PREMESSA

A) SCOPI E OBIETTIVI

B) IDENTIFICAZIONE DELLA NORMATIVA AMBIENTALE RILEVANTE DI SETTORE

B.1 Normativa comunitaria

B.2 Normativa nazionale

C) RICOGNIZIONE DELLA SITUAZIONE DEL SETTORE, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO ALLE SPECIFICITÀ DEL TESSUTO INDUSTRIALE NAZIONALE.

D) DESCRIZIONE DEL PROCESSO DI PRODUZIONE, DEGLI EVENTUALI SOTTOPROCESSI E DEGLI IMPIANTI PER I QUALI SONO ANALIZZATE LE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI

D.1 Inertizzazione

D.1.1 Introduzione

D.1.2 Processi a base di cemento

D.1.3 Processi a base di calce

D.1.4 Processi a base di argilla

D.1.5 Processi a base di sostanze termoplastiche

D.1.6 Processi a base di polimeri organici

D.1.7 Processi a base di composti macroincapsulanti

D.1.8 Vetrificazione

D.1.9 Altri processi

D.1.10 Meccanismi chimico-fisici di processo

D.1.10.1 Processi a base di reagenti inorganici - meccanismi chimico-fisici di processo

D.1.10.2 Processi a base di reagenti organici - meccanismi chimico-fisici di processo

D.1.11 Vantaggi e svantaggi dei trattamenti di inertizzazione

D.2 I Trattamenti termici

D.2.1 Desorbimento termico e termodistruzione

D.2.1.1 Modalità di riscaldamento del terreno

D.2.1.2 Vantaggi e svantaggi del desorbimento termico

D.2.2 Processi di vetrificazione/vetroceramizzazione

D.2.2.1 Processo di vetrificazione

D.2.2.2 Processo di vetroceramizzazione

D.3 Estrazione dei contaminanti dal terreno

D.3.1 Descrizione delle tecnologie di estrazione

D.3.2 Post-trattamenti nel processo di estrazione

D.3.3 Vantaggi e svantaggi delle tecniche di estrazione

D.4 Strippaggio

D.4.1 Vantaggi e svantaggi dello strippaggio

D.5 Elettrocinesi

D.6 Separazione meccanica

D.7 Trattamenti di disidratazione dei fanghi

D.8 Gestione dei rifiuti contenenti amianto

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 dello specifico settore) - conclusioni del BREF

E.2.1 Processi di Trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi) conclusioni del BREF

E.2.1.1 Estrazione e separazione

E.2.1.2 Trattamenti termici

E.2.1.3 Separazione meccanica

E.2.1.4 Inertizzazione

E.2.1.5 Disidratazione dei fanghi

E.2.1.6 Desorbimento termico

E.2.2 Migliori tecniche e tecnologie di trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi

E.2.2.1 Operazioni preliminari

E.2.2.3 Attività di laboratorio

E.2.2.4 Inertizzazione

E.2.2.5 Solidificazione con cemento

E.2.2.6 Stabilizzazione con fosfato

E.2.2.7 Trattamento termico dei rifiuti solidi

E.2.2.8 Tecniche da considerare per il trattamento delle scorie

E.2.3 Aspetti tecnici e tecnologici dei presidi ambientali

E.3 Aspetti ambientali

E.3.1 Impatto sull'ambiente

E.3.2 Emissioni negli impianti di trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi

E.3.3 Produzione dei rifiuti negli impianti di trattamento chimico-fisico

E.3.4 Aspetti ambientali: analisi dei rischi

E.3.4.1 I fattori di rischio

E.3.4.2 Misure di prevenzione e protezione

E.3.4.3 L'inquinamento acustico

F) APPROFONDIMENTO, OVE NECESSARIO, DELLE TECNICHE ANALIZZATE NEL BREF COMUNITARIO E DEFINIZIONE, OVE POSSIBILE, DEL RANGE DI PRESTAZIONE DELLE DIVERSE TECNICHE.

F.1 Trattamenti di cementificazione a base neutra

F.1.1 Processo Chemifix

F.1.2 Processo Litosintesi

F.1.3 Processo Sealosafe-Stablex

F.1.4 Processo Petracem

F.2 Trattamenti di cementificazione a base acida

F.2.1 Processo SOLIROC

F.3 Trattamenti a base di calce

F.3.1) Processo Petrifix

F.3.2) Processo Ciribelle

G) IDENTIFICAZIONE DI EVENTUALI TECNICHE ALTERNATIVE E DEFINIZIONE, OVE POSSIBILE, DEL RANGE DI PRESTAZIONE DI TALI TECNICHE

- G.1 Autocementazione
- G.2 Processo con produzione di minerali o materiali ceramici sintetici
- G.3 Processo a base di ceneri vetrificate
- G.4 Processo di inglobamento in una matrice di rivestimento
- G.5 Sistema al plasma

H) DEFINIZIONE DELLA LISTA DELLE MIGLIORI TECNICHE PER LA PREVENZIONE INTEGRATA DELL'INQUINAMENTO DELLO SPECIFICO SETTORE IN ITALIA

- H.1 Migliori tecniche e tecnologie comuni a tutte le tipologie di impianto
 - H.1.1 Configurazione base di un impianto
 - H.1.2 Ricevimento e Stoccaggio
 - H.1.3 Movimentazione
 - H.1.4 Pretrattamenti
 - H.1.5 Migliori tecniche e tecnologie di trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi
 - H.1.6 Post-trattamenti
 - H.1.7 Manutenzione
 - H.1.8 Accorgimenti per limitare la diffusione di rifiuti negli ambienti di lavoro
 - H.1.9 Limitazione delle emissioni
- H.2 Migliori tecniche di gestione degli impianti di trattamento chimico-fisico
 - H.2.1 Piano di gestione operativa
 - H.2.2 Programma di sorveglianza e controllo (PSC)
- H.3 Strumenti di gestione ambientale
 - H.3.1 Personale
 - H.3.2 Benchmarking
 - H.3.3 Certificazione
 - H.3.4 Sistemi di supervisione e controllo
 - H.3.5 Comunicazione e consapevolezza pubblica
- H.4 Aspetti di pianificazione e gestione
 - H.4.1 Ubicazione dell'impianto
 - H.4.2 Trasporti e collegamento al sistema viario
- H.5 Indicazioni specifiche per la gestione dei rifiuti contenenti amianto

I) ANALISI DELL'APPLICABILITÀ AD IMPIANTI ESISTENTI DELLE TECNICHE DI PREVENZIONE INTEGRATA DELL'INQUINAMENTO ELENCALE AL PUNTO PRECEDENTE, ANCHE CON RIFERIMENTO AI TEMPI DI ATTUAZIONE

- I.1 Applicazione delle BAT
 - I.1.1 Le dimensioni dell'impianto
 - I.1.2 L'età dell'impianto
 - I.1.3 Le caratteristiche dei rifiuti trattati
 - I.1.4 Presenza di vincoli di carattere tecnico
- I.2 Interventi per l'applicazione delle BAT

- J) FATTIBILITÀ ECONOMICA DELLE TECNICHE ELENCAE ANALIZZATA ATTRAVERSO ANALISI COSTI-BENEFICI
- K) DEFINIZIONE DEI CRITERI DI INDIVIDUAZIONE E UTILIZZAZIONE DELLE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI
- K.1 La definizione di BAT
 - K.1.1 La direttiva 96/61/CE
 - K.1.2 Impatto ambientale e rischi
 - K.1.3 Fattibilità tecnico-economica
 - K.1.4 Processo decisionale per l'individuazione delle BAT
 - K.2 Criteri di individuazione delle BAT
 - K.2.1 Impiego di tecniche a scarsa produzione di rifiuti
 - K.2.2 Impiego di sostanze meno pericolose
 - K.3 Processi, sistemi o metodi operativi sperimentati su scala industriale
 - K.4 Progressi in campo tecnico e evoluzione delle conoscenze in campo scientifico
 - K.5 Natura, effetti e volume delle emissioni
 - K.6 Messa in funzione degli impianti nuovi o esistenti
 - K.7 Tempo richiesto per l'adozione di una migliore tecnica disponibile
 - K.8 Consumo di risorse
 - K.9 Prevenzione e riduzione dell'impatto globale sull'ambiente
 - K.10 Prevenzione degli incidenti e minimizzazione degli effetti
- L) Glossario
- L.1 Abbreviazioni e acronimi

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 chimico-fisico dei rifiuti solidi" al quale hanno partecipato, oltre alla dott.ssa Rosanna Laraia, coordinatore del GTR, i seguenti esperti :

- Ing. Nadia Cipriani (APAT)
- Dott. Andrea Massimiliano Lanz (APAT)
- Dott.ssa Francesca Lucignano (APAT)
- Ing. Roberto Spampinato (APAT).

Ha collaborato ai lavori il dott. Renato Bargna (ECODECO).

A-Scopi e 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 dei lavori del GTR "Gestione dei rifiuti", sottogruppo "Impianti di trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi". Tali impianti sono individuati dalla Direttiva IPPC nell'ambito delle operazioni di trattamento chimico-fisico (D9) di rifiuti pericolosi e non pericolosi e sono trattati nel documento Europeo "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries", a cui si è fatto riferimento nella predisposizione delle presenti Linee Guida.

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:

1. un quadro quanto più esaustivo dello stato attuale e delle prospettive riguardo ai processi ed alle tecnologie del trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi e dei fanghi;
2. una sintesi dei lavori svolti a livello europeo, le cui conclusioni sono riportate nel summenzionato BRef;
3. le informazioni riguardo agli attuali livelli di emissioni ed ai consumi di risorse (materie prime ed energia) del settore;
4. 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.

A tal riguardo di particolare rilevanza risulta essere l'aspetto relativo all'analisi costi-benefici delle BAT individuate, che assume un significato molto ampio e 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.

Il presente lavoro si occupa specificatamente dei trattamenti finalizzati allo smaltimento dei rifiuti solidi comprendendo tra questi anche i fanghi ed i terreni contaminati che vengono trattati in impianti fissi (cosiddetti ex situ).

I trattamenti chimico – fisici presi in considerazione sono stati classificati nel seguente modo:

1. inertizzazione che comprende: la stabilizzazione/solidificazione ed i trattamenti termici ad alta temperatura;
2. altri trattamenti che comprendono: l'estrazione e separazione, il desorbimento termico, la disidratazione, la separazione meccanica.

Va, infine, segnalato che i trattamenti di tipo chimico-fisico riportati nelle presenti Linee guida rappresentano, generalmente, operazioni di pretrattamento per un successivo recupero o smaltimento del rifiuto; le prestazioni che tali operazioni di pretrattamento devono garantire vanno, pertanto, individuate in fase progettuale in funzione della specifica destinazione del rifiuto stesso.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

B - Identificazione della normativa ambientale rilevante di 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

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/CE 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) n. 793/93 del 23 marzo 1993 *"Valutazione e controllo dei rischi presentati dalle sostanze esistenti"*.

Reg. (CEE)n. 1488/94 del 28 giugno 1994 *"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"*.

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

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.*

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

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 Policlorotrifenili (PCB/PCT).*

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

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.*

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).*

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/CE 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.*

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 2002/96/CE del 27 gennaio 2003 *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.*

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

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*

D.Lgs 27 gennaio 1992, n. 99 *“Attuazione della direttiva 86/278/CEE, concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura”*

Legge 27 marzo 1992, n. 257 *“Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto”*.

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. 6 settembre 1994 *“Normative e metodologie tecniche di applicazione dell'art. 6, comma 3, e dell'art. 12, comma 2, della legge 27 marzo 1992, n. 257, relativa alla cessazione dell'impiego dell'amianto”*.

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

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

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”*.

D.M. 25 febbraio 2000, n. 124 *“Regolamento recante i valori limite di emissione e le norme tecniche riguardanti le caratteristiche e le condizioni di esercizio degli impianti di incenerimento e*

co-incenerimento dei rifiuti pericolosi, in attuazione della Direttiva 94/67/CEE del Consiglio del 16 Dicembre 1994, e ai sensi dell'articolo 3, comma 2, del DPR 24 maggio 1988, n. 203 e dell'articolo 18, comma 2, lettera a), del D.Lgs. 5 febbraio 1997, n.22".

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 relativa alle 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".

D.M. 29 luglio 2004, n. 248 "Regolamento relativo alla determinazione e disciplina delle attività di recupero dei prodotti e beni di amianto e contenenti amianto".

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. 1 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 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*”.

Decreto 16 gennaio 2004, n. 44 “*Recepimento della direttiva 1999/13/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.Lgs. 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.Lgs. 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 così come 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).

Sicurezza e Igiene del 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 ravvicinamento 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.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”.

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 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, 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 policlorotriifenili”.

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”.

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”

C - Ricognizione della situazione del settore, con particolare riferimento alle specificità del tessuto industriale nazionale.

Al fine di tracciare un quadro di riferimento sulla situazione impiantistica in Italia, relativamente al trattamento chimico-fisico dei rifiuti, appositi censimenti vengono condotti e pubblicati, nei Rapporti annuali sulla gestione dei rifiuti, dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

D - Descrizione del processo di produzione, degli eventuali sottoprocessi e degli impianti per i quali sono analizzate le migliori tecniche disponibili

Di seguito vengono descritti i principali processi di trattamento chimico – fisico di rifiuti solidi inclusi i terreni contaminati, approfondendo in particolare i processi di inertizzazione che trovano più ampia applicazione a livello nazionale.

Riguardo agli altri processi se ne fornisce una sintetica descrizione, anche in considerazione del fatto che tali trattamenti vengono, tipicamente, utilizzati nel campo delle bonifiche dei siti contaminati ricadenti nell'ambito di applicazione della normativa dello specifico settore.

Va segnalato che i trattamenti di tipo chimico-fisico rappresentano, generalmente, operazioni di pretrattamento per un successivo recupero o smaltimento del rifiuto; le prestazioni che tali operazioni di pretrattamento devono garantire vanno, pertanto, individuate in fase progettuale in funzione della specifica destinazione del rifiuto stesso.

D1 - Inertizzazione

D 1.1 Introduzione

I processi di inertizzazione (ed in particolare i cosiddetti processi di “stabilizzazione e solidificazione”) sono impiegati nel trattamento di una vasta gamma di rifiuti pericolosi e non pericolosi e consentono di ridurre sensibilmente il rilascio di alcune sostanze inquinanti presenti nel rifiuto stesso, attraverso la formazione di composti insolubili che creano una struttura polimerica o cristallina stabile, in grado di imprigionare gli elementi tossici (stabilizzazione); tali processi, inoltre, migliorano le caratteristiche del rifiuto facilitandone la gestione, in quanto quest'ultimo viene trasformato in un prodotto solido, in genere con buona resistenza meccanica e bassa permeabilità. Il processo di stabilizzazione agisce sullo stato chimico-fisico dei rifiuti per mezzo di appositi additivi modificando la pericolosità delle sostanze contenute nei rifiuti stessi e trasformando, in genere, i rifiuti pericolosi in rifiuti non pericolosi.

Se, in seguito al processo di stabilizzazione, le componenti pericolose non vengono completamente trasformate in sostanze non pericolose e possono risultare ancora disperdibili nell'ambiente nel breve, medio o lungo periodo il rifiuto è, invece, da considerarsi solo parzialmente stabilizzato.

In tutti i processi di inertizzazione, si procede alla miscelazione del rifiuto o del terreno contaminato con leganti o altri reagenti chimici; gli additivi utilizzabili possono essere sia di natura inorganica che organica. I processi di inertizzazione possono costituire l'unica fase di trattamento del rifiuto liquido o solido o del terreno contaminato, ovvero essere adottati come trattamenti integrativi di altri processi (per esempio di lavaggio o incenerimento).

In ogni caso, essi sono classificabili, a seconda dei reagenti utilizzabili, in:

1. processi a base di reagenti inorganici (cemento - a base neutra o acida, calce, argilla);
2. processi a base di reagenti organici (sostanze termoplastiche, polimeri organici, composti macroincapsulanti).

Nel seguito verranno brevemente descritte le tecnologie di inertizzazione attualmente disponibili.

D1.2 Processi a base di cemento

Nei trattamenti di solidificazione-stabilizzazione viene utilizzato principalmente il cemento Portland ordinario, anche se non mancano esempi di impiego di altri tipi, come il cemento pozzolanico.

I meccanismi chimico-fisici che si instaurano allorché un rifiuto viene trattato con leganti cementizi sono molto complessi e in alcuni casi ancora in fase di studio. In base ai risultati di questi studi è possibile ipotizzare una serie di meccanismi che hanno una certa probabilità di verificarsi nel trattamento di un rifiuto.

Tali meccanismi possono essere suddivisi a seconda che l'immobilizzazione dell'inquinante sia di tipo chimico oppure fisico.

Nella fissazione chimica intervengono reazioni di precipitazione di idrossidi insolubili di metalli pesanti, reazioni di complessazione con formazione di silico-alluminati insolubili di metalli pesanti e reazioni di adsorbimento di cationi liberi;

Nella fissazione fisica si ha, invece, un intrappolamento fisico di tutte le sostanze, comprese quelle non reattive, all'interno della matrice cementizia.

D1.3 Processi a base di calce

Questi processi consistono nell'utilizzo, come reagenti stabilizzanti, di calce e materiali silicei a grana fine come le pozzolane.

Attraverso le reazioni tra la calce, l'allumina e la silice, si ha la formazione di miscele di gel, responsabili del microincapsulamento dell'inquinante. Inoltre i materiali pozzolanici hanno una grande affinità nei confronti delle reazioni di scambio ionico: tale capacità potrebbe favorire il legame sia con la calce che con gli ioni metallici contenuti nel rifiuto da inertizzare.

D1.4 Processi a base di argilla

Sono processi di inertizzazione che sfruttano le attitudini di alcuni minerali argillosi allo scambio cationico, ovvero alla fissazione di metalli pesanti per scambio con ioni mobili (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) presenti nel reticolo cristallino dell'argilla. Solo le argille, che possiedono questa caratteristica in maniera accentuata e che hanno una elevata superficie specifica, sono adatte per il trattamento dei rifiuti. Tra esse si possono citare la vermiculite e le montmorilloniti.

I processi a base di argille sono meno sensibili alle variazioni di pH rispetto alla procedura di trattamento con $\text{Ca}(\text{OH})_2$, ma la loro efficacia non è in ogni caso comparabile con l'inertizzazione ottenuta con leganti idraulici.

Questo è dovuto al fatto che, mentre in quest'ultimo caso gli ioni dei metalli tossici sono inglobati all'interno del gel e sono quindi estremamente protetti rispetto all'eluizione, l'adsorbimento sulle microparticelle di argilla è un fenomeno di superficie e gli ioni dei metalli tossici possono essere rilasciati abbastanza facilmente qualora, ad esempio, nel caso di allocazione in discarica il percolato raggiunga elevate concentrazioni di ioni di metalli alcalini (Na^+ e K^+) o alcalino terrosi (Ca^{2+} e Mg^{2+}).

L'utilizzo di questa tecnica di inertizzazione, ai fini del successivo smaltimento dei rifiuti in discarica, è, quindi, strettamente vincolato alle caratteristiche degli altri rifiuti posti a dimora; nessuno di questi rifiuti deve, infatti, essere in grado di rilasciare elevate concentrazioni di ioni solubili, anche se assolutamente non tossici, come quelli sopra riportati.

In alcuni casi, la bentonite, che appartiene alla famiglia delle montmorilloniti, è utilizzata in aggiunta ad un legante, ad esempio cemento Portland, nel trattamento dei rifiuti pericolosi. In questi processi, data la notevole affinità delle bentonite nei confronti dell'acqua, si forma un mezzo gelatinoso la cui proprietà legante nei confronti del rifiuto è accresciuta dall'azione del cemento.

D1.5 Processi a base di sostanze termoplastiche

In questi processi si usano sostanze capaci di indurire o rammollire reversibilmente con la variazione della temperatura. Si tratta di sostanze organiche polimeriche tra le quali sono disponibili: asfalto, bitume, paraffina, polietilene, polipropilene, nylon. I materiali più frequentemente utilizzati sono asfalto e bitume.

Il trattamento avviene mescolando, ad alta temperatura (superiore ai $100\text{ }^\circ\text{C}$.) il rifiuto precedentemente essiccato con gli additivi sopra menzionati. La miscela viene poi lasciata raffreddare e solidificare.

Il processo imprigiona l'inquinante con un meccanismo puramente fisico.

D1.6 Processi a base di polimeri organici

Questi processi consistono nel miscelare al rifiuto un monomero (il più comune è l'urea formaldeide ma sono impiegati anche poliestere, melammina, resine fenoliche) che, in presenza di un catalizzatore, polimerizza, incapsulando nella struttura polimerica le sostanze contenute. Sono, come i precedenti, trattamenti che fissano il rifiuto attraverso un meccanismo di tipo fisico. Il materiale polimerizzato non si combina chimicamente con il rifiuto ma forma una massa spugnosa che intrappola le particelle solide.

D1.7 Processi a base di composti macroincapsulanti

Sono processi che danno luogo alla formazione di un prodotto finale costituito da una struttura composita di resine organiche. Generalmente le particelle inquinanti vengono agglomerate da resine termoindurenti e incapsulate da resine termoplastiche. Ad esempio, vengono utilizzate resine polibutadieniche fuse che formano con il rifiuto una miscela, che, dopo raffreddamento, viene ricoperta con polietilene ad alta densità fuso, in modo da creare un involucro esterno ad alta resistenza. Il processo comporta costi elevati.

D1.8 Vetrificazione

Rifiuti particolarmente pericolosi possono essere miscelati con silice e sottoposti a vetrificazione. Questo tipo di trattamento consente di ottenere un prodotto solido e compatto, sicuro dal punto di vista del rilascio di sostanze inquinanti. Il processo comporta costi elevati.

D1.9 Altri processi

Si tratta in genere di processi innovativi e per la maggior parte ancora in fase sperimentale:

- autocementazione
- innocuizzazione delle ceneri volanti e dell'amianto con processi ad arco elettrico o plasma
- produzione di materiali ceramici sintetici
- utilizzo di ceneri vetrificate
- inglobamento in matrici di rivestimento

Ci sono, inoltre, altri processi chimico-fisici che possono essere utilizzati al fine di rimuovere specifici contaminanti; tra questi si cita, ad esempio, lo strippaggio, applicabile al trattamento di solidi contaminati da sostanze volatili (VOC, SVOC).

D1.10 - Meccanismi chimico-fisici di processo**D 1.10.1 - Processi a base di reagenti inorganici - Meccanismi chimico- fisici di processo**

I processi si differenziano per i meccanismi di fissazione, per le interazioni tra i contaminanti ed il cemento e per le tipologie di additivi utilizzate.

I meccanismi di fissazione dei contaminanti sono molto complicati e difficili da definire in dettaglio, a causa della complessità della matrice solida e della varietà dei contaminanti generalmente presenti; essi, inoltre, dipendono dalla tipologia del processo considerato ed in particolare se tale processo è a base neutra o acida.

Nei processi a base neutra, in funzione della sostanza considerata e delle condizioni operative, si possono avere meccanismi di fissazione chimica e fisica.

La fissazione chimica comprende:

- precipitazione: l'aggiunta di cemento fa aumentare la concentrazione di ioni calcio, i quali formano con gli anioni presenti sali con scarsa solubilità che precipitano facilmente favorendo così la solidificazione. L'alcalinità dell'ambiente consente anche la formazione e la precipitazione di idrossidi insolubili di metalli pesanti

- **Complessazione:** in condizioni di pH basico (come quelle che si creano con l'aggiunta del cemento), si ha la possibilità che i composti idrati semplici formino complessi insolubili (soprattutto alluminati) capaci di legare numerosi anioni (alogenuri, NO_3 , MnO_4 , ecc). Inoltre, il silicato tricalcico reagisce con ossidi e idrossidi di metalli formando idrossidi complessi (ad esempio, con lo zinco forma $\text{Ca} [\text{Zn}(\text{OH})_3 \cdot \text{H}_2\text{O}]_2$). Altri metalli fissabili dal silicato tricalcico sono: rame, cromo trivalente, ferro, nichel, manganese, arsenico
- **Adsorbimento:** è un processo d'importanza non trascurabile, atteso il fatto che all'idratazione del cemento si accompagna un notevole incremento della sua superficie specifica, che si trova in condizioni di attivazione per la presenza di silice. Ciò rende possibili reazioni di adsorbimento che portano, in genere, alla formazione di composti meno solubili. Le reazioni di adsorbimento possono dare origine a legami di tipo ionico, covalente, forze di Van der Waals; tipico è il legame covalente che si verifica tra l'ossigeno (anione legato al reticolo dei silicati) e numerosi cationi liberi in soluzione.

La fissazione fisica avviene, invece, per intrappolamento fisico di tutte le sostanze (comprese quelle non reattive) all'interno della matrice.

I processi a base acida sono caratterizzati dal fatto che il rifiuto di partenza viene portato (quando non lo sia già) in condizioni di pH fortemente acido. Anche in questo caso si hanno meccanismi di fissazione chimica e fisica.

Nella fissazione chimica, l'immobilizzazione dei contaminanti ad opera di legami chimici viene eseguita grazie ad una precisa successione delle fasi di dosaggio dei reagenti:

- acidificazione del rifiuto a valori di pH compresi tra 1 e 2,5, al fine di conseguire la solubilizzazione completa dei cationi metallici. Può essere utilizzato in questa fase un qualunque acido inorganico (H_2SO_4 , HCl , HNO_3): nei processi di trattamento di terreni contaminati, on site/off site vengono spesso usati rifiuti liquidi acidi
- formazione dell'acido silicico monomero, mediante aggiunta alla soluzione acida di scorie d'altoforno (loppa) o di fonderia (contenenti silicati) e di altro acido di scarto per vincolare il pH in un campo compreso tra 1 e 2,5. Tale campo è indispensabile per mantenere stabile l'acido silicico monomero, premessa per un'efficace fissazione dell'inquinante
- polimerizzazione dell'acido silicico, per effetto dell'aggiunta di latte di calce o di soda. Durante la polimerizzazione, il gruppo $\text{Si}(\text{OH})$ si deprotona legando nelle sue catene gli ioni dei metalli presenti.

La fissazione fisica, dal canto suo, viene realizzata attraverso la cementazione per aggiunta di loppa e calce al polimero siliceo preformato.

Va rilevato che i contaminanti presenti nel rifiuto possono interagire con il cemento, durante le reazioni di idratazione, andando ad influenzare le caratteristiche finali del materiale inertizzato. I meccanismi di interferenza sono così riassumibili:

- **adsorbimento:** le molecole vengono adsorbite dalle particelle cristalline ostacolando il normale processo d'idratazione
- **complessazione:** agenti complessanti reagiscono con gli ioni alluminato e ferrito mantenendoli in soluzione e ritardando così l'idratazione
- **precipitazione:** la formazione di composti insolubili ostacola il trasporto di acqua, ritardando le reazioni di idratazione
- **nucleazione:** l'adsorbimento delle sostanze contaminanti sui nuclei di idrossido di calcio ne impedisce la crescita e quindi favorisce la formazione di nuovi nuclei nella soluzione satura; un numero così elevato di nuclei, ovvero di siti disponibili per le reazioni di idratazione, porta, dopo il ritardo iniziale, ad una veloce idratazione del silicato tricalcico e alla cristallizzazione dell'idrossido di calcio stesso.

A livello di reazioni d'idratazione, le sostanze presenti nel rifiuto (o nel terreno) sottoposto a

trattamento possono agire da acceleranti o ritardanti a seconda che favoriscano o meno la nucleazione; in termini di caratteristiche finali il prodotto potrà risultare più o meno compatto, più o meno resistente alle sollecitazioni meccaniche e/o potrà risultare modificato in alcune sue particolari proprietà (per esempio, la permeabilità).

Al fine di inibire gli effetti negativi che alcuni composti esercitano sui meccanismi di presa e sulle caratteristiche fisico-meccaniche, devono essere dosate, assieme ai reagenti leganti, apposite sostanze (additivi) che, in genere, partecipano anche al processo d'immobilizzazione dei contaminanti, ma che in alcuni casi servono solo ad impedire i fenomeni di interferenza. Gli additivi, inoltre, possono essere dosati in quantità limitate oppure significative rispetto al reagente principale. In quest'ultimo caso, si tende a ridurre l'incremento di volume del prodotto finale e ad aumentare la possibilità di trattare rifiuti o terreni ad alto contenuto d'inquinanti, correndo però il rischio di ottenere un materiale che non ha, in pratica, consistenza e non oppone barriere fisiche all'eluente.

Tra i più comuni additivi si hanno i silicati solubili, i solfuri (ad esempio di sodio), i materiali pozzolanici naturali o artificiali, le sostanze adsorbenti (argille, zeoliti, ecc) e altri additivi coperti da brevetto. Possono, inoltre, essere impiegati additivi fluidificanti per tenere basso il rapporto acqua/cemento nell'impasto.

Per poter applicare i processi di inertizzazione a base di cemento anche in presenza (più o meno marcata) di contaminanti organici, vengono proposti diversi tipi di additivi, che, una volta premiscelati con il rifiuto, esplicano un'azione adsorbente sui contaminanti organici, riducendone gli effetti negativi sul processo di idratazione del cemento. Tra gli additivi più utilizzati vi sono le argille QAS (montmorilloniti scambiate con sali quaternari di ammonio); tali argille, se modificate scambiandole con cationi alchilammonici, aumentano la capacità di adsorbimento delle molecole organiche di oltre il 95%. L'applicazione di argille QAS modificate ha consentito di operare con contenuti di contaminanti organici (solventi ed ammine) superiori al 12%. Nel trattamento di terreni contaminati, l'applicazione di argille QAS scambiate si è rivelata efficace su diversi composti organici, anche a pH acidi ed in presenza di metalli pesanti. Oltre alle argille QAS sono stati proposti altri additivi (carboni attivi, vermiculite, terre di diatomee, zeoliti, polimeri organici) per adsorbire i composti organici prima dell'inertizzazione, benché non si abbiano notizie di un loro utilizzo pratico nel settore del trattamento dei rifiuti e dei terreni contaminati. Si hanno infine diversi additivi coperti da brevetto, che sono stati applicati soprattutto a terreni con contenuto di sostanza organica fino al 30%.

D 1.10.2 - Processi a base di reagenti organici - Meccanismi chimico fisici di processo

Non tutti i contaminanti possono essere trattati efficacemente con i processi di inertizzazione a base cementizia; la maggior parte di tali processi è, infatti, applicabile solo a contaminanti di natura prevalentemente inorganica. Alcuni trattamenti sono però in grado di immobilizzare anche talune tipologie di inquinanti organici, mediante l'aggiunta di additivi specifici che svolgono sulla frazione organica un'azione microincapsulante o adsorbente.

Le difficoltà di smaltimento finale dei residui solidi (prodotti dai trattamenti di depurazione dei fumi, ceneri volanti residui dell'assorbimento ecc.), legate essenzialmente alla presenza ed alla mobilità di alcune componenti tossiche, rendono di particolare interesse alcune possibilità di trattamento finalizzate alla riduzione del loro grado di nocività. A tale scopo le alternative potenzialmente applicabili possono suddividersi, in base al principio che regola l'intervento stesso, in due categorie:

1. riduzione della mobilità degli elementi tossici tramite incapsulamento in una matrice solida stabile (inertizzazione: stabilizzazione/solidificazione); i processi di più comune applicazione sono costituiti da trattamenti a base di leganti idraulici mentre sono meno usati i processi in cui gli elementi tossici precipitano sotto forma di sali altamente insolubili, senza tuttavia provvedere allo sviluppo di fenomeni di solidificazione. Questa categoria ottiene come risultati:

- la fissazione degli elementi tossici all'interno della struttura tridimensionale, che si forma dopo opportuna maturazione
 - la riduzione della superficie specifica esposta al contatto con le acque di percolazione, con conseguente minimizzazione del rilascio di sostanze nocive
2. estrazione totale o parziale degli elementi tossici dal rifiuto, con contestuale recupero di una frazione inerte (detossificazione o innocuizzazione). A questa categoria appartengono quei trattamenti orientati alla riduzione della nocività dei residui tramite la estrazione degli elementi tossici, con produzione di un solido altamente innocuizzato e di una frazione contenete i metalli separati potenzialmente riutilizzabile. Possono essere di due tipi:
- chimici
 - termici.

A seconda del tipo di reagente, i processi sono classificabili in:

- processi a base di sostanze termoplastiche. In questi processi si usano sostanze capaci di indurire o rammollire reversibilmente con la variazione di temperatura. Si tratta di sostanze organiche polimeriche tra le quali sono disponibili: asfalto, bitume, paraffina, polietilene, polipropilene, nylon. I materiali utilizzati più frequentemente sono asfalto e bitume
- Processi a base di polimeri organici. Consistono nel miscelare al rifiuto da trattare un monomero (il più comune è l'urea formaleide, ma sono impiegabili anche poliestere, melamina e resine fenoliche) che in presenza di un catalizzatore polimerizza, incapsulando nella struttura polimerica le sostanze inquinanti
- Processi a base di composti macroincapsulanti. Prevedono la formazione di un prodotto finale costituito da una struttura composta di resine organiche. Generalmente le particelle di terreno contaminato vengono agglomerate da resine termoindurenti ed incapsulate da resine termoplastiche. Sono ad esempio usate resine polibutadieniche fuse che formano col terreno una miscela, la quale dopo raffreddamento viene ricoperta con polietilene ad alta densità fuso in modo da creare un involucro esterno di notevole resistenza.

Tutti i processi sopra descritti fissano i contaminanti attraverso un meccanismo fisico. La loro applicazione ai rifiuti ed ai terreni contaminati, seppur potenzialmente efficace, ha trovato fino ad oggi limitate applicazioni in scala reale (in particolare nel caso dei processi a base di sostanze termoplastiche) soprattutto a causa degli elevati costi. Va rilevato che tali trattamenti sono stati, originariamente, sviluppati per lo smaltimento in sicurezza di rifiuti a bassa radioattività.

D.1.11 Vantaggi e svantaggi dei trattamenti di inertizzazione

I fattori che determinano la possibilità di trattare efficacemente un certo rifiuto mediante il trattamento di solidificazione/stabilizzazione sono molteplici.

La scelta del sistema di trattamento più idoneo va effettuata tenendo presenti i seguenti aspetti:

- caratteristiche chimico-fisiche del rifiuto;
- compatibilità tra rifiuti di tipo diverso;
- compatibilità tra rifiuto e reagenti;
- efficacia del trattamento ovvero effettiva capacità dei reagenti di immobilizzare le sostanze inquinanti;
- livello di compatibilità ambientale richiesto per il rifiuto dopo trattamento;
- possibili utilizzi e periodo di vita richiesto al manufatto prodotto con il rifiuto;
- requisiti di compatibilità ambientale richiesti al termine della sua vita prevista;
- valutazione economica dei costi.

L'efficacia del trattamento va valutata con prove di laboratorio che siano in grado di indicare la lisciviabilità degli inquinanti dal rifiuto inertizzato.

I principali vantaggi e svantaggi dei processi di inertizzazione che utilizzano reagenti inorganici

sono riportati in tabella 1

Tabella 1 – Vantaggi e svantaggi dei processi di inertizzazione a base di cemento e calce

Vantaggi	Svantaggi
Reagenti a costo ragionevole e facilmente reperibili	possibilità di ri-dissoluzione in presenza di forti concentrazioni acide
tecnologia semplice e ampiamente applicata, con costi di investimento contenuti	in alcuni casi sono richiesti elevati quantitativi di reagenti
controllabilità e flessibilità del processo: le proprietà fisiche dei rifiuti trattati possono essere variate in funzione delle quantità di reagenti addizionati	sensibile aumento di volume del rifiuto inertizzato rispetto al grezzo
Possibilità di riciclaggio dei prodotti di alcuni processi	

Il processo prevede una fase preliminare volta all'individuazione dei parametri critici e delle prestazioni del sistema tra cui:

- tipologia, combinazione e dosaggio degli agenti stabilizzanti e degli additivi da utilizzare
- tipologie di pretrattamento
- modalità e tempi ottimali di miscelazione e di maturazione
- controllo delle eventuali emissioni liquide e gassose del processo
- caratteristiche chimico-fisiche e meccaniche del materiale inertizzato.

Un rischio ambientale indotto dai processi di inertizzazione è rappresentato dalla possibile generazione di emissioni gassose di composti volatili tossici durante le fasi di miscelazione del rifiuto con gli additivi; in tal caso dovrebbe essere previsto un sistema di captazione e trattamento di tali emissioni gassose.

Dalla descrizione dei processi di inertizzazione emerge che:

- i processi a base di reagenti inorganici consentono il trattamento di una vasta gamma di tipologie di rifiuti
- i meccanismi di fissazione nei processi a base di reagenti organici sono riconducibili all'intrappolamento fisico e la loro efficacia è generalmente elevata.

D.2 - I trattamenti termici

Gli impianti di trattamento termico prevedono la presenza di più sezioni di trattamento poste in serie o in parallelo in relazione alle caratteristiche dei materiali inquinanti da trattare e dei quantitativi da decontaminare.

Sia gli impianti di desorbimento termico sia quelli di termodistruzione sono basati su uno schema impiantistico tecnologico generale che prevede tre comparti di trattamento:

1. comparto pre-trattamenti ed alimentazione
2. comparto di trattamento termico e/o distruzione e/o rimozione delle sostanze inquinanti (prima e seconda fase del processo)
3. comparto di raffreddamento e/o recupero termico e controllo e raccolta delle emissioni (residui di trattamento solidi, liquidi e gassosi).

Il primo comparto comprende le unità tecnologiche di pretrattamento: stoccaggio, vagliatura, triturazione, miscelazione, preessiccamento, alimentazione al comparto di trattamento termico, ecc..

Il secondo comparto comprende, invece, il sistema di trattamento di termocombustione o desorbimento vero e proprio ed i sistemi di distruzione e/o rimozione degli inquinanti presenti nella fase gassosa: camera di combustione o desorbimento, eventuale camera di post combustione o unità di condensazione/recupero, unità di abbattimento degli inquinanti presenti in fase gassosa, ecc.

Vi è, infine, il comparto di raffreddamento che comprende: gli impianti preposti allo scambio termico tra i prodotti gassosi del trattamento ed al recupero energetico, le unità di raccolta e

stoccaggio dei residui solidi e liquidi di processo, le unità di controllo in continuo delle emissioni gassose, ecc.

Di seguito vengono descritte, nel dettaglio, le principali tecnologie adottate per gli impianti di desorbimento termico e per quelli di termodistruzione.

D 2.1 - Desorbimento termico e termodistruzione

I processi di desorbimento termico sono applicati, prevalentemente, al trattamento dei terreni contaminati e sono finalizzati alla vaporizzazione dei contaminanti organici volatili e semivolatili in essi presenti. Operano, in una fase primaria, una semplice evaporazione di questi composti; a differenza dei trattamenti di termodistruzione, infatti, le condizioni di funzionamento (livelli di temperatura, tempi di residenza) sono tali da garantire la sola volatilizzazione degli inquinanti, senza cioè ossidarli né distruggerli. Una volta volatilizzati, i composti organici possono essere, in una fase secondaria, variamente trattati.

Il processo di desorbimento termico, come precedentemente descritto, consiste nella volatilizzazione delle sostanze inquinanti a temperature comprese tra i 90 ed i 650 °C e nella successiva rimozione mediante un fluido di trasporto costituito dall'aria di combustione o da gas inerte.

Il processo non è finalizzato all'ossidazione termica/distruzione degli inquinanti organici, sebbene le elevate temperature adattate in alcuni sistemi possano provocare anche fenomeni localizzati di ossidazione.

I trattamenti termici consentono di risanare terreni contaminati da sostanze organiche e, in talune tipologie di processo, anche di rimuovere (quando vaporizzabili e poi ossidabili a basse temperature) o immobilizzare efficacemente le sostanze inorganiche. Essi possono essere effettuati in impianti fissi (off site), mobili o trasportabili (on site) e possono essere condotti direttamente in situ mediante l'energizzazione del suolo con appositi elettrodi.

A seconda dello schema di processo e delle modalità operative, i trattamenti termici possono essere classificati in due distinte categorie:

- trattamenti di desorbimento termico
- trattamenti di termodistruzione.

Le due tipologie di processo si differenziano, essenzialmente, per la modalità di conduzione della prima fase di trattamento, quella cioè sulla matrice solida del terreno. Essa, infatti, può:

- limitarsi ad una semplice vaporizzazione/pirolisi dei composti volatili, con temperature in genere variabili tra 90 e 650°C, come, appunto, nel caso dei processi di desorbimento termico
- spingersi fino ad un trattamento di termodistruzione convenzionale) con temperature variabili da un minimo di 600 °C ad oltre 2.000 °C per i sistemi che prevedono, dapprima, la fusione e, quindi, la vetrificazione del terreno), soprattutto in caso di elevate concentrazioni di contaminanti organici di notevole pericolosità e stabilità termica e/o quando si rende necessario immobilizzare, nel materiale vetrificato, gli eventuali contaminanti inorganici (in genere metalli pesanti)

I suddetti processi portano all'ottenimento di un terreno decontaminato avente caratteristiche differenti:

- il terreno trattato al di sotto di 460°C, subisce un parziale deterioramento in seguito alla mineralizzazione della frazione organica ed alla trasformazione e riorganizzazione degli ossidi di ferro ed alluminio. Tale deterioramento non pregiudica, comunque, il riutilizzo agronomico del terreno medesimo, tenuto conto della ricostituzione naturale (nel giro di poche stagioni) della sostanza organica o della possibilità di apportare tale sostanza organica dall'esterno (per esempio, mediante l'aggiunta di ammendanti organici)
- il terreno trattato al di sopra di 500 °C e fino a 900°C, va incontro alla perdita degli ossidrilici dalle argille e alla dissociazione dei bicarbonati, con danni irreversibili sia alla struttura

minerale che alle caratteristiche chimiche e nutrizionali. Il suo utilizzo non può, quindi, più essere di tipo agronomico, ma esclusivamente come materiale da riporto o riempimento

- il terreno trattato al di sopra di 900 °C arriva al punto di fusione: si ottiene così, una volta raffreddato, un prodotto vetrificato.

D 2.1.1 Modalità di riscaldamento del terreno

I diversi sistemi di trattamento si differenziano, quasi esclusivamente, per il tipo di unità di desorbimento utilizzata.

Unità di desorbimento a riscaldamento diretto

Il rifiuto (terreno contaminato) viene riscaldato attraverso l'intimo contatto diretto con un vettore di calore. Questo è, comunemente, un combustibile ausiliario che viene bruciato all'interno di un tamburo rotante (che costituisce, quindi, l'unità di desorbimento), laddove si può anche prevedere il ricircolo dei fumi depurati della zona di post combustione (quando questa sia presente); la temperatura di processo è generalmente superiore a 420°C. Sono state, però, effettuate anche delle prove dimostrative di desorbimento in letto fluido, all'interno del quale il terreno viene sottoposto ad intimo contatto con un flusso di aria calda (540-760 °C) immessa (in equicorrente al terreno) dal fondo del letto: la temperatura di processo, in questo sistema (denominato DAVES, "Desorption and Vapor Extraction System"), è intorno a 160 °C. Nei processi di desorbimento a riscaldamento diretto, i gas in uscita dalla camera di desorbimento, che devono essere inviati all'apposito sistema di depurazione, sono, allora, costituiti non soltanto dal vapore e dai prodotti volatili rilasciati dal terreno, ma anche dai fumi generati dalla combustione del combustibile ausiliario (nel caso del tamburo rotante), o dall'aria riscaldata (nel caso del letto fluido).

Unità di desorbimento a riscaldamento indiretto

Il rifiuto (terreno contaminato) è posto a contatto con delle superfici metalliche riscaldate; il trasferimento del calore al suolo avviene, pertanto, a seguito dello scambio termico con queste superfici. L'unità di desorbimento produce, in questo caso, una minor quantità di emissioni gassose, costituite, quasi esclusivamente, da vapore e dagli inquinanti rilasciati; si hanno, pertanto, dimensioni più contenute del sistema di depurazione. Generalmente il trattamento è effettuato a temperature comprese tra 175 °C e 370 °C ma il range operativo può andare dai 90 °C ai 650 °C.

D.2.1.2 Vantaggi e svantaggi del desorbimento termico

Il desorbimento termico può essere adottato per la rimozione dal suolo contaminato di composti organici volatili e semivolatili, ed anche di sostanze a più alto punto di ebollizione come i policlorobifenili; è invece inefficace nella separazione dei contaminanti inorganici. Tuttavia, i metalli maggiormente volatili (come mercurio ed arsenico) possono essere rimossi ricorrendo alle più alte temperature di processo; inoltre, la presenza di cloro può favorire significativamente la vaporizzazione di alcuni metalli quali il piombo.

Rispetto ai trattamenti di termodistruzione, il processo di desorbimento termico presenta i seguenti vantaggi:

- il trattamento, qualora condotto a temperature sufficientemente basse, può essere esente da alcune problematiche di processo ricorrenti nei trattamenti di termodistruzione (emissioni di policlorodibenzodiossine - PCDD, e polidiorodibenzofurani - PCDF)
- il terreno decontaminato conserva ancora delle proprietà organiche e chimiche tali da consentirne anche il riutilizzo agronomico;
- sono ridotte le dimensioni del sistema depurazione fumi
- i costi di trattamento risultano inferiori.

D 2.2 - Processi di vetrificazione/vetroceramizzazione

D 2.2.1 - Processo di vetrificazione

Il processo di vetrificazione prevede la fusione dei rifiuti ad una temperatura intorno ai 1300 °C, così da ottenere una matrice vetrosa fusa, costituita in gran parte da componenti del sistema $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-CaO}$ e da ossidi di metalli alcalini. Mentre i composti organici sono completamente distrutti, gli inquinanti inorganici sono ossidati e, prevalentemente, inglobati nella matrice vetrosa. I fumi che si liberano dalla fornace sono caratterizzati dalla presenza dei prodotti della combustione delle sostanze organiche e dai composti inorganici maggiormente volatili. Una volta raffreddamento il materiale ottenuto, scarsamente lisciviabile, presenta fasi amorfe e cristalline. L'elevata richiesta energetica della vetrificazione dei rifiuti è giustificata solo se la qualità del prodotto ottenuto consente di competere, per caratteristiche fisiche, meccaniche, economiche ed ambientali con gli analoghi materiali di impiego comune.

Parametri del processo di vetrificazione

I principali parametri da controllare sono: temperatura e composizione. In particolare, deve essere opportunamente corretto il tenore di SiO_2 e Al_2O_3 , mediante l'aggiunta di rottami di vetro, dolomite ecc., per ottenere le migliori caratteristiche di fusibilità, lavorabilità e cristallizzazione.

Effetti degli inquinanti sul processo di vetrificazione

L'elevata presenza di materiale organico nei rifiuti da vetrificare può provocare la riduzione degli ossidi dei metalli pesanti: Zn, Cd e Hg, caratterizzati da un'alta tensione di vapore, tendono ad evaporare; Fe, Ni, Cr, Cu, caratterizzati da bassa tensione di vapore, bassa solubilità e alta densità, rimangono nella massa fusa e precipitano. I solfati, essendo poco solubili nella massa vetrosa fusa di alcalo-silicati, incrementano la concentrazione di SO_x nelle emissioni gassose.

D 2.2.2 - Processo di vetroceramizzazione

Il processo di vetroceramizzazione dei rifiuti consiste in una cristallizzazione controllata del prodotto vetrificato che consente di pervenire ad un miglioramento delle proprietà meccaniche e tecnologiche, e della resistenza chimica.

Il riscaldamento controllato deve essere condotto ricorrendo ad una sequenza di gradienti di temperatura e periodi di pausa.

Parametri del processo di vetroceramizzazione

I principali parametri da controllare nella conduzione del processo di vetroceramizzazione sono: temperatura e tempi di riscaldamento. La cristallizzazione è favorita dal dosaggio di agenti nucleanti, quale TiO_2 .

Applicazioni su scala industriale

Le principali applicazioni su scala industriale dei processi di vetrificazione/vetroceramizzazione riguardano l'inertizzazione delle scorie e delle ceneri da termoutilizzazione di RU/RSAU.

I test di lisciviazione, condotti sia sui prodotti di vetrificazione sia su quelli di vetroceramizzazione, dimostrano che i rilasci di sostanze pericolose sono ampiamente inferiori alle soglie di sicurezza fissate dalle normative vigenti.

D.3 Estrazione dei contaminanti dal terreno

Le tecnologie di estrazione, strappaggio ed elettrocinesi, sono accomunate dall'obiettivo di conseguire una mobilizzazione del contaminante dal terreno e, come quasi tutti i sistemi di bonifica, possono essere applicate in situ o ex situ.

In teoria, il principio di mobilizzare i contaminanti presenti in grandi volumi di terreno per

concentrarli su un flusso di entità relativamente modesta da depurare in un sistema esterno e totalmente ingegnerizzato, porterebbe a dover includere tra le tecnologie di estrazione anche lo strippaggio di contaminanti volatili e l'elettrocinesi; tuttavia, si considereranno le tecnologie di estrazione secondo l'accezione più comunemente riportata in letteratura, ovvero come processi basati sul passaggio del contaminante dal terreno ad una fase liquida, mentre le altre due tecnologie summenzionate verranno trattate separatamente e singolarmente in apposite sezioni.

D 3.1 Descrizione delle tecnologie di estrazione

Le cosiddette tecnologie di estrazione sono basate su processi il cui fine è l'allontanamento del contaminante dal terreno utilizzando un mezzo di estrazione che una volta esercitata la sua funzione chimico-fisica a contatto con la matrice contaminata, viene convogliato verso un sistema avente lo scopo di concentrare e/o trattare il contaminante e, possibilmente, recuperare il mezzo di estrazione per una successiva fase di rimozione del contaminante dal terreno.

Le tecnologie di estrazione possono essere applicate *ex situ* ed *in situ*¹:

1. nel primo caso vengono più propriamente definite con il termine inglese *washing*
2. nel secondo caso il processo è noto in letteratura come *flushing*.

Il processo del *washing* prevede che il terreno sia:

1. escavato
2. quasi sempre pretrattato
3. "lavato" in uno dei seguenti modi:
 - per irrigazione in cumuli
 - in unità batch
 - in sezioni a flusso continuo.

In generale, i meccanismi di lavaggio sono di due tipi:

A. passaggio in soluzione del contaminante una volta avvenuto il contatto con:

1. acqua
2. acqua ad alta temperatura
3. una apposita soluzione estraente che può utilizzare:
 - solventi diversi dall'acqua
 - tensioattivi

B. veicolazione del contaminante:

1. in forma dispersa
2. sotto forma di micelle
3. adsorbito su particelle microniche e sub-microniche di terreno (per la maggior parte dei contaminanti il 90% del carico inquinante è concentrato nella frazione granulometrica di dimensioni inferiori ai 2 mm).

Nella fase di mobilitazione dei contaminanti intervengono una serie di azioni di tipo fisico (azioni di attrito che favoriscono il distacco del contaminante dalla superficie delle particelle di suolo) e chimico-fisico (desorbimento ottenuto utilizzando tensioattivi o modificando le condizioni di pH), come riassunto in tabella 2.

Tabella 2 - Meccanismi che definiscono la fase di mobilitazione dei contaminanti

Azione	Meccanismo	effetto/causa
Fisica	Attrito	il distacco del contaminante dalla superficie delle particelle
chimico-fisica	Desorbimento	utilizzo di tensioattivi
		modifica delle condizioni di pH

¹ Nelle presenti linee guida verranno approfondite solo le tecnologie di estrazione *ex situ* accennando a quelle *in situ* per gli aspetti comuni alle due tecnologie

D.3.2 Post-trattamenti nel processo di estrazione

L'utilizzo di particolari soluzioni nel processo può rendere necessario un post-trattamento del terreno (ad esempio, lavaggio con acqua) finalizzato alla rimozione delle sostanze estraenti che permangono nel terreno stesso. Il flusso estratto richiede, a sua volta opportuni post-trattamenti di tipo biologico e/o chimico-fisico quali, ad esempio, la flottazione.

Come estraente viene utilizzata ancora diffusamente l'acqua sebbene la sua azione solvente possa essere sfruttata solo nei confronti di un ristretto numero di contaminanti, come il cromo esavalente, i cloruri, i solfati, ed i tempi di lavaggio richiesti siano spesso eccessivamente lunghi. Il suo utilizzo, pertanto, è soprattutto quello di agente disperdente.

Soluzioni basiche (ad esempio di NaOH) possono essere utilizzate su terreni a matrice argillosa nei quali l'elevata densità di carica superficiale contribuisce a trattenere contaminanti quali, ad esempio, i cianuri; l'incremento del pH favorisce la mobilitazione del contaminante.

Per la bonifica di siti contaminati da sostanze poco solubili in acqua e resistenti alla dispersione, come gli IPA, possono essere utilizzati solventi organici (etanolo, alcol isopropilico, acetone ecc.). E' preferibile che tali solventi siano solubili in acqua al fine di non dover ricorrere alla fase preliminare di essiccazione del terreno; la necessità di dover effettuare post-trattamenti del terreno ed i costi elevati dei reagenti sono uno svantaggio legato all'utilizzo di soluzioni estraenti contenenti solventi organici.

I tensioattivi sono macromolecole organiche, composte da una catena idrofoba e da un gruppo idrofilo, che tendono ad accumularsi in corrispondenza dell'interfaccia tra le diverse fasi non miscibili modificando le proprietà chimico-fisiche della superficie (diminuzione della tensione superficiale, potere schiumogeno, ecc.). All'aumentare della concentrazione e superato un dato valore critico, i tensioattivi tendono a ridurre ulteriormente il contatto tra il gruppo idrofobo e l'acqua mediante la formazione di micelle. La concentrazione critica al di sopra della quale si formano le micelle dipende dal tipo di tensioattivo, dal fatto che sia ionico o meno e dalla presenza o meno in acqua di sali. Le soluzioni di acqua e tensioattivi nelle quali la concentrazione di questi è superiore a quella critica sono caratterizzate da una considerevole fase non polare costituita dall'interno delle micelle stesse, che è in grado di dissolvere composti poco solubili in acqua come PCB, solventi organici, pesticidi, ecc.

Questa tecnologia, d'altro canto, risulta essere decisamente più costosa del semplice lavaggio con acqua e gli inquinanti devono necessariamente avere caratteristiche idrofobiche ed essere caratterizzati da scarsa volatilità. Il trattamento può essere efficacemente applicato a terreni contaminati da PCB, pesticidi clorurati, lubrificanti, plastificanti, solventi clorurati o aromatici.

I tensioattivi non vengono utilizzati nel trattamento di terreni contenenti metalli pesanti, per i quali il processo maggiormente utilizzato è, invece, l'estrazione mediante lavaggio con soluzioni acide.

La mobilità dei metalli in un terreno dipende da diversi fattori, ed in particolare:

- dal pH
- dalla natura della matrice minerale del suolo
- dalla capacità di scambio cationico (CEC)
- dal potenziale redox
- dalla dimensione delle particelle costituenti il terreno
- dalla presenza di sostanza organica e di argille
- dalla forma sotto la quale sono presenti i metalli stessi

La mobilitazione dei metalli e la limitazione dei fenomeni di adsorbimento possono essere attuate mediante l'utilizzo di HCl, H₂SO₄, HNO₃, acidi organici o agenti chelanti.

D.3.3 Vantaggi e vantaggi delle tecniche di estrazione

Tra le possibili limitazioni nell'applicazione del washing si segnalano;

- la presenza di più tipologie di inquinanti (ad esempio composti organici e metalli pesanti) che può rendere difficile l'identificazione dell'agente estraente ottimale e potrebbe portare a

reazioni indesiderate dell'estrante con alcuni contaminanti

- la presenza di frazioni argillose ed umiche
- difficoltà nel depurare la soluzione estraente, ovvero nel demobilizzare i contaminanti; ciò può rendere necessario un ulteriore trattamento del terreno per la rimozione dell'agente estraente.

Per la valutazione dell'applicabilità del washing devono essere considerati diversi fattori, ed in particolare:

- la distribuzione granulometrica (con range ottimale 0. 24-2 mm)
- il tipo di terreno
- le caratteristiche di scavabilità e facilità di movimentazione del terreno
- la tessitura, il contenuto di acqua e di sostanza organica
- la capacità di scambio cationico e quella tampone, il pH
- viene, infine, raccomandata l'esecuzione di prove preliminari su scala pilota.

Il washing è un processo considerato affidabile per il trattamento di una vasta gamma di contaminanti (metalli pesanti, radionuclidi, cianuri, PAC, PCB, pesticidi) grazie alla possibilità di utilizzare diverse soluzioni estraenti; poiché il trattamento avviene on site od off site, rispetto al flushing è meno "sensibile" alle caratteristiche proprie del sito e quindi considerato più flessibile.

Il trattamento è affidabile soprattutto per terreni caratterizzati da un contenuto del 50-70% in sabbia; se il contenuto di fini (limi ed argille ed, in generale, particelle di dimensioni inferiori a 63-74 µm) è pari al 30-50% il trattamento di washing risulta, comunque, applicabile, ma potrebbe non essere economicamente conveniente.

I contaminanti, inoltre, tendono a concentrarsi sulle particelle fini dalle quali è più difficile mobilitarli con il washing; pertanto operare su un terreno ricco di fini potrebbe rendere necessari ulteriori trattamenti di considerevoli quantità di materiale altamente contaminato con conseguente incremento dei costi. Un'altra condizione per la fattibilità economica del processo è che la massa complessiva di terreno da trattare non sia, in generale, inferiore alle 5.000 tonnellate.

La presenza di contaminanti idrofobi richiede, come già precedentemente accennato, l'utilizzo di particolari additivi, il che implica in genere maggiori volumi di soluzione estraente e ulteriori fasi di processo, per trattare e riciclare l'additivo.

La presenza di miscele di contaminanti aventi caratteristiche diverse rende il sistema più difficile da progettare, così come una distribuzione poco uniforme della contaminazione, in presenza della quale potrebbe essere necessario realizzare un sistema di equalizzazione in testa alla linea di processo. La presenza di contaminanti organici ad elevata viscosità è un altro elemento che può creare notevoli problemi operativi.

In Tabella vengono riassunte le possibilità di applicazione del washing in funzione del tipo di contaminante e delle caratteristiche del contaminante.

Tabella 3 - Applicabilità della tecnologia del washing.

ITEM	Tipo di contaminante	Tipo di terreno	
		Ghiaioso-sabbioso	Argilloso-limoso
Organici	Alogenati volatili	Applicabile con elevata efficienza	Applicabile con efficienza limitata a meno che non si usino additivi particolari
	Non alogenati volatili		
	Alogenati semivolatili	Applicabile con efficienza limitata a meno che non si usino additivi particolari	
	Non alogenati semivolatili		
	PCB		
	Pesticidi alogenati		
	Diossine e furani		
Cianuri organici			
Inorganici	Metalli volatili	Applicabile con elevata efficienza	Non applicabile
	Metalli non volatili		
	Amianto	Applicabile con efficienza limitata a meno che non si	
	Cianuri inorganici		

ITEM	Tipo di contaminante	Tipo di terreno	
		Ghiaioso-sabbioso	Argilloso-limoso
Reattivi	Ossidanti	usino additivi particolari	
	Riducenti		

Per quanto riguarda la verifica dell'efficienza dei trattamenti di washing, già in fase operativa andrebbero controllati alcuni parametri quali, ad esempio:

- il pH della soluzione di lavaggio
- i tempi di residenza del terreno nelle varie sezioni

In Tabella 4 sono riportate le efficienze rilevate in alcuni impianti europei e statunitensi, nonché informazioni sul flusso entrante, sulla tipologia di contaminante e sull'agente estraente utilizzato.

Tabella 4 – Efficienze e principali parametri operativi di alcuni impianti di washing.

Potenzialità [t/h]	Granulometria in ingresso [mm]	Contaminanti	Agente estraente	Concentrazione residua [ppm]	rendimento di estrazione [%]
15	qualsiasi	oli e grassi	acqua calda e detersivi	250-600	50-83
100	0,053-2	Idrocarburi	nessuno: acqua calda e sabbia	20000	90
20		Idrocarburi	nessuno: uso di getto di acqua ad alta pressione	aromatici >45	aromatici >81
15-20	0,015-5	Organici	Acidi e basi	Organici totali: 159-201 Fenoli totali: 7-22,5 IPA: 90-97 PCB: 0,5-1,3	Organici totali: 96 Fenoli totali: 86-94 IPA: 86-90 PCB: 84-88
20-25	0,063-10	Cianuri Clorurati Metalli pesanti	Detersivi, NaOH per correggere il pH	Cianuri: 5-15 Clorurati: <1 Met: 75-1 25	Cianuri: 95 Clorurati: 98 Metalli: 75
n. d.	0,05-4, non più del 20% con d < 0,05	Cianuri Metalli pesanti Clorurati	Reagenti e detersivi coperti da brevetto	Cianuri: 5 Metalli: >150 Clorurati: 0, 5	Cianuri: >85 Metalli: >90 Clorurati: >99

I costi per l'applicazione del washing possono variare ampiamente, soprattutto in funzione del contenuto di frazioni fini, argille e sostanza organica e della capacità di scambio canonico. Se non sono necessari particolari additivi il costo può aggirarsi intorno ai 25-70 €/t, mentre dovendo usare additivi è difficile scendere al di sotto dei 100-125 €/t (possono essere superati anche i 200-250 €/t).

D.4 Strippaggio

Lo strippaggio consente di pervenire alla rimozione di composti organici volatili (VOC) o semivolatili (SVOC) dal materiale contaminato mediante l'utilizzo di un pozzo in cui il materiale stesso viene fatto attraversare da aria prodotta da un apposito ventilatore; il flusso in uscita viene deumidificato e trattato per la rimozione dei contaminanti mobilizzati, utilizzando unità a carboni attivi o a combustione catalitica.

Più in particolare il trattamento di strippaggio ex situ prevede la disposizione del terreno contaminato su un letto di tubazioni di aspirazione. I cumuli vengono, generalmente, coperti da teli in materiale plastico al fine di evitare la volatilizzazione incontrollata dei contaminanti e la eventuale saturazione del terreno ad opera di acque meteoriche.

Un rapido cenno meritano le tecniche di strippaggio a temperatura elevata, in cui il riscaldamento consente di: incrementare la pressione di vapore dei composti volatili e semivolatili, incrementare la

permeabilità del substrato (grazie alla riduzione del contenuto di acqua, nel caso in cui esso sia caratterizzato da eccessiva umidità), facilitare i fenomeni diffusivi, catalizzare i fenomeni ossidativi. Il range di temperature adottate è molto ampio, in funzione del tipo di contaminante e del tipo di processo prescelto. Come per tutti i trattamenti termici, uno svantaggio è rappresentato dalla possibile inibizione o distruzione della popolazione batterica del substrato trattato. I sistemi generalmente impiegati utilizzano aria calda e vapore, ma sono state sperimentate anche resistenze elettriche, campi elettromagnetici, fibre ottiche ad energia solare, ecc..

I processi basati sull'applicazione di campi elettromagnetici (RFH) o sull'utilizzo di resistenze elettriche (ERH) sono stati sviluppati, soprattutto, per interventi su terreni caratterizzati da bassa permeabilità, nei quali risulterebbe difficile l'iniezione di aria calda o vapore. L'utilizzo del vapore al posto dell'aria rende il processo di strippaggio più complesso a causa della formazione di acqua di condensa sia nel terreno che nelle sezioni on site dell'impianto: l'accumulo di acqua di condensa nel terreno può comportare una semi-saturazione e quindi, una sensibile riduzione della permeabilità. La pressione con la quale il vapore viene iniettato deve essere attentamente valutata perché, se è vero che al suo aumentare aumenta la velocità di rimozione, è anche vero che valori troppo elevati potrebbero causare una fratturazione del terreno e la formazione di corto circuiti e vie di fuga.

Il riscaldamento per radio-frequenza (RFH) è una tecnologia sviluppata per riscaldare in modo rapido ed uniforme grandi volumi di terreno caratterizzati da bassa permeabilità. L'applicazione prevede l'utilizzo di elettrodi o di antenne che emettono onde radio su determinate frequenze: le onde radio provocano un incremento del movimento delle molecole e quindi il riscaldamento.

D.4.1 Vantaggi e svantaggi dello strippaggio

Lo strippaggio consente di trattare elevati volumi di rifiuto in tempi accettabili con rapida distruzione dei contaminanti e a costi, generalmente, inferiori a quelli di altre tecnologie; il processo è, inoltre, sinergicamente affiancabile ad altri sistemi. La tecnologia, tuttavia, non è estendibile a qualunque tipologia di rifiuto, ma solo a quelli in cui l'inquinante risulta volatile o quantomeno semivolatile (pressione di vapore almeno pari a 0,5 mm Hg): non sono, pertanto, trattabili metalli pesanti, PCB e molte classi di pesticidi. In generale lo strippaggio non è adatto per composti alcolici e acetone. Poiché il composto da estrarre deve essere mobilizzato sotto forma di vapore, il peso molecolare non deve essere superiore a 200 g/mol. I contaminanti devono avere una bassa solubilità in acqua o quanto meno, l'umidità del terreno deve essere bassa;

Alcune informazioni circa i sistemi di trattamento dei vapori contaminati estratti dal terreno sono riportate in Tabella 5.

Tabella 5 – Principali dati sui sistemi di trattamento dei vapori contaminati estratti dal terreno.

Trattamento	Efficienza	Caratteristiche del flusso estratto dal terreno e da depurare			
	[%]	conc. VOC [ppmv]	umidità relativa [%]	T [°C]	caratteristiche dei VOC
Carboni attivi	60-90	>700	<30	<80	peso molecolare 50-150 g/mol
termodistruzione	>95	>100	-	-	nessuna in particolare
termodistruzione catalitica	95	>100	-	-	metalli pesanti, ossidi di ferro e composti alogenati possono avvelenare i catalizzatori
Condensazione	50-90	>5000	-	<110	Efficienza limitata dalla pressione di vapore dei VOC

Nell'applicazione del processo di strippaggio bisogna tener conto che, a causa del flusso di aria, si avrà una iniziale consistente volatilizzazione, talvolta, associata a degradazione dei composti a più basso peso molecolare; l'elevata volatilizzazione porta ad efficienze di rimozione inizialmente molto elevate, ma che si riducono progressivamente e drasticamente nel tempo pur in presenza di carichi inquinanti ancora elevati.

Una volta appurata la volatilità degli inquinanti, un altro parametro che influenza l'efficienza del processo è la permeabilità all'aria del terreno; essa è funzione delle caratteristiche intrinseche del terreno e del contenuto di liquidi.

D.5 Elettrocinesi

Il processo prevede l'induzione di un flusso di acqua, di particelle cariche e di ioni, attraverso il terreno, caratterizzato da bassa permeabilità.

Il passaggio della corrente elettrica causa la mobilitazione delle specie cariche elettricamente forzando ioni, particelle ed acqua a muoversi verso gli elettrodi.

La corrente, inoltre, crea un fronte acido all'anodo ed uno basico al catodo: il fronte acido può essere proficuamente utilizzato per la mobilitazione di metalli pesanti verso il catodo.

I meccanismi attraverso i quali avviene la migrazione dell'acqua e dei contaminanti verso gli elettrodi sono essenzialmente due:

1. elettromigrazione sotto gradiente elettrico (elettromigrazione vera e propria, se riguarda specie chimiche cariche, ed elettroforesi, se riguarda particelle cariche)
2. elettrosmosi, in cui un fluido contenente ioni si sposta rispetto ad una superficie carica.

Nell'applicazione dell'elettrocinesi alla bonifica dei terreni contaminati in situ ed ex situ sono stati seguiti finora due tipi di approccio:

1. rimozione, che prevede il trasporto dei contaminanti verso l'elettrodo dove vengono concentrati, e da cui sono successivamente rimossi. La rimozione può avvenire in diversi modi:
 - pompando l'acqua in prossimità dell'elettrodo di concentrazione
 - utilizzando resine a scambio ionico
 - per precipitazione
 - per galvanostegia
2. trattamento senza rimozione in cui il flusso elettro-osmotico è fatto permeare attraverso una zona di trattamento collocata tra i due elettrodi; per sfruttare al massimo la reattività della zona di trattamento il flusso viene regolarmente invertito scambiando la polarità degli elettrodi. Questo tipo di approccio è usato più frequentemente per contaminanti organici.

L'elettrocinesi si applica al trattamento di metalli pesanti, anioni (nitrati, solfati, cianuri), sostanze organiche quali, ad esempio, acido acetico, fenoli, DNAPL, benzine, gasolio, kerosene, oli lubrificanti, idrocarburi alogenati, composti organici non alogenati, esplosivi.

Le migliori efficienze si ottengono nel trattamento di terreni a bassa salinità e bassa capacità di

scambio cationico; va, però, rilevato che tanto minore è la porosità del terreno, tanto maggiore risulta il dispendio energetico.

I fattori limitanti dell'elettrocinesi sono:

1. contenuto di umidità: l'efficienza è fortemente ridotta per contenuti inferiori al 10%, il range ottimale è compreso tra il 14 ed il 18%
2. anomalie fisiche: la presenza nel terreno di masse metalliche o materiali isolanti può alterare le caratteristiche di conducibilità elettrica; il sistema, pertanto, si presta poco ad essere applicato a siti molto eterogenei o caratterizzati da una elevata conducibilità
3. non dovrebbero essere utilizzati elettrodi metallici che potrebbero essere attaccati per elettrolisi e rilasciare prodotti della propria corrosione; è preferibile l'utilizzo di elettrodi inerti in ceramica, grafite o, al limite, platino
4. nei terreni argillosi, la carica superficiale delle argille può essere alterata dall'adsorbimento di contaminanti e dalle cariche presenti nell'acqua interstiziale; condizioni estreme di pH e reazioni di ossido-riduzione possono influire negativamente sull'efficienza, anche se condizioni di pH acido favoriscono la mobilizzazione dei metalli pesanti
5. il processo è poco efficiente se la concentrazione degli ioni da rimuovere è bassa e, al contrario, è alta quella di ioni che non si ha interesse o motivo di mobilizzare
6. le reazioni di ossido-riduzione possono causare, in determinati casi, la formazione di prodotti indesiderabili, quali, ad esempio, cloro in forma gassosa.

In generale, i costi del trattamento per elettrocinesi dipendono dalla quantità di terreno da decontaminare, dalla sua conducibilità idraulica ed elettrica, dal tipo e concentrazione dei contaminanti, dalla spaziatura degli elettrodi.

Il consumo energetico è strettamente legato alla conducibilità elettrica del terreno, parametro caratterizzato da grande variabilità (da 30 a più di 3.000 $\mu\text{mho/cm}$ con i valori più alti relativi alle argille sature); un valore medio di conducibilità elettrica è approssimativamente pari a circa 500 $\mu\text{mho/cm}$. E' evidente come i costi di applicazione della tecnologia a terreni a conducibilità particolarmente elevata potrebbero essere proibitivi: per un terreno avente una conducibilità intorno a 500 $\mu\text{mho/cm}$ il consumo energetico giornaliero può essere stimato in 12 kWh/m³.

Il consumo energetico complessivo si può stimare in 500 kWh/m³ per una spaziatura degli elettrodi di 1.0-1.5 m (si tenga conto che la spaziatura degli elettrodi influenza i tempi di trattamento; già una spaziatura di 4 m può comportare tempi piuttosto lunghi).

I costi complessivi (consumo energetico, preparazione del sito, costi di impianto e costi operativi) indicati da alcune società internazionali operanti nel settore variano da 25 €/m³ (condizioni estremamente favorevoli) a 300 €/m³. Questi valori rendono la tecnologia competitiva per la rimozione di metalli pesanti da terreni caratterizzati da bassa conducibilità idraulica.

D.6 Separazione meccanica

I trattamenti di selezione meccanica vengono esposti in apposite Linee Guida a cui, pertanto, si rimanda.

D.7 Trattamenti di disidratazione dei fanghi

Il trattamento dei fanghi è finalizzato ad incrementarne il contenuto di solidi ovvero a ridurne il quantitativo di acqua. Si ottiene, in tal modo un rifiuto caratterizzato da volumi notevolmente inferiori e, pertanto, più facilmente gestibile nelle successive fasi di trattamento. Le due principali operazioni di trattamento sono: l'ispessimento e la disidratazione; esse si distinguono, essenzialmente, per i differenti livelli conseguibili di rimozione della componente acquosa.

Per una descrizione dettagliata delle tecniche di ispessimento e disidratazione più comunemente adottate (ad esempio, sedimentazione, flottazione, nastropressatura, filtropressatura, ispessimento mediante l'utilizzo di tamburo rotante, ecc.) si rimanda linee guida relative al trattamento chimico-fisico e biologico dei rifiuti liquidi. Di seguito si riportano le prestazioni delle diverse tecniche di

disidratazione nonché i relativi vantaggi e svantaggi, con specifico riferimento al trattamento dei fanghi.

Tabella 6 - Dati operativi dei processi di disidratazione

Tecnica	Concentrazione fanghi (%)	Solidi trattenuti (%)	Note
Ispezzimento gravitazionale	2-10	80-92	In funzione della tipologia di fango
Ispezzimento per centrifugazione	3-8	80-98	
Ispezzimento mediante flottazione (DAF)	2-10	80-98	
Disidratazione per centrifugazione	10-35	85-98	Mediante l'utilizzo di additivi chimici
ispezzimento mediante tamburo rotativo	3-4 15-30	90-98	Trattamento sotto vuoto
Nastropressatura	15-30	85-98	Mediante l'utilizzo di additivi chimici
Filtropressatura	20-50	90-98	Mediante l'utilizzo di additivi chimici

Fonte: Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector

Tabella 6 - Vantaggi e svantaggi dei processi di disidratazione

Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
Ispezzimento gravitazionale	<ul style="list-style-type: none"> prestazioni eccellenti con i fanghi primari non trattati risultati soddisfacenti per impianti di piccole dimensioni e con concentrazioni di fanghi comprese tra il 4 ed il 6% bassi consumi di energia 	<ul style="list-style-type: none"> prestazioni marginali in grandi impianti solo basse concentrazioni di solidi nel trattamento di fanghi attivati
Ispezzimento per centrifugazione	<ul style="list-style-type: none"> efficiente produzione di fanghi essiccati e buone capacità di separare solidi difficilmente filtrabili richiesta di spazio relativamente bassa rispetto alle altre tecniche di ispezzimento facilità di installazione limitati problemi in termini di emissioni osmogene 	<ul style="list-style-type: none"> elevati consumi di energia per unità di fango trattato minore rimozione di acqua rispetto ai trattamenti di disidratazione genera vibrazioni e rumori richiede personale specializzato per la manutenzione
Ispezzimento per flottazione (DAF)	<ul style="list-style-type: none"> buone efficienze nel trattamento dei fanghi provenienti dai processi biologici 	<ul style="list-style-type: none"> sensibile alle basse temperature (possibilità di congelamento delle valvole di immissione dei getti d'aria) rilascio di emissioni osmogene per strippaggio
Ispezzimento mediante tamburo rotativo	<ul style="list-style-type: none"> bassa richiesta di manutenzione, spazio e bassi consumi energetici 	
Nastropressa	<ul style="list-style-type: none"> elevate efficienze di disidratazione semplicità di manutenzione 	<ul style="list-style-type: none"> limitazioni di tipo idraulico molto sensibile alle caratteristiche del fango vita media limitata rispetto alle altre tecniche di disidratazione
filtropressa	<ul style="list-style-type: none"> elevata efficienza di disidratazione e basso contenuto di solidi nel filtrato 	<ul style="list-style-type: none"> operazione batch richiede particolari accorgimenti progettuali e personale specializzato vita media limitata dei tessuti filtranti

D.8 Gestione dei rifiuti contenenti amianto

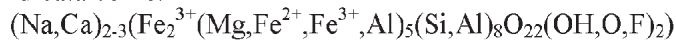
Gli amianti sono una serie di minerali ad abito fibroso, particolarmente abbondanti in natura, composti da silicati di calcio, magnesio, ferro ed alluminio. Essi sono noti, soprattutto, per la loro elevata resistenza chimico-fisica che ne ha determinato il massiccio sfruttamento industriale.

I minerali di amianto, in base alle caratteristiche cristallografiche, si possono, essenzialmente, suddividere in due gruppi principali:

- i minerali di serpentino o crisotilo;
- i minerali di anfibolo.

I minerali del primo gruppo sono costituiti prevalentemente da silicati di magnesio ($Mg_3(Si_2O_5)(OH)_4$) (n. CAS, numero univoco della Chemical Abstract Service, 12001-29-5), a struttura laminare stratificata dove la disposizione ottaedrica degli ossidrili di magnesio alternata ai tetraedri di silice dà luogo alla struttura tubolare caratteristica. Si presentano in aggregati fibrosi con fibre fragili e flessibili, più o meno lunghe e sottili, di colore bianco, tendente al giallo o verde pallido.

Gli anfiboli sono caratterizzati da grande varietà nella composizione; la formula generale può essere indicata come:



A questo gruppo appartengono i minerali:

- actinolite o attinoto ($(Ca_2Mg_3Fe_2^{3+})Si_8O_{22}(OH)_2$) (n. CAS 77536-66-4)
- amosite (miscele riebeckite-glaucofane) ($(Fe_2Mg)_7Si_8O_{22}(OH)_2$) (n. CAS 12172-73-5)
- antofillite ($Mg_7Si_8O_{22}(OH)_2$) (n. CAS 77536-67-5)
- crocidolite (miscele di cummingtonite-grunerite) ($Na_2Fe_2^{3+}(Fe^{2+}Mg)_3Si_8O_{22}(OH)_2$) (n. CAS 12001-78-4)
- tremolite ($Ca_2Mg_5Si_8O_{22}(OH)_2$) (n. CAS 77536-68-6)

La struttura cristallina degli anfiboli è costituita da una doppia catena di tetraedri di silice legata da ioni metallici. Il colore degli amianti è legato all'inclusione degli ioni metallici nella struttura cristallina.

Il rischio maggiore connesso con i materiali a base di amianto è legato alla possibilità da parte di tali materiali di rilasciare fibre inalabili. I materiali a base di amianto più rappresentativi, con la percentuale di amianto in essi contenuta e con indicazioni in merito alla loro friabilità vengono riportati nella seguente tabella (tratta e parzialmente rielaborata dal DM 6 settembre 1994 relativo alle "Normative e metodologie tecniche di applicazione dell'art. 6, comma 3, e dell'art. 12, comma 2, della legge 27 marzo 1992, n. 257, relativa alla cessazione dell'impiego dell'amianto").

Tabella 8 – Principali materiali a base di amianto e loro caratteristiche

Tipo di materiale	Note	Friabilità
Ricoprimenti a spruzzo e rivestimenti isolanti	Fino all'85% circa di amianto. Spesso anfiboli (amosite, crocidolite) prevalentemente amosite spruzzata su strutture portanti di acciaio o su altre superfici come isolante termo-acustico	Elevata
Rivestimenti isolanti di tubazioni o caldaie	Per rivestimenti di tubazioni tutti i tipi di amianto, talvolta in miscela al 6-10% con silicati di calcio. In tele, feltri, imbottiture in genere al 100%	Elevato potenziale di rilascio di fibre se i rivestimenti non sono ricoperti con strato sigillante uniforme e intatto

Tipo di materiale	Note	Friabilità
Funi, corde, tessuti (rivestimenti di cavi e tubi, indumenti protettivi, tappezzeria, protezioni antifiamma, nastri per la coibentazione di cavi elettrici, ecc.)	In passato sono stati usati tutti i tipi di amianto. In seguito solo crisotilo al 100%	Possibilità di rilascio di fibre quando grandi quantità di materiali vengono immagazzinati
Cartoni, carte e prodotti affini	Generalmente solo crisotilo al 100%	Sciolti e maneggiati, carte e cartoni, non avendo una struttura molto compatta, sono soggetti a facili abrasioni e ad usura
Prodotti in amianto-cemento (tramezzi, rivestimenti di interni ed esterni, coperture tetti, condutture acqua potabile, fognature, condutture in pressione, ecc.)	Attualmente il 10-15% di amianto in genere crisotilo. Crocidolite e amosite si ritrovano in alcuni tipi di tubi e di lastre. L'amianto è, generalmente, miscelato con cemento Portland.	Possono rilasciare fibre se abrasati, segati, perforati o spazzolati, oppure se deteriorati
Prodotti bituminosi, mattonelle di vinile con intercapedini di carta di amianto, mattonelle e pavimenti vinilici, PVC e plastiche rinforzate ricoprimenti e vernici, mastici, sigillanti, stucchi adesivi contenenti amianto	Dallo 0,5 al 2% per mastici, sigillanti, adesivi, al 10-25% per pavimenti e mattonelle vinilici	Improbabile rilascio di fibre durante l'uso normale. Possibilità di rilascio di fibre se tagliati, abrasati o perforati

I trattamenti dei rifiuti contenenti amianto possono essere distinti in due gruppi principali: quelli che riducono il rilascio di fibre senza modificare la struttura cristallografica dell'amianto, o modificandola in modo parziale e quelli che ne modificano completamente la struttura e che, pertanto, annullano la pericolosità connessa ai minerali di amianto. I rifiuti/materiali risultanti dal processo, a seconda della tipologia di trattamento effettuata e delle loro caratteristiche, potranno essere avviati, nel rispetto delle normative vigenti allo smaltimento in discarica oppure al riutilizzo come materie prime. Quest'ultima opzione può, ovviamente, essere prevista solo nel caso in cui sia completamente annullata la pericolosità connessa alla presenza di amianto. Deve, pertanto, essere assicurata la completa modificazione della struttura cristallografica dell'amianto e la rispondenza del materiale ai requisiti stabiliti dalla normativa vigente in materia.

In generale, esistono diversi processi idonei al trattamento dei rifiuti contenenti amianto rientranti nelle due classi sopra accennate (alcuni di questi trattamenti sono già stati in precedenza descritti nel presente capitolo). Tali trattamenti, che risultano anche elencati nelle tabelle A e B dell'allegato A al DM 29 luglio 2004, n. 248 vengono di seguito riportati:

Tabella 9 – Trattamenti dei materiali contenenti amianto

TRATTAMENTI FINALIZZATI AL CONTENIMENTO DEL POTENZIALE INQUINANTE DEI RCA SENZA TRASFORMAZIONE DELLA STRUTTURA DELL'AMIANTO			
Trattamento	Principio	Volume del prodotto	Destinazione finale
condizionamento in matrice cementizia	Impasto con cemento ed eventuali additivi	Inferiore al volume iniziale	Discarica
Condizionamento in matrice di resine	Miscelazione con materiali polimerici	Superiore al volume iniziale	Discarica
TRATTAMENTI DI TRASFORMAZIONE DELLA STRUTTURA DELL'AMIANTO			
Trattamento	Principio	Volume del prodotto	Destinazione finale
Attacco chimico	Modificazione della struttura del rifiuto e precipitazione di sali non tossici	Aumento a seguito della formazione di fanghi di trattamento	Discarica Riutilizzo come materia prima
Litificazione	Fusione a temperature elevate (1.300-1.450 °C)	Inferiore al volume iniziale	Discarica Riutilizzo come materia prima
Litificazione pirolitica	Produzione di argilla espansa	Superiore al volume iniziale	Discarica Riutilizzo come materia prima
Vetrificazione	Fusione con additivi a	Inferiore al volume iniziale	Discarica

	temperature elevate (1.000-1.300 °C)		Riutilizzo come materia prima
Produzione di clinker	Fusione con calcare ed argilla	Inferiore al volume iniziale	Discarica Riutilizzo come materia prima
Ceramizzazione	Cottura a 800-1.000°C	Inferiore al volume iniziale	Discarica Riutilizzo come materia prima
Vetroceramizzazione	Fusione a 1.300°C Cristallizzazione a 900 °C	Inferiore al volume iniziale	Discarica Riutilizzo come materia prima
Trasformazioni meccanochimiche	Distruzione della struttura cristallina mediante stress meccanico	Inferiore al volume iniziale	Discarica Riutilizzo come materia prima

I processi di trattamento a freddo (ad esempio, solidificazione in matrice cementizia) ed i processi di vetrificazione, ceramizzazione, vetroceramizzazione sono stati già ampiamente trattati nelle pagine precedenti. Meritano, invece, un breve cenno di approfondimento i trattamenti di litificazione e di litificazione pirolitica.

Il primo prevede una fase di fusione compresa tra i 1.300 ed i 1.450 °C ed una fase di parziale cristallizzazione ottenuta per lento raffreddamento (in genere all'aria). Il prodotto ottenuto presenta, di solito, una durezza pari a 5-6 della scala Mohs, un elevato peso specifico (3,15 - 3,20 g/cm³) ed un'ottima resistenza meccanica sia alla compressione che alla trazione. Una variante del processo può prevedere la filatura del fuso. I materiali ottenuti dalla fusione sono, in sostanza, vetri contenenti fasi cristalline in quantità non rilevante (0-25%) e costituiti da ossidi di ferro, titanio, alluminio, e da silicati di magnesio, calcio, ferro ed alluminio. La componente vetrosa è invece molto simile ad un'ossidiana, composta quindi da un vetro silicatico ricco in ferro, calcio e alcali, spesso derivanti dai fondenti usati nella fusione.

Con il termine di litificazione pirolitica si indica, invece, la conversione di un qualunque prodotto, che subisce un processo pirolitico, in presenza di un materiale inorganico, in genere argilla. In conseguenza di tale processo la componente inorganica del prodotto si lega all'argilla dando luogo ad un prodotto solido, mentre la componente organica è decomposta partecipando alla combustione. I rifiuti contenenti amianto potrebbero, eventualmente, essere utilizzati nei processi di produzione di argilla espansa. La preparazione avviene attraverso quattro fasi principali: una fase di essiccazione, una di combustione, una di fusione parziale e una di raffreddamento.

La miscela viene inizialmente essiccata in una prima sezione di un forno di cottura mediante bruciatore diretto sull'impasto che porta la miscela a circa 300 °C. In questa fase si determina, in primo luogo, la perdita di acqua di assorbimento, quindi, dell'acqua interstrato ed infine dell'acqua di costituzione; ha, inoltre, inizio la demolizione della struttura cristallina dell'argilla.

Il materiale essiccato viene, quindi, trattato alla temperatura di circa 1.000 °C che provoca la combustione delle sostanze organiche; per effetto del rapido aumento di temperatura si ha un'espansione del granulo di argilla a seguito della fuoriuscita del gas generato dalla combustione dell'olio combustibile.

Man mano che la miscela avanza nel forno la temperatura raggiunge i 1.300-1.400 °C; i granuli che la compongono sono sottoposti ad un repentino aumento della temperatura ed alla conversione dello strato esterno in una fase plastica con successiva formazione di uno strato esterno vetroso.

Data la bassa conducibilità termica del materiale, permane un gradiente di temperatura fra questo strato e la parte più interna dei granuli e ciò consente di non portare a fusione l'intera massa che nel suo interno mantiene una struttura porosa. Ad alta temperatura le argille possiedono la capacità di fissare ioni metallici estranei alla struttura originale, sia per la sostituzione di ioni reticolari che per la formazione di nuovi composti cristallini o di soluzioni solide.

Se in miscela all'argilla viene aggiunto del materiale contenente asbesto (crisotilo, amosite, crocidolite ecc.) avvengono, data la grande reattività dell'argilla alle temperature comprese tra 650

°C e 950 °C, delle reazioni (cessione di elementi tra le varie fasi allo stato solido e a cristallizzazioni di fasi a se stanti come la cordierite, mullite ecc.) che portano alla formazione di fasi silicatiche.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

E - Descrizione delle analisi elaborate in ambito comunitario per la individuazione delle BAT, con particolare riferimento, ove disponibili, alle conclusioni dei Bref.

E1 - Concetto generale di migliori tecniche e tecnologie per lo specifico settore

Nel presente capitolo vengono riportate, in forma sintetica, le tecniche ed i processi che, ad oggi, consentono di pervenire alla maggiore minimizzazione dei quantitativi di inquinanti e degli impatti ambientali garantendo, nel contempo, l'utilizzo migliore e più sostenibile delle risorse economiche relativamente al trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi. L'individuazione di tali tecnologie si basa, in buona parte, su quanto riportato nel "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries".

I vantaggi del trattamento chimico-fisico dei rifiuti vanno valutati attraverso un'analisi ambientale costi benefici che tenga conto degli impatti totali evitati e di quelli aggiuntivi dovuti all'operazione in questione.

I criteri alla base della individuazione delle BAT sono:

1. il massimo rendimento degli impianti
2. il minimo rilascio di contaminanti
3. la minimizzazione dell'impatto ambientale
4. la valutazione della convenienza economica e dei costi - benefici.

La scelta delle tecnologie deve essere orientata alla individuazione di una destinazione definita e certa sia dei rifiuti in ingresso che dei flussi in uscita.

I processi realizzati dagli impianti devono garantire i livelli di qualità del materiale come richiesto dalle filiere di recupero a valle del trattamento e devono realizzarle con il minimo impatto complessivo.

Le prestazioni delle singole macchine componenti l'impianto nonché il tipo di processo adottato, devono essere definite in relazione alla qualità del materiale in ingresso e alla capacità di trattamento delle singole apparecchiature.

Ogni macchina o prodotto, deve essere impiegata per una specifica funzione dichiaratamente espressa nelle specifiche di fornitura: la semplificazione degli schemi di processo determina sempre un aumento di affidabilità complessiva e una maggiore costanza della produzione e quindi della qualità del prodotto.

Nella molteplicità degli approcci possibili è, in ogni caso, essenziale che le scelte progettuali e gestionali tengano conto delle condizioni poste al quadro operativo al contorno (localizzazione, capacità operative, tipologia di materiali trattati, ecc) affinché sia massimizzata l'efficacia del processo e minimizzati gli impatti ambientali.

Va dunque ricercata la coerenza tra:

1. tipologia della matrici da trattare
2. situazione territoriale
3. tecnologia di trattamento adottata
4. criteri gestionali.

E' importante sottolineare come la scelta della tecnologia da adottare debba comunque tenere conto di tutti gli altri fattori legati alla specificità locale, quali (a titolo esemplificativo e non esclusivo): il grado di meccanizzazione desiderato; la prevista disponibilità (in percentuale sulla miscela in ingresso) di materiale strutturale; le sinergie con iniziative operative di altro tipo (aziende zootecniche, piattaforme ecologiche, ecc.), il grado di presidio ambientale necessario, ecc.

E2 - Aspetti Tecnici e tecnologici dello specifico settore - Conclusioni del Bref.






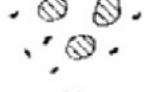


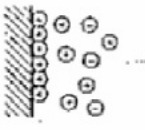






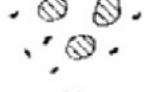


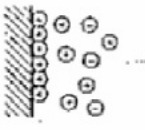





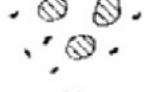


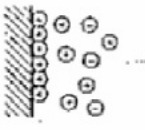
E2.1 –Processi di Trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi -Conclusioni del Bref

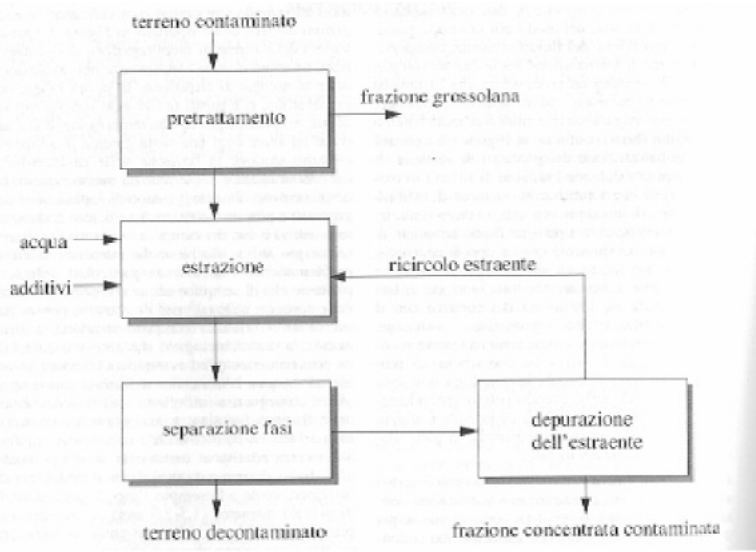
In linea di principio, tutte le opzioni di trattamento possono essere applicate ai rifiuti solidi, ma l'efficacia delle stesse e le caratteristiche del flusso uscente possono variare enormemente a seconda delle specifiche proprietà del rifiuto trattato e del sistema applicato.

Le opzioni di trattamento possono essere raggruppate nei seguenti sottogruppi:

1. estrazione e separazione
2. trattamento termico
3. separazione meccanica
4. inertizzazione (questo trattamento include la solidificazione e la stabilizzazione)
5. disidratazione
6. desorbimento

E2.1.1 - Estrazione e separazione

Estrazione e separazione																			
Scopo	Allontanamento dei contaminanti mediante l'utilizzo di un mezzo estraente																		
Principio base dell'operazione	La solubilizzazione dei composti e la loro rimozione con l'acqua.																		
Campo di applicazione	Trattamento di una vasta gamma di contaminanti (metalli pesanti, cianuri, IPA, PCB, pesticidi)																		
Descrizione del processo	<p>Il contaminante viene allontanato mediante l'utilizzo di un mezzo di estrazione che, una volta esercitata la sua funzione chimico-fisica a contatto con la matrice contaminata, viene convogliato verso un sistema avente lo scopo di concentrare e/o trattare il contaminante e, possibilmente, recuperare il mezzo di estrazione per il suo riciclo nel processo.</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>TIPO DI CONTAMINAZIONE</th> <th>MECCANISMO DI SEPARAZIONE</th> <th>FORMA FISICA DEI CONTAMINANTI SEPARATI</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1) agglomerato </td> <td>sfrugamenti per taglio</td> <td>sospensione </td> </tr> <tr> <td>2) incrostazione su grani grossi </td> <td>urto</td> <td>dispersione </td> </tr> <tr> <td>3) incrostazione su grani piccoli </td> <td>abrasione fra grani</td> <td>dispersione </td> </tr> <tr> <td>4) strato oleoso </td> <td>desorbimento</td> <td>emulsione </td> </tr> <tr> <td>5) legame chimico </td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table> <p></p> <p>Meccanismi Fisici e Chimico-Fisici alla base della Tecnologia di estrazione (Fonte: Andreottola et. al, 1992)</p>	TIPO DI CONTAMINAZIONE	MECCANISMO DI SEPARAZIONE	FORMA FISICA DEI CONTAMINANTI SEPARATI	1) agglomerato 	sfrugamenti per taglio	sospensione 	2) incrostazione su grani grossi 	urto	dispersione 	3) incrostazione su grani piccoli 	abrasione fra grani	dispersione 	4) strato oleoso 	desorbimento	emulsione 	5) legame chimico 		
TIPO DI CONTAMINAZIONE	MECCANISMO DI SEPARAZIONE	FORMA FISICA DEI CONTAMINANTI SEPARATI																	
1) agglomerato 	sfrugamenti per taglio	sospensione 																	
2) incrostazione su grani grossi 	urto	dispersione 																	
3) incrostazione su grani piccoli 	abrasione fra grani	dispersione 																	
4) strato oleoso 	desorbimento	emulsione 																	
5) legame chimico 																			

<p>Descrizione del processo</p>	<p>I meccanismi di estrazione possono essere applicati ex-situ (washing) o in-situ (flushing); il processo ex situ è di seguito schematizzato</p>  <p>Schematizzazione del processo di estrazione ex situ –Washing (Fonte: van der Ven, 1991, modificato)</p>
<p>Utilizzo</p>	<p>Sono state proposte diverse tecniche per i residui dei sistemi abbattimento fumi.</p>

E2.1.2 - Trattamenti termici

<p>Scopo</p>	<p>I trattamenti termici dei rifiuti derivanti dai processi di combustione sono utilizzati in modo esteso solo da pochi Paesi, principalmente al fine di ridurre il volume dei rifiuti e migliorarne le caratteristiche di percolazione.</p>
<p>Principio base dell'operazione</p>	<p>I trattamenti ad alta temperatura usano il calore al fine di fondere i rifiuti ed iniziare i processi di vetrificazione e ceramizzazione. I trattamenti termici possono essere raggruppati in tre categorie: vetrificazione, fusione, sinterizzazione. La differenza tra questi processi è correlata soprattutto alle caratteristiche e alle proprietà dei prodotti finali.</p>
<p>Campo di applicazione</p>	<p>I trattamenti termici si applicano efficacemente a terreni, fanghi e filtri per la rimozione di composti organici volatili e semi-volatili. Se presenti, possono essere rimosse anche alcune sostanze con punto di ebollizione più alto quali PCB e diossine.</p>
<p>Descrizione del processo</p>	<p>Il trattamento termico dei rifiuti, nella maggior parte dei casi, porta a materiali più omogenei e densi con un miglior comportamento dal punto di vista della percolazione. La vetrificazione aggiunge, inoltre, i benefici dell'incapsulamento fisico dei contaminanti in una matrice vetrosa. E' necessario un opportuno trattamento delle emissioni gassose. Elevate concentrazioni saline possono, inoltre, determinare fenomeni di corrosione dei sistemi di trattamento dei gas.</p>
<p>Utilizzo</p>	<p>La sinterizzazione non è utilizzata come opzione di trattamento dedicato per i rifiuti generati dai sistemi di controllo delle emissioni; esistono, comunque, alcuni metodi combinati che prevedono l'utilizzo anche di tale tecnica</p>

E2.1.3 - Separazione meccanica

<p>Scopo</p>	<p>Lo scopo del trattamento è quello di generare un prodotto inerte. Il trattamento è finalizzato alla riduzione del volume e della massa del rifiuto da smaltire. La raccolta e la cernita della frazione ferrosa fornisce materiale potenzialmente riutilizzabile. Il trattamento consente, inoltre, di ridurre l'immissione nell'ambiente di metalli pesanti, (ad esempio, arsenico).</p>
--------------	---

Principio base dell'operazione	L'applicazione del processo alle scorie derivanti dai processi di combustione consente di ottenere tre frazioni distinte: composti minerali, materiale incombusto e sfridi metallici. E' richiesta una riduzione dei metalli pesanti e dei composti solubili che risulta importante anche ai fini di un eventuale utilizzo del materiale dopo il trattamento. I componenti idrosolubili sono i principali costituenti delle scorie. L'input di una tonnellata di rifiuti urbani genera circa 250-350 kg di scorie. I tipici componenti delle scorie sono: cloruro, arsenico, piombo, cadmio, rame, minerali e sfridi ferrosi.		
Descrizione del processo	RICEZIONE	Ispezione d'ingresso screening Pre-pessatura	
	TRATTAMENTI PRINCIPALI	pressatura triturazione vagliatura Rimozione metalli ferrosi Rimozione altri metalli Omogeneizzazione	
		STOCCAGGIO	quantificazione

E2.1.4 - Inertizzazione

Scopo	Lo scopo dell'inertizzazione è quello di modificare le caratteristiche chimico-fisiche del rifiuto al fine di renderne possibile lo smaltimento in sicurezza minimizzando il tasso di migrazione dei contaminanti verso l'ambiente c/o ridurre il loro livello di tossicità.	
Principio base dell'operazione	L'inertizzazione si basa sulle proprietà del reagente di produrre un rifiuto immobilizzato in una matrice solida. Va rilevato che il processo può, talvolta, risultare reversibile e le sostanze immobilizzate possono essere rilasciate in seguito a miscelazione con altre tipologie di rifiuto. Sono state sviluppate due tipologie di processi, note come: stabilizzazione e solidificazione.	
	La stabilizzazione	E' un processo in cui i contaminanti (es. metalli pesanti) sono completamente o parzialmente legati grazie all'aggiunta di basi di supporto, leganti o altri modificatori. La stabilizzazione viene effettuata mescolando il rifiuto con un reagente (particelle di argilla, sostanze umiche organiche, quali la torba, e carboni attivi) che consente di minimizzare il tasso di migrazione dei contaminanti, riducendo quindi la tossicità del rifiuto e facilitandone la gestione in discarica. A tal fine il processo deve, ovviamente, garantire una trasformazione chimico-fisica del rifiuto e non una semplice diluizione dello stesso. Nel trattamento dei metalli si può ottenere sia una precipitazione dei relativi sali sia la formazione di legami tra metallo e minerali per assorbimento. Il processo include una sorta di solubilizzazione dei metalli pesanti presenti nel rifiuto ed una successiva precipitazione o assorbimento nei nuovi minerali.
	La solidificazione	Sfrutta l'utilizzo di additivi per cambiare le proprietà fisiche del rifiuto. Il termine solidificazione (e incapsulamento o fissazione) si riferisce alla miscelazione di rifiuti con un reagente (cenere polverizzata, cemento, calce, scoria fornace, polvere da fornace cementizia, leganti organici quali bitume/asfalto o paraffina e polietilene) per produrre un rifiuto solido (con matrice caratterizzata da bassa permeabilità e bassa porosità) destinato allo smaltimento in discarica. L'aggiunta di cemento diminuisce, generalmente, la conducibilità idraulica e la porosità del residuo. Si ha, di solito, un aumento del pH e della capacità alcalina della miscela e, quindi, del comportamento lisciviante del materiale derivante dal trattamento. In alcuni casi, a seconda del legante, la solidificazione può generare cambiamenti chimici della matrice residua.

Descrizione del processo	Esistono varie tecniche di disidratazione e la scelta dipende dalla natura dei solidi prodotti e dal livello di disidratazione del fango richiesto. Si citano, ad esempio: <ul style="list-style-type: none"> • filtropresse (concentrazione di fanghi: 20-50%¹); • nastropresse: (concentrazione di fanghi: 15-30%¹); • centrifughe (concentrazione fanghi: 3-8%¹). A causa delle forze di torsione si può verificare la rottura del particolato solido; • filtri a tamburo (concentrazione di fanghi: 3-4%; 15-30% in caso di trattamento sotto vuoto¹)
Utilizzo	Nel maggior parte dei casi per la disidratazione dei fanghi vengono utilizzate filtropresse. La frazione acquosa viene successivamente inviata, prima dello scarico in fognatura, a processi di chiarificazione o a sistemi di flottazione DAF (dissolved air flotation). I solidi in eccesso vengono rinviati alle vasche di trattamento.

Note: ¹Fonte: Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste and Water Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector

E2.1.6 - Desorbimento termico

Scopo	La separazione dei composti volatili dal rifiuto solido.
Principio base dell'operazione	Le temperature operative tipiche sono 175-370 °C, ma, in generale, possono essere impiegate temperature da 90 a 650 °C. Il desorbimento termico promuove la separazione fisica dei componenti.
Campo di applicazione	Il desorbimento termico viene efficacemente utilizzato per la rimozione di composti organici volatili e semivolatili da terreni, fanghi e sistemi filtranti. Se presenti, possono essere rimosse anche alcune sostanze con punto di ebollizione più alto quali PCB e diossine. I composti inorganici non sono rimossi facilmente con questo tipo di processo, sebbene alcuni metalli relativamente volatili quali il mercurio possano essere volatilizzati. Non si arriva, in genere, a temperature tali da determinare l'ossidazione dei metalli.
Descrizione del processo	Il suolo viene analizzato per rimuovere oggetti di dimensioni comprese tra 4 e 8 cm di diametro. Lo scambio di calore diretto o indiretto vaporizza i composti organici e produce un gas che viene trattato prima dell'emissione in atmosfera. Possono essere utilizzati i seguenti desorbitori: essiccatore rotante, essiccatore per aggregati d'asfalto, essiccatore a vite, forno alimentato a nastro trasportatore. I sistemi di trattamento includono: unità di processo sia fisse che mobili; essiccatori per aggregati d'asfalto. I sistemi mobili sono quelli più diffusi, grazie al minor costo relativo al trasporto, nel caso di trattamento di suoli contaminati.
Utilizzo	Prevalentemente per suoli contaminati.

E2.2 - Migliori tecniche e tecnologie di trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi

Nel presente paragrafo vengono riportate le conclusioni del "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" sulla individuazione delle migliori tecniche di trattamento chimico - fisico dei rifiuti solidi (BAT).

E2.2.1 - Operazioni preliminari

Pretrattamento prima dell'immobilizzazione

Descrizione	Il pretrattamento prima dell'immobilizzazione consiste, essenzialmente, nel lavaggio/lisciviazione dei sali con acqua e, nel pretrattamento chimico-fisico dei metalli (specialmente l'insolubilizzazione dei metalli anfoteri).
Benefici ambientali attesi	Questo processo produce un materiale ad alta resistenza meccanica e bassissima permeabilità. L'immobilizzazione riduce la produzione di percolato da parte del rifiuto in uscita e quindi la potenziale contaminazione dovuta ai composti solubili presenti nel percolato.
Dati operativi	Il processo è più sofisticato della semplice solidificazione.
Applicabilità	I rifiuti che contengono cromati, i metalli anfoteri quali Pb e Zn ed i rifiuti con sali solubili necessitano di un pretrattamento prima di essere sottoposti al processo di immobilizzazione. Questo pretrattamento consente il trattamento delle ceneri leggere e dei sali generati da decolorazione dei fumi derivanti dall'incenerimento di rifiuti urbani. Può essere applicato anche alle ceneri leggere derivanti sia dal trattamento dei fumi con calce sia dal trattamento con bicarbonato di sodio. In quest'ultimo caso, vengono dissociate le componenti solide solubili e insolubili, ridotta la massa di rifiuto conferita in discarica e riciclati i sali solubili.
Aspetti economici	I costi di investimento sono più alti del semplice processo di solidificazione.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Estrazione dei metalli pesanti e dei sali con soluzioni acide

Descrizione	<p>Sono disponibili diverse tecniche che prevedono l'estrazione mediante l'utilizzo di acidi; alcune di tali tecniche vengono di seguito riportate:</p> <ul style="list-style-type: none"> • processo di estrazione con acidi: prevede l'estrazione combinata di metalli pesanti solubili e sali attraverso l'utilizzo degli scarichi liquidi acidi degli scrubber. Prima di utilizzare tali liquidi, il mercurio deve essere rimosso per filtrazione e/o per scambio ionico. Il processo di estrazione può essere vantaggiosamente applicato al trattamento delle ceneri. Il rapporto liquido/solido nella fase di estrazione è, in genere, pari a 4 ed il pH è mantenuto intorno al valore di 3,5 mediante l'aggiunta di calce idrata. Con tempi di residenza di almeno 45 minuti è possibile effettuare la precipitazione dei solfati (derivanti dall'anidride solforica degli scrubber) sotto forma di gesso. Il residuo solido viene successivamente disidratato, lavato in controcorrente ed, infine, avviato a discarica, generalmente in miscela con le ceneri pesanti. Il filtrato deve essere trattato al fine di rimuovere i metalli pesanti per neutralizzazione, precipitazione e scambio ionico. • Estrazione acida combinata con trattamento termico: la prima fase prevede il lavaggio delle ceneri con la soluzione proveniente dal primo stadio di trattamento negli scrubber ad umido; successivamente il rifiuto solido viene trattato in forno a tamburo rotante, alla temperatura di 600 °C, per circa un ora in modo da garantire la distruzione della maggior parte dei composti organici e la volatilizzazione del mercurio. Il gas esausto deve essere avviato ad apposito filtro a carbone attivo e il refluo liquido deve essere trattato al fine di garantire la rimozione dei metalli pesanti. La soluzione derivante dal secondo stadio di trattamento in scrubber (basica) viene utilizzata per il lavaggio delle ceneri pesanti e per la neutralizzazione degli effluenti acidi del processo. • Processo di estrazione acida con solfuro: il processo prevede, in primo luogo, la miscelazione delle ceneri leggere, della soluzione basica (NaOH) proveniente dagli scrubber, e di acqua in rapporto liquido/solido pari a 5. Dopo la miscelazione si opera la correzione del pH a valori compresi tra 6 ed 8, mediante l'aggiunta di HCl, in modo da garantire l'estrazione dei metalli pesanti che vengono fatti reagire, nella stessa soluzione, con NaHS portando alla formazione dei solfuri metallici. Viene, quindi, addizionato un opportuno agente flocculante ed il fango così ottenuto è sottoposto a disidratazione. Il precipitato è smaltito in discarica e il refluo liquido è sottoposto ad ulteriore trattamento finalizzato alla rimozione dei metalli pesanti ancora solubilizzati.
Benefici ambientali attesi	Mediante i processi di estrazione è possibile rimuovere frazioni significative dei metalli pesanti presenti nel rifiuto (Cd e Zn $\geq 85\%$, Pb e Cu $\geq 33\%$, Hg $\geq 95\%$). La tendenza alla lisciviazione è, inoltre, ridotta di un fattore pari a 10^2-10^3 .
Effetti cross-media	Si può riscontrare un aumento del contenuto di diossine nelle ceneri pesanti qualora queste vengano smaltite assieme alle ceneri provenienti dal trattamento di estrazione con soluzioni acide
Applicabilità	Questo tipo di trattamento è attuabile solo presso impianti di incenerimento dotati di sistemi di trattamento ad umido dei gas esausti autorizzati allo scarico delle acque reflue prodotte
Aspetti economici	Il costo di trattamento è, attualmente, stimabile in circa 150-250 Euro/t
Impianti esistenti	Il primo impianto è entrato in funzione nel 1996. Sono operativi sei impianti in Svizzera ed un impianto nella Repubblica Ceca.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E2.2.3 - Attività di laboratorio

Descrizione	<p>Alcune tecniche da considerare riguardo alle attività di laboratorio includono:</p> <ul style="list-style-type: none"> • dotare l'impianto di un laboratorio di analisi. • Applicare un controllo di qualità (compresi i test di cessione), che includa uno screening dei rifiuti per evitare che questi contengano sostanze inibitrici del processo. Per ogni flusso di rifiuti, dovrebbero essere eseguite prove in laboratorio finalizzate ad ottimizzare il processo di miscelazione e la quantità di assorbenti/leganti da aggiungere. Ogni test di laboratorio deve tener conto degli effetti connessi alle differenti tipologie di rifiuti trattati nello stesso ciclo e deve valutare il tempo di permanenza minimo all'interno della vasca di reazione. Deve essere tenuto un registro dei dati riguardanti i test condotti e le tipologie di rifiuti testati. • Specificare i tempi necessari per il campionamento e le prove di laboratorio. Questi tempi saranno comprensivi di quelli necessari per l'ottenimento di un prodotto stabile. • Specificare le modalità di trattamento dei rifiuti non adatti al trattamento chimico - fisico previsto. • Seguire gli standard CEN per i test di cessione sui costituenti inorganici o gli standard CEN per i test a lungo termine per i rifiuti monolitici. • Devono essere seguite procedure di accettazione del rifiuto in ingresso all'impianto inclusi test di cessione su ogni carico prima del trattamento, per confermare livelli previsti nella fase di pre-accettazione per le sostanze individuate come indicatori. • Analizzare i seguenti gruppi di composti che possono causare problemi nel conferimento in discarica: Cl, solfati, F, Pb, Zn, Cd, Ni, Cr totale, idrocarburi, fenoli, IPA, PCB, Cr(VI), As, Hg, CN.
Raggiungimento dei benefici ambientali	La presenza di un laboratorio sul posto è essenziale per monitorare il flusso e garantire l'ottenimento di un buon prodotto finale.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E2.2.4 - Inertizzazione

BAT	<p>Occorre:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definire un range accettabile delle caratteristiche del rifiuto che può essere effettivamente trattato dal processo. Questo range determinerà l'efficienza del processo nell'immobilizzare le sostanze chimiche in questione per assicurare un materiale finale che risponda a determinati requisiti. • Dimensionare in modo appropriato le vasche di reazione per tutti i processi di immobilizzazione. • Condurre i processi in vasche di reazione controllate. Le vasche devono essere dimensionate in modo da garantire il corretto rapporto tra rifiuti e reagenti/leganti ed il raggiungimento di una sufficiente miscelazione (e un tempo di residenza adeguato) dei reagenti. • Effettuare un opportuno monitoraggio del sistema. • Applicare le opportune procedure di accettazione del rifiuto. • Promuovere misure finalizzate a limitare l'uso di reagenti polverulenti. • Restringere l'applicabilità ai rifiuti non contenenti composti organici volatili o odorigeni. • Impiegare metodi di caricamento controllati e al chiuso. • Miscelare i reagenti e i rifiuti impiegando agitatori o sistemi di miscelazione all'interno della vasca di miscelazione. • Utilizzare un alimentatore a vite, a gravità o pneumatico per controllare i sistemi di trasferimento dei reagenti e dei rifiuti. • Utilizzare serbatoi di pre-miscelazione per i liquidi ed i fanghi pompabili. • Utilizzare tubazioni per convogliare i reagenti alla vasca di miscelazione • Impiegare sistemi di estrazione dimensionati tenendo conto degli elevati volumi di aria da rimuovere (grandi dimensioni delle aree di miscelazione e di carico e scarico). È necessario dimensionare questi sistemi anche in previsione di altre possibili fonti di emissione, oltre che per fronteggiare eventuali situazioni di emergenza • Prevedere un sistema di abbattimento centrale verso cui convogliare il flusso di aria, dimensionato tenendo conto dei valori di picco della portata d'aria che si verificano in condizioni di carico e scarico. • Stabilire in dettaglio le metodologie di trattamento e smaltimento delle sostanze utilizzate per l'abbattimento delle emissioni • Tenere un regolare programma di manutenzione e ispezione sul posto, che includa:
-----	---

	<ul style="list-style-type: none"> ○ sostituzione delle vasche interrate o parzialmente interrate senza contenimento secondario con strutture fuori terra; ○ sostituzione delle strutture senza contenimento secondario. ● Promuovere procedure e tecniche in grado di ottimizzare il trattamento chimico-fisico ed il controllo dello stesso (ad esempio, prevedere reazioni di neutralizzazione in fase liquida) ● Assicurare il completo svolgimento delle reazioni di neutralizzazione in fase solida ● Utilizzare tecnologie con leganti idraulici in particolare per: <ul style="list-style-type: none"> ○ fissazione del mercurio come HgS e Hg₃(SO₄)O₂ ○ fissazione dei metalli come fanghi di idrossidi metallici (es. Zn, Pb, Cu, Cr, Cd), composti insolubili e mediante solidificazione ○ riduzione del cromo esavalente in condizioni basiche (es. con FeSO₄) con conseguente precipitazione e solidificazione ○ fissazione dei composti organici dei fanghi dell'industria chimica, contenenti solfati e sali organici, seguita da precipitazione dei solfati per garantire l'ottenimento di una struttura stabile, ad esempio mediante l'aggiunta di argilla come assorbente ○ trattamento dei residui ad alto contenuto di arsenico (es da industria chimica e metallurgica o dal trattamento dei minerali) con ossidazione dell'As (III) seguita da stabilizzazione e solidificazione ● Valutare la possibilità di migliorare la qualità del prodotto finale mediante l'utilizzo di appositi additivi ● Non fare affidamento unicamente ai processi di stabilizzazione per lo smaltimento dei rifiuti che non trovano altra forma di trattamento o il cui incenerimento risulta troppo costoso. Tali rifiuti includono: cianuri solidi, agenti ossidanti, agenti chelanti, rifiuti ad alto tenore di COD, rifiuti contenenti solventi a basso punto di infiammabilità e bombole di gas.
Benefici ambientali attesi	<p>Aumento delle prestazioni ambientali del processo di immobilizzazione. La stabilizzazione è un processo a freddo e quindi non richiede energia. Il rifiuto in uscita da queste tecnologie generalmente possiede buone caratteristiche chimico-fisiche e un buon comportamento dal punto di vista della percolazione. Dal momento che si tratta di un processo a freddo, l'inquinamento atmosferico, anche dovuto ai fumi, è minore. Nel prodotto finale può essere raggiunta una permeabilità all'acqua pari a 3.7×10^{-11} m/s nel caso in cui venga utilizzato cemento come agente immobilizzante. I reagenti/leganti sono principalmente rifiuti (ceneri leggere da centrali elettriche, scorie da acciaierie, residui da fornaci di cemento).</p>
Effetti cross-media	<p>Il rapporto rifiuto in uscita/rifiuto in entrata è, in genere, compreso tra 1,2 e 2,4 in peso e tra 0,9 e 1,4 in volume. Il processo porta, quindi, ad un aumento di peso e ad un leggero aumento di volume.</p> <p>Al fine di impedire o, comunque, limitare le emissioni di composti organici volatili i rifiuti contenenti tali composti dovrebbero essere trattati in reattori chiusi e i COV non soggetti alla solidificazione dovrebbero essere avviati ad opportuno trattamento (ad esempio, in scrubber). Tale fase può consentire di evitare un doppio trattamento del rifiuto (ad esempio, desorbimento termico per la rimozione dei COV seguito da stabilizzazione/solidificazione).</p> <p>Va rilevato che l'immobilizzazione non permette di ridurre il contenuto dei contaminanti presenti nel rifiuto ma determina semplicemente una alterazione della composizione chimica per effetto di specifiche reazioni. I composti organici, ad esempio, non sono, in genere, immobilizzati dal trattamento ma vengono solamente adsorbiti. Il rifiuto in uscita è, quindi, da considerarsi non stabile per lunghi periodi ed i composti possono essere rilasciati, ad esempio, in seguito a percolamento.</p>
Dati di esercizio	<p>Questa tecnica è di facile applicazione e rappresenta un processo relativamente semplice. Il consumo energetico è basso. Quando viene utilizzato cemento come materiale per la stabilizzazione il rapporto tra rifiuto da trattare e cemento utilizzato è tra 1:3 e 1:4 a seconda del tipo di rifiuto.</p>
Applicabilità	<p>Queste tecnologie sono molto efficaci nel trattamento di rifiuti inorganici o di rifiuti inorganici contenenti piccole quantità di composti organici non solubili in acqua. Con questa tecnica, possono essere trattati una vasta gamma di rifiuti (liquidi, solidi, molti inquinanti chimici, ceneri, ecc.). I rifiuti contenenti cromati, metalli anfoteri quali Pb e Zn e rifiuti che contengono alcuni sali solubili, necessitano di un pre-trattamento prima di essere sottoposti al processo di immobilizzazione. Tra i rifiuti che non sono adatti al processo di inertizzazione vi sono:</p> <ul style="list-style-type: none"> ● rifiuti infiammabili o altamente infiammabili ● rifiuti contenenti sostanze volatili ● agenti ossidanti ● rifiuti odorosi

	<ul style="list-style-type: none"> • rifiuti contenenti rifiuti organici altamente solubili • rifiuti contenenti molibdeno • rifiuti contenenti sali inorganici solubili
Aspetti economici	I processi a freddo richiedono in genere semplici attrezzature e sono caratterizzati da bassi costi sia di investimento che di gestione.
Linee guida per l'implementazione	La semplice diluizione o l'assorbimento, senza che ad essi sia associato un cambiamento fisico-chimico, non è un processo di trattamento accettabile. Per esempio, l'assorbimento di un liquido sulla segatura, cosicché non si ha più un rifiuto liquido, non è accettabile come pretrattamento prima del conferimento in discarica.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E2.2.5 - Solidificazione con cemento

Descrizione	<p>I rifiuti sono miscelati con cemento Portland, additivi (per controllare le proprietà del cemento) ed acqua in un quantitativo sufficiente ad assicurare lo svolgimento delle reazioni di idratazione necessarie affinché il cemento leghi. I rifiuti sono quindi incorporati nella matrice cementizia. La tecnica di solidificazione a base cementizia si basa sull'utilizzo di attrezzature facilmente disponibili sul mercato. La miscelazione e la gestione associate al processo sono ben sviluppate e note. Il prodotto solidificato può essere conferito in discarica.</p>							
Benefici ambientali attesi	<p>Il principale vantaggio della solidificazione con cemento sta nel ridotto contatto tra l'acqua e i residui e, nella possibile formazione di composti meno solubili quali: idrossidi di metallo e carbonati. Il prodotto solidificato è relativamente semplice da maneggiare e il rischio di formazione di polveri e di rilascio di metalli pesanti nel breve termine è molto basso. Tuttavia gli alti valori di pH caratteristici dei sistemi a base cementizia possono determinare il rilascio di metalli anfoteri (Pb e Zn).</p>							
Effetti cross-media	<p>Lo svantaggio di questo metodo risiede nel fatto che non viene impedito il rilascio dei sali solubili e questo può eventualmente causare la disintegrazione fisica del prodotto solidificato, causando un'ulteriore percolazione. L'aggiunta di cemento e additivi aumenta la quantità di rifiuto da gestire; in genere, infatti, viene addizionata una quantità di cemento e additivi corrispondente al 30-50% circa del peso secco del rifiuto in ingresso oltre ad una quantità di acqua compresa tra il 30% ed il 100% del peso secco totale. Il peso del rifiuto in uscita può, pertanto, risultare superiore da 20-30 kg/t fino a 40-60 kg/t rispetto al peso del rifiuto in entrata, considerando un'aggiunta di acqua pari a circa il 50% del peso secco totale.</p>							
Dati di esercizio	<p>Il consumo di acqua e di energia è variabile e non è quantificato. Il funzionamento e il controllo delle apparecchiature utilizzate da questa tecnologia sono relativamente semplici e comparabili alle procedure standard nell'industria del cemento.</p>							
Applicabilità	<p>La solidificazione è tipicamente attuata in impianti dedicati ubicati nelle vicinanze del luogo di destinazione finale del rifiuto. La tecnica può essere utilizzata su tutti i rifiuti derivanti dal trattamento delle emissioni gassose. La solidificazione con cemento è stata, inoltre, utilizzata su diverse altre tipologie di rifiuti pericolosi.</p>							
Aspetti economici	<p>I costi di trattamento per la sola solidificazione con cemento sono stimati intorno ai 25 euro per tonnellata di rifiuto.</p>							
Linee guida per l'implementazione	<p>La tecnica è relativamente semplice da utilizzare ed inoltre è ben nota. Le caratteristiche del percolato del prodotto solidificato possono essere considerevolmente migliorate rispetto al rifiuto non trattato. La stabilizzazione dei residui APC attraverso la solidificazione con cemento è stata ed è ancora considerata accettabile da molte autorità nei diversi Paesi del mondo.</p>							
Esempi di impianti	<p>La tecnica rappresenta, probabilmente, il metodo più comunemente utilizzato per la gestione dei rifiuti derivanti dai sistemi di trattamento delle emissioni gassose ed è molto diffusa in Europa. Le principali tipologie di solidificazione con cemento utilizzate in alcuni Paesi Europei sono elencate nella tabella sottostante (fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries")</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Paese</th> <th>Caratteristiche</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Austria</td> <td>È operativo, presso Vienna, un impianto di solidificazione con cemento di ceneri e scorie derivanti dai processi di incenerimento dei rifiuti urbani.</td> </tr> <tr> <td>Germania</td> <td>Diverse compagnie di estrazione del sale in Germania ricevono rifiuti derivanti dal trattamento delle emissioni gassose ed effettuano su questi la solidificazione con cemento utilizzando poi i residui come materiale di riempimento e di rinforzo. La solidificazione con cemento è, per alcune miniere, realizzata in un impianto centrale che utilizza diverse miscele a seconda della destinazione finale e delle richieste. Dall'impianto centrale di solidificazione, il prodotto è poi trasportato alla miniera ricettrice.</td> </tr> </tbody> </table>		Paese	Caratteristiche	Austria	È operativo, presso Vienna, un impianto di solidificazione con cemento di ceneri e scorie derivanti dai processi di incenerimento dei rifiuti urbani.	Germania	Diverse compagnie di estrazione del sale in Germania ricevono rifiuti derivanti dal trattamento delle emissioni gassose ed effettuano su questi la solidificazione con cemento utilizzando poi i residui come materiale di riempimento e di rinforzo. La solidificazione con cemento è, per alcune miniere, realizzata in un impianto centrale che utilizza diverse miscele a seconda della destinazione finale e delle richieste. Dall'impianto centrale di solidificazione, il prodotto è poi trasportato alla miniera ricettrice.
Paese	Caratteristiche							
Austria	È operativo, presso Vienna, un impianto di solidificazione con cemento di ceneri e scorie derivanti dai processi di incenerimento dei rifiuti urbani.							
Germania	Diverse compagnie di estrazione del sale in Germania ricevono rifiuti derivanti dal trattamento delle emissioni gassose ed effettuano su questi la solidificazione con cemento utilizzando poi i residui come materiale di riempimento e di rinforzo. La solidificazione con cemento è, per alcune miniere, realizzata in un impianto centrale che utilizza diverse miscele a seconda della destinazione finale e delle richieste. Dall'impianto centrale di solidificazione, il prodotto è poi trasportato alla miniera ricettrice.							

	Svizzera	In Svizzera viene utilizzata una variante della solidificazione con cemento in cui i rifiuti sono lavati con acqua, in un rapporto liquido solido pari a 2:1, e, successivamente, essiccati prima della miscelazione con cemento. In tal modo viene rimossa la maggior parte dei sali solubili, con conseguente maggiore longevità del materiale solidificato. Dopo la solidificazione, i rifiuti sono depositati in discarica a livello superficiale, prima dell'indurimento. In alcuni impianti, la miscela è gettata in stampi per produrre blocchi che vengono successivamente trasportati in discarica.
	Svezia	In una discarica in Svezia (Ilogdalan), i rifiuti derivanti dal trattamento delle emissioni gassose vengono solidificati con cemento in blocchi e, dopo l'indurimento, posizionati nella discarica stessa a livello superficiale.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Tabella 10 – Prestazioni connesse all'utilizzo di diversi reagenti nei processi di solidificazione in funzione delle sostanze contenute nel rifiuto.

Componenti del rifiuto	Reagenti a base di cemento	Reagenti a base di pozzolana	Reagenti termoplastici	Reagenti a base di polimeri organici
Composti organici non polari: <ul style="list-style-type: none"> olio e grasso idrocarburi aromatici idrocarburi alogenati PCB 	Possono ostacolare la sedimentazione e la successiva solidificazione. Diminuzione della durezza nel lungo periodo. Si può avere emissione di sostanze volatili nella fase di miscelazione.	Possono ostacolare la sedimentazione. Diminuzione della durezza nel lungo periodo. Si può avere emissione di sostanze volatili nella fase di miscelazione.	Possibile vaporizzazione dei composti organici per effetto riscaldamento.	Possono ostacolare la sedimentazione e la successiva solidificazione.
Composti organici polari: <ul style="list-style-type: none"> fenoli alcoli acidi organici glicoli 	I fenoli ritardano in modo significativo la solidificazione e causano una diminuzione della durezza sia nel breve che nel lungo periodo.	I fenoli ritardano in modo significativo la solidificazione e causano una diminuzione della durezza sia nel breve che nel lungo periodo. Gli alcoli possono ritardare la solidificazione.	Possibile vaporizzazione dei composti organici per effetto riscaldamento	Non vi sono effetti significativi sulla solidificazione.
Acidi: <ul style="list-style-type: none"> acido cloridrico acido fluoridrico 	Non vi sono significativi effetti sulla solidificazione. Il cemento neutralizza gli acidi. Il cemento Portland tipo II e IV garantisce maggiore durezza rispetto al cemento di tipo I. Efficacia del trattamento dimostrata	Non vi sono effetti significativi sulla solidificazione. Efficacia del trattamento dimostrata	Possono essere neutralizzati prima dell'incorporazione.	Possono essere neutralizzati prima dell'incorporazione. L'utilizzo di urea formaldeide si è dimostrato efficace
Ossidanti come: <ul style="list-style-type: none"> ipoclorito di sodio permanganato di potassio acido nitrico bicromato di potassio 	Compatibile	Compatibile	Può causare la rottura della matrice. Rischio incendi.	Può causare la rottura della matrice. Rischio incendi
Sali quali: <ul style="list-style-type: none"> solforati composti alogenati nitrati 	Aumenta il tempo di solidificazione. Diminuisce la durezza. I solforati possono ritardare la solidificazione e causare	Gli alogenuri sono rilasciati facilmente e ritardano la solidificazione. I solforati possono ritardare o accelerare	I solforati e gli alogenuri possono causare disidratazione e reidratazione a causa delle spaccature.	Compatibile

Componenti del rifiuto	Reagenti a base di cemento	Reagenti a base di pozzolana	Reagenti termoplastici	Reagenti a base di polimeri organici
<ul style="list-style-type: none"> cianuri 	fratture se non vengono utilizzate particolare tipologie di cemento. I solfati possono accelerare reazioni collaterali	le reazioni.		
Metalli pesanti: <ul style="list-style-type: none"> piombo cromo cadmio arsenico mercurio 	Compatibile. Può aumentare il tempo di solidificazione. Processo efficace in determinate condizioni	Compatibile. Processo efficace per determinati composti (Pb, As, Cr)	Compatibile. Efficacia dimostrata su alcune specie (Cu, As, Cr)	Compatibile. Processo efficace su arsenico.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E2.2.6 - Stabilizzazione con fosfato

Descrizione	Il processo si basa sulla stabilizzazione chimica con fosfato. Il trattamento è relativamente semplice e prevede l'utilizzo di un mezzo di miscelazione (simile all'impastatrice per argilla) in cui vengono inseriti i reagenti nelle opportune proporzioni. Nel miscelatore viene poi aggiunto fosfato solubile. Avvenuta la miscelazione, un trasportatore posto all'uscita del miscelatore rimuove il prodotto trattato. In alcuni casi, a seconda delle caratteristiche del rifiuto in ingresso, vengono utilizzati anche altri additivi quali la calce. Le cinetiche di reazione sono veloci ed il rifiuto può ritenersi completamente trattato senza necessità di ulteriori trattamenti.
Raggiungimento dei benefici ambientali	I sali vengono trattenuti nel rifiuto in uscita. Rispetto agli altri processi in questo caso viene aggiunta una quantità di acqua relativamente bassa. Il rilascio di metalli e sali in discarica è, in genere, maggiore rispetto a quelli degli altri processi di trattamento.
Effetti cross-media	Il processo non produce acque reflue. Si può avere formazione di percolato dopo la messa in discarica a causa dell'aumentata solubilità di alcuni metalli pesanti (es. Pb e Cd).
Dati di esercizio	Le quantità specifiche di acqua e fosfato, così come quelle di altri eventuali additivi, possono variare a seconda delle caratteristiche del rifiuto.
Applicabilità	Il trattamento rappresenta una integrazione dei processi di incenerimento; esso può essere anche condotto in impianti centralizzati in grado di trattare i rifiuti provenienti da diversi inceneritori. Il processo è stato inizialmente ideato per il trattamento dei residui derivanti dall'incenerimento dei rifiuti urbani, ma è stato testato ed utilizzato anche su altre tipologie di rifiuto (es. suoli contaminati, scorie, fanghi, ecc).
Aspetti economici	Il costo relativo al trattamento di rifiuti derivanti dai sistemi di abbattimento delle emissioni gassose si aggira, attualmente, intorno ai 15 Euro/t. Oltre a questo, è richiesto un diritto di 5-10 euro/ton per l'uso del progetto brevettato. I costi di investimento possono variare dai 150.000 ai 500.000 Euro, in funzione delle apparecchiature già presenti nell'impianto
Linee guida per l'implementazione	La ragione principale per l'implementazione di questa tecnica risiede nella sua semplicità di funzionamento.
Esempi di impianti	Il processo è al momento utilizzato in USA, Giappone e Taiwan presso 90 impianti di incenerimento di rifiuti urbani che trattano, annualmente, più di 2 milioni di tonnellate di ceneri pesanti e rifiuti derivanti dai sistemi di abbattimento delle emissioni gassose.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E2.2.7 - Trattamento termico dei rifiuti solidi

Descrizione	Questa tecnica include la vetrificazione e la fusione dei rifiuti solidi, già analizzate in precedenza. Diverse sono le tecniche che possono essere utilizzate per riscaldare i rifiuti: sistemi elettrici, sistemi con bruciatori a combustibile e sistemi a scoppio. Questi differiscono solo nel modo in cui viene trasferita l'energia ai rifiuti. Generalmente le tecniche si ispirano alle fornaci utilizzate nella produzione di ferro e acciaio.
-------------	--

Benefici ambientali attesi	<p>A seconda del sistema di fusione, è possibile recuperare le leghe metalliche dalla camera di reazione. Inoltre, in funzione della temperatura nella camera stessa e dello stato di ossidazione o riduzione della fase gassosa, i metalli pesanti (specialmente Cd e Pb) possono essere volatilizzati e rimossi con i gas uscenti. Tutte le configurazioni di processo necessitano di sistemi di abbattimento dei gas per minimizzare le emissioni. Un vantaggio connesso all'utilizzo di questa tipologia di trattamento è legato alla distruzione degli inquinanti organici, ad es. diossine. Gli impianti di trattamento termico in genere riducono il volume dei residui di circa il 30-50% rispetto al volume in entrata. La fusione aumenta la densità dei prodotti a circa 2,4-2,9 t/m³.</p> <p>I prodotti di fusione e i prodotti vetrificati possiedono, in genere, buone proprietà di ritenzione, ma alcuni studi mostrano che i prodotti sinterizzati raggiungono circa lo stesso livello di stabilità rispetto alla ritenzione. I prodotti derivanti dalla vetrificazione sono, generalmente, caratterizzati da maggior stabilità e densità.</p>					
Effetti cross-media	<p>Uno dei maggiori svantaggi di questi metodi è connesso alla loro elevata richiesta energetica. La vetrificazione e la fusione portano alla mobilitazione di elementi quali Hg, Pb e Zn; tali processi sono, in genere, condotti in combinazione con altri trattamenti al fine di produrre un prodotto riciclabile con un basso contenuto in metalli pesanti. A causa del rilascio di metalli pesanti durante il processo, il trattamento termico richiede un sistema aggiuntivo di trattamento delle emissioni. Il processo determina, inoltre, la produzione di rifiuti solidi derivanti dal trattamento dei gas. D'altra parte, i metalli possono essere recuperati dal processo ed, in alcuni, i prodotti vetrificati possono essere riciclati.</p>					
Dati di esercizio	<p>Generalmente viene utilizzato un quantitativo di energia pari a 700-1.200 kWh/t di rifiuto trattato per raggiungere e mantenere la temperatura necessaria per lo svolgimento del processo, sebbene siano stati rilevati anche valori superiori a 8.000 kWh/t. Il consumo di energia e le modalità operative variano in funzione della tipologia di impianto.</p>					
Applicabilità	<p>In genere, il rifiuto in entrata deve rispettare alcuni requisiti, quali ad esempio: contenuto di acqua <5%, contenuti di incombusti <3%, contenuto in metalli <20% sul peso e dimensioni delle ceneri <100 mm. Il processo termico è ampiamente utilizzato nel trattamento di ceneri pesanti e di miscele di ceneri pesanti e rifiuti derivanti dal trattamento delle emissioni gassose. Questi ultimi contengono, in genere, elevate concentrazioni di sali e metalli pesanti e la loro gestione separata può richiedere un trattamento estensivo dei gas con conseguente riduzione dei benefici generali legati al trattamento stesso.</p>					
Aspetti economici	<p>La tecnica è generalmente abbastanza costosa rispetto alle altre opzioni di trattamento. Il costo indicato è, infatti, dell'ordine dei 100-500 Euro/t di rifiuto trattato. I costi di investimento si aggirano intorno ai 20 milioni di Euro per un impianto con capacità pari a 1 – 1,5 t/ora.</p>					
Linee guida per l'implementazione	<p>La ragione principale per l'implementazione della tecnica è data dalle buone capacità di ritenzione del prodotto finale e dalla significativa riduzione in volume. I composti organici quali diossine e furani sono quasi completamente distrutti.</p>					
Esempi di impianti	Paese	Caratteristiche				
	USA	Un processo di vetrificazione include fasi iniziali quali estrazione acqua, essiccamento a 500°C prima dell'aggiunta di additivi vetrosi e fusione. L'iniziale lavaggio ed essiccazione sono eseguiti allo scopo di rimuovere i cloruri e il carbonio organico residuo.				
		Gli impianti per il trattamento termico delle ceneri pesanti e dei residui APC includono:				
		Tipo	Tecnologia	In funzione	Progettato	Capacità [ton/giorno]
	Giappone	Fusione elettrica:	Arco elettrico	4	2	655
			Plasma elettrico	4	2	183
			Resistenza elettrica	2	3	148
		Bruciatore	Superficie riflettente	12		209
			Superficie rotante	5		84
	Fusione a scoppio:	coke bed	3		2.20	
Combustione del carbonio residuale		1		15		
Totale		31	7	1464		

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E2.2.8 - Tecniche da considerare per il trattamento delle scorie

Descrizione	<p>I punti che seguono descrivono le misure generali che possono essere prese in considerazione per migliorare la qualità delle scorie ai fini di un loro riutilizzo, ad esempio, dopo incenerimento o dopo processi di essiccamento. Questi includono:</p> <ul style="list-style-type: none"> • separazione delle scorie dagli altri prodotti dei processi di combustione quali filtri e polveri di caldaia, al fine di ridurre la frazione dei metalli pesanti • evitare la miscelazione delle scorie provenienti da diverse sorgenti • re-incenerire il materiale organico non completamente incenerito • essiccare le scorie (la scoria è essiccata comunemente con la messa in stoccaggio per un periodo di tempo pari a 2 – 4 settimane): questo processo richiede una base di appoggio solida (quale una superficie cementizia) e un sistema di raccolta degli effluenti • utilizzo di un processo di lavaggio preliminare per ridurre la probabile presenza della frazione delle scorie solubili in acqua • separazione delle scorie metalliche • eliminazione dalla scoria delle frazioni fini (tali frazioni potrebbero, altrimenti, essere rilasciate molto facilmente nel percolato) • analisi dell'eluato e dei solidi per individuare la destinazione finale del materiale (recupero c/o smaltimento in discarica).
Benefici ambientali attesi	Migliora le qualità delle scorie e può, quindi, favorire recupero.

E.2.3 Aspetti tecnici e tecnologici dei presidi ambientali

Nei processi di trattamento chimico fisico si possono avere diverse sorgenti di emissioni di gas, polveri e vapori (movimentazione dei rifiuti, operazioni di trattamento, operazioni di laboratorio).

L'abbattimento del particolato deve essere condotto mediante trattamenti a secco e/o ad umido. Le fasi a secco, se non seguite da lavaggio, devono prevedere l'impiego di filtri a maniche; qualora esse siano, invece, seguite da lavaggio, una prima depolverazione potrà essere condotta con cicloni. Il lavaggio delle emissioni, con acqua o soluzioni acquose, deve avvenire in colonne con o senza riempimento oppure in venturi-scrubber. Per i fluidi di lavaggio deve essere previsto il riciclo ed il controllo delle operazioni di spurgo e di reintegro.

Le apparecchiature elettromeccaniche dell'impianto devono essere collocate in locali confinati posti sotto aspirazione. Qualora all'interno dei locali sia prevista la presenza di personale, il sistema di aspirazione deve essere dimensionato sulla base dei ricambi d'aria necessari a preservare la salubrità dell'ambiente lavorativo. In assenza di personale, deve essere garantita almeno una leggera depressione.

Nel caso di impianti di vetrificazione la progettazione della linea di trattamento delle emissioni deve essere volta alla rimozione di metalli, SO_x, cloruri, NO_x. La linea di trattamento, in conseguenza dell'alta temperatura del flusso gassoso che si libera dal forno di vetrificazione, deve disporre preliminarmente di una fase di raffreddamento rapido mediante un flussaggio di acqua. Il trattamento delle emissioni: COV, NH₃, sostanze maleodoranti, vapore acqueo, dalle fosse di prima raccolta dell'inertizzato deve essere condotto con una o più fasi di assorbimento con reazione chimica e/o con biofiltrazione. Le fosse di raccolta devono essere confinate e mantenute in leggera depressione.

E3 - Aspetti ambientali**E.3.1 Impatto sull'ambiente**

Nell'analisi degli impatti dovuti al trattamento chimico fisico dei rifiuti si deve considerare:

- emissioni/impatti odorigeni generati nelle diverse fasi del processo
- le emissioni di rumori
- la movimentazione dei mezzi
- la produzione di polveri e particolato fine
- il consumo di acqua e i reflui
- consumo energetico
- la produzione di rifiuti connessa a queste attività
- inserimento territoriale e paesaggistico.

In generale i suddetti impatti si manifestano effettivamente solo in corrispondenza di una deficitaria progettazione, realizzazione o gestione degli impianti, pertanto possono essere efficacemente prevenuti o ridotti mediante l'adozione di particolari accorgimenti costruttivi, di opportuni dispositivi di abbattimento degli inquinanti ed, infine, tramite una corretta gestione di tutte le attività connesse all'impianto.

Analizzando i benefici ambientali degli impianti di trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi, va sottolineato che i processi di stabilizzazione/solidificazione consentono di ottenere un prodotto caratterizzato da:

- minimo rilascio di sostanze inquinanti nel percolato che costituisce la via principale di diffusione nell'ambiente degli inquinanti presenti nei rifiuti confinati in discarica; con l'inertizzazione viene minimizzata soprattutto la possibilità di rilascio di metalli pesanti (per raggiungere questo obiettivo è necessario che i rifiuti da sottoporre a inertizzazione non abbiano un contenuto di TOC superiore al 10% in modo da prevenire l'evoluzione di processi di fermentazione anaerobica che, portando allo sviluppo di acidi grassi a catena breve, potrebbe causare la solubilizzazione dei metalli nel percolato; la stabilizzazione con additivi quali cemento e calce impedisce solo in parte i fenomeni di fermentazione)
- facile manipolabilità
- aggregazione di particelle fini in materiale con pezzatura più grossolana e conseguente eliminazione di polveri; viene, quindi, impedita la diffusione nell'ambiente di composti organici a elevato punto di ebollizione, normalmente adsorbiti sulle particelle solide più fini.

E3.2 - Emissioni negli impianti di trattamento chimico – fisico dei rifiuti solidi

Nella tabella seguente sono riportate le possibili emissioni dagli impianti di trattamento chimico - fisico dei rifiuti solidi tratte dal "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries".

Le diverse emissioni dipendono dalla tipologia di rifiuti in ingresso agli impianti e dai diversi sistemi di abbattimento adottati.

Tabella 11 - Emissioni derivanti dal trattamento chimico fisico dei rifiuti solidi e dei fanghi

Sezione di trattamento	Aria	Acqua	Rifiuti
Filtrazione/pressatura	Ammoniaca e VOC se vi è un alto contenuto di sostanza organica nei rifiuti		
Sezione di immobilizzazione	Emissioni dal sistema di ventilazione; emissioni durante il trasferimento del rifiuto dal reattore di miscelazione alla movimentazione fuori impianto e dalla fuoriuscita attraverso le porte di accesso durante il caricamento della vasca di reazione		
Miscelazione fanghi	particolato e VOC, in particolare		

Sezione di trattamento	Aria	Acqua	Rifiuti
	se si verifica una reazione esotermica		
Gestione fanghi (es. pressatura e stoccaggio)	VOC, gas dalla soluzione		
Solidificazione	possibile emissione di particolato		
Sistemi di carico del rifiuto automatizzati	VOC, polvere emissioni osmogene durante il trasferimento del rifiuto e del reagente		
Reattori	Le emissioni che si verificano sono dovute a reazione tra sostanze incompatibili. Reazioni incontrollabili dovute a dosaggio non corretto dei reagenti o alla formazione di "hot spots" nella miscela	Perdite da apparecchiature mantenute in cattivo stato o danneggiate	Perdite da apparecchiature mantenute in cattivo stato o danneggiate
Silo dei reagenti	Polveri dai sili dei reagenti. Fughe gassose dai sistemi di connessione dei sili e polveri provenienti dallo stoccaggio dei reagenti		

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Emissioni derivanti dai processi di desorbimento termico

Le emissioni dei processi di desorbimento termico dipendono dalla tipologia di rifiuti trattati, dal processo di desorbimento utilizzato e dai sistemi di abbattimento delle emissioni. Le sorgenti delle emissioni possono essere diverse e anche esse dipendono dal tipo di processo utilizzato.

Ad esempio, un sistema di riscaldamento a combustibile utilizza, generalmente, propano, gas naturale o olio combustibile; se come sistema di abbattimento delle emissioni si utilizzano filtri a manica, scrubber e sistemi di adsorbimento su carbone attivo i gas esausti conterranno piccole quantità dei contaminanti inizialmente presenti, e i prodotti delle possibili reazioni chimiche. Anche i volumi dei gas in uscita dipendono dal tipo di trattamento utilizzato. In tabella 12 sono riportati alcuni valori, indicativi, relativi alle emissioni dei processi di desorbimento termico.

Tabella 12 - Emissioni dal processo di desorbimento termico

	Portate di gas (Nm ³ /h)	Inquinanti
Riscaldamento diretto	17.000-85.000	VOC
Riscaldamento indiretto	1.700-8.500	VOC

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

I possibili punti di emissione sono, invece, riportati nella seguente tabella.

Tabella 13 - Punti di emissione dal processo di desorbimento termico

Inquinanti	Fonti di inquinamento
Perdite	<ul style="list-style-type: none"> - escavazione di suoli contaminati - nastri di carico, tramogge di carico - gas esausti da sistemi di riscaldamento, trattamento suoli, polveri dal sistema di controllo del particolato, olio non trattato dalla separazione olio/acqua, carbonio esausto dalla fase liquida o vapore dal sistema di adsorbimento
Materiale particolato, ossidi di azoto (NO _x), monossido di carbonio (CO), gas acidi	<ul style="list-style-type: none"> - Combustione - Pirolisi
Diossine furani e fenoli	

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Tabella 14 - Caratteristiche delle emissioni di un essiccatore di aggregato di asfalto

Parametro	Concentrazione iniziale (ppm) ^a	Concentrazione finale (ppm) ^a	Efficienza (%)	Gas in uscita ^b concentrazione
PM		700-1.000 mg/Nm ³		
Benzene	0,11-39,5	<0,01-0,06	84,5-99,9	4,3-8,6 ppm
Toluene	0,27-<2	<0,01-0,1	n/a	0,6-0,8 ppm
M,p-xilene	<0,8-<03	0,2-1,2	<75	0,42-3,5 ppm
o-xilene	3,1-15,6	<0,01	99,7-99,9	
xilene totale	13,1	0,1	99,2	
etilbenzene	0,11	<0,01	>90	
THC	39-393	5,7-9,5	85-97,5	129-2.800 ppm
VOC		0,045-2,27 kg/h		
diesel	1.875	<1	>99,9	
naftalene				5.136-6.757 µg/Nm ³
acenaftilene				634-901 µg/Nm ³
acenaftene				317-638 µg/Nm ³
fluorantene				405-763 µg/Nm ³
fenantrene				385-645 µg/Nm ³
antracene				<1,4-427 µg/Nm ³
fluorantrene				24-135 µg/Nm ³
pirene				32-111 µg/Nm ³

Note: ^adati determinati su due o tre impianti a seconda del parametro

^bdati determinati su due impianti dotati, per il trattamento delle emissioni gassose, di scrubber ad umido e ciclone.

Le emissioni dei VOC derivanti dalle operazioni di essiccamento degli aggregati di asfalto variano di diversi ordini di grandezza a seconda dell'utilizzo o meno di postcombustori come dispositivi di controllo delle emissioni. Tali sistemi di trattamento non prevedono il controllo dei VOC ad eccezione di quelli modificati ai fini del trattamento dei suoli contaminati.

Sono state condotte anche stime relative ad emissioni derivanti dal trattamento di suoli contaminati in essiccatori di aggregati di asfalto. Questi sistemi sono costituiti da un inceneritore a tamburo rotante che opera a temperature comprese tra 290-540 °C. Al fine di limitare le emissioni di materiale particolato vengono utilizzati cicloni e filtri a manica. L'utilizzo di sistemi di ossidazione termica consente di eliminare i composti organici nei gas esausti, con efficienze comprese tra il 99%-99,9% e con una velocità di processo di 32-54 t/h.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Tabella 15 - Emissioni stimate di alcuni composti derivanti dalla decontaminazione di suoli da PCB tramite il processo di desorbimento termico

Inquinante	Unità di misura	Tempo di residenza (minuti)	Temperatura (°C)	Concentrazione iniziale	Concentrazione finale	Velocità di emissioni non controllate (g/h)	Velocità di emissione stimata (g/h)
PCB	ppm	19	550	37,5	2	1,14	5,68*10 ⁻²
2,3,7,8 TCDD	ppb	40	560	260	0,018	0,008	4,16*10 ⁻⁴
	ppb	19	560	236	0,018	0,007	3,78*10 ⁻⁴
	ppb	10,5	560	266	0,018	0,008	4,26*10 ⁻⁴
	ppb	24	460	233	0,5	0,007	3,72*10 ⁻⁴
	ppb	5,6	550	48	0,084	0,001	7,67*10 ⁻⁵
	ppb	20	555	56	0,23	0,001	8,92*10 ⁻⁵

Efficienza media stimata: 95%

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Emissioni dal processo di estrazione dai terreni contaminati (washing)

Nel processo di lavaggio dei suoli le fasi di escavazione, manipolazione, preparazione ed estrazione del terreno sono possibili fonti di emissione; inoltre i rifiuti prodotti possono dar luogo ad emissioni di VOC.

La fase di recupero del solvente tramite evaporazione ed altre fasi di trattamento dei solventi sono possibili fonti di emissioni in atmosfera.

I flussi di rifiuti generati dal suddetto processo sono rispettivamente: il suolo contaminato separato dalle acque di lavaggio, le acque reflue, i fanghi e i rifiuti solidi provenienti dal trattamento delle acque reflue. Si hanno, inoltre, emissioni in atmosfera.

Tabella 16 – Emissioni derivanti da un impianto di trattamento di lavaggio di suoli contaminati (capacità dell'impianto: 68.000 t/anno)

Emissione in acqua	Concentrazione (mg/l)
Solidi sospesi	60
BOD ₅	25
COD	350
Nitriti (NO ₂ -N)	10
P totale	2
Cr totale	0,3
Cu	0,5
Hg	0,05
Ni	0,3
Pb	0,3
Zn	2
Residui del processo	
Fanghi	
Altre frazioni residue	IPA e ossidi metallici

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E3.3 Produzione dei rifiuti negli impianti di trattamento chimico-fisico

Gli impianti di trattamento chimico fisico necessitano di accorgimenti tecnici e di applicazioni tecnologiche volte alla riduzione delle emissioni, rappresentate da polveri, gas e sostanze osmogene, reflui di processo, rifiuti solidi, rumore. Le specifiche emissioni degli impianti dipendono anche dalla tipologia di rifiuti trattati.

I diversi flussi di rifiuti prodotti dai trattamenti chimico fisici generalmente sono da destinarsi in discarica. Sono di seguito riportati i flussi di rifiuti prodotti come riportati nel "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries".

Rifiuti solidi e fanghi derivanti dal trattamento di stabilizzazione/solidificazione

Il materiale derivante dal trattamento di stabilizzazione/solidificazione ha, in genere, lo stesso contenuto in metalli e composti organici del rifiuto di origine, ma è caratterizzato da una minore tossicità e solubilità dei diversi composti.

La permeabilità all'acqua del rifiuto stabilizzato dipende da diversi fattori (ad esempio, natura del rifiuto, natura e quantitativo di reagente addizionato per la stabilizzazione, ecc.) e può, in generale, variare tra 10^{-9} e 10^{-12} m/s

Le ceneri pesanti e le scorie, dopo essere state sottoposte ad inertizzazione, possono essere riutilizzate, se rispondenti a determinati parametri e con opportune misure di sicurezza, nei modi seguenti:

- nella costruzione di strade parcheggi, aeroporti e porti; al fine di evitare fenomeni di percolamento è comunque necessaria la presenza di uno strato impermeabile di asfalto o

calcestruzzo al di sotto dello strato di ceneri/scorie

- nella costruzione di argini stradali o di pareti insonorizzanti; in tal caso è importante che siano rispettate condizioni idrogeologiche specifiche; ad esempio, deve essere, comunque, presente uno strato di argilla o di terriccio di spessore pari ad almeno 2 m affinché sia garantita la protezione della falda acquifera da possibili contaminazioni. Deve, inoltre, essere presente una superficie minerale impermeabile ($d > 0,5$ m e $k_f < 10^{-8}$)
- il riutilizzo in prossimità di corpi idrici di importanza rilevante ed in zone idrogeologicamente sensibili deve essere accertato caso per caso mediante opportune ispezioni e verifiche.

Nelle tabelle 17 e 18 vengono riportati i valori riscontrati in ceneri pesanti dopo il trattamento chimico-fisico relativi ad alcuni parametri di una certa rilevanza.

Tabella 17 – Presenza di metalli nelle ceneri pesanti dopo il trattamento chimico-fisico (analisi condotta sul solido)

Metallo	Concentrazione minima ¹	Concentrazione media ¹	Concentrazione massima ¹
As	0	0,074-0,15	0,187
Cd	0,0008	0,0037-0,01	0,0167
Cr	0,067	0,172-0,6	0,726
Cu	0,150	0,6-6,826	29,781
Hg	0	0,01-0,07	0,37
Ni	0,023	0,165-0,6	0,661
Pb	0,19	1-1,222	4,063
Tl	0		
Zn	0,470	1,5-2,970	14,356

Note:¹unità di misura: g/kg ad esclusione del Hg la cui concentrazione è espressa in mg/kg

Il valore 0 sta ad indicare una concentrazione inferiore al limite di rilevabilità

Fonte: “Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries”

Tabella 18 – Analisi dell’eluato di ceneri pesanti dopo il trattamento chimico-fisico

Parametro	Concentrazione minima ¹	Concentrazione media ¹	Concentrazione massima ¹
Cl	29		
Solfati	43		
CN totale	0		
Indice di fenolo	0		
As	1,3	5,3	16,1
Cd	0	0,8	5
Cr	0	15,2	200
Cu	0	60,7	300
Hg	0	<0,2	1
Ni	0	2,9	40
Pb	0	11,4	59
Tl	2		
Zn	0	19,4	300

Note:¹unità di misura: microgrammi/litro ad esclusione del Hg la cui concentrazione è espressa in mg/kg

Il valore 0 sta ad indicare una concentrazione inferiore al limite di rilevabilità

Fonte: “Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries”

Rifiuti dal trattamento di lavaggio dei suoli (soil washing)

Generalmente i rifiuti prodotti dal processo di washing dei suoli possono essere riutilizzati nell'edilizia (cementifici, impianti per la produzione di asfalto) o come materiali di riempimento dopo essere stati sottoposti ad opportuni controlli di qualità.

Le diverse frazioni che è possibile ottenere possono essere suddivise nel modo seguente:

- frazione grossolana: ghiaia fine 2-20 mm e ghiaia grossolana 20-80 mm
- sabbie: sabbie di dimensioni comprese tra 60 µm e 2 mm
- frazione organica residuale (>60 micrometri) generalmente tale frazione viene smaltita in discarica tal quale o dopo opportuno trattamento se necessario (stabilizzazione/solidificazione) od avviata ad altro trattamento se richiesto (desorbimento termico, incenerimento).

Rifiuti dal processo di escavazione del terreno

Il processo di escavazione può determinare una diminuzione del contenuto di umidità dell'ordine del 35-56% e della densità di bulk del 13% circa.

E3.4 - Aspetti ambientali: analisi dei rischi

Una efficace valutazione dei rischi comprende le seguenti fasi:

- l'individuazione delle potenziali fonti di rischio/pericolo
- la valutazione della probabilità di accadimento dell'evento negativo
- la valutazione delle conseguenze dell'evento negativo
- la valutazione del rischio definito operativamente
- la discussione del risultato ottenuto valutando quest'ultimo in relazione alle ipotesi semplificative adottate nei modelli valutativi.

E3.4.1- I fattori di rischio

I potenziali problemi concernenti la salubrità e la sicurezza che ricorrono presso le stazioni di trattamento chimico fisico dei rifiuti solidi includono:

- l'esposizione degli addetti e della popolazione residente nell'area circostante l'impianto:
 - alle polveri (ad esempio, cemento, silice od altro) disperse sotto forma di aerosol
 - ad eventuali sostanze chimiche tossiche che si possono generare nel corso del trattamento
 - ai rumori
 - al contatto con le sostanze pericolose contenute nei rifiuti
 - alle emissioni osmogene
- l'impatto ambientale dovuto, in genere, alla movimentazione dei rifiuti in ingresso ed in uscita dall'impianto ed allo stoccaggio dei rifiuti stessi
- le vibrazioni connesse all'utilizzo di compattatori, presse, e di mezzi adibiti alla movimentazione dei materiali
- rischi di infiltrazioni nella falda acquifera
- rischi di inquinamento del suolo e dell'aria
- rischi di incidenti connessi all'utilizzo di macchine ed apparecchiature.

Tutti i possibili impatti devono essere opportunamente valutati in fase di progettazione e realizzazione dell'impianto e devono essere limitati ricorrendo ad un'appropriata scelta delle strutture, degli spazi e delle procedure operative, nonché attraverso un'adeguata formazione del personale.

E3.4.2 - Misure di prevenzione e protezione

Il controllo delle possibili emissioni di polveri e di aerosol deve essere pianificato già a livello di progettazione delle strutture impiantistiche e di organizzazione delle operazioni gestionali. Queste misure consentono di ridurre i rischi a carico del personale addetto agli impianti e possono riassumersi nei seguenti punti:

1. garantire l'umidificazione dei materiali polverulenti stoccati in ingresso ed in uscita dal processo di trattamento
2. prima di effettuare qualsiasi movimentazione dei rifiuti, sia in ingresso che in uscita, bisognerà predisporre un controllo di qualità degli stessi, nel rispetto anche delle procedure ADR per il trasporto dei rifiuti al di fuori dell'impianto.
3. dotare di adeguata pavimentazione le superfici di lavoro e di viabilità interna dell'impianto
4. proteggere i lavoratori con accorgimenti che privilegino misure di protezione e prevenzione di tipo collettivo piuttosto che quelle di tipo individuale (DPI), dall'esposizione alle polveri in coincidenza delle operazioni maggiormente causa di rischio di esposizione, usando, ove possibile, macchine operatrici a cabina chiusa e climatizzata.

In aggiunta ai suddetti accorgimenti, gli addetti all'impianto dovrebbero essere ben informati circa i potenziali rischi dovuti alla manipolazione dei rifiuti.

E 3.4.3 - L'inquinamento acustico

Per l'attenuazione dei livelli sonori nelle zone di lavoro e conseguentemente, nell'area esterna all'impianto possono essere, inoltre, adottati una serie di accorgimenti quali:

- utilizzo di apparecchiature silenziose
- applicazione di rivestimenti e carenature
- posizionamento dei macchinari su supporti antivibranti e/o lubrificati
- utilizzo di griglie fonoassorbenti per prese d'aria esterne (motori)
- completa chiusura degli edifici
- l'impiego di portoni ad apertura/chiusura rapida.

F - Approfondimento, ove necessario, delle tecniche analizzate nel BRef comunitario e definizione, ove possibile, del range di prestazione delle diverse tecniche.

In questo capitolo verranno presentate alcune delle tecniche di uso invalso nel settore preso in considerazione in queste linee guida.

I processi che hanno avuto un discreto sviluppo su scala industriale sono quasi esclusivamente basati sull'impiego di cemento/silicati e di calce e possono essere classificati in:

- *trattamenti di cementazione a base neutra (basica)*
- *trattamenti di cementazione a base acida*
- *trattamenti a base di calce.*

F.1 - Trattamenti di cementificazione a base neutra

F.1.1 Processo CHEMIFIX

Il processo, che utilizza cemento e silicati liquidi ha avuto diffusione soprattutto negli USA.

Il trattamento è costituito dalle seguenti fasi:

1. Raccolta fanghi pompabili e stoccaggio rifiuti palabili. In sede di ricevimento, dopo i controlli di qualità, i fanghi pompabili vengono inviati alle vasche di raccolta dove subiscono un pretrattamento di grigliatura mentre i rifiuti palabili vengono inviati in un'opportuna zona di stoccaggio
2. Accumulo ed omogeneizzazione. Tale fase riguarda i soli rifiuti pompabili ed ha lo scopo di garantire una certa costanza di qualità nell'alimentazione del reattore. La vasca, munita di carroponte dotato di agitatori, svolge anche una funzione di polmone durante le fermate dell'impianto
3. Stabilizzazione/solidificazione. Dalla fase di omogeneizzazione i rifiuti liquidi vengono inviati al reattore (costituito da un cilindro rotante) a mezzo pompaggio, mentre i rifiuti palabili vi pervengono tramite una benna mobile sostenuta da un carroponte. Il dosaggio del cemento avviene a monte del reattore mentre il dosaggio dei silicati liquidi avviene a valle prima del pompaggio alla solidificazione. La quantità di reagenti impiegata rappresenta globalmente circa il 30% in peso del rifiuto da trattare (20- 25% di cemento e 5-7% di silicati liquidi). Prima dell'invio alla solidificazione, la miscela viene sottoposta ad un trattamento di raffinazione con eliminazione del materiale grossolano e del ferro separato mediante un nastro magnetico
4. Maturazione. Il rifiuto ancora allo stato liquido viene pompato alle vasche di consolidamento dove permane per 30 giorni circa dopodiché viene inviato alla discarica controllata. Le reazioni che avvengono in questa sezione sono molto complesse e si possono distinguere in tre fasi. Nella prima, molto rapida, avviene la reazione tra i silicati solubili e gli ioni dei metalli polivalenti che dà origine a silicati insolubili. Nella seconda reagiscono tra di loro i silicati solubili e l'agente che provoca la presa. Si produce così un materiale gelatinoso che impedisce ai solidi presenti di decantare. La terza reazione avviene tra gli additivi aggiunti ai silicati e i rifiuti, dando origine a fenomeni di idrolisi, idratazione e neutralizzazione.

Il processo è applicato su rifiuti solidi, liquidi e fangosi di natura essenzialmente inorganica.

Le prove di lisciviazione, effettuate allo scopo di valutare la cessione dei principali inquinanti (essenzialmente metalli) hanno condotto ai risultati analitici riportati nella tabella che segue.

Tabella 19 - Caratteristiche di eluati da prove di lisciviazione condotte su di un fango inertizzato col processo CHEMFIK

Costituenti	Fango grezzo Analisi (p.p.m)	Acqua distillata	H ₂ SO ₄ pH= 1,0.	HCl pH= 1,0	HNO ₃ pH= 3,0	Acido Acetico; pH=3,0
Cromo	103					
Rame	121					
Ferro	10.800					
Manganese	122			<0.10		
Nickel	212					
Zinco	2.200					
Fenolo	1,0					

Relativamente alla stabilità del rifiuto inertizzato in condizioni ambientali reali, sono state raffrontate le caratteristiche dell'eluato subito dopo il trattamento e dopo 20 mesi di esposizione del campione agli agenti atmosferici, senza rilevare variazioni nelle concentrazioni dei principali metalli.

Agli effetti del rilascio è da rilevare che, mentre gli idrossidi dei metalli pesanti sono poco solubili in un intervallo di pH piuttosto limitato, i silicati presentano una bassa solubilità nell'intervallo di pH che va da 2 a 9. Il materiale è tipo terriccio ed è adatto a riempire cave, ricoprire e formare strati intermedi di discariche vista la proprietà di ridurre la quantità degli inquinanti nei percolati. Tale riduzione si ottiene mediante neutralizzazione, scambio ionico, filtrazione ed adsorbimento.

F 1.2 Processo LITOSINTESI

Prevede l'impiego di cemento e silicati liquidi (in soluzione al 33%) che vengono aggiunti in sequenza (nella fase di reazione) all'impasto da inertizzare.

Il trattamento è costituito dalle seguenti fasi:

- conferimento rifiuti - Questa fase è realizzata su due linee distinte (rifiuto palabile e pompabile) e in essa avvengono i controlli di qualità (analisi del contenuto di cromo, cianuri, ecc.)
- Deferrizzazione - In tale fase avviene la raffinazione del fango mediante asportazione dei materiali ferrosi con sistemi magnetici
- Frantumazione e pulizia finale - Il fango viene compresso e spappolato tra due cilindri mentre i corpi non frantumabili vengono raccolti in un cassonetto
- Preparazione dell'impasto da inertizzare - Il fango palabile viene miscelato con il fango pompabile: si ottiene un impasto omogeneo dell'umidità voluta. Prima di essere espulso dal mescolatore l'impasto viene grigliato (fori ϕ 20 mm) per migliorare l'effetto di mescola e per eliminare eventuali corpi estranei
- Stoccaggio impasto da inertizzare - Il fango in forma pastosa viene inviato in silos di stoccaggio.
- Raffinazione dell'impasto - Il fango viene ulteriormente raffinato facendolo passare attraverso un laminatoio a cilindri con distanza di, passaggio pari ad 1 mm
- Inertizzazione - L'inertizzazione dell'impasto avviene in un reattore orizzontale di volume pari a 850 litri, in grado di trattare una portata di 15 mc/h. Il dosaggio del cemento avviene in linea con l'impasto, mentre il silicato liquido viene dosato all'uscita. La quantità di reagenti impiegata rappresenta globalmente circa il 23% in peso del rifiuto da trattare (20% il cemento e 3% il silicato liquido).

Il fango inertizzato, dopo una ultima estrusione attraverso una griglia forata, viene avviato all'accumulo provvisorio in cassoni prima del trasporto in discarica.

Un impianto di lavaggio dell'aria aspirata dalle apparecchiature nelle varie fasi elimina la possibilità di diffusione nell'ambiente di sostanze maleodoranti.

Il processo di litosintesi è applicato essenzialmente su rifiuti solidi, liquidi o fangosi ad elevato contenuto inorganico. Analisi dell'eluato, per valutare la cessione dei principali parametri (essenzialmente metalli) hanno dato l'esito di cui alla tabella che segue.

Tabella 20 - Caratteristiche analitiche di eluati da prove di lisciviazione condotte su un fango inorganico tal quale (tq) ed inertizzato (i) con processo Litosintesi (valori espressi in mg/l)

Fango da Industria	COD		Pb		Cu		Zn		Ni		Cr		Cd	
	Tq	i	Tq	i	Tq	i	tq	i	tq	i	tq	i	tq	i
Meccanica	115 0	120	3,8	<0,1	4,1	<0,1	540	<0,1	72	<0,1	127	0,3	0,3	0,0
Metalmecc.	670	85	32	<0,1	815	<0,1	12	<0,1	20	<0,1	2,7	<0,1	0,01	0,0
Vetraria	125	35	1,2	<0,1	30	<0,1	130	<0,1	3,7	<0,1	290	<0,1	0,8	0,0

F 1.3 Processo SEALOSAFE-STABLEX

Utilizza, in aggiunta al tradizionale cemento Portland, dei reagenti di supporto costituiti essenzialmente da silicati complessi di alluminio e ferro.

Il processo ha trovato una certa diffusione soprattutto in Inghilterra.

Il trattamento comprende le seguenti fasi:

- stoccaggio - E' distinto per i rifiuti solidi, che vengono raccolti in fosse coperte, e per i rifiuti liquidi, che vengono stoccati in cisterne e suddivisi a seconda della loro natura (acidi, alcalini, con contenuto organico, età)
- Preparazione - Dalle cisterne i rifiuti liquidi vengono pompati in altri serbatoi nei quali vengono omogeneizzati (tramite un miscelatore) e pesati. A questa miscela si aggiungono i rifiuti solidi preventivamente frantumati.
- Inertizzazione La miscela così ottenuta viene pompata in un silos di stoccaggio e successivamente dosata nel reattore di inertizzazione insieme coi reagenti.

Il rapporto tra cemento e silico alluminio è estremamente variabile in funzione del tipo di rifiuto.

Dal reattore i rifiuti trattati vengono convogliati in una tramoggia e successivamente pompati allo scarico. I risultati di alcune prove di lisciviazione, effettuate su rifiuti di natura inorganica trattati con processo Stablex, sono riportati nella tabella seguente.

Tabella 21 - Caratteristiche analitiche dell'eluato ottenuto da prove di lisciviazione su rifiuto inertizzato col processo STA-BLEX (dati in mg/l)

Inquinante	Rifiuto grezzo	Rifiuto inertizzato	
		dopo 1 giorno	dopo 28 giorni
Alluminio	848	2,2	0,5
Arsenico	0,8	<0,005	0,02
Cromo	136	0,07	0,002
Ferro	565	0,005	0,01
Piombo	79	0,1	0,006
Manganese	113	0,01	0,01
Zinco	10.735	<0,005	0,2
Cianuri	129	0,03	>0,03

Inquinante	Rifiuto grezzo	Rifiuto inertizzato	
		dopo 1 giorno	dopo 28 giorni
TOC	163.700	78	4,6
COD	313.000	806	48
Ceneri	252.700	—	

F 1.4 Processo PETRACEM

Il processo è stato messo a punto recentemente ed ha operato per lo più a livello sperimentale, con l'obiettivo congiunto di innocuizzare il rifiuto e di reimpiegare il prodotto ottenuto come conglomerato. Quest'ultimo aspetto distingue nettamente questo processo dai precedenti.

La innocuità del prodotto è stata valutata sulla base del comportamento alla lisciviazione; l'idoneità al riutilizzo come un normale conglomerato cementizio è stata verificata mediante misure di parametri fisici e meccanici.

Il trattamento prevede l'aggiunta di elevate quantità di cemento al fango. Il reattore di inertizzazione è costituito da un mescolatore in grado di garantire una buona omogeneizzazione malgrado l'elevata viscosità della miscela.

I risultati delle prove effettuate su vari tipi di fanghi inorganici (ricchi in cromo, zinco, piombo, ecc.), hanno consentito di verificare:

1. la buona rispondenza al test di eluizione
2. le elevate caratteristiche di resistenza meccanica dei provini inertizzati
3. il buon esito delle prove di gelività
4. le buone caratteristiche di resistenza all'usura.

F.2 - Trattamenti di cementificazione a base acida

F 2.1 Processo SOLIROC

Brevettato in Belgio, questo processo ha trovato applicazioni anche in Francia ed in Italia.

Tale impianto è costituito essenzialmente da:

1. zona conferimento rifiuti, in cui avvengono la pesatura e le analisi preliminari per stabilire la destinazione del rifiuto stesso.
2. Stoccaggio rifiuti, distinto in stoccaggio per liquidi e per solidi. Lo stoccaggio per i liquidi (acidi, basi, cianuri e acque di processo) avviene in opportuni serbatoi di vetroresina mentre i solidi vengono stoccati in una vasca protetta ed impermeabilizzata
3. Zona trattamento cianuri, dove avviene l'eliminazione dei cianuri attraverso il dosaggio di soda e ipoclorito, con invio dello scarico decianurato allo stoccaggio
4. Dissoluzione di fanghi tossici, che corrisponde alla prima fase del processo e avviene in una vasca di cemento agitata nella quale vengono dosate soluzioni acide derivanti dallo stoccaggio reflui liquidi
5. Zona di trattamento, costituita da reattori di tipo cilindrico che vengono alimentati in discontinuo dagli scarichi da inertizzare e dai reattivi necessari. Gli scarichi liquidi provengono direttamente dai serbatoi di stoccaggio mentre i solidi vengono prima disciolti in fase acida in recipienti dotati di agitatori. La movimentazione dei reattivi avviene per mezzo di nastro trasportatore e di coclee
6. Trattamento liquidi, ove pervengono i fanghi disciolti unitamente ai liquidi stoccati. In questa fase vengono dosate loppa di altoforno e calce, reattivi necessari alla reazione di polimerizzazione
7. Trattamento fanghi, ove avviene la cementazione mediante miscelatori a coclea che omogeneizzano fanghi, cemento, calce e loppa. Il prodotto finale viene inviato alle lagune e,

successivamente, alla discarica controllata

8. Vasche di consolidamento, in cui viene convogliata la pasta fluida già stabile chimicamente. Nell'arco di 3-4 giorni il prodotto acquista una consistenza tale da consentirne il trasporto in discarica dove dopo un'altra settimana assume elevata resistenza meccanica e permeabilità dell'ordine dei 10^{-7} cm/s.

Le reazioni che avvengono nel corso del processo sono state descritte nella sezione relativa a processi di cementazione a base acida. Le eccellenti qualità di ritenzione del prodotto rispetto agli elementi tossici sono conseguenza del fatto che durante la fase di polimerizzazione l'acido silicico si deprotona e lega alle sue catene gli ioni dei metalli pesanti completamente solubilizzati visto il basso pH di partenza.

F.3 - Trattamenti a base di calce

F.3.1 - Processo PETRIFIX

Il processo è stato brevettato ed applicato da tempo in Francia e recentemente in Italia.

Questo processo tratta i rifiuti tossici con una miscela di silicati di calcio ed un attivatore per ottenere silicati idrati e silico-alluminati di particolare composizione e struttura. I reattivi sono dosati in maniera da ridurre al minimo la porosità ed il fenomeno del ritiro; si fa quindi uso di scoria d'altoforno additivata a calce.

Il trattamento è costituito dalle seguenti fasi:

1. conferimento rifiuti, realizzato su due linee distinte (palabili e pompabili). I rifiuti liquidi vengono inviati ai serbatoi di ricevimento previa separazione degli inerti, mentre i rifiuti palabili sono accumulati in una vasca interrata, da cui vengono asportati mediante una benna
2. Selezione ed accumulo, riguardante i soli rifiuti liquidi che, dal serbatoio di ricevimento, a seconda della loro natura, vengono inviati ai diversi serbatoi di accumulo (acidi, basici, cromatici); i rifiuti cromatici, prima di essere avviati alle fasi successive sono sottoposti ad un trattamento di riduzione
3. Neutralizzazione, effettuata sui rifiuti liquidi che, dai serbatoi di accumulo, vengono pompati nel comparto di dosaggio calce (sotto forma di idrossido)
4. Inertizzazione, che avviene miscelando i rifiuti liquidi neutralizzati e i rifiuti palabili con i reattivi di stabilizzazione/solidificazione (calce e scoria d'altoforno)
5. Consolidamento in vasche dove viene pompato l'impasto in uscita dalla fase di inertizzazione per la necessaria solidificazione
6. Frantumazione del prodotto solidificato e stoccaggio in silos prima dello smaltimento in discarica. Durante il processo si verificano quindi reazioni di neutralizzazione, precipitazione (di silicati, arseniati, fosfati, piombati), adsorbimento (di piombo, zirconio, vanadio, molibdeno, selenio, tellurio, uranio, platino), azioni chelanti (nei confronti di cloruri, bromuri, ioduri, nitrati, nitriti, cromati, carbonati), disinfezione.

Nella tabella che segue sono riportati i risultati delle prove di lisciviazione.

Tabella 22 - Risultati di una prova di lisciviazione secondo norme C. E. R. I. L. H, di un fango trattato con processo Petrifix

Contenuti	Fango grezzo (p. p. m)	Petrifix (p. p. m.)	Rendimenti di immobilizzazione
Cd	0,6	0,002	99,70%
Cr6+	1,2	0,003	99,75%
Cr3+	1,4	0,001	99,99%
Fé	39,4	0,04	99,99%
Mn	0,5	0,01	98,00%
Cu	1,6	0,007	99,50%
Ni	0,7	0,005	99,30%
Pb	1,4	0,02	98,50%
Zn	1,05	0,06	94,30%
Ca	139,2	17,00	87,80%
P	2,0	0,30	85,00%

A differenza degli altri processi sopra descritti, per i quali l'applicabilità a rifiuti contenenti composti organici è ancora in fase di studio, il processo Petrifix è adatto anche al trattamento di fanghi civili e rifiuti costituiti da sostanze organiche come catrami, aldeidi, chetoni e fenoli.

F 3.2 - Processo CIRIBELLE

Consiste nel miscelare rifiuti palabili e liquidi, preventivamente selezionati, con calce viva (o cemento) e altri additivi trasformandoli in un materiale solido costituito da sfere (diametro 1 - 3 cm) facilmente manipolabili e trasportabili.

Il calore sviluppato dalla reazione (per effetto dello spegnimento della calce viva) è recuperato per scaldare l'aria utilizzata nella fase di essiccamento finale dell'inerte.

Il rifiuto grezzo viene diviso per lo stoccaggio in pompabile e palabile.

I fanghi pompabili vengono stoccati in silos verticali muniti di speciali pompe estraibili; quelli palabili sono raccolti in vasche piane coperte.

Le fasi del processo sono le seguenti:

- condizionamento, che viene eseguito su due linee separate (una per i fanghi pompabili e una per i fanghi palabili) e mira ad omogeneizzare il rifiuto e a separare i materiali inerti eventualmente contenuti in esso. In uscita da tale fase i fanghi pompabili costituiscono una soluzione densa ed omogenea, mentre i fanghi palabili si presentano sotto forma di blocchetti avviabili direttamente allo stadio successivo.
- Miscelazione dei fanghi con calce (o cemento) ed altri additivi (essenzialmente ceneri volanti da centrali termoelettriche) in miscelatori a coclea: all'uscita, il materiale viene estruso attraverso griglie forate ad una temperatura di -100°C. Il dosaggio di reattivo varia, orientativamente, dal 20% al 40% in peso rispetto al rifiuto da trattare.
- Produzione di palline solide (Ciribelle) in un cilindro rotante. Il materiale rimane nel forno per circa 30 minuti dopodiché le Ciribelle umide vengono inviate ad un essiccatoio. All'uscita dall'essiccatoio le Ciribelle, pressoché prive di umidità, vengono smaltite direttamente o inviate allo stoccaggio.

L'impianto del processo Ciribelle è composto da due linee in ingresso:

- la prima riguardante i fanghi liquidi che arrivano ad un silos di stoccaggio da dove vengono inviati a gruppi dosatori e, quindi, al condizionatore dove il semiprodotto subisce una pulitura e una omogeneizzazione.
- La seconda riguardante i fanghi palabili che vanno ai comparti di stoccaggio da dove

vengono inviati ai gruppi dosatori ed al condizionatore-

A questo punto le due linee convergono verso due sezioni:

1. raccolta e vaglio dei materiali assimilabili ai rifiuti urbani che vanno verso trattamenti dedicati;
2. miscelazione fine seguita da una fase di dosaggio degli additivi polverulenti (CaO, Portland, ceneri ecc.) e dal trattamento in forno; a questo punto i prodotti passano all'essiccatoio e poi allo stoccaggio delle Ciribelle.

Oltre allo smaltimento in discarica controllata, le Ciribelle, a seconda della tipologia di fango trattato, subiscono altre destinazioni la più importante delle quali è il riutilizzo come additivo per la produzione di cemento. Tale impiego è stato oggetto di sperimentazione partendo da fanghi industriali poveri di materiale organico, ricchi di idrossidi di alluminio e ferro e contenenti metalli pesanti derivanti da attività galvaniche, meccaniche, metallurgiche ecc.

Attraverso una opportuna selezione dei fanghi grezzi, che non devono contenere elementi dannosi per l'impiego in cementificio, e l'azione dei leganti si ottiene un materiale la cui composizione si avvicina a quella delle farine crude da clinker in misura sufficiente a consentire la miscelazione con le farine stesse. La percentuale di fanghi utilizzati è solitamente intorno al 5%.

Sul prodotto innocuizzato da avviare al cementificio sono stati eseguiti saggi di eluizione i cui risultati analitici sono riportati nella tabella che segue.

Tabella 23- tipiche analisi di una miscela di fanghi industriali (H₂O= 67%) e dell'eluato dopo inertizzazione - processo Ciribelle

Parametro	Fango tal quale		Eluato sul (*) fango inertizzato	
PH		8,15		9,75
Oli e grassi animali e vegetali	g/kg	13,3	mg/l	5
Oli minerali	g/kg	7,3	mg/l	<4
M. B. A.S.	mg/kg	73,7	mg/l	1,15
Calcio	%	13,3	mg/l	975
Ferro	%	21,5	mg/l	0,09
Alluminio	%	0,42	mg/l	<0,40
Zinco	%	0,22	mg/l	0,17
Rame:	%	0,37	mg/l	0,09
Boro	mg/kg	20,3	mg/l	0,12
Arsenico	mg/kg	53,2	mg/l	<0,003
Cadmio	mg/kg	123	mg/l	<0,001
Cromo	mg/kg	334	mg/l	<0,05
Mercurio	mg/kg	0,01	mg/l	<0,003
Nichel	mg/kg	184	mg/l	0,09
Piombo	mg/kg	294	mg/l	0,12
Fosforo	mg/kg	15,8	mg/l	0,1

(*) Eluizione effettuata con la metodica prevista nella normativa della Regione Lombardia e pertanto non direttamente confrontabile con i valori ottenuti con metodiche diverse.

Allo scopo, poi, di verificare l'entità delle emissioni di metalli, sono stati effettuati prelievi al camino; i risultati dell'analisi relative sono riportati nella tabella che segue.

Tabella 24 - Tipiche emissioni di alcuni metalli pesanti al camino (alimentazione al forno senza e con il 5% di fanghi inertizzati col processo CIRIBELLE)

Parametro	Alimentazione			
	normale		con fanghi inertizzati	
Co mg/Nm ³	0,049	0,051	0,065	0,066
Cu, mg/Nm ³	0,006	0,007	0,004	0,005
Ni, mg/Nm ³	0,019	0,005	0,005	0,004
Pb, mg/Nm ³	0,765	0,738	0,232	0,245
V, mg/Nm ³	0,020	0,020	0,010	0,010

Sono state infine condotte prove di verifica delle proprietà fisico-meccaniche del clinker ottenuto con fanghi inertizzati: i risultati sperimentali non hanno, in definitiva, evidenziato alcun peggioramento di tali caratteristiche. Fattori limitanti potrebbero, invece, essere rappresentati da eventuali variazioni significative nelle emissioni di polveri al camino e dalla presenza di cloruri, solfati e alcali (che, come noto, possono dare inconvenienti quali corrosione, surriscaldamenti locali, ecc.).

G - IDENTIFICAZIONE DI EVENTUALI TECNICHE ALTERNATIVE E DEFINIZIONE, OVE POSSIBILE, DEL RANGE DI PRESTAZIONE DI TALI TECNICHE

Esistono diverse tecnologie attualmente poco utilizzate o ancora allo studio da parte di esperti che potrebbero rappresentare una interessante alternativa a processi di più diffuso utilizzo. Tra le numerose tecniche che si possono trovare in applicazioni industriali o di ricerca, le più interessanti sono le seguenti:

1. autocementazione
2. innocuizzazione delle ceneri volanti e dell'amianto con processi ad arco elettrico o plasma
3. produzione di materiali ceramici sintetici
4. utilizzo di ceneri vetrificate
5. inglobamento in matrici di rivestimento

G1 - Autocementazione

Si parla di autocementazione quando la cementazione che si va a realizzare tra i materiali che sono a contatto avviene a causa del solo riscaldamento e senza l'intervento di sostanze leganti.

Tale tecnica ben si presta al trattamento di alcuni rifiuti industriali, quali ad esempio i fanghi da depurazione o desolfurazione dei fumi, che contengono grandi quantità di solfato di calcio e di solfito di calcio.

Una certa frazione di rifiuto (8-10 % in peso) viene calcinata in condizioni attentamente controllate, per produrre un solfato o solfito di calcio cementizio. Questo rifiuto calcinato viene poi reintrodotta nel rifiuto fangoso con l'aggiunta di altri additivi (le ceneri volanti vengono spesso aggiunte per correggere il contenuto di umidità). Il prodotto finale è duro, simile alla plastica, facilmente manipolabile e con bassa permeabilità. In tabella 25 sono riassunti i problemi di compatibilità determinati dalla presenza, nel rifiuto, di diverse tipologie di sostanze.

Tabella 25 – Compatibilità del rifiuto con il processo di Autocementazione

Tipo di rifiuto	componenti del rifiuto	compatibilità con il processo di autocementazione
Organici	Solventi ed oli	Pericolo di incendio durante il riscaldamento
	Solidi (resine, plastiche, ecc.)	
Inorganici	Acidi	Possono essere neutralizzati per formare solfati
	Ossidanti	Compatibili se sono presenti solfati
	Solfati	Compatibili
	Alogeni	Compatibili se sono presenti anche solfati
	Metalli pesanti	Compatibili se sono presenti solfati
	Materiali radioattivi	

G2 - Processo con produzione di minerali o materiali ceramici sintetici

Il processo presenta notevoli analogie con quello della vetrificazione. Consiste infatti nel miscelare il rifiuto con silice per formare, dopo fusione, un minerale silicato sintetico (costituito da silicati aggregati in strutture cristalline). Anche in questo caso l'applicazione è conveniente solo per il trattamento di rifiuti particolarmente pericolosi. Il prodotto che si ottiene è solido compatto, sicuro dal punto di vista del rilascio di sostanze inquinanti. Dato il costo, il processo viene raramente impiegato nel caso di rifiuti industriali. La compatibilità del processo con le sostanze presenti nel rifiuto è sinteticamente riportata in tabella 26.

Tabella 26 – Compatibilità del rifiuto con il processo di produzione di minerali o materiali ceramici sintetici

Tipo di rifiuto	Componenti del rifiuto	Compatibilità con il processo di produzione di minerali o materiali ceramici sintetici
Organici	Solventi ed oli	I rifiuti si decompongono ad alte temperature
	Solidi (resine, plastiche, ecc.)	
Inorganici	Acidi	Possono essere neutralizzati ed incorporati
	Ossidanti	Le alte temperature possono causare reazioni indesiderate
	Solfati	Compatibili in molti casi
	Alogeni	
	Metalli pesanti	
	Materiali radioattivi	Compatibili

G3 Processo a base di ceneri vetrificate

Consiste nella fusione delle ceneri in forno a microonde e nell'utilizzo del prodotto fuso come elemento stabilizzante di alcuni rifiuti tossici. L'applicazione del trattamento risulta problematica non solo per gli elevati costi ma anche per la necessità di prevedere una linea di trattamento dei fumi generati dal forno di fusione. Tale processo è stato utilizzato perlopiù in fase sperimentale, ha come obiettivo il trattamento combinato di due specifiche tipologie di inquinanti: le ceneri prodotte dagli impianti di termodistruzione e i rifiuti tossici.

G4 Processo di inglobamento in una matrice di rivestimento

Questi processi consistono nel deporre il rifiuto in un primo involucro (generalmente metallico) da rivestire poi con una matrice a tenuta stagna (e per determinati rifiuti anche sottovuoto) in cemento armato (o altro materiale). In tal modo le sostanze inquinanti vengono fisicamente inglobate in una matrice con notevoli caratteristiche di inerzia agli agenti chimici e proprietà fisico - meccaniche tali da rendere il prodotto riutilizzabile per esempio come materiale pesante da costruzione.

G5 Sistema al plasma

Il plasma è un fluido altamente conduttivo, ionizzato elettricamente ma globalmente neutro che possiede, in parte, caratteristiche proprie di un gas ed, in parte, quelle di un liquido. Può essere generato in vari modi ed in un ampio intervallo di pressioni e livelli di energia: una diffusa modalità di generazione è quella di utilizzare, a pressione quasi atmosferica, un riscaldatore elettrico comunemente definito torcia ad arco plasma, che consente di applicare un arco elettrico (prodotto tra due elettrodi) ad un flusso di gas che viene in tal modo ionizzato.

Il vantaggio che offre questa tecnologia è quello di consentire l'atomizzazione di qualunque inquinante e di aver luogo in ambiente riducente che non favorisce la formazione di sostanze pericolose quali ad esempio le diossine; essa, tuttavia, necessita di linee trattamento fumi molto sofisticate e costose per evitare che in determinati campi di temperature vengano a formarsi (o a riformarsi) composti pericolosi.

Le applicazioni sono molteplici anche se il trattamento risulta comunque destinato allo smaltimento di rifiuti particolarmente pericolosi (rifiuti solidi altamente clorurati, amianto, ecc.) visti gli alti costi.

Il principio di funzionamento è semplice: il plasma trasferisce la sua energia alla carica, le sostanze contaminanti vengono dissociate in atomi, ionizzate, pirolizzate e, pertanto, distrutte. Nel caso di terreni contaminati il calore generato dal plasma causa la fusione delle particelle di terreno, che vengono ad intermittenza scaricate, e raffreddate ad aria o acqua; la conseguente solidificazione dà luogo ad un materiale vetrificato altamente stabile, nel quale restano imprigionati ed efficacemente immobilizzati i contaminanti inorganici (ad esempio, metalli pesanti).

I gas esausti pervengono generalmente ad una camera di post-combustione dove sono mantenute in presenza di un eccesso di ossigeno per un periodo di tempo sufficiente ad assicurare una completa

conversione dei composti organici in anidride carbonica e vapor d'acqua. In uscita dalla camera di post - combustione, tali gas vengono, infine, depurati ricorrendo a tecnologie tipiche di abbattimento (vedi utilizzo di calce ecc.).

L'APAT ha indetto una gara europea per la sperimentazione su scala pilota di questa tipologia di trattamento al fine di verificarne l'efficacia su alcune tipologie di rifiuti pericolosi quali le ceneri leggere da incenerimento di rifiuti.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

H - Definizione della lista delle migliori tecniche per la prevenzione integrata dell'inquinamento dello specifico settore in Italia

L'adozione delle BAT ha come scopo principale quello di fornire alle autorità preposte il riferimento su cui valutare compiutamente le richieste di autorizzazione integrata in campo ambientale in ambito IPPC. Al tempo stesso esse possono risultare di aiuto anche agli operatori essendo sottinteso che di esse occorre tenere conto, ove applicabili, in sede di predisposizione della richiesta di autorizzazione.

Le varie tematiche di interesse sono state sviluppate, per quanto possibile analizzando le tecniche secondo la sequenza di trattamenti che caratterizzano un impianto di trattamento chimico – fisico dei rifiuti solidi.

Nei capitoli D e F delle presenti Linee Guida sono stati descritti i principali trattamenti chimico – fisici dei rifiuti solidi, mentre nel capitolo E sono state descritte le migliori tecniche ad oggi individuate dal Bref comunitario.

Nel presente capitolo si espongono le migliori tecniche e tecnologie comuni a tutte le tipologie di impianto di trattamento chimico - fisico dei rifiuti solidi in Italia per ogni fase di processo (ivi inclusi pre e post- trattamenti), fermo restando quanto individuato nel capitolo E, relativo alle conclusioni del Bref.

Nella tabella che segue vengono sinteticamente illustrate le BAT valide per tutte le tipologie di impianti trattate.

Tabella 27 - Individuazione delle BAT

Conferimento e stoccaggio dei rifiuti all'impianto

1. Caratterizzazione preliminare del rifiuto.

Acquisizione della seguente documentazione da parte del gestore:

- analisi chimica del rifiuto;
- scheda descrittiva del rifiuto:
 - generalità del produttore.
 - processo produttivo di provenienza,
 - caratteristiche chimico-fisiche,
 - classificazione del rifiuto e codice CER,
 - modalità di conferimento e trasporto.

Se ritenuto necessario, saranno richiesti uno o più dei seguenti accertamenti ulteriori:

- visita diretta del gestore allo stabilimento di produzione del rifiuto;
- prelievo di campioni del rifiuto;
- acquisizione delle schede di sicurezza delle materie prime e dei prodotti finiti del processo produttivo di provenienza

2. Procedure di conferimento del rifiuto all'impianto.

Presentazione della seguente documentazione:

- domanda di conferimento su modello standard predisposto dal gestore;
- scheda descrittiva del rifiuto su modello standard predisposto dal gestore;
- analisi completa del rifiuto;
- schede di sicurezza delle sostanze pericolose potenzialmente contenute nel rifiuto.

Per più carichi dello stesso rifiuto e dello stesso produttore, resta valida la documentazione presentata la prima volta, documentazione da richiamare nel documento di trasporto di ogni singolo carico. Dovranno essere effettuate verifiche periodiche.

La tipologia di trattamento dovrà essere individuata sulla base delle caratteristiche chimico-fisiche del rifiuto

3. Modalità di accettazione del rifiuto all'impianto.

- Programmazione delle modalità di conferimento dei carichi all'impianto.
- Pesatura del rifiuto e controllo dell'eventuale radioattività
- Annotazione del peso lordo da parte dell'ufficio accettazione.
- Attribuzione del numero progressivo al carico e della piazzola di stoccaggio.

4. Accertamento analitico prima dello scarico.

- Accertamento visivo da parte del tecnico responsabile.
- Prelievo di un campione del carico (o della partita omogenea) da parte del tecnico responsabile.
- Analisi del campione da parte del laboratorio chimico dell'impianto.
- Operazioni di scarico con verifica del personale addetto (ovvero restituzione del carico al mittente qualora le caratteristiche dei rifiuti non risultino accettabili).
- Registrazione e archiviazione dei risultati analitici.

5. Congedo automezzo.

- Bonifica automezzo con lavaggio ruote.
- Sistemazione dell'automezzo sulla pesa.
- Annotazione della tara da parte dell'ufficio accettazione.
- Congedo dell'automezzo.
- Registrazione del carico sul registro di carico e scarico.

Occorre inoltre prevedere:

- Stoccaggio dei rifiuti differenziato a seconda della categoria e delle caratteristiche chimico-fisiche e di pericolosità di rifiuto. I rifiuti in ingresso devono essere stoccati in aree distinte da quelle destinate ai rifiuti già sottoposti a trattamento
- Le strutture di stoccaggio devono avere capacità adeguata sia per i rifiuti da trattare sia per i rifiuti trattati
- Mantenimento di condizioni ottimali dell'area di impianto
- Adeguati isolamento, protezione e drenaggio dei rifiuti stoccati
- Minimizzazione della durata dello stoccaggio
- Mantenimento del settore di stoccaggio dei reagenti distinto dal settore di stoccaggio dei rifiuti
- Aspirazione delle arie esauste dalle aree di stoccaggio
- Installazione di adeguati sistemi di sicurezza ed antincendio
- Minimizzazione dell'emissione di polveri durante le fasi di movimentazione

Pretrattamenti

- Definizione delle modalità operative di pretrattamento e di miscelazione di rifiuti compatibili.
- Test di laboratorio per definire i dosaggi di reagenti.
- Garantire il miglioramento delle caratteristiche qualitative e granulometriche dei rifiuti da inviare al trattamento chimico - fisico mediante trattamenti complementari quali: vagliatura per la separazione dei corpi estranei che possono danneggiare le apparecchiature; ispessimento o disidratazione meccanica onde ottenere lo stato fisico più idoneo all'attuazione del processo; macinazione dei materiali grossolani che non presentano granulometria compatibile con il sistema di trattamento; umidificazione dei rifiuti conferiti allo stato solido polveroso; trattamento di decianurazione per i rifiuti che possono dar luogo a emissioni di HCN; reazioni di riduzione dei composti solubili come i cromati.
- Prevedere una pre-omogeneizzazione dei rifiuti da trattare, se compatibili per il trattamento.
- Possono essere utilizzati anche processi chimici quali ad esempio neutralizzazione, ossidazione, riduzione.

Modalità operative del Trattamento chimico fisico adottato

- Predisposizione del "foglio di lavoro", firmato dal tecnico responsabile dell'impianto, su cui devono essere riportate almeno le seguenti informazioni:
 - numero del carico (o di più carichi);
 - numero della/e piazzola/e di deposito preliminare;
 - numero dell'analisi interna di riferimento;
 - dosaggi dei vari reagenti;
 - tempi di miscelazione e quantitativi di reagenti utilizzati
- Consegna del "foglio di lavoro" in copia agli operatori dell'impianto.
- Avvio del processo di trattamento chimico - fisico più adatto alla tipologia di rifiuti trattati a seguito dell'individuazione delle BAT:
 - esecuzione e controllo delle operazioni da una cabina di comando chiusa;
 - impianto di aspirazione in funzione;
- Prelievo di campioni del materiale trattato.
- Consegna ed archiviazione del "foglio di lavoro", con eventuali osservazioni, in originale nella cartella del cliente.

Inoltre occorre garantire:

- Risparmio delle risorse ambientali ed energetiche
- Le strutture degli impianti e le relative attrezzature di servizio devono essere realizzate in materiali idonei rispetto alle caratteristiche dei rifiuti da trattare e da stoccare

<ul style="list-style-type: none"> • Tutte le apparecchiature di trattamento devono essere previste all'interno di strutture chiuse (o almeno coperte) pavimentate e dotate di sistemi di captazione e drenaggio delle acque • Si devono prevedere strumentazioni automatiche di controllo dei processi per mantenere i principali parametri funzionali entro i limiti prefissati.
Post-trattamenti
<ul style="list-style-type: none"> • Stoccaggio del rifiuto trattato per eventuale completamento della stabilizzazione e solidificazione e relative verifiche analitiche • adeguata gestione dei residui ed eventuali altri scarti di processo • Caratterizzazione e adeguato smaltimento dei rifiuti non recuperabili • controlli sulla lisciviazione dei rifiuti trattati in caso di conferimento in discarica degli stessi
Raccolta e conservazione dei dati sui rifiuti in uscita
a Dati raccolti: <ul style="list-style-type: none"> • data del trattamento; • data dell'analisi; • numero progressivo dell'analisi; • caratteristiche dell'eluato; • verifica analitica periodica del rifiuto; • data di conferimento alle successive operazioni di recupero o smaltimento; • firma del tecnico responsabile del laboratorio; • firma del tecnico responsabile dell'impianto. b Raccolta dei certificati d'analisi: <ul style="list-style-type: none"> • firmati in originale dal tecnico responsabile del laboratorio; • ordinati in base al numero progressivo dell'analisi. c Tenuta delle cartelle di ogni cliente contenenti, in copia o in originale, tutta la documentazione
Trattamento dell'aria in uscita dall'impianto
<ul style="list-style-type: none"> • Adeguata individuazione del sistema di trattamento • Valutazione dei consumi energetici • Ottimizzazione della configurazione e delle sequenze di trattamento • Rimozione delle polveri
Trattamento delle acque di scarico
<ul style="list-style-type: none"> • Impiego di sistemi di trattamento a minor produzione di effluenti • Massimizzazione del ricircolo delle acque reflue • Raccolta separata delle acque meteoriche pulite • Adeguati sistemi di stoccaggio ed equalizzazione • Impiego di sistemi di trattamento chimico-fisico e/o biologico delle acque reflue
Rumore
<ul style="list-style-type: none"> • Sistemi di scarico e pretrattamento al chiuso • Impiego di materiali fonoassorbenti • Impiego di sistemi di coibentazione • Impiego di silenziatori su valvole di sicurezza, aspirazioni e scarichi di correnti gassose
Strumenti di gestione ambientale
<ul style="list-style-type: none"> • Sistemi di gestione ambientale (EMS) • Certificazioni EN ISO 14001 • EMAS
Comunicazione e consapevolezza dell'opinione pubblica
<ul style="list-style-type: none"> • Comunicazioni periodiche a mezzo stampa locale e distribuzione di materiale informativo • Organizzazione di eventi di informazione/discussione con autorità e cittadini • Apertura degli impianti al pubblico • Disponibilità dei dati di monitoraggio in continuo all'ingresso impianto e/o su Internet

H.1 - Migliori tecniche e tecnologie comuni a tutte le tipologie di impianto

Il processo di trattamento chimico-fisico evolve in genere attraverso le seguenti fasi:

- caratterizzazione del rifiuto ed accettazione
- stoccaggio dei rifiuti grezzi
- trattamenti preliminari
- trattamento chimico - fisico

- trattamenti di rifinitura
- stoccaggio finale.

H 1.1 - Configurazione base di un impianto

Tutti gli impianti di trattamento chimico-fisico dei rifiuti solidi devono essere dotati di:

- una zona di conferimento ed eventuale stoccaggio temporaneo dei rifiuti in ingresso
- una area di pre-trattamento dei rifiuti
- un'area di processo
- un'area destinata ad eventuali post- trattamenti
- una zona di stoccaggio del rifiuto trattato e di carico sui mezzi in uscita.

Occorre inoltre prevedere:

- aree per la viabilità
- strutture di servizio e per la sicurezza dell'impianto
- impianto di raccolta delle acque meteoriche, adeguatamente dimensionato e vasca di raccolta delle acque di prima pioggia
- deposito per le sostanze da usare per l'assorbimento dei liquidi in caso di sversamenti accidentali
- adeguato impianto di raccolta delle acque reflue
- idonea recinzione e protezione ambientale con siepi, alberature o schermi mobili lungo tutto il perimetro dell'impianto al fine di minimizzare l'impatto visivo e la rumorosità verso l'esterno dello stesso.

H 1.2 Ricevimento e Stoccaggio

Prima dell'accettazione dei rifiuti presso l'impianto di trattamento, il gestore deve acquisire tutte le informazioni necessarie per l'individuazione e caratterizzazione del rifiuto anche attraverso visite dirette presso lo stabilimento di produzione del rifiuto con prelievi di campione e acquisizione delle schede di sicurezza delle materie prime e dei prodotti finiti del processo produttivi di provenienza. Il gestore deve, inoltre, condurre la caratterizzazione dei rifiuti conferiti per accertarne la compatibilità con il processo. Il rifiuto deve, infatti, risultare compatibile con:

- le caratteristiche dell'impianto e la tipologia di processo
- gli altri rifiuti già in fase di conferimento (non si devono avere fenomeni di incompatibilità chimica e/o fisica tra rifiuti, emissioni di gas o effetti termici acuti)
- la composizione finale della miscela inertizzata.

Accanto alla caratterizzazione iniziale, con frequenza proporzionale al numero di carichi conferiti, devono essere effettuate verifiche di conformità del rifiuto, mediante analisi dei parametri che in fase di caratterizzazione sono risultati più critici.

Una descrizione sintetica delle procedure da seguire nella fase di conferimento e stoccaggio è riportata in tabella 27.

Il personale addetto alla sorveglianza ed alla gestione dell'impianto deve effettuare per ogni carico conferito una verifica visiva in loco mediante confronto con campioni prelevati in precedenza.

Il settore di accettazione dei rifiuti deve essere distinto da quello di stoccaggio dei rifiuti.

Devono essere previste aree di conferimento distinte in funzione della tipologia di rifiuti e delle diverse modalità di stoccaggio degli stessi.

La superficie del settore di accettazione deve avere dimensioni tali da consentire un'agevole movimentazione dei mezzi e delle attrezzature in ingresso ed in uscita. Nel settore di accettazione e movimentazione non deve essere consentito il deposito dei rifiuti.

Le aree di accettazione e di movimentazione dei rifiuti devono essere impermeabili e dotate di sistemi di raccolta dei reflui che in maniera accidentale possano fuoriuscire o dagli automezzi o dai serbatoi.

Deve essere prevista una zona per il lavaggio e la pulitura degli automezzi nel caso di contatto o sversamento di rifiuti durante le operazioni di carico e scarico.

La fase di stoccaggio dei rifiuti grezzi deve permettere la programmazione razionale dei tempi e delle modalità di trattamento, senza condizionare i conferimenti alle esigenze del processo. Deve essere realizzata in modo da minimizzare l'impatto ambientale e da garantire la sicurezza e l'igiene nel lavoro. Deve presentare caratteristiche volumetriche e di dislocazione tali da consentire lo stoccaggio differenziato di diverse categorie di rifiuti, le operazioni di omogeneizzazione fra rifiuti compatibili, i tempi di stoccaggio sufficienti per una completa caratterizzazione qualitativa del rifiuto, una razionale movimentazione dei rifiuti da inviare ai pretrattamenti.

Il settore di stoccaggio dei reagenti deve essere distinto dal settore stoccaggio rifiuti. Le modalità di stoccaggio devono essere conformi a quanto stabilito dalla normativa vigente in materia di stoccaggio dei prodotti.

I recipienti fissi o mobili, utilizzati all'interno degli impianti, e non destinati ad essere reimpiegati per le medesime tipologie di rifiuti, devono essere sottoposti a trattamenti di bonifica appropriati alle nuove utilizzazioni. Detti trattamenti devono essere effettuati presso idonea area dell'impianto, appositamente allestita e dotata di superficie impermeabile, o presso impianti autorizzati.

H 1.3 Movimentazione

Qualora la movimentazione dei rifiuti sia eseguita mediante pala meccanica a ragno o gru ponte, la cabina di manovra della macchina deve essere dotata di climatizzatore e sistema di filtrazione adeguato alle tipologie di rifiuti da movimentare.

Durante la movimentazione dei rifiuti e del materiale inertizzato può verificarsi l'emissione di polveri. Quindi:

- lo stoccaggio dei rifiuti palabili in entrata deve avvenire in ambiente chiuso con sistemi di scarico dotati di sistemi di nebulizzazione ad acqua verso l'interno per evitare la fuoriuscita di materiale volatile
- lo stoccaggio dei rifiuti polverulenti deve avvenire in silos e con movimentazione a circuito pneumatico
- il grado di umidità del rifiuto inertizzato in uscita dall'impianto deve essere tale da non consentire la dispersione delle polveri.

H 1.4 Pretrattamenti

Le fasi di trattamento preliminare devono conferire ai rifiuti caratteristiche tali da consentirne una ottimale inertizzazione. Il miglioramento delle caratteristiche qualitative e granulometriche dei rifiuti da inviare all'inertizzazione può richiedere trattamenti preliminari quali:

- vagliatura per la separazione dei materiali indesiderati che possono ostacolare il funzionamento delle apparecchiature di trattamento o danneggiarle
- ispessimento o disidratazione meccanica onde ottenere lo stato fisico più idoneo all'attuazione del processo
- macinazione dei materiali grossolani che non presentano la granulometria compatibile con il sistema di trattamento
- umidificazione dei rifiuti conferiti allo stato solido polveroso
- trattamento di decianurazione per i rifiuti che possono dare luogo a emissione di HCN
- reazioni di riduzione di composti solubili, come i cromati.

Se l'impianto tratta differenti tipologie di rifiuti è necessaria una pre-omogeneizzazione degli stessi, una volta assicurata la compatibilità.

H 1.5 Migliori Tecniche e tecnologie di Trattamento chimico – fisico dei rifiuti solidi

Si rinvia a quanto riportato nei capitoli D e F riguardo al campo di applicazione ed ai principali vantaggi e svantaggi dei processi di trattamento chimico – fisico dei rifiuti solidi nonché alle migliori tecniche già individuate nel capitolo E.

H 1.6 Post – trattamenti

A seconda della tipologia di trattamento adottata e delle caratteristiche del rifiuto può rendersi necessario il ricorso a post-trattamenti volti a garantire che le successive operazioni di smaltimento/recupero siano effettuate in condizioni di sicurezza. In particolare potrebbero rendersi necessarie le seguenti operazioni:

- stoccaggio del rifiuto trattato per eventuale completamento della stabilizzazione e solidificazione e relative verifiche analitiche
- adeguata gestione dei residui ed eventuali altri scarti di processo
- caratterizzazione e adeguato smaltimento dei rifiuti non recuperabili
- controlli sulla lisciviazione dei rifiuti trattati in caso di smaltimento in discarica

H 1.7 Manutenzione

Devono essere previsti accorgimenti in grado di eseguire agevolmente operazioni di manutenzione; a tale scopo tutti i macchinari impiegati nel trattamento chimico - fisico devono essere dotati di:

- sistemi di ingrassaggio e lubrificazione automatici o centralizzati
- cuscinetti autolubrificanti (dove possibile)
- contatori di ore di funzionamento, per la programmazione degli interventi di manutenzione
- pulsantiere locali per azionamento manuale delle macchine durante le manutenzioni
- possibilità di accesso in tutte le zone con mezzi di sollevamento (manipolatore telescopico, autogrù) per interventi di modifica o manutenzione pesante. Qualora gli spazi a disposizione non lo permettano, occorrerebbe prevedere un carro ponte o paranchi di manutenzione dedicati.

H 1.8 Accorgimenti per limitare la diffusione di rifiuti negli ambienti di lavoro

Negli impianti di selezione meccanica devono essere previsti accorgimenti in grado di impedire la fuoriuscita dei rifiuti dai nastri e dalle macchine di trattamento per mantenere la pulizia degli ambienti; a tale scopo occorre mettere in opera:

- nastri trasportatori ampiamente dimensionati dal punto di vista volumetrico
- pulitori sulle testate dei trasportatori e nastri pulitori al di sotto dei trasportatori
- carterizzazioni
- cassonetti di raccolta del materiale di trascinamento, in corrispondenza delle testate posteriori o dei rulli di ritorno
- strutture metalliche di supporto delle macchine tali da permettere il passaggio di macchine di pulizia dei pavimenti.

H 1.9 Limitazione delle emissioni

Gli impianti di trattamento chimico-fisico devono essere eserciti in modo da non produrre emissioni dannose all'ambiente esterno e all'ambiente di lavoro, in particolare:

- emissioni di polveri
- emissioni di sostanze osmogene
- emissione di rumori
- scarichi liquidi
- produzione di rifiuti

Per quanto riguarda la limitazione delle emissioni di rumori è necessario, preliminarmente, individuare tutte le possibili sorgenti (comprese le sorgenti casuali) e le posizioni sensibili più vicine a tali sorgenti. Al fine di limitare i rumori è necessario acquisire, per ogni sorgente principale, le seguenti informazioni :

- posizione della macchina nella planimetria dell'impianto

- funzionamento (continuo, intermittente, fisso o mobile)
- ore di funzionamento
- tipo di rumore
- contributo al rumore complessivo dell'ambiente

E' anche necessario eseguire campagne di misurazione e mappatura dei livelli di rumore nell'ambiente.

Dopo l'acquisizione di tutte le informazioni necessarie vanno individuati i provvedimenti da attuare. Tutte le macchine devono essere messe a norma e devono essere dotate di sistemi di abbattimento dei rumori. I livelli sonori medi sulle 8 ore del turno lavorativo non devono superare gli 80 dB misurati alla quota di 1,6 m dal suolo e a distanza di 1 m da ogni apparecchiatura.

Le macchine che superano i limiti previsti dalle norme devono essere insonorizzate. All'esterno dei capannoni devono essere garantiti livelli di rumore inferiori a quelli ammessi dalla zonizzazione comunale, normalmente inferiori a 60 dB.

H. 2 Migliori tecniche di gestione degli impianti di trattamento chimico - fisico

La gestione degli impianti a tecnologia complessa deve:

- individuare i potenziali pericoli connessi con l'ambiente interno ed esterno all'impianto;
- identificare i rischi effettivi interni ed esterni all'impianto;
- prevedere la redazione di un manuale operativo, funzionale ai rischi rilevati, che comprenda anche le attività di manutenzione e di emergenza in caso di incidenti
- al fine di prevenire le situazioni incidentali ovvero, nel caso in cui esse si verificano, di circoscriverne gli effetti e mitigarne le conseguenze.

Devono, inoltre, essere approntati i seguenti piani:

- Piano di gestione operativa
- Programma di sorveglianza e controllo
- Piano di ripristino ambientale per la fruibilità del sito a chiusura dell'impianto secondo la destinazione urbanistica dell'area.

H 2.1 Piano di gestione operativa

In fase di esercizio gli impianti di trattamento chimico fisico devono disporre di un piano di gestione operativa che individui le modalità e le procedure necessarie a garantire un elevato grado di protezione sia dell'ambiente che degli operatori presenti sull'impianto. Il criterio guida deve essere quello di minimizzare il contatto diretto degli operatori con i rifiuti, la loro permanenza in ambienti in cui sono presenti polveri e/o sostanze potenzialmente dannose per la salute, le operazioni di intervento manuale sulle macchine ed apparati tecnologici.

In particolare il piano di gestione deve contenere indicazioni su:

- a) procedure di accettazione dei rifiuti da trattare (modalità di campionamento ed analisi e verifica del processo di trattamento)
- b) tempi e modalità di stoccaggio dei rifiuti, tal quali ed a fine trattamento, e dei reagenti
- c) criteri e modalità di miscelazione ed omogeneizzazione dei rifiuti da trattare ove previsto
- d) procedure di certificazione dei rifiuti trattati ai fini dello smaltimento e/o recupero
- e) procedure di monitoraggio e di controllo dell'efficienza del processo di trattamento, dei sistemi di protezione ambientale e dei dispositivi di sicurezza installati
- f) procedura di ripristino ambientale dopo la chiusura dell'impianto in relazione alla destinazione urbanistica dell'area

H.2.2 Programma di sorveglianza e controllo (PSC)

Nell'ambito delle BAT va individuata la predisposizione ed adozione di un programma di sorveglianza e controllo, previsto, peraltro, in alcune leggi regionali a carico di tutti gli impianti di gestione dei rifiuti finalizzato a garantire che:

1. tutte le sezioni impiantistiche assolvano alle funzioni per le quali sono progettate in tutte le condizioni operative previste
2. vengano adottati tutti gli accorgimenti per ridurre i rischi per l'ambiente ed i disagi per la popolazione
3. venga assicurato un tempestivo intervento in caso di incidenti ed adottate procedure/sistemi che permettano di individuare tempestivamente malfunzionamenti e/o anomalie nel processo produttivo
4. venga garantito l'addestramento costante del personale impiegato nella gestione
5. venga garantito alle autorità competenti ed al pubblico l'accesso ai principali dati di funzionamento, ai dati relativi alle emissioni, ai rifiuti prodotti, nonché alle altre informazioni sulla manutenzione e controllo, inclusi gli aspetti legati alla sicurezza
6. vengano adottate tutte le misure per prevenire rilasci e/o fughe di sostanze inquinanti.

Il controllo e la sorveglianza dovrebbero essere condotti avvalendosi di personale qualificato ed indipendente ed i prelievi e le analisi previste per garantire il rispetto dei limiti alle emissioni, indicate nei documenti autorizzativi, dovrebbero essere effettuati da laboratori competenti, preferibilmente indipendenti, operanti in regime di qualità secondo le norme della famiglia ISO 9000 per le specifiche determinazioni indicate nel provvedimento autorizzativo.

I contenuti del PSC devono essere correlati, per quanto di competenza, con quelli del Piano di Gestione.

Nel caso di impianti di inertizzazione il PSC deve contenere i piani e le modalità esecutive dei controlli relativi a:

- monitoraggio delle acque e del terreno in prossimità della fossa di accettazione
- controlli e verifiche in punti prestabiliti all'interno del ciclo di trattamento per verificarne il corretto funzionamento in ogni fase
- controlli all'esterno dell'impianto sia dell'aria che del suolo utilizzando eventualmente anche indicatori biologici con modalità e caratteristiche proporzionali ai risultati attesi
- verifica delle concentrazioni degli scarichi idrici a monte e a valle dell'impianto per il trattamento delle acque di scarico.

H.3 - Strumenti di gestione ambientale

H 3.1 - Personale

La responsabilità della gestione dell'impianto di trattamento deve essere affidata ad una persona competente, tutto il personale deve essere adeguatamente addestrato.

H 3.2 - Benchmarking

Risulta opportuno analizzare e confrontare, con cadenza periodica, i processi, i metodi adottati e i risultati raggiunti, sia economici che ambientali, con quelli di altri impianti e organizzazioni che effettuano le stesse attività.

H 3.3 - Certificazione

Vanno attivate le procedure per l'adozione di sistemi di gestione ambientale (EMS) nonché di certificazione ambientale (ISO 14000) e soprattutto l'adesione al sistema EMAS.

H 3.4 - Sistemi di supervisione e controllo

Per gli impianti che trattano elevate quantità di rifiuti, tutti i sistemi, gli apparati e le apparecchiature costituenti l'impianto devono essere sottoposti ad un efficiente ed affidabile sistema di supervisione e controllo che ne consenta la gestione in automatico.

H 3.5 - Comunicazione e consapevolezza pubblica

E' necessaria la predisposizione di un programma di comunicazione periodica che preveda:

- la diffusione periodica di rapporti ambientali
- la comunicazione periodica a mezzo stampa locale
- la distribuzione di materiale informativo
- l'apertura degli impianti per le visite del pubblico
- la diffusione periodica dei dati sulla gestione dell'impianto.

H.4 - Aspetti di pianificazione e gestione

H 4.1 - Ubicazione dell'impianto

La scelta del sito deve essere effettuata sulla base di valutazioni comparative tra diverse localizzazioni che tengano in considerazione tutti gli aspetti logistici, di collegamento con le diverse utenze e con gli impianti di destinazione dei rifiuti trattati nonché gli impatti ambientali.

Aree industriali dismesse o quelle destinate dalla pianificazione urbanistica agli insediamenti industriali costituiscono la collocazione più idonea per gli impianti.

Ai fini dell'individuazione delle aree idonee devono essere acquisite tutte le informazioni bibliografiche e cartografiche relative alle caratteristiche geolitologiche, geomorfologiche, idrogeologiche, vincolistiche, ecc. del territorio in esame, da integrare eventualmente con indagini di campo.

Altri aspetti, di natura territoriale e socioeconomica, che intervengono successivamente nella scelta delle aree selezionate, sono:

- presenza di rilevanti beni storici, artistici, archeologici
- la distribuzione della popolazione
- la distribuzione delle industrie sul territorio.

H 4.2 - Trasporti e collegamento al sistema viario

Deve essere garantito un collegamento viario idoneo al transito dei mezzi per il conferimento dei rifiuti e per l'allontanamento dei residui.

Il conferimento dei rifiuti mediante ferrovia, se fattibile dal punto di vista tecnico-economico, è da privilegiare.

Al fine di ridurre i costi di trasporto e l'impatto sull'ambiente è necessario prevedere l'impiego di autocarri con la massima portata utile; di conseguenza è necessario verificare la disponibilità di strade adeguate.

H.5 Indicazioni specifiche per la gestione dei rifiuti contenenti amianto

I rifiuti contenenti amianto possono essere sottoposti a due differenti tipologie di trattamento:

- trattamenti che riducono il rilascio di fibre
- trattamenti finalizzati alla totale trasformazione cristallochimica dell'amianto

Sulla base di quanto previsto dalla normativa in materia di recupero dei prodotti e beni di amianto e contenenti amianto le diverse tipologie di trattamento, i relativi effetti e le possibili destinazioni dei rifiuti/materiali ottenuti (a seconda delle loro caratteristiche) vengono di seguito riportati.

TRATTAMENTI FINALIZZATI AL CONTENIMENTO DEL POTENZIALE INQUINANTE DEI RCA SENZA TRASFORMAZIONE DELLA STRUTTURA DELL'AMIANTO				
Trattamento	Principio	Volume del prodotto	Effetto	Destinazione finale
condizionamento in matrice cementizia	Impasto con cemento ed eventuali additivi	Inferiore al volume iniziale	Riduzione del rilascio di fibre	Discarica

Condizionamento in matrice di resine	Miscelazione con materiali polimerici	Superiore al volume iniziale	Riduzione del rilascio di fibre	Discarica
TRATTAMENTI DI TRASFORMAZIONE DELLA STRUTTURA DELL'AMIANTO				
Trattamento	Principio	Volume del prodotto	Effetto	Destinazione finale
Attacco chimico	Modificazione della struttura del rifiuto e precipitazione di sali non tossici	Aumento a seguito della formazione di fanghi di trattamento	Trasformazione totale delle fibre di amianto	Discarica Riutilizzo come materia prima
Litificazione	Fusione a temperature elevate (1.300-1.450 °C)	Inferiore al volume iniziale	Trasformazione totale delle fibre di amianto	Discarica Riutilizzo come materia prima
Litificazione pirolitica	Produzione di argilla espansa	Superiore al volume iniziale	Trasformazione totale delle fibre di amianto	Discarica Riutilizzo come materia prima
Vetrificazione	Fusione con additivi a temperature elevate (1.000-1.300 °C)	Inferiore al volume iniziale	Trasformazione totale delle fibre di amianto	Discarica Riutilizzo come materia prima
Produzione di clinker	Fusione con calcare ed argilla	Inferiore al volume iniziale	Trasformazione totale delle fibre di amianto	Discarica Riutilizzo come materia prima
Ceramizzazione	Cottura a 800-1.000°C	Inferiore al volume iniziale	Trasformazione totale delle fibre di amianto	Discarica Riutilizzo come materia prima
Vetroceramizzazione	Fusione a 1.300°C Cristallizzazione a 900 °C	Inferiore al volume iniziale	Trasformazione totale delle fibre di amianto	Discarica Riutilizzo come materia prima
Trasformazioni mecano-chimiche	Distruzione della struttura cristallina mediante stress meccanico	Inferiore al volume iniziale	Trasformazione totale delle fibre di amianto	Discarica Riutilizzo come materia prima

Fermo restando il rispetto delle normative vigenti in materia di amianto ed, in generale in materia, di rifiuti e delle BAT precedentemente riportate, negli impianti di gestione dei rifiuti contenenti amianto devono, inoltre, essere sempre seguite le seguenti prescrizioni:

- negli ambienti ove si eseguono attività lavorative che possono comportare il superamento dei valori limite previsti dalla legge si devono sempre indossare i mezzi di protezione.
- I mezzi protettivi da utilizzare devono essere definiti sulla base del rischio di diffusione di fibre connesso all'attività svolta.
- I mezzi di protezione vanno indossati negli appositi spogliatoi prima di accedere alla zona contaminata o potenzialmente contaminata
- I mezzi di protezione potranno essere monouso o del tipo riutilizzabile; al termine del turno di lavoro i mezzi di protezione contaminati non a perdere saranno recuperati per la necessaria decontaminazione mentre quelli monouso saranno considerati RCA. I mezzi di protezione si distinguono in:
 - mezzi protettivi delle vie respiratorie;
 - abbigliamento protettivo
- Gli apparecchi di protezione delle vie respiratorie o respiratori che possono essere utilizzati nelle attività di manipolazione degli RCA devono essere adatti per ambienti inquinati da particelle.
- I mezzi protettivi delle vie respiratorie devono essere provati prima di ogni utilizzo per verificarne la rispondenza ai dati di targa.
- Durante le attività in presenza di amianto si deve indossare un adeguato abbigliamento protettivo.

- L'abbigliamento protettivo deve minimizzare il deposito delle fibre di amianto sulla pelle e sui capelli che possono costituire veicolo della diffusione delle fibre
- L'abbigliamento protettivo deve pertanto ridurre il più possibile le parti del corpo scoperte e generalmente è costituito da tuta intera, soprascarpe, copritesta o cappuccio e guanti del tipo a perdere.
- Le giunzioni dell'abbigliamento saranno sigillate mediante nastratura adesiva.
- Sotto l'abbigliamento protettivo deve essere indossata biancheria intima anch'essa possibilmente di tipo a perdere.
- Gli operatori, prima di indossare l'abbigliamento protettivo dovranno togliersi qualsiasi oggetto non strettamente necessario all'attività di manipolazione.
- Si dovrà effettuare una valutazione del rischio proveniente dalle fibre di amianto aerodisperse al fine di stabilire le misure preventive e protettive da attuare; tale valutazione dovrà tendere ad accertare l'inquinamento ambientale e a determinare l'esposizione dei lavoratori alle fibre di amianto.
- Si dovrà predisporre un piano di lavoro contenente le misure necessarie per garantire la sicurezza dei lavoratori e la protezione dell'ambiente, prima di iniziare i lavori di manipolazione dei materiali contenenti amianto.
- I lavoratori addetti dovranno ricevere adeguate informazioni in merito a:
 - i rischi potenziali per la salute dovuti all'esposizione alle fibre di amianto;
 - le norme igieniche, ivi compresa la necessità di: non fumare, non mangiare o masticare gomma;
 - le precauzioni da prendere per l'uso di equipaggiamenti e indumenti di protezione;
 - le misure di precauzione particolari che debbano essere prese per ridurre al minimo l'esposizione;
 - le varietà e i quantitativi di amianto utilizzati;
 - le tecniche di rimozione dell'amianto che dovranno includere un addestramento all'uso delle maschere respiratorie, sulle procedure per la rimozione, la decontaminazione e la pulizia del luogo di lavoro.
- Dovranno, inoltre, essere prese misure appropriate affinché:
 - i luoghi in cui si svolgono le attività siano accessibili esclusivamente ai lavoratori che vi debbano accedere a motivo del lavoro o delle loro funzioni;
 - siano predisposte aree speciali che consentano ai lavoratori di mangiare e bere senza rischio di contaminazione di polvere di amianto;
 - gli indumenti di lavoro e i mezzi protettivi siano riposti in luogo separato da quello destinato agli abiti civili
 - i lavoratori possano disporre di impianti sanitari adeguati, provvisti di docce destinati al loro uso esclusivo per tutta la durata dell'asportazione e decontaminazione

I. Analisi dell'applicabilità ad impianti esistenti delle tecniche di prevenzione integrata dell'inquinamento elencate al punto precedente, anche con riferimento ai tempi di attuazione

II. - Applicazione delle BAT

L'applicabilità di una qualsiasi BAT, soprattutto nel caso degli impianti esistenti, non può risultare di carattere generale essendo essa legata a diversi fattori presenti a livello locale, che possono influenzare notevolmente le prestazioni raggiungibili.

Tra questi si citano:

- le dimensioni dell'impianto
- l'età dell'impianto
- il tempo di vita residuo dell'impianto
- l'ubicazione e il contesto locale
- le caratteristiche dei rifiuti trattati (principalmente il contenuto di inquinanti)
- la presenza di vincoli di carattere tecnico.

II.1 - Le dimensioni dell'impianto

Si può senza dubbio affermare che l'economia di scala non consente agli impianti di taglia ridotta di ottenere, a parità di costo unitario, le stesse prestazioni ambientali, a causa dell'influenza negativa del fattore di scala. Questo può rendere alcune tecniche difficilmente applicabili.

II.2 - L'età dell'impianto

In linea generale l'applicazione delle BAT dovrebbe essere idonea sia per gli impianti nuovi che per quelli esistenti.

E' altrettanto evidente che tale affermazione deve poi essere calata all'interno della realtà del singolo impianto.

II.3 - Le caratteristiche dei rifiuti trattati.

La conoscenza approfondita delle matrici in ingresso agli impianti di trattamento chimico-fisico è di estrema importanza, per accertare la compatibilità con il processo e con l'impianto.

La tipologia del rifiuto in ingresso influenza notevolmente il tipo di tecnologia più adatta per la realizzazione del trattamento chimico - fisico come evidenziato nei paragrafi precedenti: bisognerà perciò avere una conoscenza esatta della composizione del rifiuto.

II.4 - Presenza di vincoli di carattere tecnico

Tra le difficoltà che possono insorgere nell'applicazione di specifiche BAT occorre sicuramente annoverare:

- La compatibilità tecnica dell'intervento in esame con i criteri progettuali e/o realizzativi delle installazioni esistenti;
- La mancata disponibilità di aree idonee per l'installazione di apparecchiature, sistemi e/o componenti aggiuntivi.

II.2 - Interventi per l'applicazione delle BAT

Per l'adeguamento del sistema impiantistico nazionale ai dettami della direttiva IPPC possono essere individuati due tipi di interventi:

- Interventi di carattere operativo gestionale, caratterizzati da tempi di realizzazione e costi relativamente ridotti, nonché vantaggi prestazionali accettabili per impianti che sono praticamente già in linea o quasi con la futura normativa;

- Interventi ristrutturativi, che prevedono il rifacimento, più o meno esteso, di qualche sezione dell'impianto individuata come critica e che comportano tempi di realizzazione (indicativamente dell'ordine dei 24 mesi), con maggiori impegni economici.

Nella valutazione della scelta delle migliori tecniche si deve, anche, tener presente che potrebbe risultare difficoltoso adottarne alcune (es. sostituire un processo tecnologico con un altro) in impianti esistenti.

Le tecniche legate ad aspetti gestionali, di cui al capitolo H, devono, invece, essere sempre introdotte al fine di garantire elevati livelli di tutela dell'ambiente e della salute umana.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

J - Fattibilità economica delle tecniche elencate analizzata attraverso analisi costi-benefici

La valutazione economica delle tecniche non è ancora stata approfondita in ambito europeo; sui documenti di riferimento relativi a questo settore sono riportate, allo stato attuale, solo informazioni di carattere generale, che non consentono di effettuare valutazioni esaustive in merito alla fattibilità economica.

In generale l'applicazione delle BAT determina, su tutte le tipologie d'impianto esaminate, i seguenti benefici:

- incremento della produttività degli impianti (maggiore automazione, maggiore affidabilità e minore necessità di manutenzione); minori costi di esercizio.
- Maggiore sostenibilità ambientale. L'adozione delle BAT sia per gli apparati produttivi che per gli impianti di abbattimento delle emissioni produce una maggiore efficienza di recupero di determinati materiali, una migliore utilizzazione delle risorse (energia, acqua, materiali di consumo) e una maggiore difesa dell'ambiente.
- Maggiore controllabilità di tutto il sistema. La concentrazione delle lavorazioni in unità produttive più grandi e organizzate rende anche più controllabile tutto il sistema industriale del recupero, che tenderà per sé stesso a un maggiore autocontrollo.

A fronte di questi benefici si possono considerare i costi di adeguamento dell'impianto, che in certi casi possono essere relativamente elevati, specialmente per piccoli insediamenti a scala ridotta.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

K - Definizione dei criteri di individuazione e utilizzazione delle migliori tecniche disponibili**K1 - La definizione di BAT****K1.1 - La direttiva 96/61/CE**

La direttiva 96/61/CE ("Direttiva IPPC") definisce le "migliori tecniche disponibili" come:

"la più efficiente e avanzata fase di sviluppo di attività e relativi metodi di esercizio indicanti l'idoneità pratica di determinate tecniche a costituire, in linea di massima, la base dei valori limite di emissione intesi ad evitare oppure, ove ciò si riveli impossibile, a ridurre in modo generale le emissioni e l'impatto sull'ambiente nel suo complesso".

A tale scopo occorre tenere presente le seguenti definizioni:

- "tecniche", si intende sia le tecniche impiegate sia le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto;
- "migliori", qualifica le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso;
- "disponibili", qualifica le tecniche sviluppate su una scala che ne consenta l'applicazione in condizioni economicamente e tecnicamente valide nell'ambito del pertinente comparto industriale, prendendo in considerazione i costi e i vantaggi, indipendentemente dal fatto che siano o meno applicate o prodotte nello Stato membro di cui si tratta, purché il gestore possa avervi accesso a condizioni ragionevoli.

K1.2 - Impatto ambientale e rischi

Le tecniche individuate devono minimizzare l'impatto dell'impianto sull'ambiente relativo a tutte le matrici interessate (acqua, aria, suolo) e sulla salute umana, nel rispetto degli specifici requisiti stabiliti dalla normativa vigente. La sicurezza dei lavoratori deve essere tutelata, in accordo alla vigente normativa.

K1.3 - Fattibilità tecnico-economica

Le tecniche prescelte devono essere affidabili e deve essere garantita la qualità dei sistemi e delle apparecchiature utilizzate. I costi di investimento, esercizio e manutenzione devono essere sostenibili. Le analisi costi-benefici devono aver dato prova positiva.

K1.4 - Processo decisionale per l'individuazione delle BAT

Per l'individuazione di una BAT occorre mettere in atto un processo decisionale che sulla base dei dati disponibili sulla tecnica in esame e della specifica applicazione, tenuto conto dei fattori locali e degli aspetti summenzionati possa portare ad una valutazione della sua applicabilità.

K2 - Criteri di individuazione delle BAT

Considerazioni da tenere presenti nella determinazione delle migliori tecniche disponibili, tenuto conto dei costi e dei benefici che possono risultare da un'azione e del principio di precauzione e prevenzione.

K2.1 - Impiego di tecniche a scarsa produzione di rifiuti

Le tecniche adottate nei processi di trattamento devono limitare la produzione di rifiuti non recuperabili.

Inoltre devono essere affrontate le problematiche legate allo stoccaggio, carico, trasporto e scarico dei rifiuti prodotti

K2.2 Impiego di sostanze meno pericolose

Nella progettazione dell'impianto e nella sua conduzione deve essere previsto l'impiego di sostanze e materiali selezionati secondo i criteri della minore pericolosità e del minore consumo.

K3 - Processi, sistemi o metodi operativi sperimentati su scala industriale

Le tecniche individuate devono garantire prestazioni e livelli di esercizio verificati sulla base di applicazioni di successo su scala industriale.

L'impianto deve garantire elevata disponibilità e affidabilità di esercizio.

E' importante la molteplicità di fornitori e la disponibilità sul mercato di ricambi, materiali e reagenti necessari per l'esercizio e per le manutenzioni.

Le tecniche adottate devono essere compatibili con le condizioni locali (ambientali, climatiche, geografiche, socio-economiche).

K4 - Progressi in campo tecnico e evoluzione delle conoscenze in campo scientifico

Le tecniche devono essere scelte alla luce delle evoluzioni in campo scientifico e dei relativi progressi tecnici conseguiti nel settore del trattamento chimico-fisico dei rifiuti.

Qualsiasi tecnica deve dimostrare anche la capacità di evolvere ed essere in grado di adattarsi a nuove soluzioni e condizioni.

K5 - Natura, effetti e volume delle emissioni

La valutazione degli effetti delle emissioni deve tenere conto della situazione al contorno (piani di qualità dell'aria e dell'acqua, piani territoriali e urbanistici, ecc.)

Devono essere utilizzate le tecniche più avanzate per la misurazione delle emissioni e dei parametri di processo, nel rispetto dei requisiti minimi prescritti dalla normativa.

K6 - Messa in funzione degli impianti nuovi o esistenti

Sono da considerare la vita media di un impianto e la sua capacità produttiva nel tempo.

K7 - Tempo richiesto per l'adozione di una migliore tecnica disponibile

Nel settore del trattamento dei rifiuti, la variabilità e complessità dei materiali da trattare richiedono l'attenta sperimentazione e la verifica sul campo di qualsiasi nuova tecnica proposta.

Gli investimenti necessari possono essere notevoli, anche alla luce delle taglie significative degli impianti; molto spesso il passaggio dalla sperimentazione alla realizzazione industriale è un processo lento e costoso che può richiedere anni.

K8 - Consumo di risorse

Le tecniche selezionate devono essere finalizzate alla minimizzazione dei consumi di acqua, materie prime, energia; devono inoltre prediligere l'impiego di sostanze e materiali la cui produzione è, a sua volta, causa di un ridotto impatto ambientale e minimi consumi energetici.

In questa valutazione può risultare utile l'impiego di sistemi di analisi del ciclo di vita (LCA).

Le tecniche prescelte devono utilizzare apparecchiature a basso consumo di energia.

K9 - Prevenzione e riduzione dell'impatto globale sull'ambiente

E' necessario minimizzare l'impatto delle emissioni in aria, in acqua e al suolo, tenendo conto della specifica realtà territoriale in cui è insediato l'impianto. L'impatto globale deve essere valutato nell'ambito di piani locali della qualità dell'aria e delle acque.

Deve essere accuratamente valutato che un impianto non affidabile può mettere in crisi il servizio (pubblico o meno) di smaltimento rifiuti.

Inoltre, occorre ridurre al minimo il numero di fermate e avviamenti dell'impianto, perché in queste fasi vengono, di solito, emesse le maggiori quantità di inquinanti.

Sono richieste tecniche di misurazione di elevata qualità per il monitoraggio in continuo dei parametri operativi dell'impianto e delle emissioni.

K10 - Prevenzione degli incidenti e minimizzazione degli effetti

Le tecniche adottate devono considerare la possibilità di incidenti, guasti e malfunzionamenti degli impianti e prevenirne o limitarne le conseguenze. Gli impianti devono essere dotati di sistemi di sicurezza intrinseca e di adeguate riserve. In caso di guasto improvviso o di mancanza di alimentazione, le apparecchiature devono portarsi autonomamente in condizioni di massima sicurezza.

Tenere in debita considerazione l'avvio, le perdite, le disfunzioni, gli arresti temporanei e l'arresto definitivo dell'impianto. Le tecniche prescelte devono prevedere tutte le misure per fronteggiare qualsiasi condizione anomala di esercizio.

Deve essere previsto un idoneo sistema antincendio.

La responsabilità della gestione dell'impianto va affidata a persone competenti e il personale deve essere adeguatamente addestrato.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

L – Glossario**L1 - Abbreviazioni e acronimi**

AIA	Autorizzazione Integrata Ambientale
APAT	Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici
APC	Air Pollutions
BAT	Best Available Technologies
BOD	Biologic Oxygen Demand
Brefs	Best Available Technologies Reference Documents
CE	Commissione Europea
CEN	Comitato Europeo di Normazione
COD	Chemical Oxygen Demand
EMAS	Sistema Comunitario di Ecogestione ed Audit (Environmental Management and Audit System)
ETAC	European Technical Admetee Committee
FMECA	Failure Modes Effects Critical Analysis
FMEA	Failure Modes Effects Analysis
GTR	Gruppi Tecnici Ristretti
GUCE	Gazzetta Ufficiale Comunità Europea
HazOp	Hazard Operability
ISO	International Standards Organization
IPA	Idrocarburi Policiclici Aromatici
IPPC	Integrate Pollution Prevention and Control – Prevenzione e Riduzione Integrate dell'Inquinamento
MATT	Ministero Ambiente Tutela del Territorio
MDT	Migliori Tecniche Disponibili - vedi BAT
ORC	odour recognition concentration
OT	odour threshold
PAH	vedi IPA
PCB	Poli Cloro Bifenili
PCDD - F	PoliCloroDibenzoDiossine e Furani
PHA	Preliminary Hazard Analysis
Ph -c	Fisico – Chimico
RSAU	Rifiuti Solidi Assimilati agli Urbani
SGA	Sistema di Gestione Ambientale
SVOCs	Semi Volatile Organic Compounds
TLV	Threshold Limit Value
TOC	Carbinio Organico Totale
TWA	Time Weighting Average
VIA	Valutazione Impatto Ambientale
VOCs	Volatile Organic Compounds

BIBLIOGRAFIA

- European IPPC Bureau (a cura di) “Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries”
- Istituto di Geologia Ambientale e Geoingegneria (IGAG), CNR, Progetto LIFE99 / ENV / IT / 000153 - AMOS
- CITEC (a cura di) (2004), “Linee guida per la progettazione, realizzazione e gestione degli impianti a tecnologia complessa per lo smaltimento dei rifiuti urbani”, Ed. Hyper
- Maffezzoni - S. Valletti - R. Pedrazzoni L. E. Depero - Laboratorio di strutturistica Chimica, facoltà di ingegneria - università degli studi di Brescia- IV convegno Nazionale - Utilizzazione Termica dei rifiuti Abano Terme n. 12 - 13 giugno 2003
- SEP-Pollution, Convegni e seminari SEP 2000 - “La bonifica dei siti inquinati”, Ed. Hyper

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ON-LINE

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 2nd Draft 12 febbraio 2001 *biological treatment of biowaste*

Working document 3rd 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/PAZZETTA/UFFICIALE/PAZZETTA

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

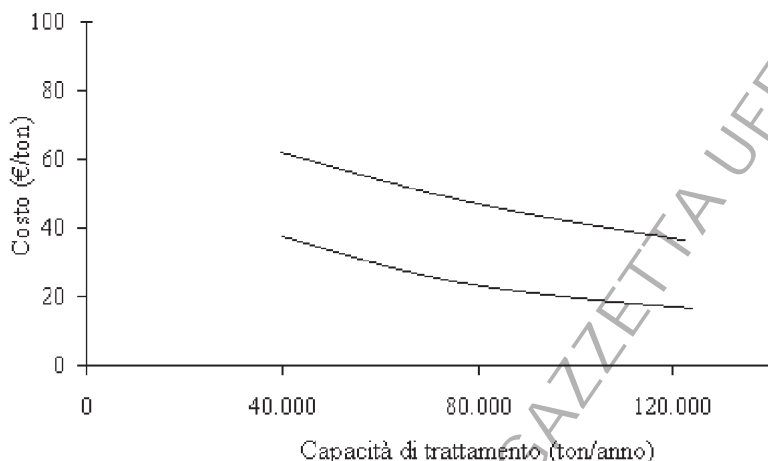
Nella **tabella 1** sono riportati i dati forniti dal Consorzio Italiano Compostatori (CIC) sul fatturato annuo delle aziende che hanno impianti di Trattamento Meccanico Biologico Aerobico (2001).

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 scelz. 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.

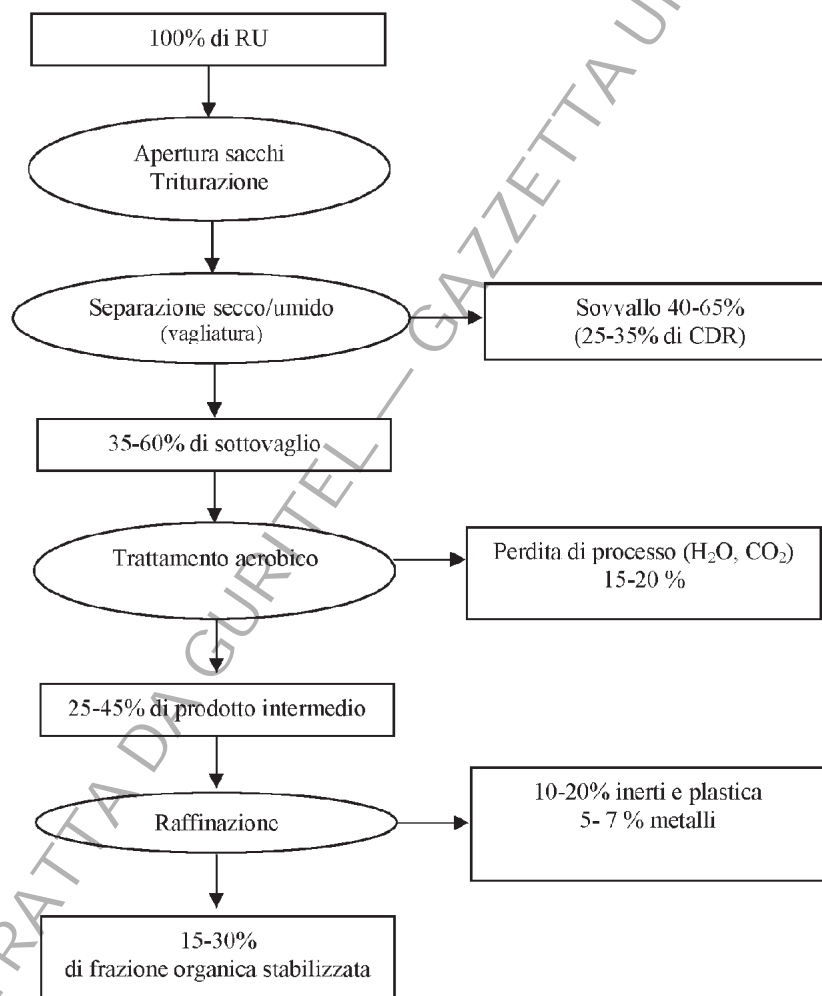


Figura 2: Biostabilizzazione (MBT): schema di processo e bilancio di massa con metodo a separazione di flusso

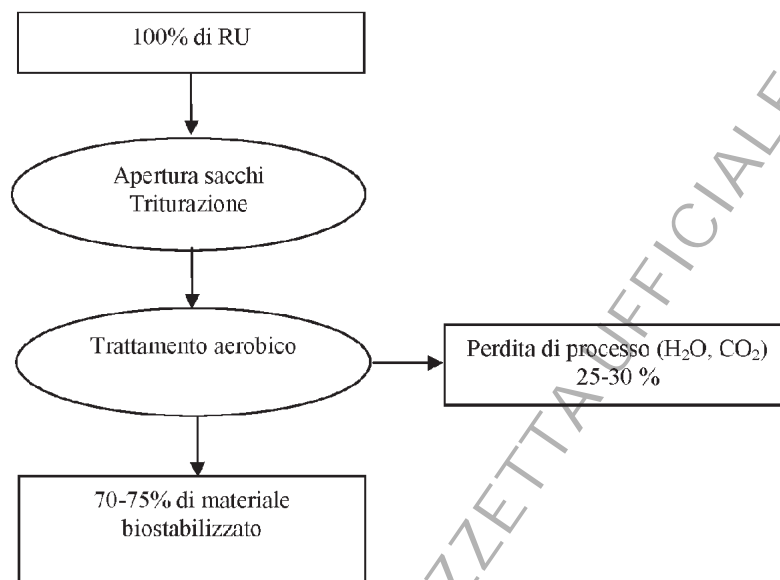


Figura 3: Biostabilizzazione (MBT): schema di processo e bilancio di massa con metodo a flusso unico

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.

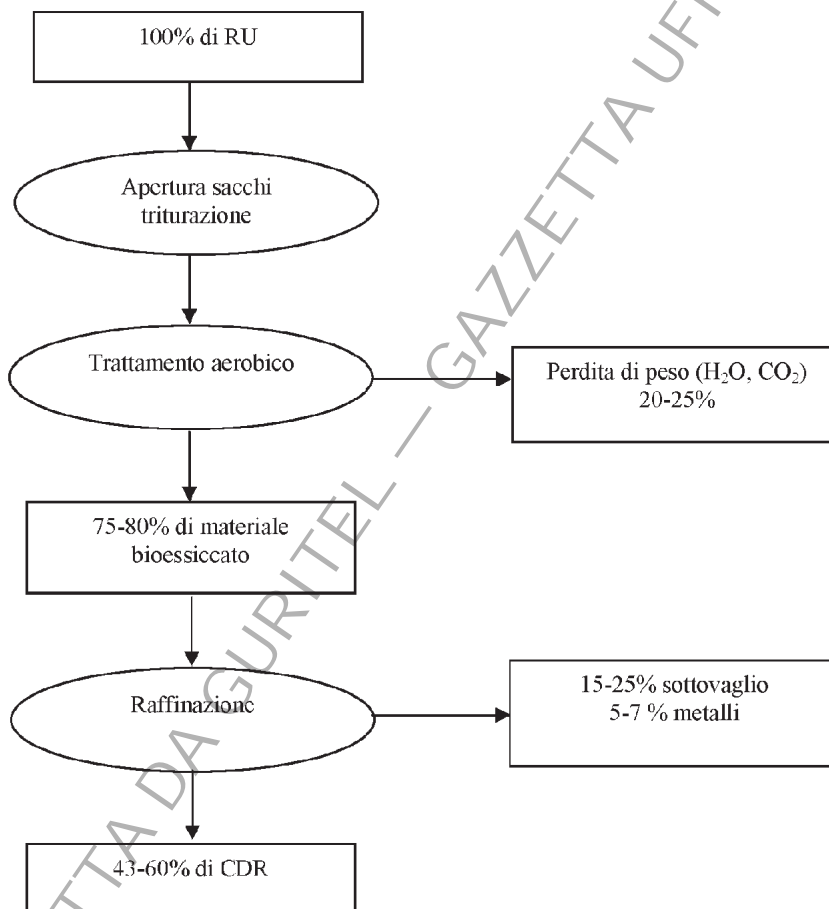


Figura 4: Bioessiccazione (MBS): schema di processo e bilancio di massa. (Linee Guida CITEC)

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 O₂, o legato ad altri elementi, come nel caso dell'azoto nitrico, NO₃),

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 CO₂, 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 CO₂ 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.

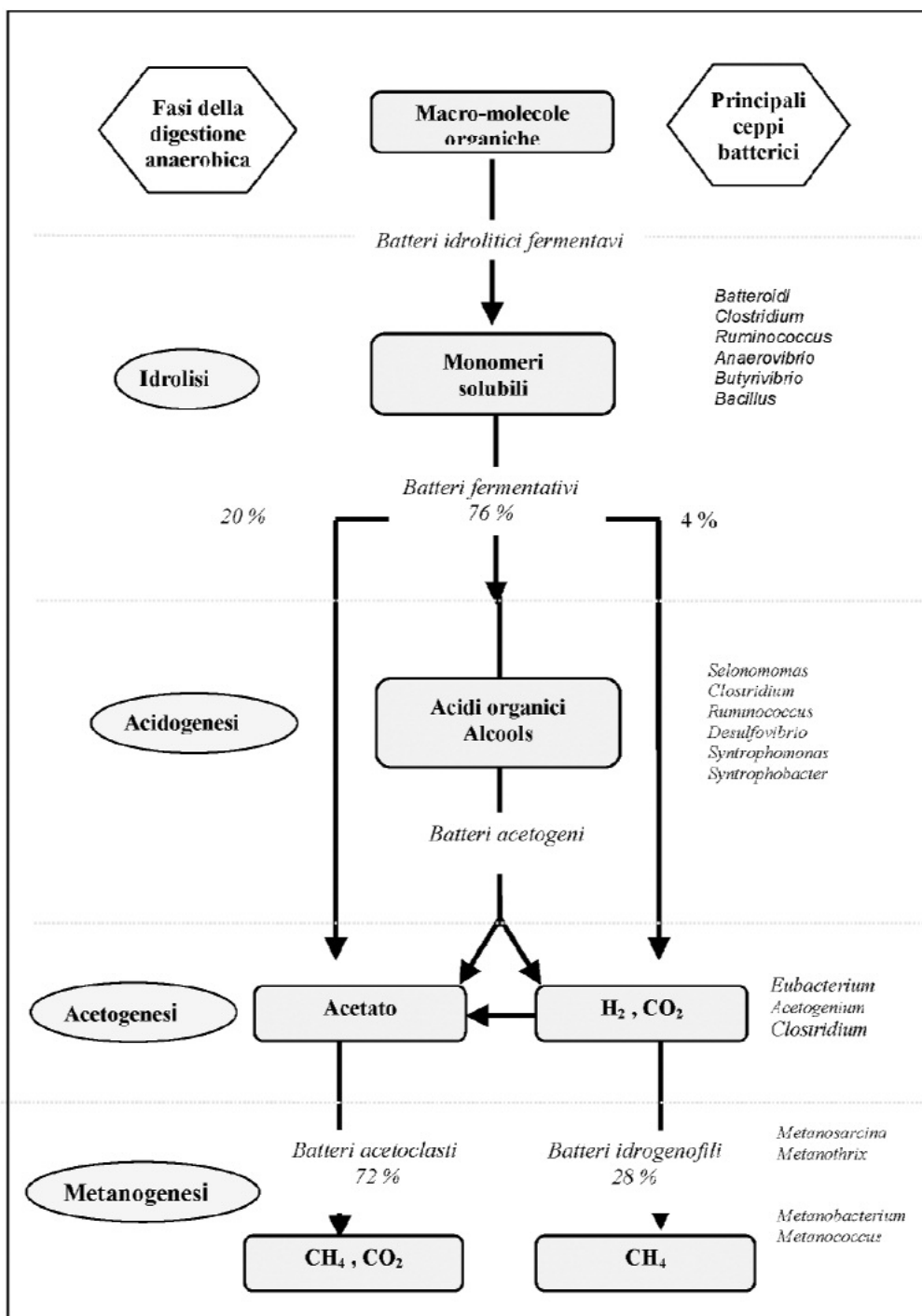


Figura 5: Schema generale del processo di digestione anaerobica

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.

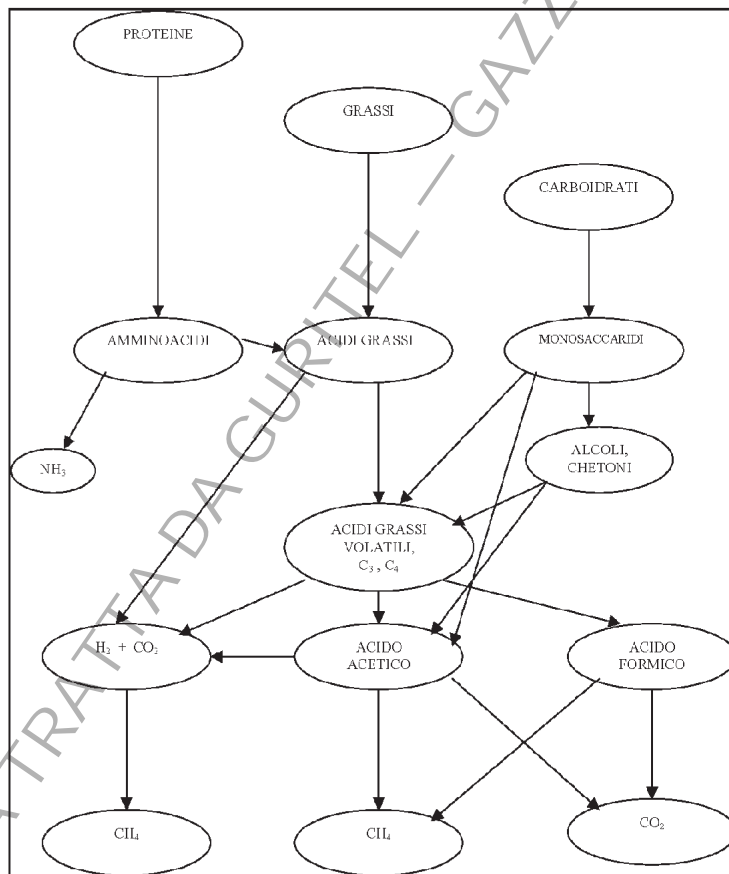


Figura 6: Diagramma complesso delle diverse fasi coinvolte nel processo di digestione anaerobica.

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, CO_2 ed 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' H_2 viene mantenuto a basse concentrazioni, grazie all'attività dei batteri metanigeni - H_2 ossidanti (idrogenotrofi), la degradazione degli acidi grassi ad H_2 ad opera dei batteri acetogeni è resa più probabile, nonostante la formazione di 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.

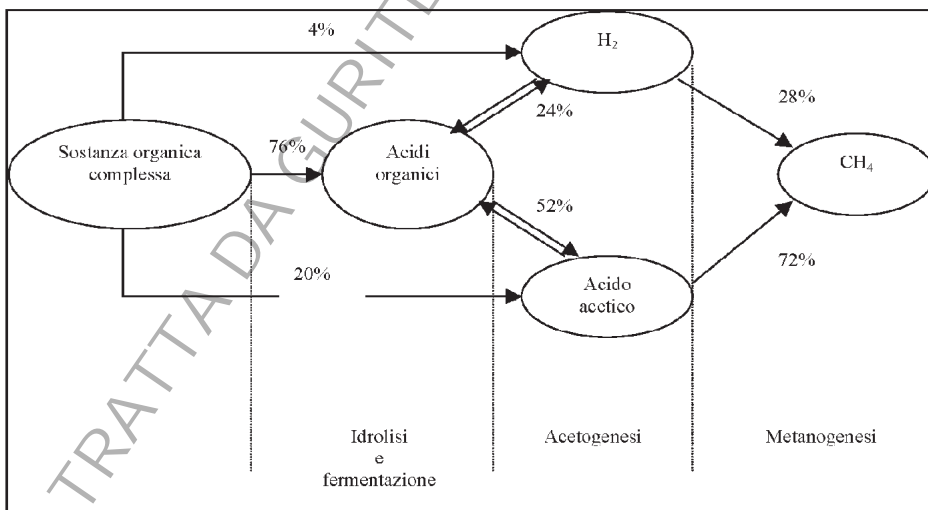


Figura 7: Schema di flusso quantitativo dei diversi cammini metabolici del processo di digestione anaerobica (Metcalf e Eddy, 1991)

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 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 H_2 a bassi livelli così da consentire la conversione degli acidi grassi a catena lunga e degli alcoli ad acetato ed H_2 . Infatti, se la via idrogenotrofa è rallentata si osserva un accumulo di 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 (CH_3COOH), 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 (CH_3COO^-): 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

Tabella 3: Vantaggi e svantaggi del processo wet

Critério	Vantaggi	Svantaggi
Tecnologico	Buona conoscenza ed esperienza nel campo del processo; Applicabilità in co-digestione con rifiuti liquidi ad alto contenuto in sostanza organica.	- Corto-circuitazione idraulica; - Fasi separate di materiale galleggiante e pesante; - Abrasione delle parti meccaniche dovuta alla presenza di sabbie ed inerti; - 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; - 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: - pre-trattamenti - volumi dei reattori; - 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 riciclare 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; - possibilità di trattare il rifiuto da raccolta differenziata senza particolari pre-trattamenti.	- Accumulo di materiali inerti sul fondo del reattore e necessità di scaricarli; - abrasione delle parti meccaniche; - 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; - 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; - 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.

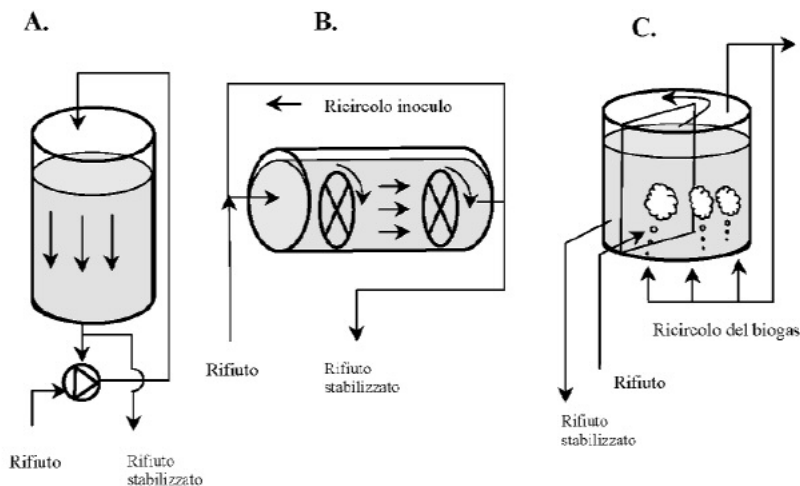


Figura 9: Differenti tipologie di reattore nei sistemi dry (A = processo Dranco; B = processo Kompogas; C = processo Valorga), in Lissens et al., 2001.

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).

Critério	Vantaggi	Svantaggi
Tecnologico	<ul style="list-style-type: none"> - Nessun bisogno di miscelatori interni al reattore; - robustezza e resistenza ad inerti pesanti e plastiche; - nessuna corto circuitazione idraulica. 	Rifiuti con basso tenore in sostanza solida (< 20%TS) non possono essere trattati da soli;
Biologico	<ul style="list-style-type: none"> - Bassa perdita di sostanza organica biodegradabile nei pre-trattamenti; - elevati carichi organici (OLR) applicabili; - resistenza a picchi di concentrazione di substrato o sostanze tossiche. 	Minima possibilità di diluire sostanze inibitorie e carichi organici eccessivi con acqua fresca;
Economico ed ambientale	<ul style="list-style-type: none"> - Pre-trattamenti minimi e più economici; - ridotti volumi dei reattori; Ridotto utilizzo di acqua fresca; Minime richieste di riscaldamento del reattore. 	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 ¹	Si
Bioessiccazione	Facoltativa	No	Facoltativa	Facoltativa

¹ 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 Aprisacchi a lame	Elevata capacità produttiva, basse usure Efficiente in presenza di materiali omogenei	Scarsa affidabilità in presenza di corpi rigidi 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 Mulini a lame Cippatrici	Ottima capacità produttiva su materiali ligneo cellullosici. Possibilità di trattare materiali umidi; pezzatura omogenea 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 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 Trituratori ad alberi semplici e/o multipli Trituratori ad alberi a cesoie Pale meccaniche Miscelatori a coclee Miscelatori a flange	Possibilità di trattare materiali umidi Elevata affidabilità, elevata capacità produttiva Elevata affidabilità Elevata produttività Buona azione triturante, ottima miscelazione Ottima azione triturante	Produzione di triturato a basso grado di sfibrazione e pezzatura non adatta a conferire porosità ai cumuli Basse portate; pezzatura disomogenea. Fragilità in presenza di corpi rigidi. Pezzatura disomogenea Elevata usura Scarsa omogeneità della miscela Bassa produttività Modesta miscelazione

Vagliatura	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 Vagli vibranti	Buona flessibilità Elevate portate	Basse portate Scarsa flessibilità
	Demetallizzazione	Rimozione dei materiali ferrosi e non ferrosi	Deferrizzatori a magneti permanenti Deferrizzatori a elettromagneti Cernitrici a correnti indotte per i metalli non ferrosi Sistemi aerantici	Minore efficienza Maggiori costi di investimento Maggiori costi di investimento 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 m³/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 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
Vagliatura	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 - Vagli vibranti
Classificazione densimetrica	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 - Tavola densimetrica
Demetallizzazione	Rimozione dei materiali ferrosi e non ferrosi	- Magneti permanenti o elettromagneti per il ferro - 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 m³/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 CH₄, 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 m³/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.

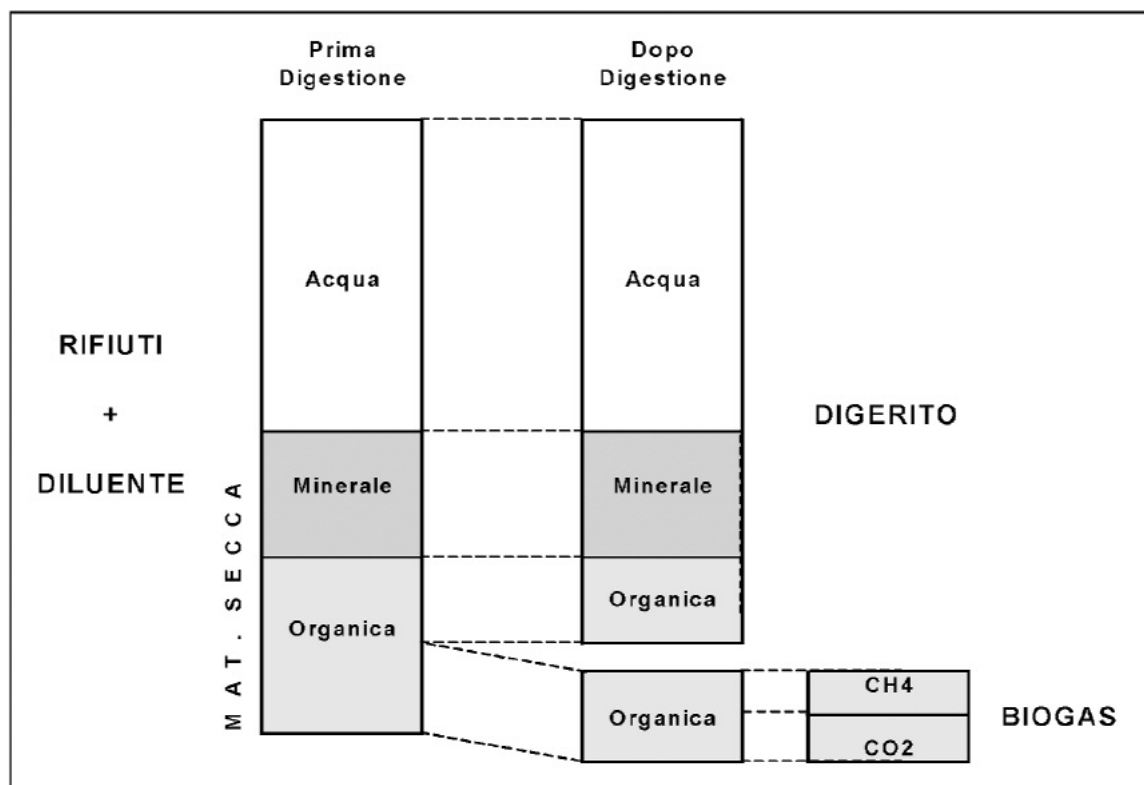


Figura 11: Trasformazione del substrato nel digestore

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 [m³/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 ₄)	55 – 65 %
Anidride carbonica (CO ₂)	35 – 45 %
Idrogeno solforato (H ₂ 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' H_2SO_4 , composto altamente corrosivo e quindi pericoloso per gli impianti di utilizzazione, formato dall' H_2S . 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' H_2S insieme alla 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' H_2S 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 H_2S .

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 H_2S nella fase gassosa.

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

Processi di rimozione della CO_2

In alcuni casi può essere utile effettuare anche dei trattamenti per la rimozione o riduzione del contenuto di CO_2 , finalizzati ad aumentare il tenore in metano del biogas.

I processi più utilizzati, che devono essere installati solo dopo la rimozione dell' H_2S , sono:

- assorbimento della 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 CO_2 e di trattenere il 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:

- biossidazione 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 biossidazione 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 CO₂ e H₂O. 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 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 odorigeni. 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 odorigeni 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 rivoltamenti. 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 odoriferi 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 odoriferi, passati attraverso biofiltri contenenti matrici filtranti differenti (da Williams & Miller 1992b).

COMPOSTO	Tasso massimo di rimozione
Metilformiato	35 g/kg p.s. di mezzo ⁽¹⁾ /die
Idrogeno solforato	5 g S/ kg p.s. di mezzo ⁽¹⁾ /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 ⁽¹⁾ /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: ⁽¹⁾ non altrimenti specificato, con densità apparente di 200 kg/m³ p.s., peso secco.

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

	Concentrazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) min – max	Efficienza (%) min – max	Concentrazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) min – max	Efficienza (%) min – max	Concentrazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) min – max	Efficienza (%) 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
α - Pinene	370 - 700	8 - 44	280 - 790	53 - 83	560 - 930	5 - 39
β - 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' NH_3 possono essere migliorate tramite l'utilizzo di scrubbers con impiego di acidi (es. Acido solforico per l'assorbimento dell'ammoniaca).

E. DESCRIZIONE DELLE ANALISI ELABORATE IN AMBITO COMUNITARIO PER LA INDIVIDUAZIONE DELLE BAT, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO, OVE DISPONIBILI, ALLE CONCLUSIONI DEI BREF

Nel presente capitolo vengono riportate, in forma sintetica, le tecniche e i processi che, ad oggi, minimizzano le emissioni e gli impatti sull'ambiente e rappresentano l'utilizzo migliore e più sostenibile delle risorse economiche e ambientali e che possono essere ritenute le più idonee per la definizione delle BAT (Best Available Techniques) relative al trattamento biologico dei rifiuti, riportando ove esistenti i risultati dei lavori a livello europeo ("**Best Available Techniques for Waste Treatments Industries**")

E.1. Concetto generale di migliori tecniche e tecnologie per lo specifico settore

I vantaggi del riciclo dei materiali vanno valutati attraverso un'analisi ambientale costi benefici che tiene conto degli impatti totali evitati e di quelli aggiuntivi dovuti all'operazione di riciclo. I criteri che orientano la scelta delle BAT consistono nel senso di ricercare:

- il massimo rendimento degli impianti riferito all'uso dell'energia e alla quantità di materiali recuperati ai fini del riciclo;
- le minime emissioni con particolare riguardo alla produzione di rifiuti.

La scelta delle tecnologie impiegate negli impianti di trattamento biologico dei rifiuti, deve essere finalizzata ad una destinazione definita e certa di recupero o smaltimento per i flussi di materiali e per gli scarti in uscita.

I processi realizzati dagli impianti devono garantire i livelli di qualità del materiale come richiesto dalle filiere di recupero a valle del trattamento e devono realizzarle con il minimo impatto complessivo. Le prestazioni delle singole macchine componenti l'impianto devono essere definite in relazione alla qualità del materiale in ingresso e alla capacità di trattamento delle singole apparecchiature. Ogni macchina deve essere impiegata per una specifica funzione dichiaratamente espressa nelle specifiche di fornitura; la semplificazione degli schemi di processo determina sempre un aumento di affidabilità complessiva e una maggiore costanza della produzione e quindi della qualità del prodotto.

La stabilizzazione biologica è un processo che può essere coadiuvato da una molteplicità di opzioni tecnologiche (fattori di scelta). Nella molteplicità degli approcci possibili, è importante, comunque, che le scelte progettuali e gestionali tengano conto delle condizioni poste al quadro operativo al contorno (localizzazione, capacità operative, tipologia di materiali trattati, etc.) al fine di massimizzare l'efficacia di processo e minimizzare i disturbi ambientali.

Va dunque ricercata la coerenza tra:

- a) tipologia della matrici da trattare;
- b) situazione territoriale;
- c) sistema di processo (connotati tecnologici del progetto);
- d) criteri gestionali.

E' importante in ogni modo sottolineare che le condizioni di scelta tra le diverse tecnologie *devono comunque tenere conto di tutti gli altri fattori legati alla specificità locale*, quali (a titolo esemplificativo e non esclusivo): il grado di meccanizzazione desiderato; la prevista disponibilità (in percentuale sulla miscela in ingresso) di materiale strutturale; le sinergie con iniziative operative

di altro tipo (aziende zootecniche, piattaforme ecologiche, ecc.); il grado di presidio ambientale necessario, ecc.

E.2 Aspetti tecnici e tecnologici del Trattamento Meccanico – Biologico

Per quanto riguarda gli aspetti tecnici e tecnologici delle fasi di stoccaggio, pre-trattamenti e post-trattamenti, essi sono stati già descritti nel Paragrafo D.3.

Di seguito vengono approfonditi quelli relativi alle operazioni di trattamento aerobico e anaerobico dei rifiuti, nonché alle principali operazioni e tecnologie utilizzate nei presidi ambientali.

E.2.1 Aspetti tecnici e tecnologici del Trattamento Aerobico

In linea generale, le tecnologie adottate devono prevedere:

- sistemi di filtrazione dell'aria in uscita per minimizzare le emissioni di particolato;
- la riduzione delle emissioni di azoto, ottimizzando il rapporto C/N;
- il controllo della portata di aria mediante un circuito stabilito; la concentrazione di CO₂ deve essere controllata nei vari segmenti (per es. ogni 2,5 m);
- il ricircolo dell'aria per incrementare la concentrazione nell'aria di composti del carbonio; ciò rende possibile la combustione termica come fattibile alternativa ad un biofiltro; in queste condizioni solo 3.000 Nm³ di aria/t di rifiuto devono essere trattati;
- le specifiche dei flussi in ingresso;
- il posizionamento delle andane in modo tale da facilitare le operazioni di movimentazione;
- l'uso dell'acqua in modo efficiente; un attento bilancio è utile per valutare la saturazione delle andane e la formazione del percolato;
- la costruzione di superfici pavimentate impermeabili nelle zone di movimentazione dei macchinari e prevedere anche spazio sufficiente per la raccolta dei reflui;
- sistemi di raccolta dei reflui con sistemi di ricircolo del percolato nelle andane per mantenere il corretto contenuto di umidità e per facilitare il trattamento dei reflui;
- il trattamento dell'acqua di condensazione tramite bioreattori e sistemi di filtrazione: l'acqua così depurata può essere usata come acqua di processo nel sistema di refrigerazione e viene poi evaporata in una torre di raffreddamento;
- il riutilizzo delle acque di processo o dei residui fangosi all'interno del processo;
- utilizzo come combustibile solido del deposito solido accumulatosi sui filtri del sistema di trattamento dell'aria;
- isolamento dal punto di vista termico del soffitto dell'area di decomposizione attiva nei processi di tipo aerobico in modo da minimizzare la formazione di condensato.

Ad influenzare l'adozione di un sistema di trattamento aerobico, piuttosto che un altro sono però anche la quantità di rifiuto da stabilizzare, la disponibilità di spazio per il trattamento, l'entità dell'investimento stanziato per le strutture impiantistiche, l'incidenza della manodopera sull'operatività del sistema, la dislocazione topografica del sito destinato alla stazione di trattamento ed una molteplicità di considerazioni di carattere ambientale, infrastrutturale e sociale. Sulla base di queste necessità, non è possibile stabilire a priori quale filiera di trattamento biologico sia più confacente alle esigenze di un determinato contesto. Tuttavia, anche se l'obiettivo di una corretta stabilizzazione aerobica dei rifiuti organici può essere raggiunto attraverso strategie impiantistiche diverse, è opportuno tenere ben presenti i limiti associati alle specifiche soluzioni, evitando l'adozione di sistemi non appropriati di trattamento, sulla base della mera economicità dell'intervento.

La fase di biossidazione si caratterizza per la degradazione spinta delle frazioni organiche putrescibili. Il processo deve essere condotto con l'ausilio di sistemi di aerazione forzata e/o di metodi di rivoltamento della biomassa, finalizzati ad incrementare lo scambio d'ossigeno tra la matrice organica e l'atmosfera.

Per il corretto svolgimento di tale fase, i principali parametri di processo devono essere mantenuti su valori ottimali, adottando soluzioni impiantistiche idonee.

Un quadro riassuntivo delle principali tecnologie utilizzabili e dei parametri di processo è riportato nelle tabelle seguenti.

Tabella 15: Fase di biossidazione: parametri di processo

Parametri di processo	Biostabilizzazione	Bioessiccazione
Temp. massime (°C)	70	70
Temp. minime (°C)	55 per almeno 3 giorni	55 per almeno 3 giorni
Umidità (% tal quale)	> 50 %*	Non significativa
Ossigeno (% v/v)	> 10 %	> 10 %
Densità apparente (t/m ³)	< 0,7	< 0,7

Note: * per il trattamento di rifiuti tal quali, i valori di umidità ottimali possono assumere valori inferiori al 45%.

Tabella 16: Fase di biossidazione: parametri impiantistici

Parametri impiantistici	Biostabilizzazione	Bioessiccazione
Recupero reflui	Si	Si
Irrorazione della biomassa	Si	No
Aerazione della biomassa	Generalmente Forzata*	Forzata
Aerazione della biomassa nella fase di trasformazione	Naturale/Forzata	/
Localizzazione	Al chiuso	Al chiuso
Captazione e trattamento dell'aria	Si	Si
Igicizzazione	Biomassa a 55°C per almeno 3 giorni	Biomassa a 55°C per almeno 3 giorni
Strumentazione per controllo processo	Si	Si

Note: * se presente

Tabella 17: Fase di bioossidazione: principali sistemi tecnologici adottabili

Sistema	Vantaggi	Indicato per
Chiuso	Maggiore efficacia dei presidi ambientali Controllo delle condizioni di processo	Matrici ad elevata putrescibilità
Aperto	Minori costi di costruzione e gestione	Matrici a bassa putrescibilità
Dinamico	Rimescolamento della biomassa con riproduzione delle condizioni ottimali di porosità e struttura della matrice	Matrici a bassa percentuale di strutturante (tendenti all'autocompattamento)
Statico	Ridotta e più graduale dissipazione dell'umidità; mantenimento dell'integrità dei miceti fungini coinvolti nella degradazione delle componenti lignocellulosiche	Matrici con buon grado di strutturazione e non eccessivamente umide
Ad aerazione Naturale	Economicità	Matrici a bassa fermentescibilità ed a elevata porosità
Ad aerazione forzata	Aerazione ottimale della biomassa	Matrici ad elevata fermentescibilità e scarsa porosità

Tabella 18: Fase di bioossidazione: tecnologie più diffuse per le singole tipologie di processi biologici

Processo biologico	Tecnologie più diffuse
Biostabilizzazione	in cumuli o corsie, al chiuso, con aerazione forzata
	in bioreattori o biocontainer a funzionamento continuo o discontinuo
Bioessiccazione	in cumuli o corsie, al chiuso, con aerazione forzata
	in bioreattori o biocontainer a funzionamento continuo o discontinuo

Nella fase di **bioossidazione accelerata** le caratteristiche impiantistiche minime da garantire sono:

- mantenimento in depressione degli edifici preposti alla bioossidazione (la depressione si intende garantita con un minimo di 3 ricambi/ora. Per le strutture dedicate alla bioossidazione, laddove si prevedano sistemi di processo dinamico e la presenza non episodica di addetti, vanno previsti quattro ricambi/ora);
- invio al presidio ambientale dell'effluente gassoso;
- dotazione della strumentazione idonea al controllo dell'andamento del processo e comunque della temperatura, misurata e registrata con frequenza giornaliera;
- presenza di sistemi di raccolta dei reflui liquidi;
- utilizzo di un gruppo di continuità per la fornitura di energia elettrica per il funzionamento dei sistemi di monitoraggio e controllo.

Il trattamento meccanico biologico con produzione di biostabilizzato con finalità agronomiche, come abbiamo visto, comprende, rispetto al Trattamento Meccanico Biologico tradizionale, altre operazioni aggiuntive quali la maturazione (eventuale) e la raffinazione per l'ottenimento di granulometrie di biostabilizzato idonee all'impiego in operazioni di ripristino. Nella fase di maturazione è auspicabile l'adozione dei seguenti accorgimenti impiantistici.

Tabella 19: Fase di maturazione: accorgimenti impiantistici consigliati

Parametri impiantistici	biostabilizzazione
Recupero dei reflui	Si
Irrorazione della biomasse	Si
Aerazione della biomasse	Naturale/forzata/rivoltamenti
Struttura al chiuso	Eventuale
Captazione e trattamento dell'aria	Facoltativa
Strumentazione per controllo processo	Si

Nella fase di **maturazione** si deve prevedere:

- il dimensionamento della sezione in modo da garantire, congiuntamente alla fase di Biossificazione Accelerata, un tempo totale di processo pari ad almeno 80 giorni;
- pavimentazione idonea alla pulizia e al recupero dei reflui (impermeabile e canalizzata);
- sistemi di gestione atti a evitare la dispersione eolica del materiale.

Una ulteriore classificazione, menzionata nel paragrafo D.3.3, rilevante ai fini della individuazione della tecnologia da adottare è quella tra i sistemi che propongono meccanismi periodici o continui di movimentazione della biomassa (“**dinamici**”) e quelli che ne prevedono l’immobilità (“**statici**”). Occorre precisare che, essendo la movimentazione intesa, ai fini della valutazione processistica, come rimescolamento della massa e ricreazione delle condizioni di porosità e strutturazione, vanno considerati tendenzialmente statici quei sistemi che, pur traslando la massa, non ne provocano rimescolamento né ristrutturazione (per es. traslazione a pistone).

A titolo indicativo e tenuto conto anche delle condizioni medie di stagionalità della natura stessa dei materiali lignocellulosici si possono fornire i seguenti riferimenti operativi:

- impianti con tecnologia di tipo statico richiedono una miscela con almeno il 40% in peso di bulking lignocellulosico;
- impianti con tecnologia di tipo dinamico richiedono una miscela con almeno il 25 – 30% in peso di bulking lignocellulosici.

Particolari criteri gestionali, ad esempio una ottimizzazione del ricircolo degli scarti lignocellulosici (con una triturazione grossolana onde comportare un basso grado di mineralizzazione di tali minerali) possono giustificare percentuali più basse di materiali lignocellulosici in ingresso all’impianto (da dimostrare comunque in base ad una valutazione dei flussi di massa).

Altra importante distinzione è quella tra sistemi **aperti** e sistemi **chiusi**. In questi ultimi il processo viene condotto in spazi confinati o in aree coperte e tamponate, con il duplice scopo di un migliore controllo delle condizioni processistiche e, soprattutto, di una migliore efficacia dei presidi ambientali.

L’affidabilità ed efficacia dei sistemi aperti per la conduzione del processo ed il contenimento degli impatti dipende da alcune condizioni di fondo:

- bassa fermentiscibilità delle matrici;
- elevata percentuale (>60 - 70% p/p) di strutturante lignocellulosico, che consente l’adozione di sistemi statici di trattamento – come già sopra specificato – evitando rilasci massicci di effluenti odorigeni collegati alle movimentazioni;
- inserimento delle iniziative in situazioni tipicamente rurali o semi – rurali.

L’adozione di sistemi aperti deve dunque, in linea generale, essere ipotizzata e prevista:

- negli impianti di trattamento di soli scarti verdi;
- negli impianti che per tipologie di rifiuti trattati risultano idonei per sistemi statici di trattamento;

- nei casi di impianti a capacità operative limitate ed in situazioni territorialmente favorevoli;
- nelle fasi del processo successive alla ricezione, pretrattamento e stabilizzazione accelerata in cui si verifica:
 - una diminuzione del potenziale odorigeno;
 - un minore consumo d'ossigeno;
 - minore sviluppo di calore.

Altra distinzione tecnologica è tra sistemi **aerati** e **non aerati**. L'aerazione forzata della biomassa è un importante fattore di ottimizzazione delle condizioni di processo nei sistemi intesi al trattamento di materiali a bassa consistenza e elevata fermentiscibilità. L'aerazione forzata consente di intervenire, oltre che sulla ossigenazione della biomassa, anche sui valori di temperatura e umidità. L'ottimizzazione della aerazione forzata dipende dal controllo di alcune grandezze fondamentali:

- la **portata di aria specifica** (p.a.s.) generalmente espressa in Normal Metri cubi per ora e per unità di peso della biomassa ($\text{Nm}^3/\text{h} \cdot \text{t}$).
- La **proporzione tra tempi di accensione e spegnimento**. E' una abitudine operativa diffusa negli impianti quella della ventilazione intermittente della biomassa, allo scopo di consentire, durante i periodi di spegnimento, l'equalizzazione di umidità e temperatura nelle diverse zone della biomasse (l'aerazione in continuo può comportare invece stratificazioni più o meno estese).
- La **durata assoluta dei tempi di spegnimento delle soffianti**. Spesso si rilevano durate eccessive dei tempi di spegnimento, con abbassamento temporaneo delle concentrazioni di O_2 al di sotto dei limiti di massima velocizzazione del processo (15 – 17%) e di quelli di sostenibilità del processo aerobico stesso (10 – 12%). Tale effetto si può produrre per biomasse ancora “giovani” e metabolicamente attive, in un tempo relativamente breve, dell'ordine dei 20-30 minuti.

E 2.2 Aspetti tecnici e tecnologici della Digestione Anaerobica

I vantaggi e gli svantaggi delle varie tipologie di processi di digestione anaerobica nonché i principali parametri di esercizio sono stati dettagliatamente descritti nel Paragrafo D.2.2. Di seguito si riportano le tabelle che indicano le rese dei vari processi di digestione anaerobica.

Tabella 20: Intervalli tipici per i valori dei parametri di processo e le rese dei processi wet

Parametro di processo	Intervallo
Solidi nel rifiuto trattato, % TS	10 fino al 15
Carico organico, kgVS/m ³ *d	2 - 4 fino a 6
Tempo di ritenzione idraulica, d	10 - 15 fino a 30
Rese del processo	
Produzione biogas, m ³ /t di rifiuto	100 - 150
Produzione specifica di biogas, m ³ /kgSV	0,4 - 0,5
Velocità di produzione del biogas, m ³ biogas/m ³ reattore*d	5 - 6
Conenuto di Metano, % CH ₄	50 - 70
Riduzione della sostanza volatile, %	50 - 60, fino a 75

Tabella 21: Intervalli tipici per i valori dei parametri di processo e le rese dei processi semi - dry

Parametro di processo	Intervallo
Solidi nel rifiuto trattato, % TS	15 - 20 fino al 25
Carico organico, kgVS/m ³ d	8 - 12 fino a 18 in termofilia
Tempo di ritenzione idraulica, d	10 - 15
Rese del processo	
Produzione biogas, m ³ /t di rifiuto	100 - 150
Produzione specifica di biogas, m ³ /kgSV	0,3 - 0,5
Velocità di produzione del biogas, m ³ biogas/m ³ reattore*d	3-6
Conenuto di Metano, % CH ₄	55 - 60
Riduzione della sostanza volatile, %	40 - 50, fino a 60

Tab.22: Intervalli tipici per i valori dei parametri di processo e le rese dei processi dry

Parametro di processo	Intervallo
Solidi nel rifiuto trattato, % TS	25 - 40
Carico organico, kgVS/m ³ d	8 - 10
Tempo di ritenzione idraulica, d	25 - 30
Rese del processo	
Produzione biogas, m ³ /t di rifiuto	90 - 150
Produzione specifica di biogas, m ³ /kgSV	0,2 - 0,3
Velocità di produzione del biogas, m ³ biogas/m ³ reattore*d	2 - 3
Conenuto di Metano, % CH ₄	50 - 60
Riduzione della sostanza volatile, %	50 - 70

Il criterio più adeguato per il dimensionamento del reattore è, ancora oggi, quello che considera il carico organico ed il tempo di residenza idraulico e dei solidi (ciò, per la difficoltà di modellazione del processo ed acquisizione delle costanti cinetiche, che permetterebbero un criterio più rigoroso). Il dimensionamento effettuato solo sulla base del tempo di ritenzione non è sufficiente a garantire il rispetto delle specifiche di esercizio.

Un digestore dimensionato con un carico organico basso sarà caratterizzato da flessibilità di esercizio. Il sovradimensionamento del digestore incide in misura limitata sui costi d'impianto.

Il dimensionamento effettuato sulla base del tempo di residenza volumetrica (HRT [d], Hydraulic Retention Time) non è sufficiente a garantire il rispetto delle specifiche di esercizio, ma può essere eseguito solo in prima approssimazione e deve servire come verifica della compatibilità tra la geometria del digestore ed il tipo di materia da trattare.

Un digestore, dimensionato con un carico organico basso, a cui corrisponde un volume del reattore elevato, è caratterizzato da una buona flessibilità di esercizio, in quanto permette di affrontare diverse capacità di trattamento. Inoltre, il sovradimensionamento incide in misura limitata sui costi d'impianto. Per contro le rese di processo (m^3 di biogas prodotto/ m^3 di reattore-giorno) sono minori rispetto ai reattori ad alto carico.

Nella progettazione delle unità di digestione anaerobica è necessario anche prestare particolare attenzione agli aspetti costruttivi legati al sistema di miscelazione, al sistema di caricamento e scaricamento della miscela dal digestore ed alla movimentazione dei fanghi.

La miscelazione ha il compito di:

- favorire il contatto tra batteri e substrato;
- omogeneizzare le temperature;
- ottimizzare il rilascio di biogas;
- evitare la decantazione delle frazioni più pesanti.

L'omogeneizzazione del fango all'interno del digestore può essere condotta secondo due logiche:

- a) miscelazione interna al reattore;
- b) miscelazione esterna al reattore tramite ricircolo dei fanghi.

La tabella 23 indica i vantaggi e svantaggi dei sistemi di agitazione più utilizzati per digestori anaerobici. Le considerazioni condotte possono essere ritenute valide sia per il processo ad umido, che per il semi-secco.

Nel caso dei processi a secco, esistono in commercio diversi brevetti basati su diversi principi di funzionamento (iniezione di biogas in pressione, ricircolo esterno del digerito, fogge particolari del digestore, ecc.).

Il sistema di caricamento/scaricamento deve essere realizzato in modo tale che, durante le fasi di introduzione e di estrazione del materiale dal digestore, non si verifichi ingresso d'aria nella massa in fermentazione e fughe di materia o di biogas dal reattore.

Il sistema di scaricamento, nel caso si utilizzi il volume del digestore come polmone, deve permettere il dosaggio del materiale digerito alla fase successiva del processo.

Deve essere previsto inoltre un sistema di controllo allo scarico che impedisca accidentali svuotamenti del digestore.

Per quanto riguarda la movimentazione dei fanghi è necessario utilizzare particolari accorgimenti, tanto più importanti, quanto maggiore è il contenuto di solidi nella massa in alimentazione.

In particolare si possono fornire le seguenti indicazioni:

- il diametro delle tubazioni deve essere sempre superiore ai 3 pollici, anche nelle movimentazioni di portate ridotte;
- devono esser evitati gomiti stretti e restringimenti di sezioni;
- le pompe utilizzate devono essere di tipo volumetrico e senza restringimenti di diametro rispetto alle tubazioni;
- per il ricircolo dei fanghi possono essere utilizzate anche pompe dilaceratrici;

- devono essere previsti sistemi per il disintasamento, soprattutto in prossimità di pompe ed organi di intercettazione e controllo;
- devono essere previste valvole di sicurezza sulle linee principali.

Qualunque sia il sistema di caricamento/svuotamento e di movimentazione dei fanghi, il digestore deve essere dotato di un sistema di protezione alla pressione ed al vuoto.

Tabella 23: Tipi di agitatori per i digestori anaerobici

Tipo di mixer	Vantaggi	Svantaggi
Tutti i sistemi	Aumento della velocità di stabilizzazione	Corrosione e logorio dei materiali ferrosi Intasamento dovuto a stracci e materiali fibrosi
Iniezione di gas Lance montate sulla parte superiore del digestore	Minor manutenzione e minori ostacoli alla pulizia rispetto alle lance montate sul fondo Efficacia nel controllo delle schiume	Corrosione delle tubazioni. Alti costi di manutenzione per i compressori Problemi di intasamento. Problemi con i compressori nel caso di risalita delle schiume. Deposito di solidi
Diffusori di fondo	Miglior movimentazione degli strati bassi del digestore	Corrosione delle tubazioni. Alti costi di manutenzione dei compressori. Problemi di schiume. Possibilità di intasamento. Miscelazione non completa del digestore. Formazione di schiume. Depositi di fondo possono variare il profilo di miscelazione. Rottura dei tubi di fondo. Necessario lo svuotamento per la manutenzione.
Gas lifter	Migliore miscelazione e produzione di gas rispetto alle lance montate sulla parte superiore. Minor potenza assorbita	Corrosione delle tubazioni. Alti costi per la manutenzione dei compressori Corrosione del gas-lifter. Formazione di schiume. Miscelazione di superficie poco efficiente. Necessario lo svuotamento per la manutenzione. Intasamento delle lance
Agitatori meccanici Turbine a bassa velocità	Buona efficienza di miscelazione	Logorio delle pale. Intasamento a causa di stracci. Possibilità di perdite di gas nel sistema di tenuta dell'albero. Possibilità di lunghi periodi di sovraccarico Richiedono installazioni di potenza maggiori
Miscelatori a bassa velocità	Rottura delle croste	Non adatto per la miscelazione di tutto il digestore. Possibilità di perdite dalla tenuta dell'albero. Logorio delle pale Intasamento da stracci
Pompaggio meccanico (interno)	Buona miscelazione in senso verticale Bassa formazione di schiume	Sensibile al livello del liquame Corrosione delle parti in movimento delle pompe. Richiedono installazioni di potenza maggiori. Intasamento da stracci
Pompaggio meccanico (esterno)	Buona miscelazione in senso verticale Bassa formazione di schiume grazie al continuo pompaggio dello strato superficiale. Minori costi di manutenzione rispetto ai compressori	La pulizia completa richiede lo svuotamento. Possibilità di intasamento da stracci. Logorio delle parti in movimento
Insufflazione di biogas dal fondo	Valida anche nei sistemi ad alto contenuto di solidi	Maggiori costi energetici dovuti alla compressione del biogas

E.2.3 Aspetti tecnici e tecnologici dei presidi ambientali

Le emissioni di composti volatili sono intrinseche nei diversi processi di trattamento biologico.

Le fasi potenzialmente più odorogene sono ovviamente quelle iniziali del processo di bioconversione, durante le quali il materiale presenta ancora una putrescibilità elevata, ovvero i pre-trattamenti e gli stoccaggi iniziali delle matrici altamente fermentescibili.

Gli interventi di minimizzazione degli odori devono comprendere, sia misure di prevenzione, che l'adozione di sistemi di trattamento delle emissioni.

I sistemi di prevenzione sono basati sulla gestione della filiera di trasformazione.

Infatti, presso le stazioni di compostaggio, dove vengono trattati rifiuti organici da raccolta differenziata, è importante ridurre quanto più possibile i tempi di stazionamento delle matrici in questione sui piazzali di scarico e di stoccaggio transitorio. I responsabili della raccolta devono, perciò, provvedere affinché il materiale sia conferito all'impianto senza creare accumuli di matrice fresca che non sia immediatamente preparata per la fase di compostaggio attivo. A meno che l'impianto non funzioni anche su turni festivi, è quindi buona norma sospendere la ricezione dei rifiuti durante la pausa di fine settimana. Per il resto, gli altri accorgimenti che consentono di prevenire la possibile formazione di odori sono:

- un pronto allestimento dei cumuli, ovvero il rapido trasferimento della biomassa substrato nell'eventuale bioreattore;
- la verifica che la matrice in fase di bioossidazione attiva sia nelle condizioni ottimali di aerazione, tali da evitare il formarsi di zone anaerobiche;
- l'attuazione degli eventuali turni di rivoltamento della biomassa substrato in coincidenza con venti favorevoli la rapida diluizione e dispersione delle emissioni odorogene in direzione opposta a quella degli insediamenti civili;
- assicurare, laddove il trattamento aerobico avvenga in cumuli statici, la copertura degli stessi con uno strato superficiale (5-10 cm) di compost maturo;
- evitare la formazione di ristagni di percolato alla base dei cumuli o al fondo del bioreattore;
- il confinamento della fase attiva di trattamento in strutture chiuse, la cui aria possa essere captata e convogliata in speciali apparati di trattamento dei composti odorigeni.

La minimizzazione degli effluenti odorigeni si ottiene anche se si contengono fortemente le capacità operative (fino a 1.000 ton/anno) degli impianti e privilegiando i sistemi operativi che consentono una gestione poco odorigena dei processi anche a dimensioni superiori.

Nel secondo caso vanno dunque rispettate contestualmente le seguenti condizioni:

- la preferenza per sistemi *statici* o *semi-statici* di trattamento, in ragione della loro attitudine a liberare odori in misura sensibilmente inferiore rispetto ai sistemi con movimentazione frequente della biomassa;
- la predilezione per sistemi – ancorché decentrabili - “chiusi” o “semi-coibentati” mediante strutture o materiali di contenimento (es. container, teli semi-traspiranti), in ragione delle loro capacità di consentire un migliore controllo delle arie esauste e degli odori da essi veicolati;
- la necessità di predisporre iniziative *modulari* e facilmente *amovibili*, onde consentire una possibile evoluzione operativa del sito (od una sua dismissione una volta attrezzato un sito per la gestione centralizzata del flusso di scarto da trattare a servizio di un distretto allargato).

Laddove, in condizioni di corretta gestione del processo, le misure di prevenzione non risultino ancora adeguate ad un sufficiente controllo delle emissioni è possibile ricorrere a sistemi tecnologici più o meno sofisticati. Presupposto, affinché questi sistemi possano essere applicati, è che le emissioni siano intercettate. Ciò significa che le operazioni potenzialmente a rischio per la

formazione di odori dovranno essere condotte in ambiente confinato, dal quale sia possibile evacuare l'aria arricchitasi di composti maleodoranti.

Al fine di garantire l'annullamento delle molestie olfattive connesse all'immissione nell'ambiente delle arie aspirate dalle diverse sezioni, laddove viene previsto l'allestimento di edifici od ambienti chiusi, devono essere previsti:

- Aspirazione e canalizzazione delle arie esauste per l'invio al sistema di abbattimento degli odori.
- Numero di ricambi d'aria/ora uguale o superiore rispettivamente a 3 sia per le zone di stoccaggio e pretrattamento, capannoni di contenimento di reattori chiusi (fonte BREF), sia nei capannoni per la biostabilizzazione accelerata in cumulo/andana liberi. Per gli edifici deputati a processi dinamici e con presenza non episodica di addetti devono essere previsti almeno 4 ricambi/ora. Per le sezioni di maturazione finale, laddove allestite al chiuso, il numero minimo di ricambi/ora è pari a 2.

Le principali tipologie di apparati per l'abbattimento delle emissioni, oggi adottate presso gli impianti di trattamento meccanico-biologico a più elevato contenuto tecnologico, sono rappresentate essenzialmente dai *biofiltri* e dalle *torri di lavaggio (scrubbers ad umido)*. Per il trattamento delle emissioni maleodoranti sono stati proposti anche l'*assorbimento* su carbone attivo od altri materiali ad elevata capacità di trattenimento o la *combustione* dei composti odorigeni. Questi ultimi sistemi, benché risultati molto efficaci, con rese di abbattimento intorno al 99%, non hanno tuttavia trovato pratica applicazione a causa degli eccessivi costi complessivi di trattamento.

Nel caso di utilizzo di *biofiltri*, un parametro fondamentale è la portata oraria specifica, ovvero la portata oraria che grava sull'unità di volume biofiltrante ($m^3/h \cdot m^3$); un altro parametro importante è il tempo di contatto tra aria e letto filtrante, correlato all'altezza di quest'ultimo. Allo stato attuale non esistono valori imposti da normative nazionali e/o regionali, ma raccomandazioni e/o valori guida a cui gli organismi di controllo si attengono in sede di valutazione e approvazione dei progetti.

I valori di portata specifica che ricorrono sono compresi tra i 100 e i 500 $m^3/h \cdot m^3$, a seconda dell'ambito regionale in cui si opera. Per quanto concerne il tempo di contatto, sono ritenuti valori accettabili quelli pari o superiori a 30 secondi (valore ottimale 45 secondi).

Nel dimensionamento e nella progettazione dei biofiltri, occorre prevedere:

- Costituzione del letto di biofiltrazione in modo da evitare fenomeni di canalizzazione dell'aria dovuti ad effetto bordo.
- Adeguato dimensionamento in modo da consentire l'abbattimento del carico odorigeno delle arie da recapitare all'esterno; allo scopo di garantire un tempo di contatto adeguato, il biofiltro va dimensionato sulla base di un rapporto con il flusso orario di effluenti gassosi da trattare pari ad almeno $1 m^3$ (di letto di biofiltrazione) : 100 $N m^3/h$ di effluenti gassosi da trattare (meglio ancora $1 m^3$: 80 Nm^3/h).
- Altezza del letto di biofiltrazione compreso tra 100 e 200 cm. (situazioni diverse saranno soggette a specifiche valutazioni)
- Il dimensionamento del sistema di convogliamento degli effluenti aeriformi all'impianto di abbattimento dovrà tener conto delle perdite di carico dovute all'eventuale impaccamento delle torri ad umido e/o alla porosità del mezzo biofiltrante.
- Costituzione modulare del biofiltro, con almeno 3 moduli singolarmente disattivabili per le manutenzioni ordinarie e straordinarie.
- L'eventuale copertura/chiusura dei biofiltri fissa o mobile nei seguenti casi: nel centro urbano (anche se l'impianto è dislocato in zona industriale); nelle immediate vicinanze del centro urbano (anche se l'impianto è dislocato in zona agricola); in zone ad elevata piovosità media (acqua meteorica > 2.000 mm/anno).

- L'efficienza di abbattimento minima del 99% in modo da assicurare un valore teorico in uscita dal biofiltro inferiore alle 300 U.O./ m³.²
- Non la registrazione, ma solo la rilevazione nel controllo della misura di umidità relativa dell'aria in uscita dal biofiltro;
- Il controllo delle emissioni dai biofiltri che possono essere valutate attraverso l'analisi delle componenti inorganiche ed organiche. (Per quanto riguarda le prime, i marker comunemente utilizzati sono ammoniaca ed acido solfidrico; le analisi chimiche di tali composti vengono comunemente svolte seguendo metodi UNICHIM. Per quanto riguarda i composti organici, di scarsa rilevanza sotto il profilo tossicologico, i criteri che trovano sempre più diffusione a livello internazionale sono orientati ad una loro valutazione indiretta in base ai principi dell'olfattometria. A scopo di indirizzo si rimanda allo standard europeo EN 13725 al quale vanno conformati i principi ispiratori delle diverse determinazioni in merito alle emissioni.)

Nel caso di *scrubber* (torre d'assorbimento), si deve invece garantire:

- velocità di attraversamento ≤ 1 m/sec;
- tempo di contatto (rapporto tra volume del riempimento e portata specifica) non inferiore a 2 secondi;
- altezza minima del riempimento non inferiore a 70 cm;
- rapporto tra fluido abbattente ed effluente inquinante pari a 2: 1.000 espresso in m³/Nm³.

² Come valore in uscita dal biofiltro è stato indicato il valore di 300 UO/ m³ in seguito all'analisi della normativa regionale esistente in materia di seguito riportata.

- **Regione Basilicata:** Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio e di stabilizzazione 2002

- **Regione Lombardia** Linee Guida relative alla costruzione e all'esercizio degli impianti di produzione di compost - Revoca della d.g.r. 16 luglio 1999, n.44263

- **Regione Sicilia Bollettino Ufficiale Regione Sicilia** - n.27 Parte I del 14/6/02 Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio

E.3 Aspetti ambientali

E.3.1 Impatto sull'ambiente

In linea di principio l'attività di recupero di materiali e di energia dai rifiuti permette di diminuire l'estrazione di materie prime minerali, il consumo di prodotti realizzati a partire da materie vergini e di combustibili convenzionali. La prevenzione della produzione dei rifiuti ed il loro riciclo sono da considerarsi prioritari secondo quanto disposto dalla Strategia Europea sulla gestione dei rifiuti e da tutti gli atti regolamentari e di indirizzo dell'Unione Europea.

Tali principi sono ripresi e meglio sviluppati nella recente 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 che ha lo scopo di individuare gli strumenti necessari ad imprimere un ulteriore sviluppo della prevenzione e del riciclo.

Secondo la Commissione Europea il bilancio ambientale complessivo delle attività finalizzate al riciclo dei rifiuti risulta positivo, anche se va verificato ulteriormente con metodologie del tipo L.C.A., è, comunque, necessario adottare tecnologie e tecniche in grado di assicurare un'elevata efficienza in termini di recupero effettivo dei rifiuti trattati.

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 tipologia di impianti 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 debbono considerare:

- emissioni/impatti odorigeni generati 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);
- il consumo di acqua e gli scarichi liquidi, normalmente limitati;
- consumo energetico;
- la produzione di rifiuti connessa a tali attività, che consiste piuttosto in una produzione di scarti delle materie recuperate;
- inserimento territoriale e paesaggistico.

In generale, i suddetti impatti si manifestano effettivamente solo in corrispondenza di una deficitaria progettazione, realizzazione o gestione degli impianti, pertanto possono essere efficacemente prevenuti o ridotti mediante l'adozione di particolari accorgimenti costruttivi, di opportuni dispositivi di abbattimento degli inquinanti ed infine tramite una corretta gestione di tutte le attività connesse all'impianto.

E.3.2. Bilancio di materia

La valutazione del **bilancio di materia**, inteso come definizione delle quantità dei vari flussi di materiali in ingresso ed uscita dall'impianto, è indispensabile per:

- dimensionare correttamente le varie sezioni di impianto;
- individuare una corretta logistica dei rifiuti in ingresso e dei materiali in uscita;

- valutare correttamente i rendimenti del processo e la produzione di scarti non recuperabili
- predisporre un bilancio economico dell'iniziativa.

Il bilancio di massa di un impianto/processo è inteso come rapporto tra masse in ingresso e le masse in uscita considerando le seguenti voci: prodotto, scarti, sottoprodotti.

I fattori che influenzano il bilancio di massa possono essere distinti in fattori progettuali e gestionali, infatti il bilancio varia a seconda del tipo di processo, è strettamente correlato alla natura dei rifiuti e alla conduzione dell'impianto. (vedi tabella 24).

Nelle figure successive sono riportati degli esempi indicativi di bilanci di materia per impianti, sia di trattamento meccanico biologico, che di impianti di digestione anaerobica con processo a secco ed ad umido.

Tabella 24 Fattori che influenzano il bilancio di massa – trattamento aerobico dei rifiuti

Fase del processo	Operazione	Fattore progettuale	Fattore gestionale
Pre-trattamenti	Rompisacchi	Portata massima e % di apertura dei sacchetti	Controllo della quantità e della qualità dei materiali introdotti
	Triturazione	Portata massima e pezzatura del materiale in uscita	Controllo della quantità e della qualità dei materiali introdotti
	Vagliatura	Dimensione dei fori Frequenza vibrazionale (se vibrante)	Inclinazione e velocità di rotazione del vaglio
Biossidazione	/	Tempo di residenza del materiale, modalità aerazione	Temperatura, aerazione ed umidità della biomassa.
Maturazione	/	Tempo di residenza del materiale, modalità aerazione	Temperatura, aerazione ed umidità della biomassa.
Post-trattamenti	Vagliatura	Dimensione dei fori Frequenza vibrazionale (se vibrante)	Inclinazione e velocità di rotazione del vaglio
	Separazione densimetrica	Portata massima Frequenza vibrazionale	Regolazione del flusso d'aria, umidità del materiale immesso

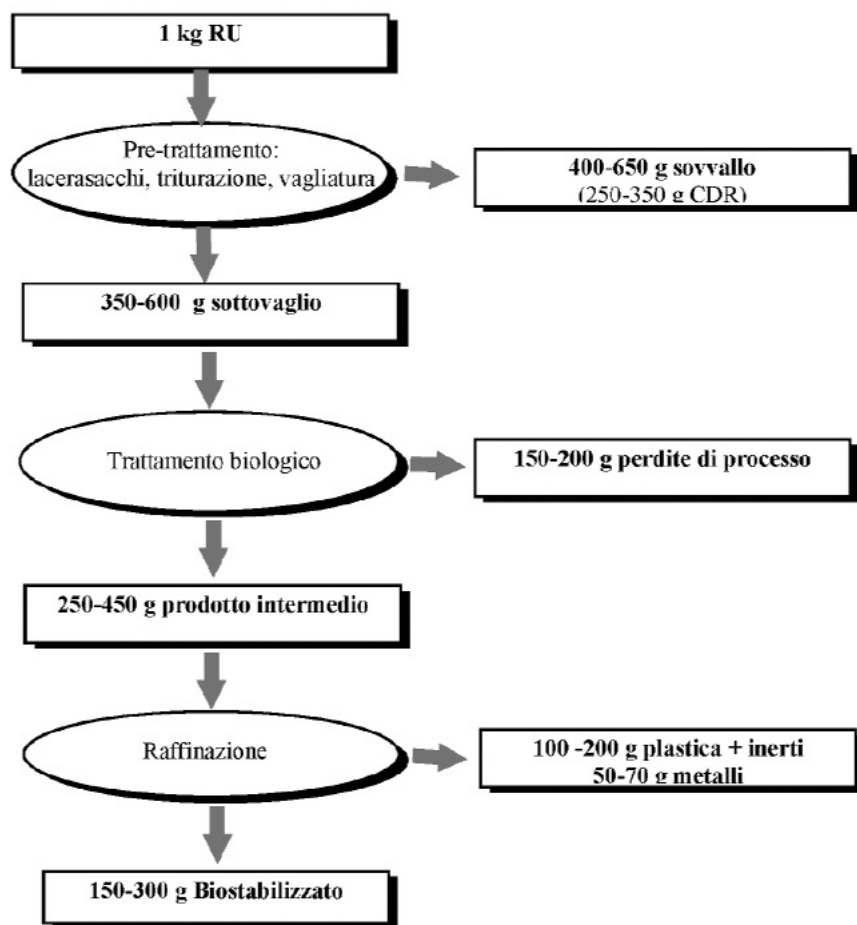


Figura 12: Bilancio di massa per impianto di trattamento meccanico biologico: biostabilizzazione

COPIA TRATTA DA GU.

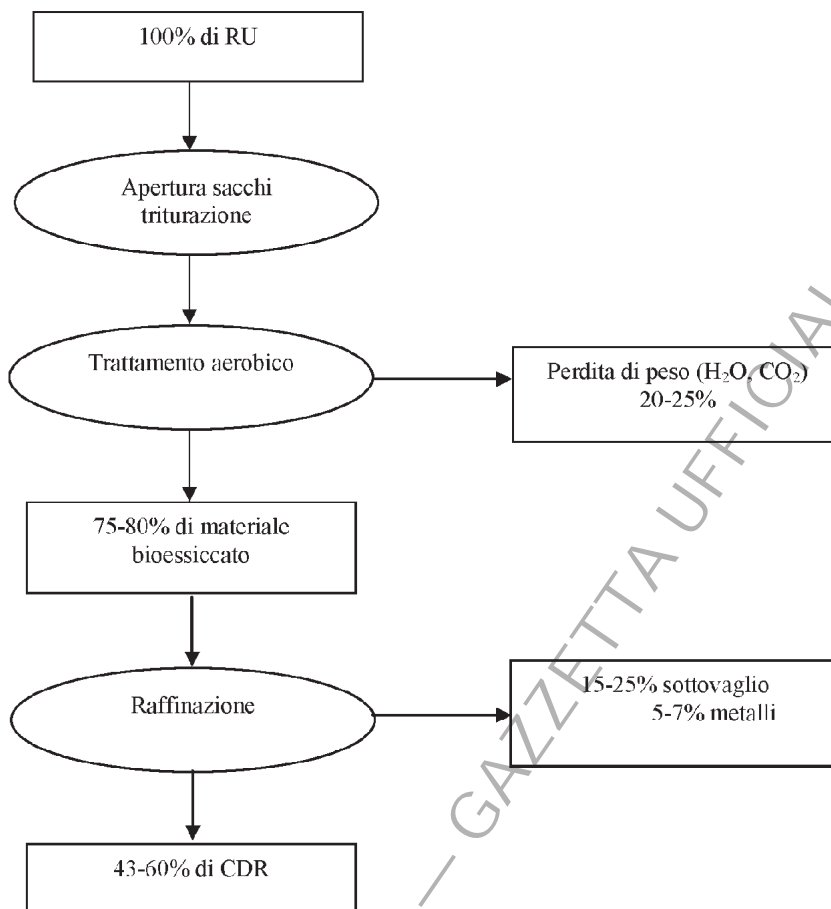


Figura 13: Bilancio di massa per impianto di trattamento meccanico biologico: Bioessiccazione

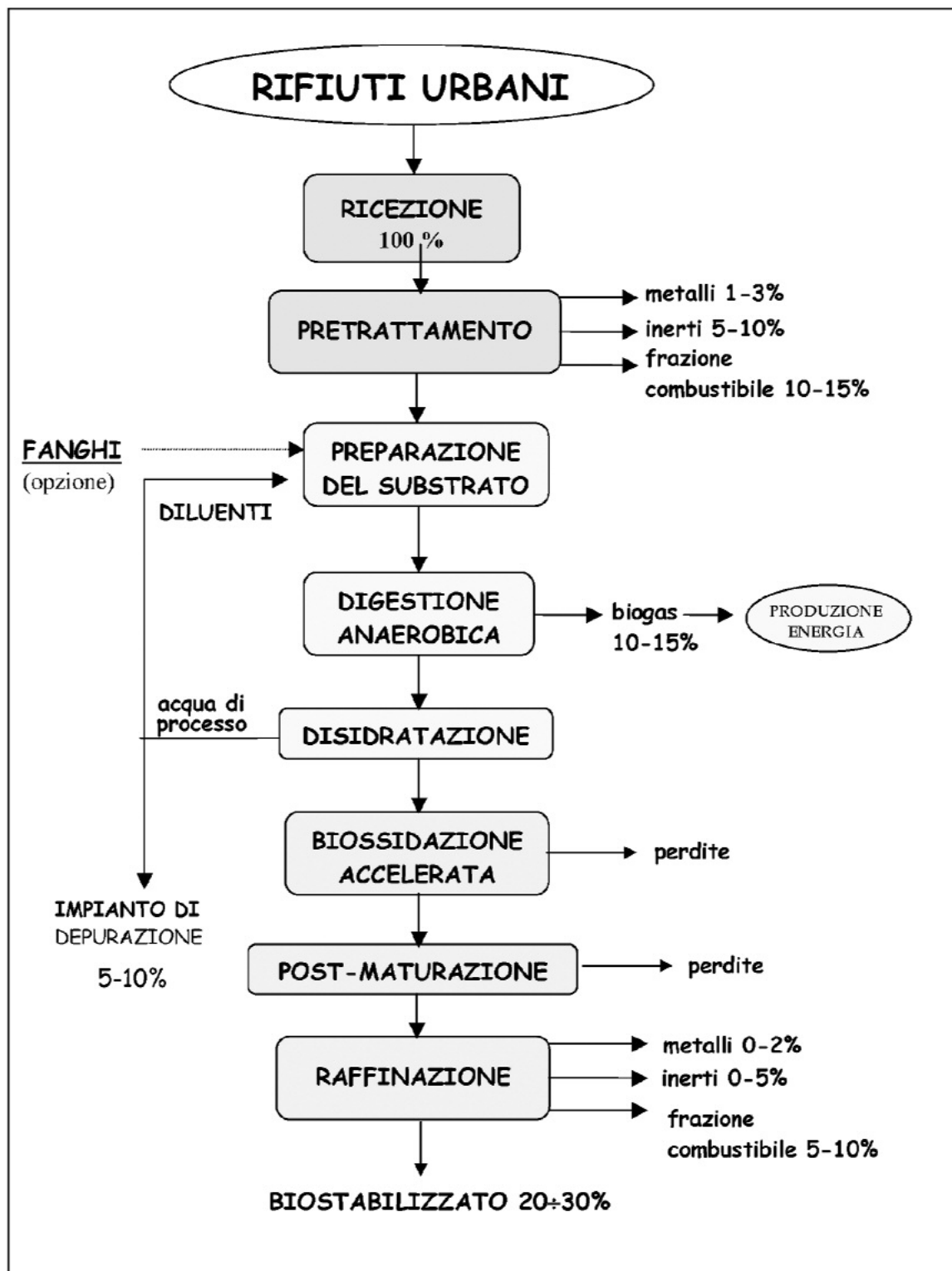


Figura 14: Bilancio di massa di un impianto per rifiuti urbani con processo a secco

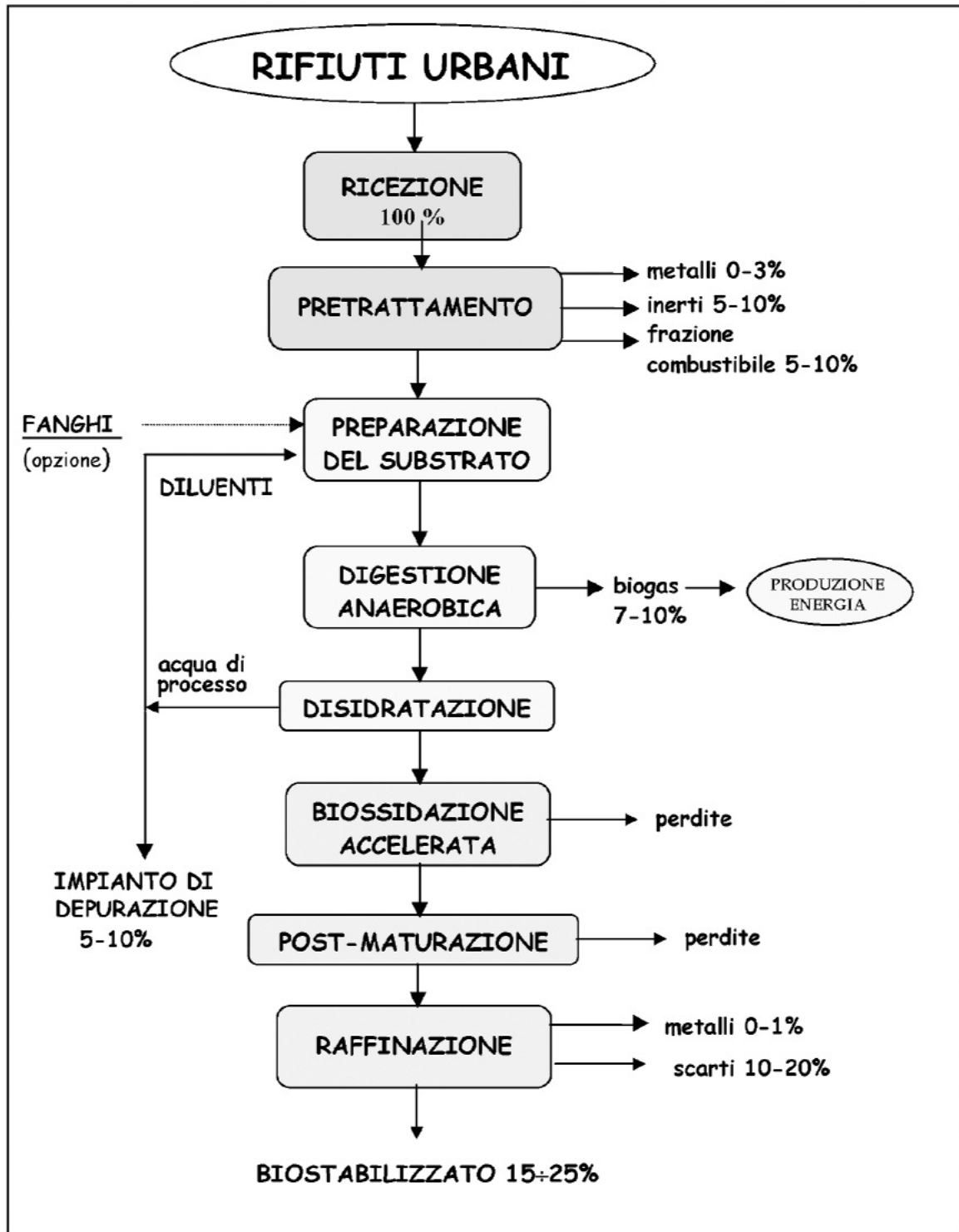


Figura 15: Bilancio di massa di un impianto per rifiuti urbani con processo liquido

E.3.3 Consumi negli impianti di trattamento biologico

In ogni caso il consumo specifico di energia, inteso come l'energia (normalizzata all'unità di peso) utilizzata per ottenere la quantità complessiva di materiali inviati ad operazioni di recupero, deve essere il minimo, sia in rapporto alla qualità richiesta per il materiale da valorizzare, che ad un recupero di materia sufficientemente alto.

Di seguito vengono indicati i consumi medi di energia specifici per alcuni processi di trattamento biologico come riportato "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries".

Digestione anaerobica

Il calcolo dei consumi, per il trattamento meccanico – biologico, relativi al processo di selezione ed alla fase di digestione anaerobica devono considerare i consumi di acqua, materiale ausiliario ed energia.

Acqua

La quantità totale di acqua consumata per il trattamento è pari a 78 litri per tonnellata di rifiuto trattato e viene utilizzata per:

- produzione di vapore: 22 litri/t
- produzione della soluzione di polimeri: 56 litri/t

Materiali ausiliari

- flocculanti polimerici anionici: 60g/t
- soluzione di ferro cloruro al 40% in peso: 3kg/t
- prodotti antischiuma: 50g/t

Energia

Le forme di energia utilizzate nei suddetti impianti sono energia elettrica e sotto forma di calore necessaria essenzialmente per le unità di digestione e per il riscaldamento degli edifici.

L'elettricità utilizzata è pari a 55kWh. Tale quantità di energia è prodotta dalla combustione del biogas con un'efficienza del 35%. La quantità di biogas (contenente 55% in vol di CH₄) consumato per la produzione di elettricità è pari a 29,1 Nm³. In figura 16 è riportato un esempio di bilancio energetico per un impianto operante con processo mesofilo, dove:

- un 5% di perdite alla forcia deve essere considerato come valore medio per guasti o per eliminare le punte di produzione che non potrebbero essere assorbite dal motore a gas;
- un 3-5% di consumo deve essere considerato come valore medio per il mantenimento in temperatura del digestore con una caldaia indipendente dal motore;
- l'autoconsumo di elettricità tiene conto del consumo di tutti i reparti dell'impianto, inclusi quelli non direttamente collegati con la digestione (depuratore acque di processo, servizi ausiliari, ecc.);
- il calore disponibile sul motore può essere valorizzato presso utenze locali oppure viene dissipato in atmosfera.

Nel caso di processi dry più di un terzo del biogas prodotto è utilizzato per il riscaldamento del digestore (Tabella 25)

Tabella 25: Consumo e produzione di energia

Tipo di energia	KWh per t rifiuti urbani	Produzione
Elettrica	50-55	Produzione propria-biogas

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" [54, Vrancken, et al. 2001] [59, Hogg, et al., 2002], [66, TWG, 2003]

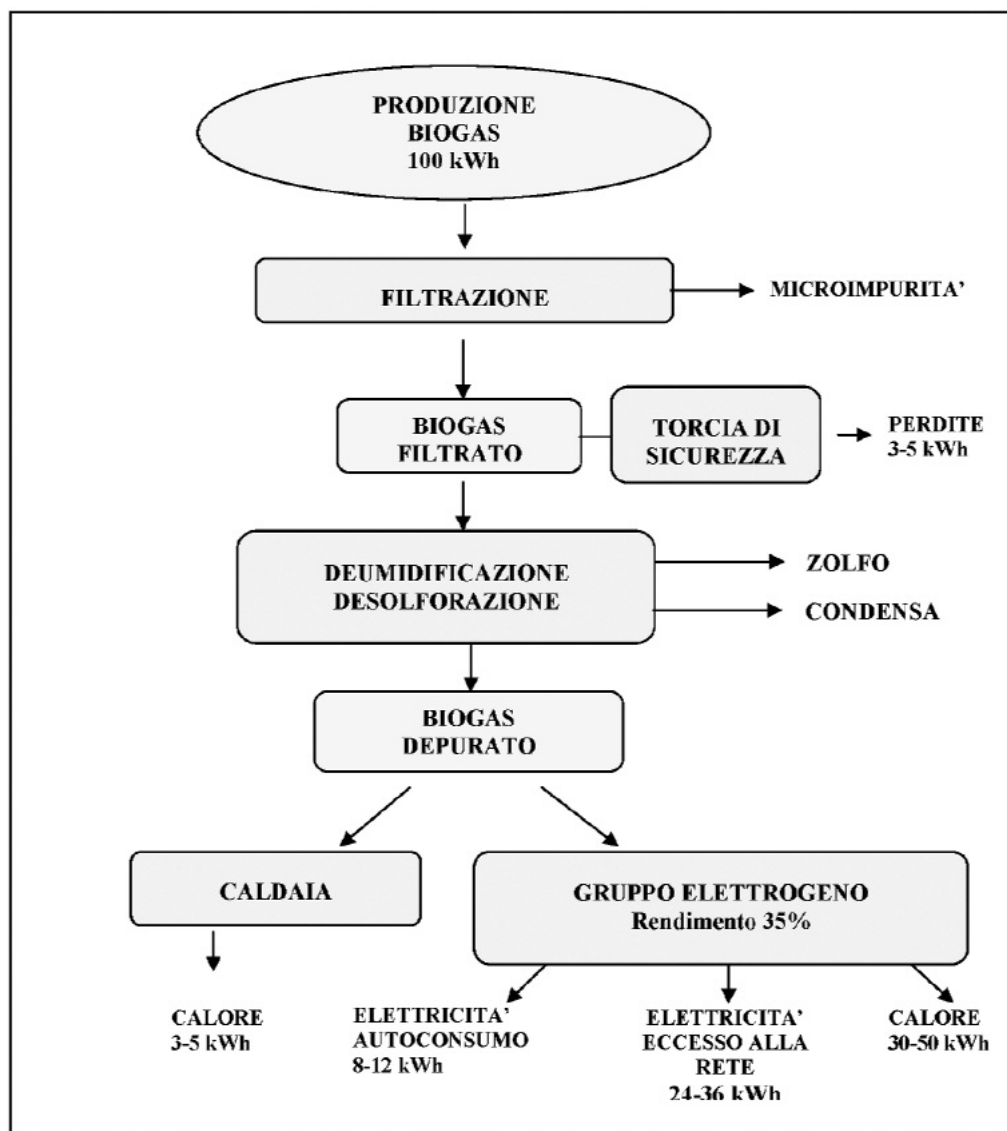


Figura 16: Bilancio di energia di un impianto tipo

Trattamento aerobico

Nel caso del trattamento aerobico dei rifiuti i consumi sono descritti di seguito così come riportato nel Bref Draft Gennaio 2004.

Acqua

Nel processo di trattamento biologico aerobico essendo fortemente evaporativo non vi è un consumo di acqua, ma l'acqua prodotta risulta pari a 350 litri per tonnellata di rifiuto trattato. Le acque di processo purificate vengono poi riutilizzate nei circuiti di raffreddamento. L'acqua corrente viene utilizzata esclusivamente nei circuiti di raffreddamento (10 l per tonnellata di rifiuto).

Materiali ausiliari

Non vengono utilizzati altri materiali ad eccezione degli imballaggi in plastica per il CDR prodotto.

Energia

I consumi energetici per il trattamento aerobico sono riportati nelle tabelle seguenti.

Tabella 26: Consumi energetici nel trattamento aerobico dei rifiuti

Processo aerobico	Elettricità (kWh/t)	Diesel oil (kJ/kg)	Diesel oil (oil/t)
Trattamento aerobico con sistemi chiusi	27-65 ²	5	
Andane	0	15	
Range ¹	4-72 ²		1-4 ³

¹Il range include diversi tipi di impianti dotati sia di sistemi di trattamento delle emissioni più o meno sofisticati che privi di sistemi di trattamento delle emissioni

²i valori più alti corrispondono a processi con sofisticati sistemi di purificazione dei gas esausti

³I consumi più alti sono associati a consumi minori di elettricità

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" (59, Hogg, et al., 2002) (66, TWG 2003)

Tabella 27: Velocità di areazione

Tecniche di trattamento meccanico biologico	Velocità di areazione (Nm ³ aria/m ³ di rifiuti h)
Tunnel	40-60
Cumuli in movimentazione <ul style="list-style-type: none"> • pre biossidazione • post biossidazione 	5-10 1-5
Cumuli	10

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" (132 UBA 2003)

E 3.4 Rendimenti.

L'impianto di trattamento meccanico - biologico deve essere progettato e monitorato al fine di minimizzare il grado di emissioni massimizzando la sostenibilità dell'impianto (sostenibilità economica, sostenibilità di prodotto, sostenibilità di processo).

Rendimenti del trattamento aerobico

Come già evidenziato, i processi biologici bioessiccamento e biostabilizzazione, hanno quale obiettivo finale la totale o parziale degradazione della frazione organica fermentescibile per ottenere la stabilità biologica.

Per determinare la stabilità biologica di un rifiuto *dovranno* essere utilizzate le seguenti metodologie:

- determinazione dei *solidi totali volatili*
- determinazione dei *solidi potenzialmente fermentescibili (Spf)*
- determinazione dell'*indice di respirazione*

Solidi totali volatili

Il test per la determinazione dei solidi totali volatili (STV) è standardizzato in Italia dall'IRSA-CNR (Metodi analitici per i fanghi, quaderno 64, 1985).

Questo test è stato inserito nella normativa di alcuni Paesi europei come indice di riferimento per valutare la stabilità biologica dei rifiuti (in Germania, secondo la normativa attualmente in vigore, dal 2004 si potranno smaltire in discarica solo rifiuti con un valore di $STV < 5\%$).

L'uso di questo indice, però, è messo in discussione da molti studiosi perché non rispecchia il reale grado di stabilità biologica dei rifiuti, in quanto il contenuto di solidi volatili in un campione è influenzato anche dalla presenza di composti organici non biodegradabili.

Solidi potenzialmente fermentescibili (Spf)

I solidi potenzialmente fermentescibili (Spf) rappresentano la frazione di sostanza organica realmente biodegradabile contenuta nei rifiuti. Tale aspetto è importante per distinguere quei materiali quali plastiche, gomme, lignina, ecc. che rientrano nella categoria dei solidi volatili SV, ma che non vengono attaccati dai microrganismi durante il trattamento. La determinazione di tale indice è relativamente recente e avviene mediante estrazione con etanolo ed acido cloridrico (Adani et al., 1998).

Metodo

Per la determinazione dei Spf ci si riferisce a quanto riportato nel Manuale APAT "Metodi di misura della stabilità biologica dei rifiuti". Da quattro a sei grammi di campione essiccato e macinato a 2 mm vengono posti in ditali di cellulosa (33 x 94 mm) preventivamente essiccati e pesati. Si procede ad un'estrazione a mezzo di apparecchiatura soxhlet con etanolo (96 %) a 90 °C per 12 ore.

Il residuo solido viene essiccato e pesato e rappresenta la frazione solubile in etanolo (Et. Sol.) che si calcola nel modo seguente:

$$\text{Et. Sol} = (P_c - P_s) / P_c * 100$$

dove

P_c = peso del campione essiccato prima dell'estrazione

P_s = peso del campione essiccato dopo estrazione (frazione solubile)

Da tre a quattro grammi di campione (residuo insolubile in etanolo) esattamente pesato, vengono poi posti in beute da 250 ml aggiungendo 150 ml di HCl 37 % ($d = 1,19 \text{ kg L}^{-1}$). L'idrolisi acida prosegue per 24 ore a 25°C sotto agitazione continua (100 scosse al minuto). Si filtra su gooch (grado di porosità: 1; 100-160 μ), lavando sino a pH neutro dell'eluato. Sulla frazione residua insolubile vengono determinate le ceneri residue (a 650 °C per 12 ore).

La stima dei Spf viene effettuata con la seguente equazione:

$$\text{Spf (\% ST)} = (\text{Et. sol} + \text{HCl sol}) - (\text{Ceneri totali} - \text{Ceneri residue})$$

dove :

Spf = frazione potenzialmente fermentescibile (% ST);

Et. sol. = frazione solubile in etanolo (% ST);

HCl sol. = frazione solubile in acido (% ST).

Per le procedure analitiche relative alla determinazione delle sostanze volatili e delle ceneri si rimanda ai "Metodi di Analisi dei Compost" (DIVAPRA e IPLA, 1992).

Indice di respirazione

La stabilità di un rifiuto è funzione dell'attività biologica e perciò la sua misura dovrà essere strettamente legata alla determinazione di quest'ultima.

In passato sono stati proposti molti metodi analitici per determinare la Stabilità Biologica. Tra di essi i metodi che misurano l'attività respirometrica hanno ricevuto molta attenzione dai ricercatori. I test di respirazione stimano la produzione di anidride carbonica o il consumo di ossigeno della biomassa. I metodi basati sull'evoluzione di CO₂ sono economici, ma non differenziano tra produzione aerobica ed anaerobica di CO₂ ed inoltre non tengono conto che il grado di ossidazione della materia organica, influenza il consumo di ossigeno per mole di CO₂ prodotta. La misura del consumo di ossigeno, perciò, è preferita come metodo respirometrico ed è stata proposta come metodo standard per la determinazione della Stabilità Biologica (ASTM, 1992; ASTM, 1996; The US Composting Council, 1997). I test di respirazione basati sulla misura del consumo di ossigeno possono essere classificati in metodi statici e dinamici, a seconda che la misura del consumo d'ossigeno sia effettuata in assenza (statico) (UNI 10780, 1998) o presenza (dinamico) (ASTM, 1996) di aerazione continua della biomassa. I metodi statici, condotti a volume costante o a pressione costante, presentano lo svantaggio di limitare la diffusione e la dispersione dell'ossigeno nella biomassa rallentando, di fatto, i processi di degradazione della sostanza organica. Inoltre, l'impossibilità di allontanare l'aria esausta dalla biomassa, riduce ulteriormente l'attività biologica sia in seguito alla diminuzione del pH, che per il realizzarsi di fenomeni di tossicità diretta dovuti all'accumulo di CO₂ o di altri gas di fermentazione. Risulta inoltre difficile, con tali metodi, stimare l'entità degli spazi vuoti ottenendo quindi un dato respirometrico non rigoroso. Conseguenza di tutto ciò risulta essere la sottostima del consumo di ossigeno. L'indice dinamico proposto da ASTM (1996) risulta, invece, macchinoso, rendendo la determinazione routinaria di lunga durata e pertanto molto costosa. In tempi recenti, è stato messo a punto presso il DiProVe sez. FCA, un nuovo metodo di misura per la determinazione dell'indice respirometrico di tipo dinamico, metodo ufficiale della Regione Lombardia, testato a livello internazionale ed inoltre recentemente indicato quale misura della stabilità biologica dalla Comunità Europea (Working Paper 2001).

Determinazione dell'indice di respirazione

Il campionamento viene effettuato seguendo la metodica UNI relativa al campionamento degli RDF (UNI, 1992).

L'obiettivo è l'ottenimento di un campione rappresentativo da sottoporre al test respirometrico di circa 5 - 50 litri di materiale tal quale.

L'Indice di Respirazione (IR) viene determinato quantificando il consumo orario di ossigeno del materiale da testare mediante l'utilizzo di un respirometro a flusso continuo di aria come prima indicato.

Il campione preparato viene immerso nel respirometro e sottoposto ad aerazione continua adottando flussi d'aria tali da garantire valori di concentrazione di ossigeno in uscita dal respirometro superiori al 14 % (v/v). La prova viene condotta tenendo il campione in osservazione nel fermentatore per un periodo compreso tra uno e quattro giorni, a seconda della durata della fase di lag, rilevando in automatico il valore dell'indice ad intervalli di due ore.

La misura della quantità di ossigeno consumato per l'attività biologica aerobica viene desunta dalla differenza di concentrazione di ossigeno tra l'aria in ingresso e in uscita dal respirometro e calcolata con la seguente espressione:

$$IRD_i (\text{mg O}_2 \text{ kg SV}^{-1} \text{ h}^{-1}) = Q * h * \Delta O_2 * Vg^{-1} * 31,98 * 10 * \text{SV}^{-1} * \text{h}^{-1} \quad (1)$$

dove:

IRD = *Indice di respirazione istantaneo*;

Q = *portata aria (L * h⁻¹)*;

O₂ = *differenza di concentrazione dell'ossigeno in ingresso e in uscita dal respirometro (% v/v)*;

Vg = *volume occupato da una mole di gas. Assumendo il valore standard per T1 = 273,15 °K e P1 = 1 atm pari a Vg1 = 22,4 L/mole, il valore corretto di Vg (Vg2) alla temperatura T2 viene calcolato con la seguente espressione: Vg2 = (Vg1 * T2/T1) dove T rappresenta la temperatura in gradi Kelvin;*

31,98 = *peso molecolare dell'ossigeno (g/mole)*;

10 = *coefficiente moltiplicativo*;

SV = *solidi volatili (kg). Il dato dell'attività biologica aerobica può essere espresso anche sui solidi totali (ST) o sui solidi potenzialmente fermentescibili (SPF)*;

h = *numero di ore durante le quali viene effettuata la misura.*

L'IRD viene calcolato come media dei 12 valori degli indici relativi alle 24 ore durante le quali la respirazione della biomassa è più elevata.

$$IRD_{24} = \sum_{i=1}^{12} \frac{IRD_i}{12}$$

IRD_i = *IRD rilevato ogni due ore.*

Il dato finale potrà essere espresso sull'unità di peso adottando:

kg ST (solidi totali);

kg SV (solidi volatili);

kg SPf (solidi potenzialmente fermentescibili).

L'efficienza tecnologica può essere determinata dall'indice di putrescibilità residua del materiale ottenuto a valle del trattamento biologico mediante l'introduzione di indagini analitiche di IR. Livelli Bassi di IR sono raggiungibili mediante alcuni accorgimenti legati, sia alla preparazione delle matrici sottoposte a trattamento biologico, che alla verifica del rispetto di alcuni parametri di processo che sono stati riportati nella tabella 15.

L'indice di respirazione dinamico finale relativo alla fase di biossificazione attiva dovrà essere inferiore a $1000 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$, mentre l'indice di respirazione dinamico finale al termine della fase di maturazione dovrà essere inferiore a $700 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$.³

Efficienza del trattamento anaerobico

L'efficienza dei sistemi di digestione anaerobica deve mirare a massimizzare la produzione di biogas ed il suo utilizzo per produrre energia.

La produzione di energia da biogas viene incrementata considerando che:

- il biogas deve avere un contenuto energetico compreso tra 20 e 25 MJ/Nm³;
- i rendimenti di conversione in energia elettrica variano al variare dell'impianto di combustione: l'esperienza pratica dimostra che nel caso di impianti di combustione di

³ Come valore per l'indice di respirazione è stato indicato il valore di $1000 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$ in seguito all'analisi della normativa regionale esistente in materia di seguito riportata.

Regione Basilicata: Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio e di stabilizzazione (pag.32-1.3.7) 2002

...Nella caso della stabilizzazione pre-discarda, l'impianto deve essere dimensionato su una durata complessiva del processo deve essere indicativamente almeno di 40 giorni o comunque tale da garantire il rispetto di uno dei due valori seguenti:

IR statico < $500 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

IR dinamico < $1000 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

Nel caso di produzioni di materiali stabilizzati per applicazioni controllate nel settore paesistico-ambientale, la fase di maturazione deve avere una durata tale da garantire un tempo di processo totale indicativamente non inferiore a 60 giorni o comunque tale da garantire il rispetto in alternativa di uno dei due valori seguenti

IR statico < $400 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

IR dinamico < $800 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

Regione Campania Criteri e linee guida per l'utilizzo della frazione organica stabilizzata-Comitato tecnico ex ordinanza Commissariale n.058/2002 (pag 33-6.3 Indici di qualità e carichi ammissibili)

...stabilità biochimica (da determinarsi mediante indice di respirazione), onde prevenire fenomeni di fitotossicità e/o di anaerobiosi dell'ambiente edificio; si ritiene opportuno adottare il seguente limite: $IRD \leq 700 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

Regione Lombardia Linee Guida relative alla costruzione e all'esercizio degli impianti di produzione di compost-Revoca della d.g.r. 16 luglio 1999, n.44263

Caratteristiche impiantistiche minime (Biossificazione accelerata)...

parametri di processo indice di respirazione dinamico finale (prima del posizionamento del materiale nella eventuale sezione di maturazione esterna) inferiore a $1000 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

caratteristiche impiantistiche minime (maturazione)

indice di respirazione dinamico finale inferiore a $500 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

Regione Puglia Bollettino ufficiale Puglia n.135 del 23/10/2002 (pag. 9978-5.4.2 Opzione 2-Produzione di RBM e FSC-2.B Trattamento di biostabilizzazione primaria)

Trattamento di biostabilizzazione primaria...la biostabilizzazione del materiale mediante aerazione dello stesso per un periodo compreso tra le 2 e le 4 settimane, a seconda del tipo di tecnologia adottata, ma comunque in grado di garantire adeguati livelli di umidità e temperatura, nonché di ottenere, per il prodotto finale un IR dinamico (metodo IPLA) non superiore a $800 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

Regione Sicilia Bollettino Ufficiale Regione Sicilia -n.27 Parte I del 14/6/02 Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio

...nel caso di compostaggio di biomasse selezionate ad elevata fermentescibilità in miscelazione con biomasse lignocellulosiche....La fase attiva presidiata, se distinta da quella di maturazione, deve avere una durata tale da garantire un prodotto in uscita con una sufficiente stabilità biologica, ovvero rispettare in alternativa uno dei due valori seguenti:

IR statico < $500 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

IR dinamico < $1000 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

Tali obiettivi sono conseguibili con tempi di ritenzione indicativamente attorno ai 14 giorni in biocelle/container con ricircolo d'aria e 21/28 giorni in sistemi a trincea/cumulo.

La fase di maturazione deve avere un tempo di processo totale non inferiore a 90 giorni e garantire il rispetto in alternativa di uno dei due valori seguenti:

IR statico < $250 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

IR dinamico < $500 \text{ mg O}_2 \times \text{kg SV}^{-1} \text{ ora}^{-1}$

piccola taglia (inferiore ai 200 kW) si ha un'efficienza di conversione elettrica del 25%, mentre impianti più grandi (fino a 17000 kW) possono raggiungere anche un'efficienza del 36%. Se, inoltre, c'è la possibilità di recuperare il calore dei gas esausti per il riscaldamento dell'acqua all'interno dell'impianto il rendimento di conversione può salire al 65 – 85%.

Le tabelle seguenti riportano alcuni dati sulla produzione di energia da biogas, tuttavia esse presentano dei range molto ampi e, probabilmente, ciò è dovuto, non solo alle differenze tra i diversi impianti, ma anche ai flussi in ingresso.

Tabella 28: Produzione netta di energia in condizioni ottimali nei processi di digestione anaerobica.

Fonte	Produzione netta di energia (kWh/tonnellata di rifiuto)		
	Valor minimo	Valor medio	Valore massimo
1		100	
2		102	
3		110	
4	80	110	140
5	75	113	150
6	100	115	130
7	105	131	157
8	120	145	170
9	100	150	200
10		154	
11	254	273	292

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" (132 UBA 2003)

Tabella 29: Produzione di calore ed elettricità da digestione anaerobica

Parametro	Valor minimo (kWh/t di rifiuto)	Valore massimo (kWh/t di rifiuto)
Resa in biogas	70 Nm ³ /t di rifiuto	140 Nm ³ /t di rifiuto
% metano	55%	60%
Potere calorifico del biogas	385	840
Elettricità generata (efficienza = 30%)	116	252
Elettricità da esportare (70% di efficienza di conversione elettrica)	81	176
Calore recuperato per la cogenerazione (70%)	189	412
Calore esportato per la cogenerazione (80% di quello recuperato)	151	329

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" (132 UBA 2003)

E.3.5 Emissioni e produzione di rifiuti

Gli impianti di trattamento biologico necessitano di accorgimenti tecnici e di applicazioni tecnologiche volti alla riduzione delle emissioni, rappresentate da polveri, gas e sostanze osmogene, reflui di processo, rifiuti solidi, rumore. Le specifiche emissioni degli impianti dipendono anche dalla tipologia di rifiuti trattati.

Un elenco delle principali emissioni e delle relative fonti viene riportato nel seguente schema.

Emissioni Fonti	Particolato	NO _x , SO ₂ , HCl	NH ₃ , ammine	H ₂ S	HCN	COV	Odori	Altre Sostanze Organiche	Metalli	CH ₄	COD
Ricezione e stoccaggio (campionamento/ingresso impianto)	A, AQ, T	A	A			A	A				AQ
Prettrattamento (triturator mulini vagli)	A	A	A	A	A	A	A	AQ	AQ		
Fase di digestione aerobica	A, T		A	A		A	A	AQ	AQ	A	AQ
Fase di digestione anaerobica				A		A				A	AQ
Stoccaggio prodotti finiti	A						A	A	AQ		
Sezione di metanizzazione			A	A			A			A	
Post trattamenti (vagliatura demetallizzazione)	A, T						A				

Legenda: A: in Aria, AQ: in Acqua, T: in Terra

E.3.5.1 Le emissioni in atmosfera

La formazione ed il rilascio di inquinanti atmosferici e di sostanze osmogene costituisce uno dei punti più critici di un qualsiasi impianto di trattamento biologico dei rifiuti. A questo proposito è importante conoscere le diverse situazioni che possono portare alla generazione di emissioni, in modo da rendere possibili interventi di prevenzione e/o mitigazione sia a livello delle condizioni di processo, sia sulle caratteristiche delle strutture impiantistiche.

Trattamento aerobico

Negli impianti di trattamento aerobico dei rifiuti il problema è riconducibile sia all'emissione dei composti inquinanti dai materiali che vengono affidati al trattamento sia, prevalentemente, alla formazione di composti odorigeni nel corso del processo. In generale la produzione di composti ad elevato impatto olfattivo viene associata a condizioni di anaerobiosi nel materiale in trattamento, condizioni che non dovrebbero verificarsi nel corso del processo di biostabilizzazione/bioessiccazione, in quanto è un processo di tipo aerobico.

La produzione di emissioni dipende dalla tipologia dei rifiuti, dal tipo di trattamento, dalla gestione dell'impianto, e dalle condizioni metrologiche.

In particolare le più comuni fonti di inquinanti atmosferici e di sostanze osmogene possono essere le seguenti:

- prolungato accumulo dei materiali freschi e altamente fermentescibili non ancora sottoposti a trattamento o lo stazionamento all'aperto di sovralli ad elevata fermentescibilità;
- presenza di zone anaerobiche nei materiali sottoposti a trattamento;
- presenza di percolato non idoneamente captato e raccolto;
- bassa efficienza dei sistemi di captazione dell'aria, nel caso di locali che sarebbero dovuti essere tenuti in depressione;

- bassa efficienza dei sistemi di abbattimento delle arie esauste;
- la fuoriuscita di arie odorose da portali (es. fosse di carico)
- messa in maturazione, in aree aperte di materiali non ancora fermentescibili;
- interruzione precoce dei processi aerobi a carico di biomasse non ancora mature.

I più significativi gruppi di composti odorigeni identificati presso impianti di trattamento biologico includono composti organici e inorganici dello zolfo, ammoniaca e ammine, acidi grassi volatili, composti aromatici, terpeni, acetone, fenoli e toluene. In tabella 30 viene riportato un elenco dei principali composti individuati presso impianti di trattamento biologico negli Stati Uniti e le relative soglie di odore.

Tabella 30: Composti odorosi identificati presso impianti di compostaggio negli Stati Uniti e le relative soglie di odore¹ (Williams T.O. e Miller F.C., 1992)

Composto	Formula	Massa molecolare	SOGLIA DI ODORE	
			bassa $\mu\text{g}/\text{m}^3$	alta $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Composti dello zolfo				
Iidrogeno solforato	H ₂ S	34	0,7	14
Disolfuro di carbonio	CS ₂	76	24,3	23.000
Dimetilsolfuro	(CH ₃) ₂ S	62	25	50,8
Dimetildisolfuro	(CH ₃) ₂ S ₂	94	0,1	346
Dimetiltrisolfuro	(CH ₃) ₂ S ₃	126	6,2	6,2
Metilmercaptano	CH ₃ SH	48	0,04	82
Etilmercaptano	CH ₃ CH ₂ SH	62	0,032	92
Ammoniaca e composti dell'azoto				
Ammoniaca	NH ₃		26,6	39.600
Metilamina	(CH ₃)NH ₂	31	25,2	12.000
Dimetilamina	(CH ₃) ₂ NH	45	84,6	84,6
Trimetilamina	CH ₃) ₃ N	59	0,8	0,8
Scatolo	C ₆ H ₃ C(CH ₃)CHNH	131	4,0*10 ⁻⁵	268
Acidi grassi volatili				
Acido formico	HCOOH	46	45	37.800
Acido acetico	CH ₃ COO H	60	2.500	25.000
Acido propionico	CH ₃ CH ₂ COO H	74	84	64.000
Acido butirrico	CH ₃ (CH ₂) ₂ COO H	88	1	9.000
Acido valerianico	CH ₃ (CH ₂) ₃ COO H	102	2,6	2,6
Acido isovalerianico	CH ₃ CH ₂ CH(CH ₃)COO H	102	52,8	52,8
Chetoni				
Acetone	CH ₃ COO H ₃	58	47.500	161.000
Butanone (MEK)	CH ₃ COO H ₂ CH ₃	72	737	147.000
2-Pentanone (MPK)	CH ₃ COO H ₂ CH ₂ CH ₃	86	28.000	45.000
Altri composti				
Benzotioazolo	C ₆ H ₄ SCHN	135	442	2.210
Acetaldeide	CH ₃ CHO	44	0,2	4.140
Fenolo	C ₆ H ₅ OH	94	178	2.240

¹ La soglia di percettibilità dell'odore (OT50=Odour Threshold) viene definita come la minima concentrazione di un composto odoroso che porta alla percezione dell'odore con una probabilità del 50% (soglia bassa). La soglia di riconoscimento al 100% (ORC100 = Odour recognition concentration) è invece la concentrazione alla quale il composto viene identificato con una probabilità del 100% (soglia alta).

Le *ammine* possono derivare dalla decomposizione microbica degli aminoacidi e delle proteine ad opera di batteri comuni, quali E. Coli. Alcune di esse (cadaverina e putrescina) presentano odori forti e molto sgradevoli. Le ammine si formano in generale a pH basso in condizioni anaerobiche. Una buona gestione del processo di biossidazione ne può ridurre notevolmente la formazione.

L'ammoniaca è prodotta, sia in condizioni aerobiche che anaerobiche dalla degradazione delle proteine e degli aminoacidi. Se il substrato ha un basso rapporto C/N (<15) è maggiore la quota di azoto non riutilizzata nei cicli microbici e quindi la quantità di ammoniaca dispersa nei vapori in seguito alla mineralizzazione dei composti organici contenenti azoto che porta al rilascio di ammoniaca a seguito di deaminazione ossidativa degli aminoacidi. L'ammoniaca si può ritrovare in concentrazioni abbastanza elevate in impianti di trattamento aerobico, che trattano fanghi di depurazione e residui zootecnici, nei quali può costituire uno dei composti maggiormente responsabili dei cattivi odori, nonostante la sua soglia di odore sia piuttosto alta.

I *composti aromatici* hanno come base l'anello benzenico e possono venire prodotti durante la decomposizione aerobica della lignina (indolo e scatolo).

I più comuni *composti dello zolfo* che contribuiscono agli odori includono composti organici e inorganici. Fra i solfuri inorganici l'acido *solfidrico* (H_2S) è quello che più frequentemente viene associato a impianti di trattamento dei reflui. Tale gas ha un caratteristico odore di uova marce, rilevabile già a bassissime concentrazioni; a concentrazioni elevate diventa invece inodore ed è altamente tossico. La produzione di H_2S deriva principalmente dalla scissione di aminoacidi quali metionina e cisteina; molti batteri quali ad esempio E. Coli possono metabolizzare tali aminoacidi producendo H_2S come sottoprodotto. Nel processo di trattamento aerobico può formarsi, in zone anossiche di materiale troppo umido o compattato. Viene tuttavia raramente riportata la presenza di tale composto presso impianti di biostabilizzazione. I *composti organici dello zolfo* (mercaptani) sono maleodoranti già a concentrazioni bassissime, dell'ordine dei ppb (parti per bilione). I mercaptani si formano, sia in condizioni aerobiche, che anaerobiche. I metilmercaptani, in condizioni aerobiche, si possono ossidare a dimetildisolfuri e dimetilsolfuri. I diversi solfuri possono quindi formarsi e distruggersi nel corso del processo a seconda delle condizioni locali del cumulo. La soglia di odore per il dimetilsolfuro e il dimetildisolfuro è dell'ordine dei ppb.

I *terpeni* sono prodotti del legno e sono largamente presenti in ogni impianto di biostabilizzazione che utilizzano scarti del legno e residui di potatura ed hanno in generale odori gradevoli (limonene, pinene, etc...). La loro soglia di odore è di alcuni ppb. Sono composti molto stabili e difficili da rimuovere.

Bioparticolato e bioaerosoli

Durante le operazioni di trattamento aerobico dei rifiuti possono originarsi polveri dotate di reattività biologica (*bioparticolato*), le quali sono, in buona sostanza, sospensioni in aria di solidi finemente dispersi, costituite da cellule microbiche ovvero da microorganismi associati a piccolissime particelle di materiali organici o inorganici. I microorganismi sono in grado di rimanere sospesi nell'aria per periodi di tempo anche lunghi, mantenendo la vitalità e l'eventuale infettività. Nelle polveri disperse si ritrovano cellule di batteri e attinomiceti, propaguli di muffe e spore fungine, nonché particelle virali.

Un problema specifico correlato con le stazioni di trattamento aerobico dei rifiuti è rappresentato dalla presenza del fungo *Aspergillus fumigatus*. Questo deuteromicete è normalmente associato alla sostanza organica in corso di decadimento, quale, ad esempio, la lettiera dei boschi di latifoglie, e, perciò, finisce per colonizzare anche le matrici trattate presso gli impianti di produzione di biostabilizzato. Le spore (conidi) di questo fungo sono facilmente disperse nell'aria a seguito del rivoltamento dei cumuli di matrice organica in trasformazione e, soprattutto, durante l'agitazione

meccanica del prodotto finito. Ciò si verifica, con particolare intensità, quando i materiali movimentati sono secchi e polverosi. Il numero di propaguli di *A. fumigatus* nell'aria decresce, comunque, rapidamente già a poca distanza dalla sorgente e dopo poco tempo dalla cessazione delle operazioni di rivoltamento.

Le spore di *A. fumigatus* possono essere inalate ovvero entrare nel corpo umano attraverso ferite ed abrasioni dell'epidermide. Il fungo non è considerato un pericolo per gli individui sani. Tuttavia, in soggetti sensibili, può causare affezioni polmonari (aspergillosi) ed infezioni di vario genere. Le condizioni che predispongono gli individui alle infezioni da parte di *A. fumigatus*, ma anche di altre specie fungine, comprendono l'indebolimento delle difese immunitarie, le allergie, l'asma, il diabete, la tubercolosi, le lesioni della membrana timpanica, l'uso di antibiotici e di ormoni adrenocorticotropi, le terapie post-trapianto, la leucemia ed i linfomi.

Approssimativamente si stima che il 5-10 % della popolazione sia sensibile ad *A. nidulans*. Oggi, tuttavia, sono disponibili test ematici per l'identificazione degli antigeni di natura fungina in individui sensibili. Ciò consente di verificare, in via preventiva, la compatibilità di un operatore con l'ambiente di lavoro tipico della stazione di trattamento aerobico dei rifiuti.

Altro elemento di potenziale rischio igienico-sanitario presso le strutture impiantistiche adibite al trattamento aerobico è rappresentato dall'esposizione alle endotossine. Quest'ultime sono tossine prodotte all'interno delle cellule di alcuni microorganismi e rilasciate a seguito della rottura degli involucri cellulari. E' stato accertato che i livelli di endotossine nell'aria delle stazioni di trattamento aerobico dei rifiuti possono variare da 0,001 a 0,014 mg/m³.

VOC

Presso gli impianti di biostabilizzazione dei rifiuti urbani possono liberarsi composti organici volatili (*volatile organic compounds* o VOCs), potenzialmente pericolosi per gli operatori. Si tratta di composti, quali benzene, cloroformio e tricloroetilene (trielina), normalmente contenuti in taluni solventi, vernici e smacchiatori di uso domestico.

La combinazione della ventilazione forzata o del rivoltamento periodico dei cumuli e delle elevate temperature raggiunte in fase termofila può facilitare il rilascio in atmosfera di VOCs dal materiale in trasformazione. La maggior parte dei VOCs viene liberata dal substrato nelle prime 24-48 ore di processo. Quando la fase attiva del processo è confinata in ambienti chiusi, un appropriato ricambio d'aria è importante anche per evitare l'esposizione degli addetti a concentrazioni non trascurabili di questi composti. Le tecnologie di abbattimento messe a punto per il controllo degli odori possono risultare utili anche per la rimozione dei VOCs dall'aria di processo. Il miglior metodo per limitare l'emissione di VOCs consiste tuttavia nel prevenire la presenza di queste sostanze nelle matrici organiche oggetto di trattamento. Ciò è ottenibile, ancora una volta, mediante programmi di asporto differenziato del rifiuto organico presso le famiglie e di raccolta mirata dei prodotti pericolosi.

L'esposizione degli operatori a composti tossici come policlorobifenili (PCBs), diossine, pesticidi e idrocarburi policiclici aromatici (PAHs), eventualmente presenti nelle matrici di partenza, sebbene ritenuta verosimile in taluni casi, non è stata quantificata con precisione.

Ai fini del monitoraggio di tali sostanze deve essere determinata la concentrazione di TOC.

CFC

Le emissioni di CFC dipendono dal tipo di rifiuti trattati nell'impianto e nella seguente tabella sono riportate le concentrazioni rilevate

Tabella 31: Emissioni di CFC

CFC	Impianto A Aria esausta dal tunnel	Impianto B Aria esausta da area di biossidazione	Impianto B Aria esausta da area di biossidazione	Impianto B Aria esausta da area di ingresso	Impianto C Aria esausta da area di biossidazione
	inverno	estate	inverno	estate	stimato
R11	n.d	8,5	4,1	0,4	2,2-2,3
R12	n.d	11,3	0,2	0,4	1,3-1,4
R21	n.d	n.d	-	n.d	n.d.
R113	n.d	n.d	<0,05	n.d	1,9
R114	n.d	n.d	0,2	0,4	1,2-1,4

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

Trattamento anaerobico

Le emissioni in atmosfera negli impianti di digestione anaerobica vengono prodotte in diversi reparti degli impianti, in particolare le principali fonti sono:

- sostanze volatili prodotte nel corso dei processi fermentativi durante lo stoccaggio dei rifiuti in attesa del trattamento e durante le fasi di pretrattamento e selezione;
- sostanze volatili originate dalla sezione di metanizzazione,
- sostanze volatili originate dall'eventuale processo di post-stabilizzazione aerobica e maturazione della frazione organica digerita o dal fango prodotto dalla digestione anaerobica.

Nel documento Bref sono riportati i valori di emissione riscontrati in un impianto di digestione anaerobica.

Tabella 32: Emissioni in atmosfera impianto di digestione anaerobica

Emissioni in atmosfera	emissioni	Unità di misura	Emissioni specifiche (g/t di rifiuti)	Emissioni specifiche (g/t di rifiuti)
Gas dal condotto				11000 Nm ³ /t
metano	fughe	% v/v	0-411	0,1
CO ₂	31-35,2	% v/v	181.000-520.000	85
CO			72,3	0,25
NO _x			10	
NH ₃	fughe			
N ₂ O			0	0,2
SO _x			2,5-3	0,15
H ₂ S	284-289	mg/Nm ³	0,033	
TOC (VOC)			0,0023	
PM				
Emissioni osmogene	626	GE/Nm ³		
Cloroformio	2	µg/Nm ³		
Benzene	50-70	µg/Nm ³		
Toluene	220-250	µg/Nm ³		
Etilbenzene	610-630	µg/Nm ³		
m+p+o xilene	290-360	µg/Nm ³		
Idrocarburi alogenati e PCB			0,00073	
Diossine e furani			(0,4-4) 10 ⁻⁸	
Cloruri totali	1,5	µg/Nm ³		
HCl			0,011	
HF			0,0021	
Cd			9,4 10 ⁻⁷	

Cr			$1,1 \cdot 10^{-7}$	
Hg			$6,910^{-7}$	
Pb			$8,5 \cdot 10^{-7}$	
Zn			$1,3 \cdot 10^{-7}$	

Note: Fughe significa che sono state rilevate delle emissioni, ma non sono state quantificate

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" (33, ETSU, 1998), (54, Vrancken, et al, 2001), (56, Babbie Group Ltd 2002), (59, Hogg et al 2002)

Nel caso di utilizzo del biogas come combustibile per la produzione di energia, possono prodursi due tipologie di emissioni:

- il primo tipo è correlato alla depurazione del biogas prima dell'utilizzo, allo scopo di ridurre le emissioni dopo la combustione;
- l'altro è correlato con l'abbattimento delle emissioni al termine della combustione del biogas.

Nel bruciare il biogas la temperatura di uscita del gas combustibile dovrebbe essere almeno pari a 900°C e il tempo di residenza di 0,3 sec.

Occorre che la massima concentrazione di composti dello zolfo nel biogas sia almeno 50 ppm oppure l'efficienza di rimozione almeno il 98%.

Tra le procedure di abbattimento che possono avvenire in una fase successiva di trattamento:

- ossidazione biologica dei solfati in solfuri o acido solforico;
- depurazione del gas mediante acqua o solventi organici e adsorbimento su carboni attivi.

La riduzione delle emissioni deve ottenersi anche mediante:

- riduzione delle emissioni di solfuri di idrogeno depurando il biogas mediante sali di ferro all'interno del digestore o mediante l'ossidazione biologica con aggiunta controllata di ossigeno;
- utilizzo di metodi di riduzione degli NO_x;
- utilizzo dell'ossidazione termica per ridurre CO e idrocarburi;
- utilizzo della filtrazione mediante carboni attivi.

Il BREF prevede che le emissioni in atmosfera nei gas esausti debbano rispettare i seguenti limiti:

Tabella: 33: Limiti delle emissioni nei gas esausti nel caso di utilizzo del biogas come combustibile

Parametri	Biogas	Concentrazione nei gas esausti
AOX	<150	
CO		100 – 650
Polveri		<10-50
NO _x		100 – 500 ²
H ₂ S		<5
HCl		<10-30
HF		<2-5
Idrocarburi		<50 – 150
SO ₂		<50 – 500

I dati sono espressi in mg/Nm³ al 5% di O₂

¹ quando si utilizzano motori ad accensione comandata da candela con bassa capacità di riscaldamento (es: <3MW_{th}) il valore di 650 potrebbe essere difficilmente raggiungibile. In tal caso 1000 potrebbe essere più opportuno

² quando si usano motori con utilizzo di iniezione pilota con bassa capacità di combustione (es: <3MW) il valore massimo sarà 1000. Il valore minimo del range potrà essere raggiunto solo con sistemi di abbattimento

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

E.3.5.2 Emissioni negli scarichi idrici

Negli impianti di trattamento biologico le acque reflue sono prodotte direttamente dal processo di trasformazione dei rifiuti o indirettamente da attività correlate e possono essere distinti nelle seguenti tipologie:

- acque meteoriche (acque chiare) provenienti da:
 - tetti strade e piazzali;
- acque da uso civile (acque nere)
- acque provenienti dal ciclo produttivo
 - acque di processo
 - acque da lavaggio automezzi.

In particolare negli impianti di trattamento biologico aerobico ed anaerobico le acque reflue sono prodotte da:

- percolati prodotti nelle aree adibite allo stoccaggio dei rifiuti;
- processi spontanei di rilascio dell'acqua costituzionale da parte della biomassa, il che costituisce la fonte principale di generazione dei reflui nelle fasi al coperto;
- parte di acque di percolazione eccedenti la capacità di assorbimento delle acque meteoriche (nel caso di bioconversione in ambiente non coperto) o delle acque usate per l'inumidimento artificiale dei cumuli;
- precipitazioni meteoriche intercettate da pavimentazioni di solo transito e manovra e dalle coperture;
- acque di lavaggio degli ambienti di lavoro,
- soluzioni acquose provenienti dal trattamento ad umido delle emissioni gassose,
- acque provenienti dalla disidratazione del fango digerito;
- condense ottenute dal trattamento del biogas;
- reflui da laboratorio di analisi;
- acque reflue dei servizi igienici.

Trattamento aerobico

In linea generale le acque reflue rilasciate dalla biomassa o comunque entrate in contatto con essa attestano un contenuto relativamente elevato in composti organici (BOD) composti minerali dell'azoto e microrganismi, mentre le acque meteoriche incidenti sui piazzali hanno tenori relativamente elevati di solidi sospesi e composti organici ed inorganici disciolti; quelle pervenute in una fase successiva sono relativamente più pulite.

Tali caratteristiche rendono possibile la depurazione delle acque con successivo recapito al sistema fognario, al suolo o ad acque superficiali. In particolare il recapito diretto al suolo o in acque superficiali è ammesso per le acque a bassa contaminazione, come ad esempio le acque intercettate da tettoie/gronde e le acque di seconda pioggia. Inoltre, sempre nel rispetto della normativa vigente, il riutilizzo dei reflui sulla biomassa in corso di bioconversione ha lo scopo sia di garantire i livelli ottimali di umidità, sia di recuperare il valore fertilizzante dei composti azotati e le popolazioni microbiche preposte alla bioconversione e presenti nel refluo.

Si riporta l'analisi del percolato presente nel "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries", proveniente da un impianto di trattamento aerobico dei rifiuti.

Tabella 34: Percolato da impianto di trattamento aerobico

Emissioni specifiche	concentrazioni (kg/ton RU)	Concentrazioni acque reflue (mg/L)
Refluo	260-470 litri	
TOC		40
BOD		20-25
COD	0,457	120-200
HC		10-20
BTEX		0,1
AOX		0,5
cloruro	0,152	
Azoto totale		70
P		1-3
CN	$7,28 \cdot 10^{-5}$	0,2
Solfuri		0,1-1
Mg	0	
Ni	$7,94 \cdot 10^{-4}$	
Cd	0	
Cr	0	0,5
Cr (VI)		0,1
Cu	0	
Pb	$5,96 \cdot 10^{-4}$	
Hg	0	
Zn	$2,38 \cdot 10^{-1}$	

Note: Rame e zinco potrebbero trovarsi nell'eluato essendo micronutrienti delle piante.

Potrebbero essere presenti negli effluenti metalli tossici, sebbene la maggior parte di essi rimanga nel prodotto finale

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" [59, Hogg et al., 2002], [66, TWG 2003]

Digestione anaerobica

In un impianto di digestione anaerobica, generalmente, gli effluenti sono simili a quelli del trattamento aerobico, ma i volumi sono più elevati. Negli impianti di digestione anaerobica i percolati da stoccaggio sono generalmente presenti in quantità elevata a causa dell'umidità dei rifiuti conferiti. Tali reflui presentano caratteristiche di estrema variabilità e sono costituiti da prodotti quali oli, percolati di vario genere, detergenti, oltre all'acqua di costituzione del rifiuto. In genere i rifiuti sono in grado di assorbire il percolato eventualmente formatosi, ma in situazioni di conferimento anomalo, carico eccezionale di organico, condizioni di stoccaggio in fossa estremamente gravose, (pressatura e compattazione di rifiuti) è possibile che si verifichi un rilascio di percolato, che deve essere raccolto ed opportunamente trattato.

Inoltre, negli impianti di digestione anaerobica vengono anche prodotte quantità non trascurabili di acque provenienti dalla disidratazione del fango digerito, che in genere vengono parzialmente riciclate come diluenti nei digestori e acque di condensa provenienti dalla fase di raffreddamento del biogas.

Le acque provenienti dal trattamento ad umido delle emissioni gassose sono costituite essenzialmente dalle acque di spurgo degli scrubber e dai percolati dei biofiltri. Tali reflui devono essere stoccati in apposite vasche o serbatoi e, se non recuperati all'interno del ciclo di trattamento, devono essere depurati prima dello scarico finale.

Infine, deve essere previsto il collettamento delle acque di lavaggio degli automezzi, le quali possono essere conferite ad un impianto di depurazione oppure riciclate all'interno del processo. In questo caso è opportuno prevedere un trattamento di disoleazione prima dell'utilizzo.

I parametri che dovrebbero essere monitorati in ingresso ed in uscita all'impianto per valutare le rese del processo sono il TOC, azoto totale, fosforo totale, cloro.

Nella tabella 35 è riportata la composizione dell'acque reflue in un impianto tipo di digestione anaerobica prima della rimozione dei solidi sospesi. Generalmente nella fase dei post trattamenti le acque prelevate dal digestato potrebbero essere sottoposte ad un processo di denitrificazione o filtrazione e/o decantazione

Tabella 35: Caratterizzazione delle acque reflue di un impianto di digestione anaerobica

Composti	Unità di misura	Processo dry	Processo wet	Concentrazione* [g]
Acque reflue	m ³ /l			
COD	mg O ₂ /l	20.000-40.000	6.000-24.00	20-530
BOD	mg O ₂ /l	5.000-10.000	2.500-5.000	
Ammoniaca				1-160
Nitrati				1-10
N totale	mg N/l	2.000-4.000	800-1.200	
P totale				
Cl				
solfato				1-5
As				
Cd				
Cr				
Cu				
Hg				
Ni				
Pb				
Zn				

Note *calcolato considerando 261 l acque reflue/ rifiuto trattato (possibile ridurlo a 211 l riutilizzando parzialmente l'acqua per la produzione della soluzione dei polimeri). Il range dipende dal tipo di trattamento delle acque reflue.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" (33, ETSU, 1998), (56, Batic Group Ltd 2002), (59, Hogg et al 2002) (66, TWG 2003)

E.3.5.3 Produzione di rifiuti

Digestione anaerobica

L'applicazione della digestione anaerobica al trattamento dei rifiuti consente di ottenere un notevole recupero energetico, utilizzando il biogas prodotto; inoltre permette di produrre energia attraverso l'eventuale trattamento aerobico del fango digerito e produrre un residuo stabilizzato impiegabile come ammendante organico in agricoltura o per ripristini ambientali.

L'aspetto del recupero energetico è senza dubbio quello più interessante, in quanto il biogas prodotto, costituito per la maggior parte da metano, ha un elevato potere calorifico e pertanto può essere convenientemente convertito in quasi tutte le forme di energia utili: calore, elettricità e cogenerazione (produzione congiunta di elettricità e calore).

Un altro aspetto di importanza non trascurabile consiste nella possibilità di recuperare materiali riutilizzabili dalle operazioni preliminari di selezione o da quelle successive di raffinazione ed in particolare metalli (ferrosi e non) e frazione combustibile.

Nella seguente tabella, ripresa dal Bref si descrivono i flussi di rifiuti in uscita da un impianto di digestione anaerobica.

Tabella 36: Rifiuti in uscita da un impianto di digestione anaerobica dei rifiuti

Frazione da cui è possibile recuperare energia	Quantità prodotte (kg/t di RU)	Valore calorifico (MJ/kg)	
		Inferiore	superiore
Biogas ¹	117,5 (75-364 Nm ³)	15,4	16,8
Residuo leggero	37,3	12	21,5
CDR	257,2	17	25,8
Frazione legnosa	14	4,9	10

*Note*¹ La resa inferiore è dovuta al più alto contenuto di rifiuti non degradabili (sabbie); le rese possono variare a seconda della stagione (più alte rese nel periodo autunno/inverno)

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatment Industries" [45, Vrancken et. Al. 2001] [59, Hogg, et al., 2002]

Biogas

Nel biogas in uscita da un impianto di digestione anaerobica sono presenti in piccole quantità impurezze quali monossido di carbonio, idrogeno, azoto e ossigeno.

La composizione del biogas generato da un impianto di digestione anaerobica è riportata nella tabella seguente come riportato nel Bref Agosto 2005.

Il biogas può essere utilizzato, come già detto, per la produzione di energia e/o calore. Dall'utilizzo del biogas per la produzione di energia si ottengono da 20 a 300 kWh di energia per tonnellata di rifiuto trattata.

Tabella 37: Composizione del biogas

Composti	Concentrazione (% v/v)	Produzioni specifiche (g/t di RU)	Emissioni specifiche (g/MJ di metano)
CO ₂	25-50	181.000-520.000	85
Metano	50-75	0-411	0,1
N ₂	3,9-4,1		
O ₂	0,9-1,1		
H ₂ O biogas	6-6,5		
H ₂			
H ₂ S	<0,1-0,8		
NH ₃	<0,1-1		
Mercaptano	tracce		
Acidi grassi a basso peso molecolare			
Composti ad alto peso molecolare	tracce		

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatment Industry" [45, Vrancken et. Al. 2001] [59, Hogg, et al., 2002], [33 ETSU, 1998], [56, Bastie Group Ltd, 2002], [132, UBA, 2003]

CDR

Il combustibile da rifiuti, (CDR) è il materiale ricavato dai rifiuti urbani (dopo separazione delle frazioni destinate a recupero di materia) mediante trattamento finalizzato sia all'eliminazione di sostanze pericolose o indesiderate per la combustione sia a garantire un adeguato potere calorico la sua composizione è riportata in tabella 43.

Il processo di digestione anaerobica porta alla produzione di tre flussi di rifiuti che possono essere avviati al trattamento termico quali residuo leggero, CDR e frazione legnosa. I tre flussi di rifiuto producono 308,5 kg di CDR, il cui potere calorifico inferiore è di 16,5 MJ/kg.

Tabella 38: Composizione del CDR

Tipo di rifiuto	Quantità (%)
Rifiuti organici	45
Altro	31
Tessili	2
Carta e cartone	13
Plastica	9

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" [45, Vrancken et. Al. 2001]

Digestato

La quantità di digestato nel processo di digestione anaerobica è pari a 220 kg per tonnellata di rifiuto trattato e la composizione dipende dalla tipologia di rifiuto in ingresso all'impianto come evidenziato nella seguente tabella.

Tabella 39: Caratterizzazione del digestato

Rifiuto in ingresso	Unità di misura	N	P	K	Mg	Ca
Rifiuti biodegradabili	% ST	1,2	0,68	0,74		0
RU separati alla fonte	% DM	1,9	0,66	0,63	-	-
RU separati alla fonte	ppm	20	11,9	14,7	11,6	49,7
RU separati alla fonte	ppm	11	8	10	-	-
Frazione organica di RU	ppm	1-1,3	6-12	8-12	17-26	60-110
Frutta/verdura da mercatali	ppm	21,9	9,5	10,5	4,7	-
RU indifferenziati	ppm	11	8	10	-	-
RU indifferenziati	ppm	19	13	15	3,67	-

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" [59, Hogg, et al., 2002]

Altri prodotti/rifiuti**Tabella 40:** La digestione anaerobica dei rifiuti urbani biodegradabili

Prodotti recuperati	Produzioni specifiche (t/t di rifiuto trattato)
Recupero di nutrienti	4-4,5 kg N/t 0,5-1 kg P/t 2,5-3 kg K/t
Recupero energia	0,4-0,9 MJ elettricità per t di rifiuto.
Residui solidi totali (dipende dal rifiuto)	0,3-0,6
Prodotti di qualità per il recupero	Fibre 0,07-0,3 per compostaggio
Altri prodotti residui che possono essere utilizzati con delle restrizioni	Fluidi 0,6 Inerti 0,05 Sabbie 0,08

Residui destinati alla discarica o ad altri trattamenti	sovvalli 0,02-0,1
Metalli (contenenti ferro)	0,043
Metalli ferrosi	0,032

*La separazione ed il lavaggio del materiale digerato porta alla formazione di frazioni di materiali inerti, sabbie e tessili. Gli inerti e le sabbie possono essere utilizzate come materiale da costruzione.

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Trattamento meccanico biologico

Durante il processo di degradazione biologica aerobica i microrganismi degradano il substrato organico dei rifiuti, producendo anidride carbonica, acqua, calore e sostanza organica humificata. I rifiuti prodotti negli impianti di trattamento meccanico-biologico sono riportati nella seguente tabella.

Tabella 41: Rifiuti in uscita da un impianto di trattamento meccanico biologico

Frazione utile al recupero di energia	Quantità prodotte (kg/t di RU)	Valore calorifico (MJ/kg)	
		Inferiore	superiore
CDR	300-460	16,6	19,9
Frazione da cui non è possibile recuperare energia		Destinazione dei materiali e proprietà	
Ferrosi	32-40	Rottamatori	
Inerti	48,6 <40 vetro	Riuso	
Non ferrosi	8-10	Recupero materiali	
Materiale organico al trattamento biologico	550 perdita di processo 200 rifiuti protrattati da destinarsi in discarica 350	TOC 18 w/w% Potere calorifico > 6 MJ/kg Densità > 1,5 t/m ³ (wct) Conducibilità idraulica $K_f < 10^{-8}$ m/s	

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" [81, VDI and Dechema, 2002], [45, Vrancken et. Al. 2001]

Compost grigio

Il compost grigio, ottenuto dal trattamento di matrici organiche a grado di contaminazione relativamente elevato, può contenere elementi quali rame e zinco essendo dei micronutrienti delle piante. Altri metalli pesanti potrebbero essere presenti nel prodotto finale dopo trattamento aerobico anche a causa del trattamento di rifiuti pericolosi.

Tabella 42: Prodotti in uscita dal trattamento MBT dei rifiuti urbani biodegradabili

Prodotti recuperati	Produzioni specifiche (t/t di rifiuto trattato)
Recupero di nutrienti	2,5-10 kg N/t di rifiuti biodegradabili recuperati 0,5-1 kg P/t di rifiuti biodegradabili recuperati 1-2 kg K/t di rifiuti biodegradabili recuperati
Recupero energia	CDR può essere 0,2-0,5 t con un valore calorifico 15-20 MJ/kg. Inoltre in alcuni casi può portare al recupero di energia (>100kWh dipende dalla composizione) dalla degradazione della frazione biodegradabile
Residui solidi totali (dipende dal rifiuto)	0,7-0,9
Prodotti di qualità per il recupero	Metalli 0,05
Altri prodotti residui che possono	CDR (0,3-0,4)

essere utilizzati con delle restrizioni	Frazione organica stabilizzata (0,07-0,2) Indice di respirazione (AT ₁): <5-7 mgO ₂ /g ST Produzione di gas: GB21 <20 mg/gST
Residui destinati alla discarica o ad altri trattamenti	Scarti leggeri e pesanti (0,2-0,4)

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" [53, Hogg, et al., 2002]

Il prodotto ottenuto dal trattamento aerobico dei rifiuti risulta avere un valore di COD pari a circa 1-3 g, di TOC 0,5-1,5g e di NH₄-N 0,1-0,2g nell'eluato. I valori suddetti dipendono ovviamente dal tipo e dalla durata del trattamento.

Tabella 43: Concentrazioni di C, N e Cl

Possibili emissioni		Unità di misura	RU non trattati	RU dopo trattamento meccanico biologico
Da gas:	Carbonio	L/kg di sostanza secca	134-233	12-50
		gC _{org} /kg sostanza secca	71,7-124,7	6,4-26,8
Dall'eluato	TOC	g/kg di sostanza secca	8-16	0,3-3,3
	N	g/kg di sostanza secca	4-6	0,6-2,4
	Cl	g/kg di sostanza secca	4-5	4-6

Note I valori minimi sono riferiti ai valori di stabilizzazione ottenuti da moderni impianti di TMB

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries" [81, VDI e Dechema, 2002]

E.3.6 Analisi dei rischi

I fattori di rischio

I potenziali problemi concernenti la salubrità e la sicurezza che ricorrono presso le stazioni di trattamento biologico includono l'esposizione alle polveri ed alle endotossine, il contatto con aerosol ed eventuali sostanze chimiche tossiche, i rumori e gli incidenti connessi con le macchine in uso presso l'impianto. Questi problemi possono essere efficacemente contenuti mediante un'appropriata progettazione delle strutture, degli spazi e delle procedure operative, nonché attraverso un'adeguata formazione del personale.

Elenco sintetico dei rischi

1. Contatto con aree in presenza dei rifiuti (rischio biologico – A tal proposito deve essere effettuata apposita valutazione del rischio biologico con le relative misure tecniche organizzative e procedurali).
2. Contatto con i rifiuti e quindi rischio di abrasioni con parti taglienti o similari. (Rischio biologico, in caso di distruzione manuale di nastri o di altre apparecchiature)
3. Rischio incendio. (Tale rischio è dovuto alla presenza di materiali combustibili stoccati all'interno dell'impianto, come legno e scarti contenenti plastica e carta. A tal proposito deve essere effettuata la valutazione del rischio incendio ai sensi del D.M. 10/3/1998).
4. Rischio di inalazione di polveri, in presenza di materiali movimentati durante le varie attività produttive.
5. Esposizione al rumore fino a 80 dB(A), tra 80 e 85 dB(A), e oltre 85 dB(A). Occorre effettuare apposita valutazione del rischio di esposizione al rumore ai sensi del D.L.277/91.
6. Il rischio legato all'uso del videoterminale è presente solamente per addetti alla segreteria o alle registrazioni (occorre valutare se ricorrono le condizioni di cui all'art. 51 del D.L. 626/94).
7. Rischi meccanici derivanti dalla presenza di macchine in movimento, purché limitati dalla presenza di barriere fisse e craterature.
8. Rischio di contusione con parti metalliche dell'impianto (travi a sbalzo, scalette, passerelle).

9. Rischio da esposizione a campi magnetici. (la presenza di separatori elettromagnetici, provoca campi magnetici di tipo statico. Il D.M. 2/8/91 reca norme sull'esposizione degli operatori a campi magnetici statici ed impone la durata massima di esposizione per gli operatori).
10. Rischi di investimento o di contusioni dovuti alla presenza di macchine operatrici in movimento.
11. Rischi derivanti da uso improprio dei differenti macchinari per operazioni non conformi.
12. Rischio di esposizione ad agenti chimici (nelle zone in cui avviene l'ossidazione del materiale organico, si ha la potenziale formazione di composti chimici (Ammoniaca e Idrogeno Solforato), da ritenersi dannosi per gli operatori a seconda delle percentuali in cui sono presenti, a tal proposito occorre effettuare apposita valutazione del rischio chimico).
13. Rischio di elettrocuzione dovuto dalla presenza di apparecchiature elettromagnetiche.

Poichè il bioparticolato e le endotossine sono essenzialmente associati entrambi alle polveri, il controllo della dispersione di queste ultime dovrebbe essere pianificato già a livello di progettazione delle strutture impiantistiche e di organizzazione delle operazioni previste nell'ambito della stazione di trattamento aerobico. Queste misure consentono di ridurre i rischi a carico del personale addetto agli impianti e possono riassumersi nei seguenti punti:

- Impedire l'eccessiva disidratazione delle matrici organiche in corso di trattamento e del prodotto finale.
- Umidificare il prodotto finale stoccato, a maggior ragione se da lungo tempo, prima di qualsiasi movimentazione.
- Pavimentare le superfici di lavoro e la viabilità interna della stazione di trattamento.
- Confinare, dove possibile, le operazioni di vagliatura e confezionamento del prodotto finale in strutture chiuse, dotate di sistema di aspirazione e filtrazione dell'aria.
- Proteggere i lavoratori dall'esposizione alle polveri in coincidenza delle operazioni maggiormente responsabili della formazione di bioparticolato (*es.* rivoltamento dei cumuli), usando macchine operatrici a cabina chiusa e climatizzata.
- Applicare, preferibilmente, sistemi di trattamento ad aerazione forzata della matrice in trasformazione piuttosto che basati sul rivoltamento periodico dei cumuli.

In aggiunta ai suddetti accorgimenti, gli addetti all'impianto dovrebbero essere ben informati circa i potenziali rischi biologici presenti presso la stazione di trattamento. Quest'ultimi, ancorché estremamente bassi in individui sani, dovrebbero spingere alla osservanza di precauzioni ed al ricorso ad accorgimenti di protezione personale quali:

- l'uso di mascherine protettive capaci di filtrare particelle di dimensioni inferiori ad 1 micron;
- l'impiego di tute da lavoro da sostituire, in apposito spogliatoio dotato di docce, con gli abiti civili, all'uscita dall'impianto a fine turno lavorativo;
- l'accurato lavaggio delle mani ogni volta vi sia contatto con cibi o bevande;
- il pronto ricorso alla disinfezione a seguito di eventuali piccole ferite.

In definitiva, presso la stazione di trattamento biologico, i rischi di carattere biologico riguardanti la salute umana sono strettamente connessi sia con la suscettibilità degli individui, sia con la natura dei materiali trattati. Mentre i rifiuti organici di origine vegetale presentano una modesta carica di microrganismi potenzialmente patogeni per l'uomo, il quadro cambia drasticamente, ad esempio, nel caso di trattamento dei fanghi di depurazione. Questi ultimi infatti contengono un'elevatissima concentrazione di organismi patogeni. Ciò richiede, da parte degli operatori, un'osservanza maggiormente scrupolosa delle normali misure di sicurezza (*es.* uso di indumenti da lavoro adatti, lavaggio delle mani prima di toccare cibi e bevande o gli occhi, *etc.*). Uno degli aspetti più critici nella manipolazione dei fanghi, quando specialmente questi vengono impiegati allo stato fluido nella preparazione delle miscele di partenza per il trattamento aerobico, è rappresentato dalla possibile formazione e dispersione di aerosoli trasportatori di agenti patogeni (*bioaerosoli*). Le

microgocce sospese nell'aria, contenenti cellule microbiche o particelle virali, costituiscono un veicolo potenziale di infezione, nei confronti del quale le misure possibili di protezione sono il confinamento al chiuso delle operazioni di miscelazione e l'impiego di apposite maschere e guanti da parte degli operatori addetti alla manipolazione dei fanghi.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

L'inquinamento acustico

L'inquinamento acustico rispetto ad altri tipi di inquinamento, presenta caratteri particolari dei quali è necessario tener conto.

Innanzitutto tale forma di inquinamento è temporaneamente labile: in termini fisici esso non ha possibilità di accumulo e scompare non appena cessa di agire la causa che lo ha determinato, anche se dal punto di vista psico-fisico le conseguenze possono accumularsi. In secondo luogo è spazialmente indeterminato in quanto si distribuisce nello spazio in funzione dei movimenti delle sorgenti che lo generano e delle caratteristiche del mezzo di propagazione (l'atmosfera). Inoltre mentre le altre forme di inquinamento non sono direttamente percepite a livello soggettivo e devono pertanto essere sottoposte ad un controllo specifico, l'inquinamento acustico appartiene alla classe dei fenomeni immediatamente percepiti da chi vi sia sottoposto.

Per queste ragioni il problema spesso acquista rilevanti connotazioni sociologiche in quanto la reattività collettiva al fenomeno non è mai completamente determinata a priori ed è connessa anche alle particolari condizioni individuali.

E' importante ricordare che disturbi uditivi importanti si verificano per esposizioni prolungate ad intensità di rumore eccedenti gli 85 decibels. Purtroppo molti dei macchinari utilizzati presso gli impianti di trattamento biologico superano di gran lunga il limite sopra riportato.

Le fonti di rumore in tali impianti sono legate prevalentemente alle apparecchiature utilizzate nelle varie sezioni (vaghi, mulini, macchine per movimentazione rifiuti ecc.).

Per l'attenuazione dei livelli sonori nelle zone di lavoro e conseguentemente, nell'area esterna all'impianto possono essere adottati una serie di accorgimenti quali:

- utilizzo di apparecchiature silenziose,
- applicazione di rivestimenti e carenature,
- posizionamento dei macchinari su supporti antivibranti e/o lubrificati,
- utilizzo di griglie fonoassorbenti per prese d'aria esterne (motori),
- completa chiusura degli edifici
- l'impiego di portoni ad apertura/chiusura rapida.

Qualora tali accorgimenti non siano sufficienti a garantire agli operatori condizioni di lavoro salubri è necessario prevedere l'adozione di adeguati dispositivi di protezione individuali (DPI). L'obbligo di adozione di tali dispositivi deve essere opportunamente segnalato per tutte le apparecchiature o le zone dell'impianto caratterizzate da elevati livelli di emissioni sonore.

Un ulteriore fonte di rumore non trascurabile è legato all'intenso traffico veicolare, che può assumere in questo tipo di impianti particolare rilevanza in relazione ai flussi attesi di materiale in ingresso ed in uscita.

E.4 Migliori tecniche e tecnologie degli impianti di trattamento meccanico - biologico

Di seguito vengono individuate le migliori tecniche e tecnologie che dovrebbero essere utilizzate nella realizzazione e gestione degli impianti di trattamento meccanico - biologico con lo scopo di ridurre l'impatto sull'ambiente.

E.4.1 Configurazione base di un impianto

Tutti gli impianti di trattamento meccanico – biologico devono essere dotati di:

- una zona di scarico e accumulo temporaneo dei rifiuti in ingresso;
- una area di pre – trattamento dei materiali;
- un'area di processo;
- un'area destinata ai post- trattamenti;
- una zona di stoccaggio del prodotto finito e di carico sui mezzi in uscita.

Occorre inoltre prevedere:

- zone di rispetto;

- aree per la viabilità;
- strutture di servizio e per la sicurezza dell'impianto.

Area di ricezione e pre-trattamento

Viene definita anche *area di preparazione*; rappresenta lo spazio necessario per ospitare i materiali organici in entrata.

Nell'area di ricezione degli impianti di trattamento meccanico – biologico è possibile effettuare, se necessaria, la separazione di eventuali materiali indesiderati dalle matrici organiche oggetto di trattamento. Ma, soprattutto, è qui che vengono mescolati gli ingredienti per ottenere la corretta miscela di partenza da avviare alla stabilizzazione. In condizioni climatiche particolarmente avverse, è consigliabile prevedere la copertura di quest'area con apposita tettoia. Gli spazi operativi dovranno inoltre essere appositamente pavimentati e dotati di sufficiente pendenza per la raccolta dei percolati. Barriere di contenimento in cemento dovranno essere disposte lungo almeno uno dei lati del piazzale di ricezione, in modo da facilitare il caricamento dei materiali mediante pala meccanica con cucchiaio frontale.

Quando l'impianto è ubicato in zona sensibile per il manifestarsi di disagi dovuti all'emissione di odori, la sezione di ricezione, condizionamento e miscelazione delle matrici fermentescibili dovrebbe non soltanto essere collocata al coperto, ma addirittura in locale chiuso, dal quale sia possibile convogliare l'aria interna verso gli apparati di filtrazione e deodorizzazione.

È di fondamentale importanza che l'accesso a quest'area e la distribuzione degli spazi siano tali da consentire le operazioni degli automezzi con il minor numero possibile di manovre.

Nel caso di digestione anaerobica i rifiuti subiscono nel reparto di preparazione del substrato una omogeneizzazione, in base alla quale viene regolato il loro contenuto di umidità attraverso miscelazione con acqua di ricircolo o fanghi ed eventualmente viene eseguita una correzione della temperatura, in modo da ottenere una miscela con caratteristiche chimico-fisiche ottimali per poter essere alimentata nei digestori. La regolazione termica può essere effettuata all'interno od all'esterno del digestore. Nel primo caso viene riscaldata l'acqua di diluizione o la miscela stessa tramite scambiatori di calore nel secondo caso è possibile ricorrere anche all'iniezione diretta di vapore nel digestore.

Area di processo

Negli impianti di **trattamento meccanico biologico**, l'*area di stabilizzazione e maturazione*, indicata anche come *area di processo*, comprende sia gli spazi destinati ad ospitare i cumuli durante la fase attiva del processo, sia quelli destinati al materiale in fase di finissaggio (*curing*).

L'area di processo può essere allestita al di sotto di tettoie qualora si operi in condizioni climatiche caratterizzate da ripetute precipitazioni durante tutto l'arco dell'anno, mentre, se la stazione di trattamento si trova nelle vicinanze di insediamenti abitativi è consigliabile confinare l'area di processo all'interno di capannoni chiusi, tenuti in leggera depressione e dotati di sistemi per il ricambio dell'aria interna, con dispositivi per la captazione e l'abbattimento degli odori e delle polveri. Occorre prevedere l'impermeabilizzazione delle superfici destinate alla stabilizzazione di rifiuti organici. Con la pavimentazione viene infatti garantita la captazione e la raccolta degli eventuali percolati, impedendo così la migrazione degli stessi negli strati sub-superficiali del terreno o, addirittura, nelle acque di falda. La pavimentazione delle aie di trattamento favorisce, inoltre, un più efficace smaltimento delle acque di pioggia, e l'accesso delle macchine operatrici anche in condizioni meteorologiche avverse.

Nel caso di trattamento in cumuli statici aerati mediante ventilazione forzata, per evitare intralci alle macchine operatrici, il sistema di adduzione dell'aria dovrà essere sistemato al di sopra di uno strato drenante, all'interno di canalette realizzate nella pavimentazione e coperte da griglie rimovibili. L'estensione dell'area di processo dipenderà dalle caratteristiche dei materiali trattati (*es.* umidità, densità apparente, *ecc.*), per i quali sono necessari tempi di stabilizzazione e maturazione diversi, anche a seconda del sistema di trattamento adottato.

Nel caso di trattamento in cumuli aerati mediante rivoltamento periodico, la macchina utilizzata per movimentare il materiale in trasformazione influirà sulla larghezza dei corridoi tra le andane. Se il trattamento viene condotto con il sistema in cumuli rivoltati mediante pala meccanica, la larghezza delle fasce intercalate tra le andane dovrà essere di circa 5-6 m, in modo da consentire agilmente le manovre della macchina operatrice. Con un rivoltatore laterale spinto o trainato da un trattore, saranno sufficienti corridoi di circa 3,5 m. La larghezza dei corridoi può ridursi a circa 1 m quando sono impiegate macchine rivoltatrici semoventi cavalca-cumulo. Anche con il sistema di trattamento in cumuli statici aerati, è sufficiente lasciare uno spazio tra le andane intorno a 0,7-1 m. Nel caso di **digestione aerobica** l'area di processo è costituita da una serie di unità di processo (digestori) in cui avviene, in condizioni controllate, la degradazione della sostanza organica e la produzione di biogas.

Area dei post-trattamenti e stoccaggio del prodotto finale

L'area dei post-trattamenti e di stoccaggio del prodotto finale comprende gli spazi necessari per eventuali operazioni di vagliatura, miscelazione, additivazione e confezionamento del prodotto finale maturo e di disidratazione dei fanghi e depurazione del biogas nel caso di digestione anaerobica.

Negli impianti di **trattamento meccanico biologico**, l'area di raffinazione dovrà avere almeno le seguenti caratteristiche:

- sistema chiuso;
- idonea pavimentazione per la pulizia ed il recupero degli eventuali reflui;
- sistemi di gestione atti ad evitare la dispersione eolica del materiale.
- presidio ambientale per abbattimento delle polveri.

Nel caso di trattamento aerobico, se il prodotto finale sfuso non viene trasferito agli utilizzatori in un periodo di tempo sufficientemente breve, potrebbe rendersi necessario uno stoccaggio al coperto. Specialmente nella stagione invernale, le precipitazioni ripetute rischiano di bagnare eccessivamente e dilavare il prodotto finale.

Tuttavia, è elemento da tenersi in considerazione anche il rischio che il prodotto maturo, stoccato per lungo tempo all'aperto, possa essere contaminato da semi di piante infestanti trasportati dai venti. Nella progettazione di una stazione di trattamento aerobico, si ritiene comunque ragionevole prevedere un'area di stoccaggio destinata al prodotto finale di almeno 3 mesi di produzione.

Nel caso di **digestione anaerobica**, il biogas prodotto, contenente circa il 50-60% di metano, viene depurato e avviato al reparto di produzione di energia (elettrica e/o termica), che è in parte utilizzata per gli autoconsumi dell'impianto ed in parte commercializzata all'esterno sotto forma di energia elettrica o termica.

Il fango digerito viene estratto dalle unità di digestione anaerobica ed inviato al reparto di disidratazione dal quale, attraverso una serie di operazioni di pressatura e di filtrazione, si ottiene una corrente di fanghi a basso contenuto di umidità ed una corrente di reflui di processo. Questi ultimi possono essere in parte riciccolati al reparto di preparazione del substrato e per la restante parte avviati all'impianto di depurazione. Il fango digerito e disidratato viene invece avviato alla sezione di stabilizzazione aerobica, che si compone di una prima fase di bioossidazione accelerata e di una successiva post-maturazione.

Il prodotto ottenuto viene avviato al reparto di raffinazione per l'eliminazione di quelle impurezze che potrebbero comprometterne il successivo utilizzo.

Nell'impianto è presente normalmente un reparto per lo stoccaggio sia dei prodotti commercializzabili, che degli scarti da inviare allo smaltimento finale.

Le zone di rispetto rappresentano quelle aree interposte tra la stazione di trattamento ed eventuali insediamenti o punti sensibili presenti nelle vicinanze dell'impianto.

Esistono specifici strumenti normativi regionali e nazionali che stabiliscono le distanze di sicurezza minime cui attenersi nella realizzazione di una stazione di trattamento biologico, rispetto ai diversi obiettivi sensibili (es. abitazioni, insediamenti produttivi, corsi d'acqua, etc.).

E.4.2 Stoccaggio

La ricezione e tutte le aree di accumulo di matrici ad alta putrescibilità (RU indifferenziati o residui, frazioni di lavorazioni intermedie o finali ad elevata contaminazione da organico) devono essere:

- realizzate al chiuso;
- dotate di pavimento in calcestruzzo impermeabilizzato;
- dotate di opportuni sistemi di aspirazione e trattamento delle arie esauste;
- dotate di sistema di raccolta degli eventuali percolati.

Deve essere redatto un piano di pronto intervento in caso di incendio.

Le strutture confinate per lo stoccaggio in ingresso dei materiali ad elevate fermentescibilità (sili, trincee coperte, vasche, ecc) vanno diversificate per tipologia di biomassa e dimensionate su un minimo di 2 giorni ed un massimo di 5 giorni (onde evitare estesi fenomeni putrefattivi); le strutture di ricezione e stoccaggio vanno rese accessibili mediante portali ad apertura e chiusura rapida.

La ricezione e tutte le aree di accumulo di rifiuti a bassa putrescibilità (frazioni secche derivanti da raccolta differenziata, frazioni di lavorazioni intermedie o finali a bassa contaminazione da organico quali metalli, inerti, RU essiccati o bioessiccati) devono essere:

- realizzate almeno sotto tettoia o all'aperto in cassoni chiusi;
- dotata di pavimentazione realizzata in asfalto o in calcestruzzo;
- dotata di sistemi di raccolta delle acque di lavaggio delle aree stesse.

Tutte le aree di accumulo, nelle quali sia prevista la presenza non episodica di operatori, devono essere realizzate in modo tale da essere facilmente lavabili.

Tutte le aree di accumulo temporaneo (non a scopo di processo biologico) di rifiuti ad elevata putrescibilità, nelle quali sia prevista la presenza non episodica di operatori, devono essere liberate e lavate con adeguata frequenza.

E.4.3 Movimentazioni

Qualora la movimentazione dei rifiuti sia eseguita in manuale da operatore su pala meccanica ragno o gru ponte, la cabina di manovra della macchina deve essere dotata di climatizzatore e sistema di filtrazione adeguato alle tipologie di rifiuti da movimentare.

In caso di movimentazione di rifiuti ad elevata putrescibilità con pala gommata o ragno, tutte le aree di manovra devono essere realizzate in calcestruzzo corazzato.

E.4.4 Modalità di realizzazione delle linee di trattamento

Nel caso di trattamento biologico dei rifiuti occorre prevedere appositi accorgimenti impiantistici e tecnologici che sono di seguito riassunti:

- gestione delle fasi di pre-trattamento (lacerazione sacchi, triturazione, miscelazione, vagliatura primaria, ecc.) e trasformazione attiva degli impianti di trattamento aerobico (ACT) in strutture chiuse; vengono considerate strutture chiuse i tunnel, le biocelle/biocontainer, i capannoni tamponati integralmente, i sili, i bioreattori dinamici a cilindro.

- realizzazione di una capacità aggiuntiva di stoccaggio in ingresso per la "quarantena" di biomasse su cui vanno saltuariamente eseguiti accertamenti analitici per l'accettazione o i programmi di miscelazione (es. fanghi biologici);
- per la parte di scarto alimentare adozione di sistema di pre-trattamento (macchinario di trito-miscelazione o lacerasacchi) che eviti la frammentazione di eventuali inerti vetrosi (sfibratori a basso numero di giri/minuto, quali macchinari a coclee, a denti, a coltelli, ecc.);
- collegamento automatico della ventilazione e/o della movimentazione della massa al sistema di monitoraggio delle condizioni di processo; possibilità di monitoraggio a distanza (es. con rete GSM o internet);
- possibilità, in fase attiva, di modulazione delle portate d'aria specifiche in relazione ai riscontri di processo, o almeno nelle diverse sezioni (corrispondenti a biomassa a diversi stadi di maturazione);
- adozione di un sistema di aerazione forzata della biomassa anche in fase di maturazione;
- riutilizzo preferenziale delle arie aspirate dalle sezioni di ricezione e pre-trattamento per l'ambientalizzazione delle sezioni di bioossidazione attivo e/o per l'insufflazione della biomassa; il bilancio complessivo tra arie immesse ed estratte dalle sezioni di bioossidazione attivo deve comunque essere negativo, con saldo netto pari ad almeno 3 ricambi/ora;
- previsione, a monte del sistema di biofiltrazione degli odori, di un sistema di lavaggio ad acqua delle arie esauste;
- per impianti di dimensione medio-grande e grande (superiori a 50-100 tonnellate/die in ingresso alla sezione di bioconversione) ed in siti a forte sensibilità (topograficamente contigui ad abitazioni sparse od aggregate, indicativamente entro i 500 metri) tunnel, biocelle, biocontainer e altri sistemi a bioreattore confinato vanno preferibilmente dislocati all'interno di edifici chiusi onde captare le emissioni in fase di carico/scarico; alternativamente, si può prevedere l'allestimento di una apposita area di carico dei biocontainer (se mobili) all'interno degli edifici adibiti alla ricezione e pre-trattamento;
- chiusura delle aree di processo anche per la fase di maturazione, od adozione di sistemi statici semiconfinati (es. mediante teli); tale indicazione diventa tendenzialmente prescrittiva nel caso di localizzazioni critiche (indicativamente, entro i 500 metri) e/o ad alte capacità operative (indicativamente superiori alle 50-100 ton/die in ingresso alla sezione di bioconversione);
- svolgimento al chiuso delle operazioni di vagliatura, per il contenimento delle emissioni acustiche e la dispersione eolica; in questo caso non è necessaria l'aspirazione ed il trattamento odori delle arie esauste, mentre può essere valutata la predisposizione di sistemi di aspirazione localizzata con abbattimento delle polveri (es. tramite filtro a maniche).
- previsione, in fase attiva, della aerazione forzata della biomassa, per aspirazione e/o insufflazione;
- dimensionamento del sistema di ventilazione nella prima fase di trasformazione non inferiore ad una portata specifica media continuativa (ossia tenendo conto dei tempi eventuali di spegnimento) di $15 \text{ Nm}^3/\text{h} \cdot \text{t.}$ di biomassa (tal quale);
- previsione di tempi di spegnimento non superiori a 30 minuti ;
- predisposizione di strumenti di controllo del processo, con dotazione almeno di sonde termometriche;
- predisposizione di sistemi per l'inumidimento periodico della biomassa, in particolare nella fase attiva;
- altezza del letto di biomassa in fase attiva non superiore a 3 metri (con tolleranza del 10%) per sistemi statici; non superiore a 3,5 metri (con tolleranza del 10%) per sistemi dinamici.

Il "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Industries" di riferimento in particolare prevede:

a) nel caso di digestione anaerobica

- una stretta integrazione tra il sistema di trattamento dei rifiuti e il sistema di trattamento delle acque di processo;
- il massimo riutilizzo delle acque di processo all'interno del reattore;
- la realizzazione delle condizioni di termofilia durante il processo di digestione anaerobica;
- la misurazione sui flussi in ingresso e in uscita dei livelli di: TOC, COD, N, P, Cl;
- la massimizzazione della produzione di biogas;

b) nel caso di trattamento aerobico:

- l'utilizzo di reattori chiusi;
- il non instaurarsi di condizioni anaerobiche, controllando il processo mediante l'insufflazione di aria (attraverso un circuito a ciò dedicato) e adattando l'aerazione alla reale attività di degradazione biologica;
- l'efficace utilizzo delle acque di processo;
- l'isolamento termico della copertura dell'aria di maturazione;
- la minimizzazione della produzione di gas esausti a livelli di 2.500 – 5.000 Nm³/t di rifiuto;
- l'alimentazione uniforme dei rifiuti;
- riutilizzo delle acque di processo o dei residui fangosi all'interno del processo stesso al fine di limitare i reflui liquidi;
- la continua caratterizzazione delle caratteristiche dei rifiuti e il monitoraggio di parametri quali le portate e i volumi di massa.

E.4.5 Manutenzione

Devono essere previsti accorgimenti in grado di eseguire agevolmente operazioni di manutenzione; a tale scopo tutti i macchinari impiegati nel trattamento meccanico – biologico devono essere dotati di:

- sistemi di ingrassaggio e lubrificazione automatici o centralizzati;
- cuscinetti autolubrificanti (dove possibile);
- contatori di ore di funzionamento, per la programmazione degli interventi di manutenzione;
- pulsantiere locali per azionamento manuale delle macchine durante le manutenzioni;
- possibilità di accesso in tutte le zone con mezzi di sollevamento (manipolatore telescopico, autogrù) per interventi di modifica o manutenzione pesante. Qualora gli spazi a disposizione non lo permettano, occorrerebbe prevedere un carro ponte o paranchi di manutenzione dedicati.

E.4.6 Accorgimenti per limitare la diffusione di rifiuti negli ambienti di lavoro

Negli impianti di selezione meccanica devono essere previsti accorgimenti in grado di impedire la fuoriuscita dei rifiuti dai nastri e dalle macchine di trattamento per mantenere la pulizia degli ambienti; a tale scopo occorre mettere in opera:

- nastri trasportatori ampiamente dimensionati dal punto di vista volumetrico;
- pulitori sulle testate dei trasportatori e nastri pulitori al di sotto dei trasportatori;
- carterizzazioni;
- cassonetti di raccolta del materiale di trascinamento, in corrispondenza delle testate posteriori o dei rulli di ritorno;
- strutture metalliche di supporto delle macchine tali da permettere il passaggio di macchine di pulizia dei pavimenti.

E.4.7 Limitazione delle emissioni

Generalità

Gli impianti di trattamento meccanico – biologico devono essere eserciti in modo da non produrre emissioni dannose all'ambiente esterno e all'ambiente di lavoro, in particolare:

- emissioni di polveri
- emissioni di sostanze osmogene
- emissione di rumori
- scarichi liquidi
- produzione di rifiuti

Non si devono, inoltre, produrre:

- infestazioni di insetti e roditori
- condizioni dannose alla salute negli ambienti di lavoro

Il BREF di riferimento suggerisce di ridurre le emissioni derivanti dal trattamento meccanico – biologico ai seguenti livelli:

Tabella. 44: Livelli di riduzione delle emissioni nei gas esausti

	Concentrazione nei gas esausti
Emissioni osmogene ouE/m ³	<500 – 6000
NH ₃	<1-20 mg/Nm ³
VOC	7-20 ¹ mg/Nm ³
PM	5-20 mg/Nm ³
¹ Per bassi carichi di VOC il limite superiore può essere esteso a 50	

Fonte: "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries"

Emissioni di polveri

Nelle fasi di processo in cui è prevista l'emissione di polveri (pre- trattamenti, post – trattamenti), occorre prevedere:

- ricambi d'aria degli ambienti chiusi in cui si svolgono le operazioni di trattamento;
- sistemi di aspirazione concentrata (cappe collocate su salti nastro, tramogge di carico e scarico, vagli, copertura con appositi carter di macchine e nastri, ecc).

Deve essere, inoltre, assicurato un numero di ricambi d'aria adeguato alla intensità delle emissioni ed alla presenza di operatori all'interno del capannone, variabile da 2 a 4.

L'aria aspirata con entrambi i sistemi deve essere trattata con filtri a tessuto aventi caratteristiche tali da assicurare un'efficienza di abbattimento pari ad almeno il 98% delle emissioni in ingresso; in ogni modo devono essere definiti:

- tipo di tessuto (polipropilene o feltro poliestere)
- max velocità di attraversamento (1,25 m³/m²*min)

Va, inoltre, prevista:

- la pulizia automatica delle maniche
- l'evacuazione delle polveri tramite contenitori a tenuta
- la caratterizzazione delle polveri raccolte al fine di individuare le modalità di smaltimento più adeguate

Limitazione delle emissioni odorose

Le emissioni di odori sono di norma connesse alla presenza di sostanze organiche allo stato liquido e solido nei rifiuti trattati. Vanno utilizzati i sistemi di abbattimento degli odori il cui dimensionamento è stato già ampiamente descritto nel paragrafo E 2.3.

Limitazione delle emissioni liquide

Gli impianti devono essere dotati di un sistema di raccolta delle acque di scarico in cui sono distinte:

- la raccolta ed il trattamento delle acque di processo
- la raccolta ed il trattamento delle acque sanitarie
- la raccolta ed il trattamento delle acque di prima pioggia
- la raccolta ed il trattamento o il recupero delle acque meteoriche

In ogni caso deve essere valutata la possibilità di riuso delle acque usate (ad esempio acque degli scrubber per la depolverazione precedente i filtri biologici).

Le acque di lavaggio delle aree di accumulo di rifiuti e le acque di processo (percolati) devono essere raccolte in un sistema fognario indipendente da quello delle acque meteoriche e inviate a depurazione in loco o a opportuni serbatoi o vasche di stoccaggio provvisorio, provvisti di bacino di contenimento a norma di legge, per il successivo invio ad un impianto di depurazione centralizzato.

Le acque di prima pioggia (corrispondenti ai primi 5 mm di precipitazione) cadenti sulle superfici coperte e sulle superfici scoperte e impermeabilizzate all'interno della recinzione dell'impianto devono essere raccolte in apposite vasche e inviate a depurazione dopo analisi del tipo di inquinanti contenuti.

Le acque provenienti dagli impianti sanitari devono essere inviate all'impianto di depurazione centralizzato o depurate in loco, nel rispetto della normativa vigente (D. Lgs. 152/99).

Produzione dei rifiuti

Occorre limitare la quantità di rifiuti, tenendo presente che occorre trovare un punto di equilibrio tra la necessità di ottenere materiali rispondenti a specifici standard di qualità più facilmente allocabili sul mercato e l'efficienza dell'impianto in termini di rendimento di separazione e di recupero. Va evidenziato che piccoli incrementi di qualità dei materiali possono richiedere l'utilizzo di apparecchiature più complesse, aumentando i costi di trattamento ed i consumi di energia.

I principali tipi di rifiuti generati sono:

- gli inerti che dovranno essere inviati in discarica;
- il CDR che sarà utilizzato per il recupero energetico;
- il biogas (nel caso di trattamento anaerobico) che dovrà essere impiegato a fini energetici;
- i fanghi (nel caso di trattamento aerobico) che dovranno essere destinati a un circuito di recupero (anche integrato con un successivo trattamento aerobico – vedi paragrafo F) e/o all'utilizzo energetico;
- i sovralli.

Limitazione della produzione dei rumori

Per quanto riguarda, nello specifico, la limitazione delle emissioni di rumori è necessario, preliminarmente, individuare tutte le possibili sorgenti (comprese le sorgenti casuali) e le posizioni sensibili più vicine a tali sorgenti. Al fine di limitare i rumori è necessario acquisire, per ogni sorgente principale di rumore, le seguenti informazioni:

- posizione della macchina nella planimetria dell'impianto
- funzionamento (continuo, intermittente, fisso o mobile)
- ore di funzionamento
- tipo di rumore
- contributo al rumore complessivo dell'ambiente

E' anche necessario eseguire campagne di misure, e mappare i livelli di rumore nell'ambiente. Dopo l'acquisizione di tutte le informazioni necessarie vanno individuati i provvedimenti da attuare. Tutte le macchine devono essere messe a norma e devono essere dotate di sistemi di abbattimento dei rumori, in particolare i tritutori primari. I livelli sonori medi sulle 8 ore del turno lavorativo non devono superare gli 80 dB (A) misurate alla quota di 1,6 m dal suolo e a distanza di 1 m da ogni apparecchiatura.

Le macchine che superano i limiti previsti dalle norme devono essere insonorizzate. All'esterno dei capannoni devono essere verificati livelli di rumore inferiori a quelli ammessi dalla zonizzazione comunale, normalmente inferiori a 60 dB.

Limitazione delle infestazioni

La buona conduzione degli impianti sono la prima condizione per la riduzione del pericolo di infestazioni da insetti e roditori. La gestione dell'impianto deve prevedere campagne di disinfezione e disinfestazione con frequenza adeguata all'incidenza dei casi riscontrata.

Possono essere previsti sistemi automatici di disinfezione e/o disinfestazione, nelle ore notturne, con irrorazione di prodotti abbattenti per insetti (mosche) in particolare sulle aree di ricezione e sulle fosse rifiuti. Occorre comunque verificare che i prodotti usati non compromettano la qualità dei prodotti recuperati.

E.4.8 Sicurezza e prevenzione degli infortuni

I principali problemi legati alla prevenzione degli infortuni nell'ambito degli impianti di trattamento meccanico - biologico riguardano i macchinari in uso. Sia le macchine operatrici (es. tritutori, pale meccaniche, rivoltatrici, nastri trasportatori ecc.) che le attrezzature fisse (es. separatori balistici, mulini, vagli, presse, ecc.) devono essere dotate dei requisiti di sicurezza stabiliti dalle norme vigenti. Particolare attenzione dovrà essere rivolta alla schermatura degli organi meccanici rotanti dotati di elevata velocità di movimento. In particolare, gli organi fresanti delle macchine volta-cumuli, devono impedire l'eiezione di pietre o altri corpi contundenti eventualmente presenti nel materiale in corso di movimentazione. Gli operatori dovranno poi avere a disposizione i sistemi di protezione standard (es. occhiali, guanti, mascherine, calzature rinforzate), di volta in volta previsti per lo svolgimento in sicurezza delle mansioni cui sono destinati.

Anche il fuoco può rappresentare, in talune circostanze, un problema da tenere in considerazione nella gestione degli impianti di trattamento biologico. Se il materiale in trasformazione è mantenuto entro i livelli di umidità appropriata per il processo, i rischi di combustione spontanea sono limitati, specialmente presso gli impianti in cui il trattamento dei materiali avviene all'aperto. Tuttavia, se le matrici organiche in corso di stabilizzazione vanno incontro ad una eccessiva disidratazione, peraltro in cumuli di grandi dimensioni, l'autocombustione può diventare un rischio serio. Questo fenomeno avviene solitamente quando lo stadio termofilo del processo provoca la rapida diminuzione dell'umidità del substrato entro valori compresi tra il 25 ed il 45 %. A questo punto, nella parte interna dei cumuli con altezza largamente eccedente i 3,5 m, il calore può innescare reazioni chimiche che portano alla combustione spontanea del substrato. Insieme, il controllo del contenuto di umidità e della temperatura entro i limiti ottimali per il trattamento aerobico e l'allestimento di cumuli di dimensioni compatibili con il corretto svolgimento delle reazioni di trasformazione costituiscono il sistema di prevenzione più efficace nei confronti dei fenomeni di autocombustione. La presenza di un adeguato sistema antincendio è comunque obbligatoria per ogni stazione di trattamento biologico.

E.5 Migliori tecniche di gestione degli impianti di trattamento meccanico - biologico

Prima di iniziare l'esercizio dell'impianto è necessario che il gestore abbia dimostrato di avere approntato i seguenti piani:

- Piano di gestione operativa
- Programma di sorveglianza e controllo
- Piano di ripristino ambientale per la fruibilità del sito a chiusura dell'impianto secondo la destinazione urbanistica dell'area.

Nelle procedure operative di gestione e di manutenzione il criterio guida deve essere quello di minimizzare il contatto diretto degli operatori con i rifiuti, la loro permanenza in ambienti in cui sono presenti polveri e/o sostanze potenzialmente dannose per la salute, le operazioni di intervento manuale sulle macchine ed apparati tecnologici.

E.5.1 Piano di gestione operativa

In fase di esercizio gli impianti di selezione devono disporre di un piano di gestione operativa che individui le modalità e le procedure necessarie a garantire un elevato grado di protezione sia dell'ambiente che degli operatori presenti sull'impianto.

Per predisporre un adeguato piano di gestione operativa è consigliabile individuare procedure e controlli in funzione delle differenti fasi che caratterizzano il processo di trattamento.

Una fase comune a tutti gli impianti di selezione è quella del controllo dei rifiuti in ingresso. Tale controllo deve verificare la presenza e la corretta compilazione dei documenti di accompagnamento oltre alla corrispondenza dei documenti di accompagnamento e rifiuti mediante controllo visivo. Il conduttore dell'impianto deve sorvegliare il rispetto da parte del trasportatore delle norme di sicurezza, dei segnali di percorso e delle accortezze per eliminare i rischi di rilasci e perdite di rifiuti; in fase di scarico, inoltre, gli eventuali materiali non conformi devono essere allontanati e depositati in area dedicata.

Nelle procedure operative di gestione e di manutenzione il criterio guida deve essere quello di minimizzare il contatto diretto degli operatori con i rifiuti, la loro permanenza in ambienti in cui sono presenti polveri e/o sostanze potenzialmente dannose per la salute, le operazioni di intervento manuale sulle macchine ed apparati tecnologici.

E.5.2 Programma di sorveglianza e controllo (PSC)

Nell'ambito delle BAT va individuata la predisposizione ed adozione di un programma di sorveglianza e controllo, previsto, peraltro, in alcune leggi regionali a carico di tutti gli impianti di gestione dei rifiuti finalizzato a garantire che :

1. tutte le sezioni impiantistiche assolvano alle funzioni per le quali sono progettate in tutte le condizioni operative previste,
2. vengano adottati tutti gli accorgimenti per ridurre i rischi per l'ambiente ed i disagi per la popolazione,
3. venga assicurato un tempestivo intervento in caso di incidenti ed adottate procedure/sistemi che permettano di individuare tempestivamente malfunzionamenti e/o anomalie nel processo produttivo,
4. venga garantito l'addestramento costante del personale impiegato nella gestione,
5. venga garantito alle autorità competenti ed al pubblico l'accesso ai principali dati di funzionamento, ai dati relativi alle emissioni, ai rifiuti prodotti, nonché alle altre informazioni sulla manutenzione e controllo, inclusi gli aspetti legati alla sicurezza,
6. vengano adottate tutte le misure per prevenire rilasci e/o fughe di sostanze inquinanti,
7. venga garantita la qualità dei rifiuti trattati.

Il controllo e la sorveglianza dovrebbero essere condotti avvalendosi di personale qualificato ed indipendente ed i prelievi e le analisi previste per garantire il rispetto dei limiti alle emissioni,

indicate nei documenti autorizzativi, dovrebbero essere effettuati da laboratori competenti, preferibilmente indipendenti, operanti in regime di qualità secondo le norme ISO 9001 per le specifiche determinazioni indicate nel provvedimento autorizzativo.

I contenuti del PSC devono essere correlati, per quanto di competenza, con quelli del Piano di gestione.

Il PSC deve, inoltre, contenere i piani e le modalità esecutive dei controlli relativi a:

- controlli e verifiche in punti prestabiliti all'interno del ciclo di trattamento per verificarne il corretto funzionamento in ogni fase
- controlli all'esterno dell'impianto sia dell'aria che del suolo utilizzando eventualmente anche indicatori biologici con modalità e caratteristiche proporzionali ai risultati attesi;
- verifica delle concentrazioni degli scarichi idrici a monte e a valle dell'impianto per il trattamento delle acque di scarico.

Di seguito si riportano alcune tabelle che individuano in via generalizzata e a titolo esemplificativo fasi e tipi di controlli.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

Tabella 45: Descrizione dei controlli di ogni fase del trattamento meccanico – biologico.

FASE		DESCRIZIONE - CONTROLLI
Stoccaggio rifiuti		<p>I rifiuti urbani indifferenziati vengono scaricati nell'area dedicata (stoccaggio su pavimento a raso o in fossa). L'operatore prima delle successive lavorazioni deve assicurare che tra i rifiuti in ingresso non vi siano materiali indesiderati; qualora tali materiali fossero presenti deve provvedere a rimuoverli e a depositarli in apposita area. Il controllo del prodotto è di tipo visivo.</p> <p>L'area di stoccaggio è mantenuta in depressione mediante aspirazione d'aria con un numero minimo di 3 ricambi per ora. L'operatore deve verificare il funzionamento del sistema di aspirazione della zona di stoccaggio del materiale. In caso di necessità è opportuno prevedere la possibilità di intervenire sulle portate aspirate.</p> <p>L'alimentazione delle linee di processo è effettuata mediante sistemi su carroponte o con pala meccanica.</p>
Triturazione		<p>I rifiuti vengono movimentati dall'area di stoccaggio fino al trituratore-aprisacco; qualora per la movimentazione venga utilizzato un nastro a velocità variabile l'operatore deve regolare adeguatamente la portata e controllare la lavorazione.</p> <p>Il trituratore lacera i sacchi pieni e tritura il materiale in essi contenuto. Il trituratore deve essere dotato di sistemi automatici di arresto ed eventuale eliminazione dei materiali non triturabili.</p>
Vagliatura		<p>Effettuata la triturazione il materiale viene movimentato fino al vaglio.</p> <p>Il vaglio dà origine a due differenti flussi di materiali: frazione umida a prevalente matrice organica; frazione secca (sovrallo). Tali flussi vengono poi movimentati fino all'area di caricamento o di ulteriore trasformazione. L'operatore controlla l'eventuale ostruzione dei fori del vaglio. E' opportuno prevedere la possibilità di estrarre (mediante ulteriore vaglio o utilizzo di vagli a più sezioni con differente foratura) anche materiali fini ($\Phi < 20$ mm)</p>
Deferrizzazione, stoccaggio materiali ferrosi e caricamento per riutilizzo		<p>Mediante separatore magnetico la frazione secca e quella umida vengono private della loro componente ferrosa, che viene raccolta in un apposito volume di stoccaggio. L'operatore deve controllare giornalmente il livello di riempimento dello stoccaggio e qualora sia pieno provvedere a mandare il materiale a recupero.</p>
FRAZIONE UMIDA	TRATTAMENTO MECCANICO – BIOLOGICO	<p>Controllo del processo: Fermi restando i criteri generali per la regolare gestione degli impianti destinati al trattamento di rifiuti, il corretto svolgimento dei trattamenti viene garantito monitorando con opportuna tempistica i rifiuti, al momento del conferimento e durante il trattamento, e i prodotti finali secondo quanto indicato nelle tabelle successive.</p> <p>Metodiche analitiche In riferimento ai parametri indicati nelle tabelle successive si rimanda alle metodiche analitiche previste dalla normativa vigente in materia.</p>
Disinfestazione		<p>Deve essere previsto un idoneo programma di disinfestazione per l'eliminazione di eventuali mosche, ratti o altri animali.</p>
Acque di percolazione		<p>Le acque di percolazione provenienti dalla zona di stoccaggio del materiale in lavorazione devono essere convogliate mediante apposita rete nella vasca di raccolta del percolato. Successivamente devono essere inviate ad impianti di depurazione mediante autobotte o trattate in sito. Deve essere monitorato giornalmente il livello di riempimento del sistema di accumulo.</p>
Controllo odori		<p>Nelle aree di potenziale generazione di odori deve essere installato un sistema di aspirazione che provveda a ricambiare l'aria; l'aspirazione dall'interno garantisce inoltre la necessaria depressione per evitare la propagazione dei cattivi odori verso l'esterno. L'operatore deve verificare il funzionamento del ventilatore.</p> <p>L'aria estratta viene mandata al biofiltro e all'eventuale torre di lavaggio per essere depurata. L'operatore deve provvedere ad un'accurata manutenzione del biofiltro garantendone il necessario grado di umidità.</p>
Controllo gas di scarico e rumore		<p>L'operatore deve provvedere a far tenere accesi i motori dei mezzi in lavorazione e scarico per il tempo strettamente necessario.</p>

Tabella 46: Principali parametri analitici da monitorare: biostabilizzazione e bioessiccazione

Fase di processo	Tipo di controllo	Frequenza del controllo
Rifiuto in ingresso	Controllo visivo dell'eventuale presenza di rifiuti non classificabili come urbani (ingombranti, sanitari, pericolosi, speciali non assimilabili, ecc.)	Ad ogni conferimento
	Caratterizzazione merceologica	Semestrale
	Determinazione del rapporto C/N, dell'umidità e della densità del rifiuto	Mensile o nel caso di manifesto cambiamento della tipologia del rifiuto
Pretrattamenti	Controllo dell'eventuale presenza di rifiuti di dimensioni grossolane (dopo l'eventuale triturazione, prima dell'avvio alla selezione)	In continuo
Rifiuto in via di trattamento	Misurazione di temperatura, tenore di O ₂ o CO ₂ .	Quotidiano/settimanale
	Misurazione dell'indice di respirazione statico o dinamico sulla biomassa in via di stabilizzazione e/o bioessiccazione	3 - 4 volte/anno alla fine della fase di bioossidazione
	Caratterizzazione dimensionale (dopo l'eventuale triturazione, prima dell'avvio alla selezione)	Semestrale
Prodotto in uscita	Misurazione di umidità sul biostabilizzato e/o bioessiccato	Da settimanale a mensile
	- Determinazione dell'indice di respirazione statico o dinamico - Determinazione dei parametri previsti dalla legge	3 - 4 volte/anno sul prodotto finale

Tabella 47: Principali parametri analitici da monitorare: digestione anaerobica

Fase di processo	Tipo di controllo	Frequenza del controllo
Avviamento	Alimentazione TS, TVS, TCOD Reattore TS, TVS, TCOD, pH alcalinità, VFA	Alimentazione 1 volta settimana Reattore 2 volte alla settimana per i parametri di massa, 3 volte per i parametri di controllo
Condizioni di regime	Alimentazione TS, TVS, TCOD Reattore TS, TVS, TCOD, pH alcalinità, VFA	Alimentazione 1 volta settimana Reattore 1 volta alla settimana per i parametri di massa, 2 volte per i parametri di controllo

Tabella 48: Parametri per le misure on line – digestione anaerobica

Parametro	Obiettivo	Indicazioni di progetto
Temperatura	Monitorare le condizioni ambientali e il regime termico del digestore	Normalmente vengono utilizzate termocoppie interfacciate opportunamente in modo da poter inviare il segnale a quadro. Per la misura della temperatura interna al digestore deve essere prevista la possibilità di utilizzare un punto di campionamento rappresentativo della temperatura media interna
Pressione	Monitorare la sovrappressione interna al digestore	Deve essere utilizzata una sonda piezometrica adatta a resistere alle caratteristiche del biogas ed alla temperatura di esercizio del digestore
Portata del biogas	Parametro indispensabile per i bilanci di massa e per il controllo del processo	Deve essere utilizzato uno strumento in grado di misurare affidabilmente un intervallo di portata anche esteso al fine di garantire la misura anche nelle condizioni di avviamento e di transiente
	Parametri indispensabili per il controllo del processo e per la gestione della caldaia e del gruppo di cogenerazione	Possono essere utilizzati strumenti in linea basati su misure ad infrarossi ovvero determinazioni off-line attraverso analisi gas-cromatografica

Tabella 49: Parametri contenuti nelle tabelle di marcia, di gestione e monitoraggio del processo di digestione anaerobica

	Parametro	Unità di misura	Tecnica di acquisizione
Parametri Fisici	Temperatura esterna	°C	Termocoppia
	Temperatura reattore	°C	Termocoppia
	Pressione reattore	mm c.a.	Sonda piezometrica
Parametri linea gas	Portata	m ³ /d, m ³ /h	Misuratore flangia tarata
	% CO ₂	%	Sonda IR, gascromatografia
	% CH ₄	%	Sonda IR, gascromatografia
	%H ₂ S	%	Gascromatografia
Parametri alimentazione reattore	TS	g/kg	Gravimetria
	TVS	g/kg	Gravimetria
	STS	g/kg	Gravimetria
	SVS	g/kg	Gravimetria
	TCOD	gO ₂ /kg	Digestione e retrotitolazione
	SCOD	gO ₂ /kg	Digestione e retrotitolazione
	TOC	%, g/kg	Analisi elementare
	pH		Strumentale
	TA(6), TA(4)	GCaCO ₃ /l	Titolazione
	Anioni (PO ₄ , SO ₄ , Cl, Br, NO ₂ , ecc)	ppm	Cromatografia ionica
	Catoni (NH ₄ , Ca, Mg, ecc)	ppm	Cromatografia ionica
Metalli pesanti	ppm	Assorbimento atomico, ICP	
Microinquinanti	ppm, ppb	Tecniche specifiche	

Tabella 50: Parametri contenuti nelle tabelle di marcia, di gestione e monitoraggio del processo di digestione anaerobica

Parametro	Definizione	Determinazione	Unità di misura
Linea gas			
GP	Produzione di gas	GP/Vr	m ³ /d
GPR	Velocità di produzione di gas	GPR/OLR	m ³ /m ³ reattore.d
SGP	Produzione specifica di gas	GPR/SOLR	m ³ /kg TVS _f
SGP*	Produzione specifica di biogas rispetto alla biomassa	GP x CH ₄ %	m ³ /(kg TVS _f , TVS _r)
MP	Produzione di metano	GP x CH ₄ %	m ³ CH ₄ / d
MPR	Velocità di produzione di metano	GPR x CH ₄ %	m ³ CH ₄ / m ³ reattore.d
SMP	Produzione specifica di metano	SGP x CH ₄ %	m ³ CH ₄ / kg TVS _f
SMP*	Produzione specifica di metano rispetto alla biomassa	SGP x CH ₄ %	m ³ CH ₄ / (kg TVS _f , TVS _r)
Alimentazione e reattore			
TVS/TV			%
STS/SVS			%
SCOD/TCOD			%
TCOD/TVS			
TA(4) – TA(6)			GCaCO ₂ /l
HRT	Tempo di ritenzione idraulico	Vr/Qf	d
OLR	Carico organico	Q x TVS _f /Vr	KgTVS/m ³ d
SOLR	Carico organico specifico	Q x TVS _f /(Vr x TVSr)	KgTVS/kgTVS _r .d
RR	Rapporto di ricircolo		%

E.5.3 Strumenti di gestione ambientale

Personale

La responsabilità della gestione dell'impianto di trattamento deve essere affidata ad una persona competente, tutto il personale deve essere adeguatamente addestrato.

Benchmarking

Risulta opportuno analizzare e confrontare, con cadenza periodica, i processi, i metodi adottati e i risultati raggiunti, sia economici che ambientali, con quelli di altri impianti e organizzazioni che effettuano le stesse attività.

Certificazione

Le attività connesse con la gestione dell'impianto e le varie procedure operative che le regolamentano devono far parte di un apposito manuale di gestione al quale il gestore dell'impianto dovrà attenersi. E' necessario attivare le procedure per l'adozione sistemi di gestione ambientale (EMS) nonché di certificazione ambientale (ISO 14001) e soprattutto l'adesione al sistema EMAS.

Sistemi di supervisione e controllo

Per gli impianti che trattano elevate quantità di rifiuti, tutti i sistemi, gli apparati e le apparecchiature costituenti l'impianto devono essere sottoposte ad un efficiente ed affidabile sistema di supervisione e controllo che ne consenta la gestione in automatico.

Comunicazione e consapevolezza pubblica

E' necessaria la predisposizione di un programma di comunicazione periodica che preveda:

- la diffusione periodica di rapporti ambientali;
- la comunicazione periodica a mezzo stampa locale;
- la distribuzione di materiale informativo,
- l'apertura degli impianti per le visite del pubblico;
- la diffusione periodica dei dati sulla gestione dell'impianto.

E.5.4 Aspetti di pianificazione e gestione

Ubicazione dell'impianto

La scelta del sito deve essere effettuata sulla base di valutazioni comparative tra diverse localizzazioni che tengano in considerazione tutti gli aspetti logistici, di collegamento con le diverse utenze e con gli impianti di destinazione dei materiali da recuperare o con gli impianti di smaltimento nonché di impatto ambientale.

Aree industriali dismesse o quelle destinate agli insediamenti industriali, dalle pianificazioni urbanistiche dei Comuni costituiscono la collocazione più idonea per gli impianti.

Nel luogo di insediamento dell'impianto i disagi dovuti agli eventuali impatti negativi riconducibili all'attività di trattamento dei rifiuti organici dovrebbero risultare il più possibile circoscritti, sia per quanto riguarda le emissioni maleodoranti che l'inquinamento acustico. In particolare, il sistema di trattamento prescelto dovrà essere adattato alle caratteristiche del luogo (o viceversa), con specifico riferimento sia alle sistemazioni superficiali per il corretto drenaggio delle acque meteoriche, sia alle misure di prevenzione nei confronti di ogni forma di inquinamento.

Ai fini dell'individuazione delle aree idonee devono essere acquisite tutte le informazioni bibliografiche e cartografiche relative alle caratteristiche geolitologiche, geomorfologiche,

idrogeologiche, vincolistiche, ecc. del territorio in esame, da integrare eventualmente con indagini di campo.

Altri aspetti, di natura territoriale e socioeconomica, che intervengono successivamente nella scelta delle aree selezionate, sono:

- presenza di rilevanti beni storici, artistici, archeologici;
- la distribuzione della popolazione;
- la distribuzione delle industrie sul territorio.

Trasporti e collegamento al sistema viario

Deve essere garantito un collegamento viario idoneo al transito dei mezzi per il conferimento dei rifiuti e per l'allontanamento dei residui.

Il conferimento dei rifiuti mediante ferrovia, se fattibile dal punto di vista tecnico-economico, è da privilegiare.

Al fine di ridurre i costi di trasporto e l'impatto sull'ambiente è necessario prevedere l'impiego di autocarri con la massima portata utile; di conseguenza è necessario verificare la disponibilità di strade adeguate.

COPIA TRATTA DA GURITEL — GAZZETTA UFFICIALE ONLINE

F. IDENTIFICAZIONE DI EVENTUALI TECNICHE ALTERNATIVE E DEFINIZIONE OVE POSSIBILE DEL RANGE DI PRESTAZIONE

Il fatto che, a fronte del consolidamento del ruolo del trattamento aerobico, anche la digestione anaerobica stia ottenendo sempre maggiore attenzione tra le tecnologie per il trattamento dei rifiuti solidi organici, come evidenziato nei paragrafi precedenti, ha invogliato, in particolare in questi ultimi anni, sempre più i progettisti ad esaminare le possibili integrazioni dei due processi al fine di ottimizzarne i rispettivi pregi e minimizzarne gli svantaggi (Piccinini S. et al., 2001).

I principali vantaggi e svantaggi dei due processi possono essere così sintetizzati:

- la digestione anaerobica produce energia rinnovabile (biogas) a fronte del trattamento aerobico che consuma energia;
- gli impianti anaerobici sono in grado di trattare tutte le tipologie di rifiuti organici indipendentemente dalla loro umidità, a differenza del trattamento aerobico che richiede un certo tenore di sostanza secca nella miscela di partenza;
- gli impianti anaerobici sono reattori chiusi e quindi non vi è rilascio di emissioni gassose maleodoranti in atmosfera, come può avvenire durante la prima fase termofila del trattamento aerobico;
- nella digestione anaerobica si ha acqua di processo in eccesso che necessita di uno specifico trattamento, mentre nel trattamento aerobico le eventuali acque di percolazione possono essere riciclate come agente umidificante sui cumuli in fase termofila;
- gli impianti di digestione anaerobica richiedono investimenti iniziali maggiori rispetto a quelli di trattamento aerobico;
- la qualità del digestato, in uscita dalla digestione anaerobica, comporta un uso agronomico diverso rispetto al prodotto ottenuto dal trattamento aerobico.
- l'integrazione dei due processi può portare dei notevoli vantaggi, in particolare:
 - si migliora nettamente il bilancio energetico dell'impianto, in quanto nella fase anaerobica si ha in genere la produzione di un surplus di energia rispetto al fabbisogno dell'intero impianto;
 - si possono controllare meglio e con costi minori i problemi olfattivi; le fasi maggiormente odorigene sono gestite in reattore chiuso e le "arie esauste" sono rappresentate dal biogas (utilizzato e non immesso in atmosfera). Il digestato è già un materiale semi-stabilizzato e, quindi, il controllo degli impatti olfattivi durante il post-compostaggio aerobico risulta più agevole;
 - si ha un minor impegno di superficie a parità di rifiuto trattato, pur tenendo conto delle superfici necessarie per il post-compostaggio aerobico, grazie alla maggior compattezza dell'impiantistica anaerobica;
 - si riduce l'emissione di CO₂ in atmosfera (Kubler H. et al., 1999) da un minimo del 25% sino al 67% (nel caso di completo utilizzo dell'energia termica prodotta in cogenerazione); l'attenzione verso i trattamenti dei rifiuti a bassa emissione di gas serra è un fattore che assumerà sempre più importanza in futuro.

Nella Figura 17 si riporta, a titolo di esempio, un possibile schema di ciclo di trattamento integrato anaerobico/aerobico di rifiuti organici (Gruppo di lavoro CITEC, 2000).

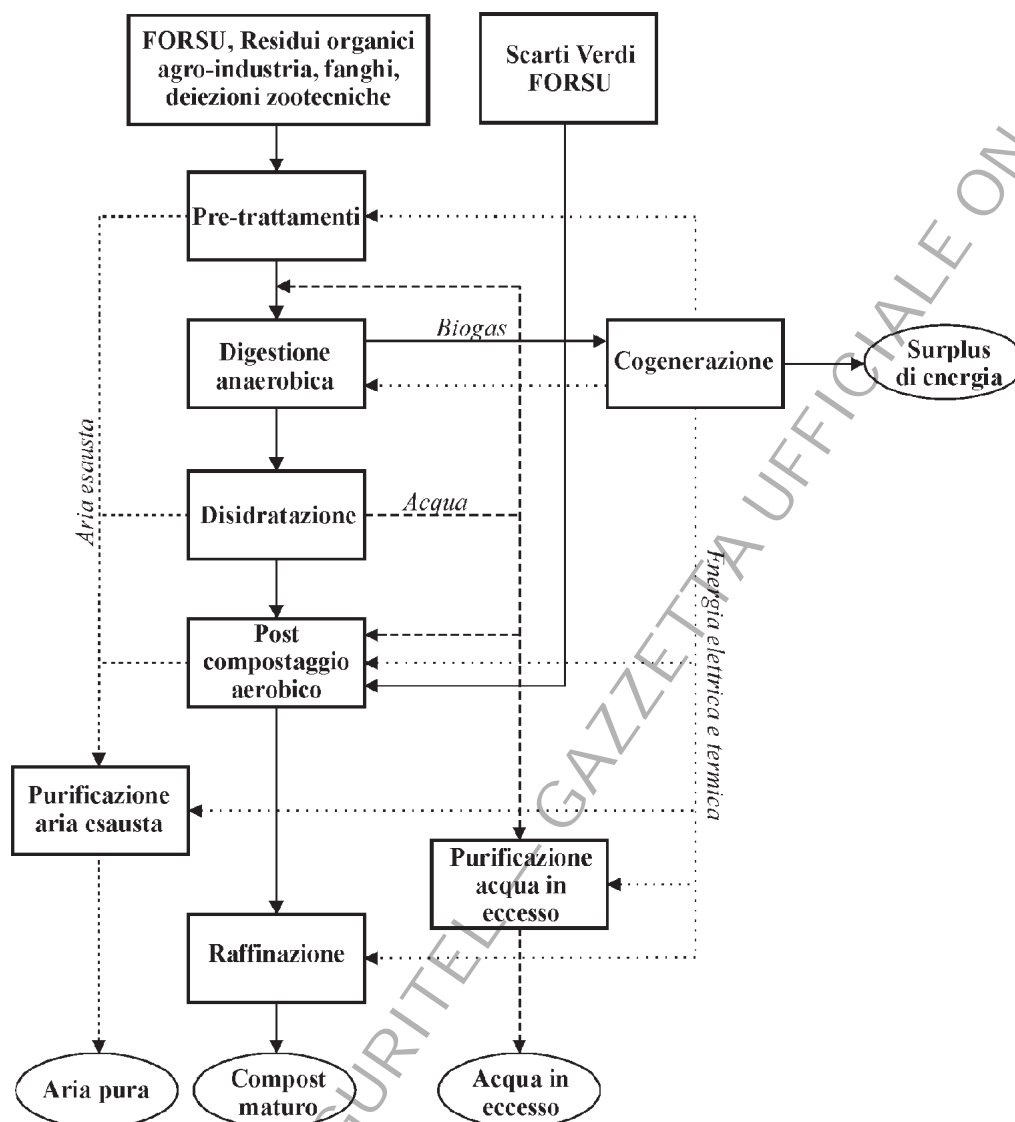


Figura 17: Schema del ciclo di trattamento integrato anaerobico/aerobico

L'inserimento della digestione anaerobica, secondo lo schema di Figura 20, risulta interessante anche per tutti quegli impianti di compostaggio che, alla luce dell'incremento delle raccolte differenziate secco/umido, si trovano nella necessità di aumentare la capacità di trattamento dell'umido.

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

L'adozione delle B.A.T. per gli impianti di trattamento meccanico biologico riguardano miglioramenti nell'efficienza ambientale, ma anche di rendimento economico delle attività di che trattasi.

La loro definizione ha come scopo principale di fornire alle autorità preposte il riferimento su cui valutare compiutamente le richieste di autorizzazione integrata in campo ambientale in ambito IPPC. Al tempo stesso, esse possono risultare di aiuto anche agli operatori essendo sottinteso che di esse occorre tenere in dovuto conto, ove applicabili, in sede di predisposizione della richiesta di autorizzazione.

Le varie tematiche di interesse sono state sviluppate, per quanto possibile, in modo sequenziale, analizzando le tecniche secondo la sequenza di trattamenti che caratterizzano un impianto di trattamento meccanico – biologico. Tutte le migliori tecniche sono state ampiamente discusse nel paragrafo E2.

Nella tabella che segue vengono sinteticamente illustrate le BAT per ciascuna tipologia di impianto trattato.

Tabella. 51: Individuazione delle BAT

Conferimento e stoccaggio dei rifiuti all'impianto
<p>1. Caratterizzazione preliminare del rifiuto.</p> <ul style="list-style-type: none"> • caratteristiche chimico-fisiche, • classificazione del rifiuto e codice CER, • modalità di conferimento e trasporto. <p>2. Modalità di accettazione del rifiuto all'impianto.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Programmazione delle modalità di conferimento dei carichi all'impianto. • Pesatura del rifiuto • Annotazione del peso lordo da parte dell'ufficio accettazione. <p>3. Congedo automezzo.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bonifica automezzo con lavaggio ruote. • Sistemazione dell'automezzo sulla pesa. • Annotazione della tara da parte dell'ufficio accettazione. • Congedo dell'automezzo. • Registrazione del carico sul registro di carico e scarico. <p>Occorre inoltre prevedere:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Strutture di stoccaggio con capacità adeguata sia per i rifiuti da trattare sia per i rifiuti trattati • Mantenimento di condizioni ottimali dell'area di impianto • Adeguati isolamento e protezione dei rifiuti stoccati • Minimizzazione della durata dello stoccaggio. • Installazione di adeguati sistemi di sicurezza ed antincendio • Minimizzazione delle emissioni durante le fasi di movimentazione e stoccaggio

Trattamento meccanico - biologico

- Movimentazione ed alimentazione dei rifiuti
- Idoneo posizionamento degli operatori addetti alla movimentazione
- Disponibilità di spazio per i rifiuti rimossi (e.: ingombranti)
- Pre - trattamenti (triturazione/lacerazione/sfibratura, miscelazione, demetallizzazione vedi par.D3.2)
- Trattamento di biostabilizzazione o di digestione anaerobica della frazione organica secondo le procedure indicate in D3.3 ed E2.
- Post - trattamenti di raffinazione del prodotto stabilizzato con processo aerobico (vagliatura, classificazione densimetrica, demetallizzazione)
- Post - trattamenti di raffinazione del prodotto stabilizzato con processo anaerobico (produzione e depurazione del biogas, disidratazione fanghi, stabilizzazione e raffinazione del fango digerito)
- Controllo di qualità dei rifiuti trattati
- Stoccaggio/Utilizzo dei prodotti finali

Trattamento delle emissioni gassose

- Adeguata individuazione del sistema di trattamento
- Consumi energetici compresa la valutazione
- Abbattimento delle polveri
- Riduzione degli odori mediante l'utilizzo di appositi presidi ambientali individuati nei paragrafi D.4 ed E2.3

Trattamento dei reflui prodotti nell'impianto

- Impiego di sistemi di trattamento a minor produzione di effluenti
- Massimizzazione del ricircolo delle acque reflue
- Raccolta separata delle acque meteoriche pulite
- Adeguati sistemi di stoccaggio ed equalizzazione
- Impiego di sistemi di trattamento chimico-fisico
- Trattamento biologico delle acque reflue

Caratterizzazione dei residui solidi

- Individuazione delle migliori tecniche di smaltimento e/o recupero dei residui
- Rimozione degli inerti dagli scarti del separatore aerulico
- Recupero degli inerti
- Disidratazione dei fanghi della digestione anaerobica, loro stabilizzazione e stoccaggio/riutilizzo

Rumore

- Sistemi di scarico e pretrattamento al chiuso
- Impiego di materiali fonoassorbenti
- Impiego di sistemi di coibentazione
- Impiego di silenziatori su valvole di sicurezza, aspirazioni e scarichi di correnti gassose

Strumenti di gestione ambientale

- Sistemi di gestione ambientale (EMS)
- Certificazioni EN ISO 14001
- EMAS

Comunicazione e consapevolezza dell'opinione pubblica

- Comunicazioni periodiche a mezzo stampa locale e distribuzione di materiale informativo
- Organizzazione di eventi di informazione/discussione con autorità e cittadini
- Apertura degli impianti al pubblico
- Disponibilità dei dati di monitoraggio in continuo all'ingresso impianto e/o via Internet

H . ANALISI DELL'APPLICABILITA' AD IMPIANTI ESISTENTI DELLE TECNICHE DI PREVENZIONE INTEGRATA DELL'INQUINAMENTO ELENCAE AL PUNTO PRECEDENTE

H.1 Applicazione delle BAT

L'applicabilità di una qualsiasi BAT, soprattutto nel caso degli impianti esistenti, non può risultare di carattere generale essendo essa legata a diversi fattori presenti a livello locale, che possono influenzare notevolmente le prestazioni raggiungibili.

Tra questi si citano:

- Le dimensioni dell'impianto;
- Il tempo di vita residuo ("età") dell'impianto;
- L'ubicazione e il contesto locale;
- Le caratteristiche dei rifiuti trattati;
- La presenza di vincoli di carattere tecnico;

Occorre ricordare che le prestazioni conseguibili con le BAT, siano esse di tipo ambientale che energetico, sono riferite a medie annuali. I campi di prestazioni riportati al paragrafo E2 non sono pertanto riferiti a eventi eccezionali od occasionali dell'impianto, ma riflettono invece l'incidenza che i suddetti fattori possono avere nell'applicazione di una specifica BAT in diversi contesti.

H.1.1 Le dimensioni dell'impianto

Si può senza dubbio affermare che l'economia di scala non consente agli impianti di taglia ridotta di ottenere, a parità di costo unitario, le stesse prestazioni ambientali, a causa dell'influenza negativa del fattore di scala. Questo può rendere alcune tecniche difficilmente applicabili.

H.1.2 L'età dell'impianto

In linea generale l'applicazione delle BAT dovrebbe essere idonea sia per gli impianti nuovi che per quelli esistenti.

E' altrettanto evidente che tale affermazione deve poi essere calata all'interno della realtà del singolo impianto.

H.1.3 L'ubicazione e il contesto locale

L'ubicazione dell'impianto può influenzare notevolmente l'efficacia e persino la stessa applicabilità di una specifica BAT.

Ad esempio la mancata disponibilità di aree esterne nel caso di un impianto di trattamento a cumuli in aia potrebbe richiedere l'utilizzo di una differente tecnologia per effettuare il trattamento meccanico biologico aerobico. Anche la vicinanza a una zona densamente popolata deve essere tenuta debitamente in considerazione, soprattutto con riferimento alle emissioni odorogene.

H.1.4 Le caratteristiche dei rifiuti trattati.

La conoscenza approfondita delle matrici in ingresso agli impianti di trattamento meccanico biologico è di estrema importanza, sia per preparare una miscela iniziale idonea, sia per orientare la qualità del prodotto in uscita dall'impianto.

Infatti, dalla tabella successiva si evidenziano i parametri del compost (inteso come prodotto finale) influenzati dalla biomassa trattata. Altri parametri sono invece regolati dalla corretta conduzione del processo.

La tipologia del rifiuto in ingresso influenza notevolmente il tipo di tecnologia più adatta per la realizzazione del trattamento meccanico - biologico bisognerà perciò avere una conoscenza esatta della composizione del rifiuto.

H.1.5 Presenza di vincoli di carattere tecnico

Tra le difficoltà che possono insorgere nell'applicazione di specifiche BAT occorre sicuramente annoverare:

- la compatibilità tecnica dell'intervento in esame con i criteri progettuali e/o realizzativi delle installazioni esistenti;
- la mancata disponibilità di aree idonee per l'installazione di apparecchiature, sistemi e/o componenti aggiuntivi.

H.2 Interventi per l'applicazione delle BAT

Per l'adeguamento del sistema impiantistico nazionale ai dettami della direttiva IPPC possono essere individuati due tipi di interventi:

- Interventi di carattere operativo gestionale, caratterizzati da tempi di realizzazione e costi relativamente ridotti, nonché vantaggi prestazionali accettabili per impianti che sono praticamente già in linea o quasi con la futura normativa;
- Interventi ristrutturativi, che prevedono il rifacimento, più o meno esteso, di qualche sezione dell'impianto individuata come critica e che comportano tempi di realizzazione (indicativamente dell'ordine dei 24 mesi) con maggiori impegni economici.

Nella valutazione della scelta delle migliori tecniche si deve, anche, tener presente che potrebbe risultare difficoltoso adottarne alcune (es. sostituire un processo tecnologico con un altro) in impianti esistenti.

Tutte le tecniche legate ad aspetti gestionali individuate al paragrafo E.5 devono essere, invece, sempre introdotte al fine di garantire elevati livelli di tutela dell'ambiente e della salute umana.

I. FATTIBILITÀ ECONOMICA DELLE TECNICHE ELENcate ANALIZZATA ATTRAVERSO ANALISI COSTI-BENEFICI

I.1 Considerazioni economiche di carattere generale sugli impianti di trattamento meccanico biologico

Gli impianti di trattamento meccanico – biologico sono caratterizzati da valori specifici dei costi di investimento e di gestione variabili in un campo molto ampio, in conseguenza dei numerosi fattori che concorrono alla sua definizione.

I.1.1 Costi di investimento e di gestione per impianti di trattamento aerobico

Di seguito si descrivono le principali voci del costo di gestione di un impianto tipo di selezione meccanica di RU, produzione di CDR e compostaggio della frazione umida.

L'analisi si riferisce ai seguenti dati di base:

- Potenzialità di trattamento dell'impianto: 120.000ton/anno (pari a circa 400 t/g) di rifiuti urbani
- Prodotti derivanti dal trattamento (in media e riferiti al peso dei materiali entranti):
 - CDR-fluff 30% pari a 36.000 t/y
 - Frazione organica stabilizzata (compost grigio) 15% 18.000 t/y
 - Ferro (+ alluminio) 3% pari a 3.000 t/y
 - Residui di lavorazione igienizzati 25% pari a 30.000 t/y

I costi dell'impianto sono riportati nella tabella seguente.

Tabella 52: Costi di un impianto di trattamento biologico

Investimenti	
Immobilizzazioni	I_1
Acquisto macchine operatrici	I_2
Totale investimenti	$\Sigma_i I_i$
Costi di gestione ordinaria	
Spese per il personale	C_{g1}
Costi tecnici di produzione	C_{g2}
Manutenzioni, riparazioni e acquisti ricambi	C_{g3}
Prestazioni di terzi	C_{g4}
Costi amministrativi e finanziari	C_{g5}
Totale parziale	$\Sigma_i C_{gi}$
Spese generali: 20% di ($\Sigma_i I_i + \Sigma_i C_{gi}$)	S_g
Costo totale di gestione ordinaria	$\Sigma_i C_{gi} + S_g$
Ammortamento finanziario degli investimenti	A_α^5
Costo di esercizio globale dell'impianto tecnologico CT	$\Sigma_i C_{gi} + S_g + A_\alpha$
Costo unitario del trattamento tecnologico (€/t)	CT/Q

E' evidente che i costi di gestione sono fortemente influenzati da molti fattori, tra cui la taglia, l'età, l'ubicazione dell'impianto, nonché la disponibilità di infrastrutture e servizi.

Non è possibile, quindi, dare delle indicazioni generalmente valide per i costi suddetti.

⁵ La formula dell'ammortamento è: $A_\alpha = c \Sigma_i I_i$ dove $c = (1+t)^{-n} / (1+t)^{-1}$, con t = tasso % di interesse e n = numero anni di ammortamento.

Si riportano di seguito (tabella 53) dati di riferimento delle grandezze in gioco, per impianti da 400 ton/g:

Tabella. 53: Valori del costo totale di gestione ordinaria di impianti di trattamento biologico 400 ton/g.

RIPARTIZIONE PERCENTUALE DEI COSTI DI GESTIONE DI UN IMPIANTO DI TRATTAMENTO MECCANICO/BIOLOGICO (400 Ton/GG.)			
Voci di costo	Lire /anno	€	% sul totale
Spese per il personale	1.750.000.000	903.800	22
Costi tecnici di produzione	605.000.000	312.456	8
Manutenzione riparazioni ricambi acquisti	1.020.000.000	526.786	13
Prestazioni di terzi	480.000.000	247.899	6
Costi amministrativi e finanziari	304.000.000	157.003	4
TOTALE PARZIALE	4.159.000.000	2.147.944	52
Spese generali alca e utili di gestione (20%)	831.800.000	429.589	10
COSTO TOTALE GESTIONE ORDINARIA	4.990.800.000	2.577.533	63
Ammortamento finanziario degli investimenti	2.947.000.000	1.521.998	37
COSTO DI ESERCIZIO GLOBALE DELL'IMPIANTO TECNOLOGICO	7.937.800.000	4.099.532	100

Quindi il costo unitario del trattamento tecnologico è:
costo di esercizio globale impianto ML/y (7.937.800.000)/ potenzialità di trattamento impianto t/y (120.000) = 66.150 L/t – 34.163 €/t

I.1.2 Costi di investimento e di gestione per impianti di trattamento anaerobico

Non sono disponibili dati relativi ai 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

La direttiva 96/61/CE ("Direttiva IPPC") definisce le "**migliori tecniche disponibili**" come:
"la più efficiente e avanzata fase di sviluppo di attività e relativi metodi di esercizio indicanti l'idoneità pratica di determinate tecniche a costituire, in linea di massima, la base dei valori limite di emissione intesi ad evitare oppure, ove ciò si riveli impossibile, a ridurre in modo generale le emissioni e l'impatto sull'ambiente nel suo complesso".

A tale scopo occorre tenere presente le seguenti definizioni:

- "**tecniche**", si intende sia le tecniche impiegate sia le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto;
- "**migliori**", qualifica le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso;
- "**disponibili**", qualifica le tecniche sviluppate su una scala che ne consenta l'applicazione in condizioni economicamente e tecnicamente valide nell'ambito del pertinente comparto industriale, prendendo in considerazione i costi e i vantaggi, indipendentemente dal fatto che siano o meno applicate o prodotte nello Stato membro di cui si tratta, purché il gestore possa avervi accesso a condizioni ragionevoli;

J.1.2 Impatto ambientale e rischi

Le tecniche individuate devono minimizzare l'impatto dell'impianto sull'ambiente relativo a tutte le matrici interessate (acqua, aria, suolo) e sulla salute umana, nel rispetto degli specifici requisiti stabiliti dalla normativa vigente. La sicurezza dei lavoratori deve essere tutelata, in accordo alla vigente normativa.

J.1.3 Fattibilità tecnico-economica

Le tecniche prescelte devono essere affidabili e deve essere garantita la qualità dei sistemi e delle apparecchiature utilizzate. I costi di investimento, esercizio e manutenzione devono essere sostenibili. Le analisi costi-benefici devono aver dato prova positiva.

J.1.4 Processo decisionale per l'individuazione delle BAT

Per l'individuazione di una BAT occorre mettere in atto un processo decisionale che sulla base dei dati disponibili sulla tecnica in esame e della specifica applicazione, tenuto conto dei fattori locali e degli aspetti summenzionati possa portare ad una valutazione della sua applicabilità.

J.2 Criteri di individuazione delle BAT

Considerazioni da tenere presenti nella determinazione delle migliori tecniche disponibili, tenuto conto dei costi e dei benefici che possono risultare da un'azione e del principio di precauzione e prevenzione.

J.2.1 Impiego di tecniche a scarsa produzione di rifiuti

Le tecniche adottate nei processi di trattamento meccanico biologico dei rifiuti devono essere tali da minimizzare la produzione dei rifiuti e la loro pericolosità.

Queste tecniche devono tendere ad ottenere come prodotto finale un rifiuto stabilizzato.

Le tecniche devono limitare anche la produzione di rifiuti non direttamente collegati al processo, ma all'esercizio dell'impianto nel suo insieme, come parti di impianto sostituite, fanghi, reflui, ecc..

Inoltre devono essere affrontate le problematiche legate allo stoccaggio, carico, trasporto e scarico dei rifiuti prodotti.

J.2.2 Impiego di sostanze meno pericolose

Nella progettazione dell'impianto e nella sua conduzione deve essere previsto l'impiego di sostanze e materiali selezionati secondo i criteri della minore pericolosità e del minore consumo.

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

I materiali e le sostanze impiegate nei vari processi devono essere recuperati al massimo possibile, nel rispetto della normativa vigente.

In particolare, per la loro rilevanza quantitativa, le tecniche di gestione devono essere finalizzate a massimizzare:

- la produzione ed il riutilizzo del biogas
- la produzione ed il riutilizzo del biostabilizzato
- l'utilizzo del CDR a fini di recupero energetico
- utilizzo dei fanghi da inviare a successivo circuito di recupero e/o utilizzo energetico
- il riciclo delle acque di scarico per usi interni all'impianto.

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

Le tecniche individuate devono garantire prestazioni e livelli di esercizio verificati sulla base di applicazioni di successo su scala industriale.

L'impianto deve garantire elevata disponibilità e affidabilità di esercizio.

E' importante la molteplicità di fornitori e la disponibilità sul mercato di ricambi, materiali e reagenti necessari per l'esercizio e per le manutenzioni.

Le tecniche adottate devono essere compatibili con le condizioni locali (ambientali, climatiche, geografiche, socio-economiche).

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

Le tecniche devono essere scelte alla luce delle evoluzioni in campo scientifico e dei relativi progressi tecnici conseguiti nel settore del trattamento biologico dei rifiuti.

Qualsiasi tecnica deve dimostrare anche la capacità di evolvere ed essere in grado di adattarsi a nuove soluzioni e condizioni.

J.6 Natura, effetti e volume delle emissioni

La valutazione degli effetti delle emissioni deve tenere conto della situazione al contorno (piani di qualità dell'aria e dell'acqua, piani territoriali e urbanistici, ecc.)

Devono essere utilizzate le tecniche più avanzate per la misurazione delle emissioni e dei parametri di processo, nel rispetto dei requisiti minimi prescritti dalla normativa.

J.7 Messa in funzione degli impianti nuovi o esistenti

Sono da considerare la vita media di un impianto e la sua capacità produttiva nel tempo.

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

Nel settore del trattamento dei rifiuti, la variabilità e complessità dei materiali da trattare richiedono l'attenta sperimentazione e la verifica sul campo di qualsiasi nuova tecnica proposta.

Gli investimenti necessari possono essere notevoli, anche alla luce delle tagli significative degli impianti; molto spesso il passaggio dalla sperimentazione alla realizzazione industriale è un processo lento e costoso che può richiedere anni.

J.9 Consumo di risorse

Le tecniche selezionate devono essere finalizzate alla la minimizzazione dei consumi di acqua, materie prime, energia; devono inoltre prediligere l'impiego di sostanze e materiali la cui produzione è, a sua volta, causa di un ridotto impatto ambientale e minimi consumi energetici. In questa valutazione può risultare utile l'impiego di sistemi di analisi del ciclo di vita (LCA). Le tecniche prescelte devono massimizzare l'efficienza del ciclo termico e utilizzare apparecchiature a basso consumo di energia. In particolare deve essere minimizzata l'emissione specifica per unità di energia prodotta.

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

E' necessario minimizzare l'impatto delle emissioni in aria e in acqua, tenendo conto della specifica realtà territoriale in cui è insediato l'impianto. L'impatto globale deve essere valutato nell'ambito di piani locali della qualità dell'aria e delle acque. Deve essere accuratamente valutato che un impianto non affidabile può mettere in crisi il servizio (pubblico o meno) di smaltimento rifiuti. Inoltre, occorre ridurre al minimo il numero di fermate e avviamenti dell'impianto, perché in queste fasi vengono, di solito, emesse le maggiori quantità di inquinanti. Sono richieste tecniche di misurazione di elevata qualità per il monitoraggio in continuo dei parametri operativi dell'impianto e delle emissioni.

J.11 Prevenzione degli incidenti e minimizzazione degli effetti

Le tecniche adottate devono considerare la possibilità di incidenti, guasti e malfunzionamenti degli impianti e prevenirne o limitarne le conseguenze. Gli impianti devono essere dotati di sistemi di sicurezza intrinseca e di adeguate riserve. In caso di guasto improvviso o di mancanza di alimentazione, le apparecchiature devono portarsi autonomamente in condizioni di massima sicurezza.

Tenere in debita considerazione l'avvio, le perdite, le disfunzioni, gli arresti temporanei e l'arresto definitivo dell'impianto. Le tecniche prescelte devono prevedere tutte le misure per fronteggiare qualsiasi condizione anomala di esercizio.

Deve essere previsto un idoneo sistema antincendio.

La responsabilità della gestione dell'impianto va affidata a persone competenti e il personale deve essere adeguatamente addestrato.

BIBLIOGRAFIA

- European IPPC Bureau (a cura di) "Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries", August 2005
- CITEC (2002), "*Linee guida per la progettazione, realizzazione e gestione degli impianti a tecnologia complessa per lo smaltimento dei rifiuti urbani*", Ed. Hyper
- APAT/Osservatorio Nazionale sui Rifiuti "Rapporto Rifiuti 2004", dicembre 2004
- APAT/Osservatorio Nazionale sui Rifiuti "Rapporto Rifiuti 2005", dicembre 2005
- APAT/ONR "*Il trattamento anaerobico dei rifiuti. Aspetti progettuali e gestionali*" (2002)
- APAT "*Metodi di misura della stabilità biologica dei rifiuti*"
- (2003)APAT/ONR "*Il recupero di sostanza organica dai rifiuti per la produzione di ammendanti di qualità*" (2002).
- Regione Lombardia – Deliberazione di Giunta Regionale n. 7/12764 del 16.04.2003 "*Linee guida relative alla costruzione e all'esercizio degli impianti di produzione di compost – Revoca della D.g.r. 16 luglio 1999, n. 44263*"
- Regione Sicilia – Presidenza Commissario Delegato per l'emergenza rifiuti e la tutela delle acque – O.P.C.M. n. 2983 del 31.05.1999 "*Linee guida per la progettazione, la realizzazione e la gestione degli impianti di compostaggio*".
- Regione Basilicata (2002): *Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio e di stabilizzazione.*
- Regione Campania (2002) - *Criteri e linee guida per l'utilizzo della frazione organica stabilizzata-Comitato tecnico ex ordinanza Commissariale n.058/2002.*
- Regione Puglia Bollettino ufficiale Puglia n.135 del 23/10/2002 (pag. 9978-5.4.2 *Opzione 2-Produzione di RBM e FSC-2.B Trattamento di biostabilizzazione primaria*).
- S. Piccinini – *Il compostaggio in Italia* – Maggioli Editore – Marzo 2002.
- G. Lissens, P. Vandevivere, L. De Baere, E.M. Bley, W. Vestraete (2001), "*Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion*", Water Science and Technology, vol. 44, n. 8, 91-102

GLOSSARIO

Definizioni

Ammendante

Prodotto atto al miglioramento delle proprietà fisiche, meccaniche e biologiche del terreno. Può essere di natura organica, minerale o sintetica. Gli ammendanti sono commercializzati in Italia secondo i criteri individuati dalla Legge n.748/84 e succ. modd.

Bioconversione

L'insieme dei processi biologici, effettuati da microrganismi aerobici ed anaerobici, di trasformazione del materiale organico sottoposto al trattamento biologico.

Biossificazione

Rappresenta la prima fase del processo di compostaggio con decomposizione delle molecole organiche più facilmente degradabili e formazione di composti intermedi parzialmente trasformati. In questa fase l'intesa attività microbica causa un elevato consumo di ossigeno ed un innalzamento della temperatura. Al termine di questa fase il carico di fermentescibilità del materiale organico è significativamente ridotto.

Biostabilizzazione

Processo biossificativo termofilo che si differenzia dal compostaggio per l'impiego di matrici non selezionate, come i rifiuti urbani indifferenziati, o selezionate a valle (frazione organica da selezione meccanica). Il processo può essere finalizzato alla sola riduzione della fermentescibilità senza fase di maturazione (biostabilizzato tradizionale) oppure alla produzione di biostabilizzato per impieghi con finalità agronomiche.

Biostabilizzato da discarica

Prodotto della biostabilizzazione condotta in condizioni aerobiche con la sola fase di biossificazione, senza maturazione. La matrice di partenza può essere rifiuti urbani indifferenziati, tal quali o selezionati meccanicamente mediante vagliatura per il trattamento della sola frazione umida di sottovaglio. Il prodotto ottenuto ha una fermentescibilità residua ridotta e può essere utilizzato esclusivamente come terra di copertura giornaliera delle discariche.

Compost da rifiuti o Compost Grigio

Biostabilizzato simile al compost ma proveniente dal trattamento meccanico-biologico che comprende la fase di maturazione di rifiuti urbani a basso grado di purezza merceologica. Tale matrice è sottoposta ad una vagliatura, che può avvenire prima del processo oppure in una fase intermedia o finale.

Compostaggio

Processo biossificativo termofilo ed esotermico che avviene in condizioni controllate a carico di matrici organiche in fase solida.

Esso evolve attraverso due fasi (biossificazione e maturazione) e porta alla produzione di acqua, anidride carbonica, calore e compost.

Digestione anaerobica

Bioconversione di sostanza organica effettuata in assenza di ossigeno, finalizzata alla produzione di biogas e di frazione organica residua parzialmente stabilizzata, e comunque soggetta a spontanee trasformazioni in ambiente aerobico.

Fermentescibilità

Attitudine di una matrice organica a subire reazioni biologiche con liberazione di energia (calore) e di metaboliti di varia natura, solitamente solubili, che rappresentano i materiali di partenza per l'umificazione.

Frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU)

Matrice organica putrescibile ad elevata umidità, proveniente dalla raccolta differenziata dei rifiuti urbani e costituita da residui alimentari, ovvero scarti di cucina. La raccolta avviene di norma da utenze selezionate e da utenze domestiche mediante modelli di gestione riconducibili al sistema porta a porta o all'utilizzo di specifici contenitori stradali.

Granulometria

Caratteristiche dimensionali delle particelle costituenti un materiale quale il compost. La granulometria generalmente viene indicata in mm.

Igienizzazione

Disattivazione degli agenti patogeni per l'uomo e per le colture e dei semi vitali nelle matrici organiche in corso di trasformazione.

L'igienizzazione avviene per autoriscaldamento naturale provocato dall'attività microbica soprattutto durante la biossidazione.

Impianto

Insieme delle strutture ed attrezzature che costituiscono l'unità operativa in grado di gestire un'attività di compostaggio.

Matrice organica

Prodotto costituito prevalentemente da sostanza organica di origine naturale (animale o vegetale), la cui tipologia sia facilmente identificabile e riconoscibile: scarti della manutenzione del verde, letame, fanghi, frazione organica dei rifiuti solidi urbani, scarti colturali, etc.

Maturazione

Nei processi biologici la maturazione segue la fase di biossidazione e consiste in una lenta trasformazione della sostanza organica, nel corso della quale avviene l'umificazione.

Raffinazione

Operazione di nobilitazione del compost al termine della fase di maturazione. La raffinazione consente di raggiungere il grado di pulizia prefissato e può avvenire per vagliatura, riduzione della granulometria, deferrizzazione, classificazione aeraulica, etc..

Stabilizzazione

Perdita permanente della biodegradabilità, della fermentescibilità e della fitotossicità della sostanza organica indotta dal compostaggio.

Vagliatura

Operazione che consente di separare le particelle di un compost in classi granulometriche differenti secondo le diverse dimensioni. La vagliatura normalmente è un'operazione necessaria per la raffinazione del compost e può avvenire con vagli diversi per caratteristiche tecnologiche.