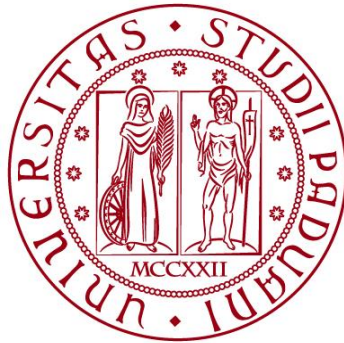


UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE, EDILE E AMBIENTALE
Department of Civil, Environmental and Architectural Engineering

Corso di Laurea in Ingegneria per l'ambiente e il territorio



TESI DI LAUREA

Moderne tendenze nel trattamento dei rifiuti solidi urbani nelle discariche di nuova concezione

Relatore: Chiar.mo Prof. Paolo Carrubba

Correlatore: Chiar.mo Prof. Roberto Raga

Laureanda: Ester Pianon

ANNO ACCADEMICO 2023-2024

*Alla piccola Maddalena,
un passo da formichina alla volta si arriva dappertutto.*

Abstract

Al giorno d'oggi, il tema della gestione dei Rifiuti Solidi Urbani è sempre più discusso. Implementando i sistemi di riutilizzo e recupero, l'Unione Europea sta cercando di limitare quanto più possibile il conferimento dei rifiuti nelle discariche.

Nonostante ci si stia muovendo verso questa direzione, va ricordato che le discariche sono da sempre un mezzo molto utilizzato per lo smaltimento dei rifiuti ed è quindi necessario studiarne i processi biochimici, gli schemi di funzionamento, i particolari costruttivi e gli aspetti gestionali. Tali sono gli argomenti trattati in questa tesi, al fine di descrivere gli impatti delle discariche sull'ambiente e di mostrare in che modo queste si stanno evolvendo.

Indice

<u>1. INTRODUZIONE</u>	3
1.1 DINAMICHE DELLA PRODUZIONE DEI RIFIUTI	3
1.2 TENDENZE EUROPEE NEL TRATTAMENTO DEI RIFIUTI SOLDI URBANI	4
1.2.1 GERARCHIA NELLA GESTIONE DEI RIFIUTI	5
1.2.2 ESPORTAZIONE DEI RIFIUTI AL DI FUORI DELL'EUROPA	6
1.3 QUADRO GIURIDICO	7
1.3.1 PANORAMICA SUL QUADRO GIURIDICO IN MATERIA DI RIFIUTI	7
1.3.2 PANORAMICA SUL QUADRO GIURIDICO IN MATERIA DI DISCARICHE	7
1.4 CONFRONTO TRA INCENERITORI E DISCARICHE	11
1.4.1 INCENERITORI E TERMOVALORIZZATORI	12
1.4.2 DISCARICHE	15
1.5 OBIETTIVI DELLA TESI	17
<u>2. COMPOSIZIONE DEGLI RSU DESTINATI ALLO SMALTIMENTO IN DISCARICA DOPO I PROCESSI PREVISTI DALLA NORMATIVA</u>	19
2.1 TIPOLOGIE DI MATERIALI NON RICICLABILI	19
2.1.1 SCARTI DEL TRATTAMENTO DELLA FRAZIONE ORGANICA	19
2.1.2 SCARTI DELLA PRODUZIONE DI COMBUSTIBILE SOLIDO SECONDARIO	20
2.1.3 SCARTI DELLA SELEZIONE DELLA PLASTICA	20
2.1.4 SCARTI DAL RICICLAGGIO DELLA CARTA	20
2.2 PRETRATTAMENTI	21
2.2.1 PRETRATTAMENTO MECCANICO-BIOLOGICO	21
2.2.2 PRETRATTAMENTO FISICO	24
2.3 CAPACITÀ E INDICI DI BIODEGRADABILITÀ	31
2.3.1 TEST RESPIROMETRICI	31
2.3.2 SOLIDI TOTALI VOLATILI	33
2.3.3 SOLIDI POTENZIALMENTE FERMENTESCIBILI	33
2.3.4 BLACK INDEX	33
2.3.5 TEST DI CESSIONE	34
2.3.6 TEST DI PRODUZIONE RESIDUA DEL BIOGAS	34
<u>3. SINTESI DEI PROCESSI FISICO-CHIMICI CHE SI SVILUPPANO IN UNA DISCARICA IN RELAZIONE ALLE FASI AEROBICHE E ANAEROBICHE</u>	39
3.1 DEGRADAZIONE AEROBICA ED ANAEROBICA	39
3.1.1 PROCESSO AEROBICO	39
3.1.2 PROCESSO ANAEROBICO	40
3.2 PROCESSI BIOCHIMICI DI DEGRADAZIONE IN DISCARICA	45
3.2.1 PROCESSO DI RIDUZIONE DEI SOLFATI	47
3.2.2 PROCESSI LEGATI ALL'AZOTO	47
3.3 PRODUZIONE E CARATTERISTICHE DELLE EMISSIONI DI UNA DISCARICA	50
3.3.1 PRODUZIONE DEL PERCOLATO	50
3.3.2 CARATTERISTICHE DEL PERCOLATO	50
3.3.3 PRODUZIONE DI BIOGAS	53
3.3.4 CARATTERISTICHE DEL BIOGAS	57
<u>4. SCHEMI DI FUNZIONAMENTO DELLE DISCARICHE INNOVATIVE</u>	61
4.1 IN SITU AERATION	61

4.1.1	EFFETTI DELL' AERAZIONE IN SITU	61
4.1.2	ASPETTI INGEGNERISTICI DELL' AERAZIONE IN SITU	62
4.1.3	MONITORAGGIO IN LOCO	64
4.1.4	RIDUZIONE DELLE EMISSIONI DI GAS SERRA	65
4.2	SOIL VENTING	66
4.3	SOIL FLUSHING	66
4.3.1	FASI DEL SOIL FLUSHING	66
4.3.2	STIMA DELLA QUANTITÀ D'ACQUA DA FORNIRE PER IL FLUSHING IN DISCARICA	67
4.4	LANDFILL MINING	67
4.4.1	CARATTERIZZAZIONE E ANALISI DELLA DISCARICA E DEI RIFIUTI IN ESSA CONTENUTI	67
4.4.2	RECUPERO DELLE RISORSE	69
4.4.3	PRETRATTAMENTO PER LO SCAVO	71
4.4.4	SCAVO, SEPARAZIONE E TRATTAMENTO	73
5.	<u>METODI, MATERIALI, PARTICOLARI COSTRUTTIVI E ASPETTI GESTIONALI DELLE DISCARICHE INNOVATIVE</u>	75
5.1	SISTEMA DI DRENAGGIO DEL PERCOLATO	75
5.1.1	ELEMENTI CHE COMPONGONO IL SISTEMA DI DRENAGGIO	75
5.1.2	REQUISITI GENERALI DI PROGETTAZIONE	77
5.1.3	GUASTI ED INTASAMENTI NEI SISTEMI DI RACCOLTA DEL PERCOLATO	79
5.2	SISTEMA DI DRENAGGIO DEL BIOGAS	80
5.2.1	ESTRAZIONE E TRASPORTO DEL GAS	81
5.2.2	RECUPERO ENERGETICO	82
5.2.3	PROGETTAZIONE DI UN SISTEMA DI RACCOLTA DI LFG	82
5.2.3	SMALTIMENTO E VENTILAZIONE PASSIVA DEL GAS	84
5.3	BARRIERE FISICHE IN DISCARICA	85
5.3.1	MATERIALI UTILIZZATI PER LE BARRIERE FISICHE	85
5.3.2	POLIEDRICITÀ DELLE BARRIERE FISICHE	86
5.3.3	BARRIERE DI FONDO E DELLE SPONDE	88
5.3.4	BARRIERE SUPERIORI DI COPERTURA	90
5.4	COSTIPAMENTO	101
5.4.1	VALORI STANDARD DI DENSITÀ	102
5.4.2	VANTAGGI DELLA COMPATTAZIONE DEI RIFIUTI	102
5.4.3	INFLUENZA DEL COSTIPAMENTO SUL PASSAGGIO DELL' ARIA E DELL' ACQUA IN DISCARICA	103
5.4.4	EFFETTI SUI PROCESSI DI DEGRADAZIONE	103
5.5	COMPARTIMENTAZIONE	103
5.5.1	VANTAGGI	104
5.5.2	SVANTAGGI	104
5.6	CHIUSURA E RIMODELLAMENTO AMBIENTALE	104
5.6.1	VALORI DA RAGGIUNGERE PER LA SOSTENIBILITÀ DI UNA DISCARICA	104
5.6.2	RISCHI DEL POST-UTILIZZO DI UNA DISCARICA	107
5.6.3	MONITORAGGIO DEL SITO	108
5.6.4	ANALISI PRELIMINARI PER LA RICONVERSIONE POST-CHIUSURA DELLA DISCARICA	108
5.6.5	POTENZIALI SCENARI DI INTERVENTO	109
6.	<u>CONCLUSIONI</u>	111
	<u>BIBLIOGRAFIA</u>	113

1. Introduzione

1.1 Dinamiche della produzione dei rifiuti

Il mondo che ci circonda è ricco di risorse, beni preziosi che vanno tutelati ma che l'uomo sfrutta da tempo senza freni. Lo sviluppo delle moderne società ha infatti come comune denominatore il capitalismo, che fagocita risorse per produrne beni, i quali sono tutti destinati a diventare rifiuti. Questo processo si ripete all'infinito, in virtù di una costante richiesta del mercato, che cerca sempre la novità.

Il contesto urbano tende ad accentuare tale fenomeno. Nelle zone rurali vi sono infatti meno sprechi alimentari e meno prodotti confezionati, tipici invece delle zone urbane, dove i cittadini vivono seguendo uno stile consumista. “Un residente in città genera il doppio dei rifiuti rispetto alla sua controparte rurale della stessa ricchezza” [1].

Infatti, nel 1900 il 13% della popolazione mondiale risiedeva in città e produceva meno di 300.000 tonnellate di rifiuti al giorno, mentre, nei primi anni duemila, il 49% della popolazione mondiale, vivente in zone urbane, ha prodotto più di 3 milioni di tonnellate di rifiuti solidi al giorno.

Lo stile di vita dell'individuo ricopre quindi un ruolo importante nella produzione di rifiuti. Ad esempio, gli Stati Uniti producono circa un terzo di rifiuti pro capite in più rispetto al Giappone, nonostante il loro prodotto interno lordo (PIL) pro capite sia all'incirca lo stesso. Ciò è dovuto a norme culturali e a prezzi maggiori causati dalle importazioni per il Giappone.

Bisogna tuttavia considerare che anche la crescita della popolazione implica inevitabilmente un aumento nelle quantità di rifiuti prodotti: nel 1900, la popolazione mondiale era di appena 1.522.000.000 persone, mentre nel ventunesimo secolo, in particolare nel 2022, il numero è salito a ben otto miliardi.

Non è quindi automatico che la ricchezza implichi una propensione allo spreco, tuttavia la disponibilità economica rappresenta un fattore rilevante per la questione. Man mano che un paese si avvicina al benessere economico la composizione dei suoi rifiuti cambia: aumentano le importazioni, l'uso di imballaggi monouso, rifiuti elettronici o elettrodomestici rotti. Si tende infatti a preferire il completo cambio del prodotto piuttosto che la sua riparazione. Aumentano anche gli acquisti frivoli di oggetti il cui destino è quello di restare intonsi in un armadio, fino al giorno in cui verranno buttati per far posto a qualcosa di altrettanto inutile.

Pertanto sono due i principali elementi che influenzano le dinamiche della produzione dei rifiuti: stile di vita e reddito dell'individuo (quindi indirettamente anche del paese in cui abita). Sono strettamente connessi, l'uno influenza l'altro ma non in modo deterministico.

1.2 Tendenze europee nel trattamento dei rifiuti solidi urbani

Ai sensi dell'articolo 183 del D. Lgs. n. 152/2006 (Testo unico Ambientale), si definisce "Rifiuto" qualsiasi sostanza od oggetto di cui il detentore si disfi o abbia l'intenzione o l'obbligo di disfarsi [2]. Generalmente, quando si parla di rifiuti ci si riferisce a quelli di matrice solida, che si dividono in: rifiuti urbani, rifiuti speciali e rifiuti pericolosi.

Nello specifico, sono definiti "rifiuti solidi urbani" (RSU) i rifiuti domestici indifferenziati e da raccolta differenziata (o simili per natura e composizione, seppur provenienti da altre fonti), rifiuti giacenti sulle strade, sulle aree pubbliche (o private ma soggette ad uso pubblico), sulle spiagge marittime e lacustri e sulle rive dei corsi d'acqua. Sono compresi anche i rifiuti vegetali provenienti da cimiteri, aree verdi e giardini.

Vi sono poi i "Rifiuti assimilabili ai RSU" che derivano da attività artigianali, commerciali ed industriali ma hanno caratteristiche simili ai rifiuti solidi urbani o alle loro componenti (ad esempio ritagli di tessuti, gomma, scarti dell'industria alimentare).

A livello globale, la produzione di RSU nel 2016 risultava di circa 2,01 miliardi di tonnellate l'anno e, secondo Kaza et al., questa potrebbe aumentare fino a circa 3,4 miliardi di tonnellate l'anno entro il 2050 [3].

Ad oggi, il tasso di produzione di rifiuti pro capite è di circa 0,74 kg/d, ma varia ampiamente, da 0,11 a 4,54 kg/d. Le medie globali sono infatti solo indicative: i tassi considerati dipendono strettamente dallo sviluppo economico, dal grado di industrializzazione e di urbanizzazione, dalla cultura e dallo stile di vita delle persone [4]. Come già accennato al Paragrafo 1.1, un maggior livello di urbanizzazione e di sviluppo economico comporta una maggior produzione di rifiuti, se non accompagnato da alti livelli di istruzione che ne può mitigare gli effetti [5].

Quantità così elevate di RSU richiedono una particolare attenzione nella gestione di questi rifiuti. A livello globale, negli anni sono state quindi elaborate diverse strategie: la raccolta differenziata, lo sviluppo dell'economia circolare e dell'*urban mining* (recupero di materiali preziosi dai rifiuti, come metalli, plastica, vetro, etc.). Sono stati anche migliorati i trattamenti per ridurre il volume dei rifiuti e per recuperare energia o materiali da essi.

Nel caso specifico dell'Europa, si parla di ben 2,2 miliardi di tonnellate di rifiuti prodotti ogni anno, di cui il 27% sono RSU [6]. I dati mostrano che, dal 2018 al 2021, la

quantità media di rifiuti solidi urbani prodotta pro capite sia aumentata nella maggior parte dei casi, ad eccezione di pochi paesi (Malta, Cipro, Spagna e Romania). Alcuni fra i paesi più ricchi (Austria, Lussemburgo, Danimarca e Belgio) hanno registrato i valori più alti, in termini assoluti, di RSU prodotti per abitante, a comprovare la tesi per cui una maggior disponibilità economica genera più rifiuti.

1.2.1 Gerarchia nella gestione dei rifiuti

Per far fronte al problema e promuovere l'economia circolare, così da ridurre la dipendenza dalle risorse naturali, l'Unione Europea ha stabilito una gerarchia nella gestione di rifiuti [7].

L'economia circolare rappresenta infatti un modello economico volto a valorizzare ogni fase dalla catena di produzione: "dall'estrazione delle materie prime alla progettazione dei materiali e dei prodotti, dalla produzione alla distribuzione e al consumo dei beni, dai regimi di riparazione, rifabbricazione e riutilizzo alla gestione e al riciclaggio dei rifiuti, coinvolgendo tutti gli attori, sia dal lato della produzione che del consumo". Un sistema che punta a conservare il valore del prodotto, riducendo al minimo i rifiuti e lo sfruttamento di risorse [8].

Secondo la gerarchia dei rifiuti le soluzioni da preferire sono quelle di prevenzione e riutilizzo. Cercare quindi di agire alla radice del problema (riducendo la produzione di beni, inevitabilmente destinati a diventare rifiuti) o di dare una seconda vita, un nuovo utilizzo, agli oggetti.

Segue il riciclo (incluso il compostaggio) e il recupero di altro tipo (come ad esempio quello energetico tramite combustione). Negli ultimi anni ci si è focalizzati molto sullo sviluppo di queste due tecniche, ad esempio tramite la promozione della raccolta differenziata. Infatti, secondo le statistiche relative al 2020, il 49% di tutti i rifiuti urbani viene riciclato in Europa, ossia il 3,6% in più rispetto al 2017 [9]. Bisogna tuttavia tener conto che i metodi di gestione dei rifiuti sono molto diversi nei vari Stati membri e che, guardando ai singoli paesi, i dati cambiano sensibilmente. Ad esempio, nel 2021, la Germania ha presentato un tasso del 71,1%, mentre la Romania solo dell'11,3%, in riferimento alla Figura 1. L'Europa ha però stabilito che entro il 2030, la percentuale di RSU riciclati o riutilizzati sia portata in tutti i paesi almeno al 60%, valore già raggiunto e superato da Germania, Bulgaria, Austria e Slovenia [10].

Infine, la gerarchia dei rifiuti contempla come ultima opzione lo smaltimento in discarica. Questa pratica è ormai quasi inesistente nei paesi situati nel nord-ovest dell'Unione Europea (Belgio, Paesi Bassi, Svezia, Danimarca, Germania, Austria e Finlandia) ma per altri, i paesi dell'est e sud Europa, rappresenta il metodo principale per gestire la questione rifiuti, in riferimento alla Tabella 1. Come obiettivo per il 2035, l'Unione Europea ha stabilito che lo smaltimento degli RSU in discarica dovrà corrispondere a meno del 10% per stato [6].

Situazione negli Stati membri				Situazione negli Stati membri			
	Rifiuti urbani generati (aggiustate - 2021)	Quota di riciclaggio e compostaggio dei rifiuti urbani (2021)	Tasso di smaltimento in discarica (esclusi i principali rifiuti minerali) (2020)		Rifiuti urbani generati (aggiustate - 2021)	Quota di riciclaggio e compostaggio dei rifiuti urbani (2021)	Tasso di smaltimento in discarica (esclusi i principali rifiuti minerali) (2020)
EU27	530	49,6%	18%	Portogallo	514	30,5%	46%
Austria	834 *	62,3% **	9% *	Slovenia	511	60,0% *	6% *
Lussemburgo	793	55,3%	9% *	Slovacchia	496	48,9%	31%
Danimarca	786	34,3%	1% *	Italia	487 *	51,4% *	15%
Belgio	759	53,3%	3% *	Lituania	480	44,3%	17% ***
Germania	646	71,1% *	9% *	Spagna	472	36,7%	43%
Cipro	644 *	15,3%	52%	Lettonia	461	44,1%	25%
Irlanda	633	40,8% *	18% ***	Croazia	446	31,4%	34%
Malta	611	13,6%	73%	Svezia	418	39,5%	8% * ***
Finlandia	609	37,1%	7% *	Ungheria	416	34,9%	35%
Cechia	570	43,3%	27%	Bulgaria	408 *	65,5% **	73% ***
Francia	561	45,1%	22%	Estonia	395	30,3%	83% ****
Grecia	524 **	21,0% **	60% ***	Polonia	362	40,3%	11%
Olanda	515	57,8%	2% *	Romania	302	11,3%	51%

- In verde gli obiettivi già raggiunti.
- * dati dal 2020
- ** dati dal 2019
- *** dati dal 2018
- **** dati dal 2016

Altri metodi di smaltimento dei rifiuti come l'incenerimento portano il totale al 100%

Tabella 1: Situazione degli Stati membri dell'Unione Europea: informazioni su RSU generati (2021), quota di riciclo e compostaggio degli RSU (2021), tasso di smaltimento in discarica (esclusi i principali rifiuti minerali) (2020).

Fonte: Eurostat; Commissione Europea.

1.2.2 Esportazione dei rifiuti al di fuori dell'Europa

Gli stati europei utilizzano anche un altro metodo per ridurre la quantità di rifiuti da trattare: li esportano. I principali paesi importatori risultano essere la Turchia, l'Egitto, la Svizzera e il Regno Unito.

Nel 2021, ben 33 milioni di tonnellate di rifiuti sono stati esportati verso paesi al di fuori dell'Europa, ossia il 77% in più rispetto a 2004 [11]. Più della metà di questi rifiuti era costituita da rottami di metalli ferrosi (il 59%), difficilmente riconducibili a rifiuti urbani. Tuttavia il restante 41% era composto da rifiuti che possono essere compresi dagli RSU: rifiuti di carta, plastica, tessuto, vetro e rottami metallici non ferrosi. Spicca particolarmente l'esportazione di rifiuti in carta, che ha rappresentato il 13% delle esportazioni complessive di rifiuti dell'UE nel 2021, pari a 4,4 milioni di tonnellate. Da notare però che, nello stesso anno, l'Unione Europea ha deciso di importare ben 2,4

milioni di tonnellate di rifiuti di carta dal Regno Unito, poiché caratterizzati da una qualità maggiore.

1.3 Quadro giuridico

1.3.1 Panoramica sul quadro giuridico in materia di rifiuti

Nel 2008, è stata emanata la Direttiva 2008/98/CE, detta anche Direttiva quadro sui rifiuti [12], [13]. I punti trattati dalla direttiva comprendono: la gerarchia dei rifiuti (trattata al Paragrafo 1.2.1), la definizione di sottoprodotto e in che modo questo non è classificabile come rifiuto, la conferma del principio per cui “chi inquina paga” e l’introduzione del concetto di “responsabilità estesa del produttore”, per cui il produttore è responsabile del ciclo di vita completo del proprio prodotto. Viene anche stabilita l’istituzione di piani di gestione dei rifiuti e programmi di prevenzione, da parte delle autorità nazionali competenti, che non devono comportare alcun pericolo per l’acqua, l’aria, il suolo, la flora o la fauna.

Sono stati inoltre fissati alcuni obiettivi di riciclo e recupero da raggiungere entro il 2020, poi aggiornati dalla Direttiva (UE) 2018/851 [10]. Quest’ultima, che modifica la precedente Direttiva 2008/98/CE, stabilisce che entro il 2025 dovrà essere riciclato almeno il 55% dei rifiuti urbani in peso, entro il 2030 almeno il 60% ed entro il 2035 almeno il 65%. Gli Stati membri sono inoltre portati ad istituire, entro il 1° gennaio 2025, la raccolta differenziata dei materiali tessili e dei rifiuti pericolosi prodotti in ambienti domestici. La direttiva evidenzia anche diversi esempi di incentivi per l’applicazione della gerarchia dei rifiuti, come oneri per il conferimento in discarica e l’incenerimento.

È necessario dire che le direttive europee sono classificabili come leggi quadro e, in quanto tali, devono essere recepite dagli Stati membri nella loro legislazione nazionale, seguendo gli standard europei, ma potrebbero anche stabilire criteri più severi.

Ad esempio, l’Italia ha recepito quest’ultima direttiva tramite il Decreto Legislativo n. 116/2020, che ha modificato il Decreto Legislativo n. 152/2006, anche conosciuto come Legge Quadro sui Rifiuti [14], [15]. Questo decreto e le sue successive modifiche dettano i principi cardine sulla gestione dei rifiuti: definiscono discariche e sul trattamento dei rifiuti.

1.3.2 Panoramica sul quadro giuridico in materia di discariche

La Direttiva europea sulle discariche, nell’articolo 2g, definisce “discarica” una particolare “area di smaltimento dei rifiuti adibita al deposito degli stessi sulla o nella terra (vale a dire nel sottosuolo)” [16].

Sono comprese nella definizione anche le zone interne adibite allo smaltimento dei rifiuti (cioè discariche in cui lo smaltimento avviene nel medesimo luogo in cui i rifiuti sono stati prodotti e ad opera di chi li ha prodotti) e le “aree adibite in modo permanente (cioè per più di un anno) al deposito temporaneo di rifiuti.”

Continua poi stabilendo, nell’articolo 4, le tre classi in cui suddividere le discariche: discariche per rifiuti pericolosi, per rifiuti inerti e per rifiuti non pericolosi [4]. Le prime due classi hanno criteri di ammissione molto severi (ad esempio le discariche per rifiuti inerti possono accettare solo questo tipo di rifiuti), mentre nel caso di discariche per rifiuti non pericolosi vi è una maggior flessibilità. Quest’ultime possono essere infatti utilizzate anche per gli RSU e per alcune tipologie di rifiuti non pericolosi (quelli stabili e non reattivi, con comportamento di lisciviazione equivalente a quello dei rifiuti non pericolosi).

La direttiva afferma anche che “le discariche dovrebbero essere adeguatamente gestite per prevenire o ridurre i potenziali effetti negativi sull’ambiente e i rischi per la salute urbana”. Pertanto, lo smaltimento avviene secondo precisi criteri tecnici e procedurali stabiliti dalla legge. Nello specifico, si tratta di norme riguardanti le autorizzazioni, le procedure di accettazione dei rifiuti, il controllo e monitoraggio durante la fase operativa, la chiusura e la post-chiusura.

In ciò consiste la differenza dalle cosiddette “discariche a cielo aperto”, le quali sono abusive e non contemplano l’osservanza delle regole previste dalla normativa, ma sono anzi caratterizzate da un abbandono incontrollato di rifiuti.

1.3.2.A Autorizzazione

Lo smaltimento in discarica non è necessariamente un’attività pubblica, ma la sua costruzione e gestione, se pur consentita ai privati, è consentita solo previo rilascio di uno specifico permesso da parte dell’autorità pubblica. Le condizioni minime per tale richiesta e autorizzazione sono elencate negli articoli 7,8 e 9 della Direttiva discariche.

Di norma, la richiesta deve contenere informazioni come:

- l’identità del richiedente (che potrebbe essere il proprietario del terreno) o del gestore se diverso;
- la descrizione della tipologia di rifiuti da smaltire;
- la capacità dell’impianto di smaltimento;
- la descrizione del sito, che, secondo la Direttiva europea sulle discariche, deve includere le caratteristiche idrogeologiche e geologiche del sito;

- uno specifico “*baseline report*” contenente informazioni dello stato di contaminazione del suolo e delle acque sotterranee da parte di sostanze pericolose rilevanti, nel caso in cui l’impianto sia soggetto ad autorizzazione integrata di prevenzione e riduzione dell’inquinamento (permesso IPPC); questo secondo la Direttiva sulle emissioni industriali n. 2010/75/UE [17], la quale, al punto 24, dice anche che questo rapporto di riferimento è inteso come “uno strumento pratico atto a consentire, per quanto possibile, un raffronto in termini quantitativi tra lo stato del sito descritto in tale relazione e lo stato del sito al momento della cessazione definitiva delle attività, al fine di accertare se si è verificato un aumento significativo dell’inquinamento del suolo o delle acque sotterranee”;
- la valutazione dell’impatto ambientale, nel caso in cui questa sia espressamente richiesta dalla Direttiva del Consiglio 85/337/CEE sulla Valutazione di Impatto Ambientale [18]; valutazione che richiede quindi indagini e approfondimenti circa molteplici parametri, come l’inquinamento dell’aria e dell’acqua, il rumore, le vibrazioni, i cattivi odori e tutti i possibili effetti sull’ambiente circostante;
- i metodi proposti per la prevenzione e la mitigazione dell’inquinamento;
- il piano proposto per il funzionamento e la manutenzione dell’impianto;
- il piano proposto per la chiusura e la post chiusura;
- dati sulla sicurezza finanziaria; dalla Direttiva sulle discariche è infatti previsto che il richiedente garantisca che gli obblighi derivati dall’autorizzazione, comprese le disposizioni successive alla chiusura, siano assolti e che le procedure di chiusura siano seguite correttamente, in quanto in possesso delle facoltà economiche necessarie per svolgere queste operazioni (Direttiva 1999/31/CE, articolo 8a, punto iv).

Dopo aver analizzato e valutato la richiesta, le autorità competenti devono accertarsi che “la gestione della discarica sia affidata ad una persona fisica tecnicamente competente a gestire il sito” e che “sia assicurata la formazione professionale e tecnica dei gestori e del personale addetto alla discarica” (Direttiva 1999/31/CE, articolo 8a, punto ii).

1.3.2.B Funzionamento e manutenzione

Una volta concessa l’autorizzazione, prima dell’inizio delle operazioni di smaltimento, le autorità conducono anche un’ispezione del sito, per assicurarne la conformità alle condizioni pertinenti all’autorizzazione (Direttiva 1999/31/CE, articolo 8c). In seguito vi è la fase operativa, durante la quale viene attuato uno specifico programma di controllo e

monitoraggio previsto nell'autorizzazione, allo scopo di verificare il corretto svolgimento di tutti i processi della discarica.

La Direttiva europea sulle discariche, Allegato III, prescrive anche il controllo del percolato, delle relative emissioni di gas e delle acque (superficiali e sotterranee); con una frequenza che può variare:

- frequenza mensile: controllo sul volume del percolato e sulle relative emissioni di gas;
- frequenza trimestrale: controllo sulla composizione delle acque superficiali, controllo sulla composizione e sul volume del percolato
- ogni sei mesi: controllo sul livello delle acque sotterranee
- frequenza sito-specifica: controllo sulla composizione delle acque sotterranee.

Il gestore è poi obbligato a riferire alle autorità competenti, almeno una volta all'anno, quanto emerso da questi controlli. Deve notificare “eventuali significativi effetti negativi sull'ambiente riscontrati a seguito delle procedure di controllo e sorveglianza”, si conforma quindi alla decisione dell'autorità circa le misure correttive da attuare (Direttiva 1999/31/CE, articolo 12).

1.3.2.C Fasi di chiusura e post chiusura

Una volta che lo smaltimento dei rifiuti viene completato e che tutte le condizioni di chiusura stabilite dall'autorizzazione sono soddisfatte, la discarica può essere chiusa.

Tuttavia, può anche sussistere il caso in cui la procedura di chiusura sia anticipata, o su richiesta del gestore (previa autorizzazione delle autorità competenti) o per revoca dell'autorizzazione da parte delle autorità, sulla base di valide motivazioni (Direttiva 1999/31/CE, articolo 13a).

Una volta che il procedimento di chiusura è terminato, il gestore ha l'obbligo di effettuare la manutenzione della discarica sulla base delle condizioni imposte dalla legge e dall'autorizzazione. Quest'ultima stabilisce infatti il tempo per cui dovranno essere svolti i controlli e il monitoraggio del sito, a condizioni e frequenze diverse rispetto a quelle della fase operativa. I parametri minimi da monitorare in questa fase sono riportati nell'Allegato III della Direttiva europea sulle discariche.

L'assicurazione finanziaria per la successiva manutenzione è prevista per almeno 30 anni nell'Unione Europea, ma l'obbligo di monitoraggio dei gas, del percolato e delle acque

sotterranee persiste fino a quando “l’autorità competente ritiene che la discarica possa comportare rischi per l’ambiente” (Direttiva 1999/31/CE, articolo 13d).

Una discarica può quindi essere effettivamente considerata chiusa solo quando l’autorità competente ha verificato il rispetto degli standard richiesti dalla legge, a seguito di un’ispezione finale, e ha comunicato al gestore il proprio benessere per la chiusura (Direttiva 1999/31/CE, articolo 13b).

La Direttiva 1999/31/CE, di cui si è appena parlato, è stata poi in parte modificata dalla la Direttiva (UE) 2018/850 del Parlamento europeo e del Consiglio, che fa parte di un pacchetto di quattro direttive in materia di rifiuti, finalizzate all’assemblamento di un piano d’azione per l’economia circolare [19]. Questa stabilisce che, entro il 2035, come già accennato nel Paragrafo 1.2.1, si potrà conferire in discarica al massimo il 10% del totale dei rifiuti urbani.

Viene inoltre introdotto il divieto di smaltire in discarica i rifiuti provenienti dalla raccolta differenziata destinati al riciclaggio o alla preparazione per il riutilizzo o, a partire dal 2030, i rifiuti idonei al riciclo o al recupero [8]. Così come riportato nell’articolo 1 comma d) del Decreto legislativo n. 121/2020, con cui l’Italia ha recepito questa direttiva europea, modificando così il precedente Decreto legislativo n. 36/2003 riguardante le discariche [20], [21] .

Per informazioni sul quadro giuridico relativo alle discariche in Giappone e negli Stati Uniti, si consiglia di consultare il libro “Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology, Elsevier” di Cossu e Stegmann, pubblicato da Elsevier nel 2018, pagine 41 - 49 [4].

1.4 Confronto tra inceneritori e discariche

Come descritto nei paragrafi precedenti, l’Unione Europea sta cercando di muoversi verso il riutilizzo e il riciclo ma ci saranno sempre rifiuti che non potranno essere trattati con queste modalità. In questo caso rimangono solo due opzioni per lo smaltimento dei rifiuti: l’incenerimento e la discarica. La prima prevede la combustione del rifiuto, mentre la seconda consiste nel deposito dello stesso all’interno di una discarica. Sono entrambe strategie poco sostenibili ma vengono ancora utilizzate nella gran parte dei paesi del mondo.

1.4.1 Inceneritori e termovalorizzatori

Verso la fine del 1800, in America si iniziarono a bruciare i rifiuti ai fini di ridurre il volume. Con il tempo sono poi state sviluppate vere e proprie strutture complesse adibite a questa attività, chiamate inceneritori. In un secondo momento, hanno poi iniziato a prendere piede anche i termovalorizzatori, ossia impianti dove i rifiuti vengono bruciati con il preciso scopo di recuperare l'energia prodotta durante tale processo [22].

1.4.1.A Benefici degli inceneritori e dei termovalorizzatori

Alcuni vantaggi di smaltire i rifiuti tramite un inceneritore sono la sua capacità di ridurre il volume dei materiali (riduce il volume iniziale dei rifiuti dell'80 ÷ 95%) e le sue dimensioni [23]. Un impianto di incenerimento richiede infatti molto meno spazio rispetto ad una discarica: per lo smaltimento di una tonnellata di rifiuti bruciati è necessaria un'area di solo 0,1m². Inoltre, esso può essere situato vicino al centro di produzione dei rifiuti, così da ridurre le distanze per il trasporto di questi, limitandone quindi i costi e le emissioni relative.

Nel caso in cui un inceneritore sia classificabile come "termovalorizzatore", il vantaggio principale è sicuramente la possibilità di produrre energia, elettrica e termica, tramite la combustione dei rifiuti. Questa energia può essere fornita a coloro che vivono nelle vicinanze o riutilizzata all'interno dello stesso inceneritore. Secondo Eurostat, nel 2010, nei 27 Stati membri dell'Unione europea, sono stati inceneriti 87,7 milioni di tonnellate di rifiuti con recupero energetico e 41,44 milioni di tonnellate senza recupero energetico. Bisogna inoltre tenere conto che questo tipo di tecnologia non prevede l'immissione di elementi tossici e inquinanti nella falda, a differenza delle discariche, bensì è caratterizzata dalla stabilizzazione dei rifiuti e dall'eliminazione degli agenti patogeni.

1.4.1.B Limiti degli inceneritori e dei termovalorizzatori

Un primo limite dell'inceneritore è il suo costo: si tratta di un impianto costoso, sia in termini di costruzione dell'infrastruttura che di gestione. Richiede infatti una manodopera competente e un personale ben istruito.

Tuttavia, il problema principale di questo tipo di strutture è sicuramente rappresentato dai prodotti del processo di combustione:

- ceneri che andranno poi smaltite in discarica, ossia le ceneri pesanti, costituite principalmente da materiali grossolani non combustibili o sostanze organiche incombuste accumulate all'uscita della camera di combustione;

- ceneri volanti, la cui quantità è pari a circa l'1 ÷ 3% della massa dei rifiuti immessi su base umida; si tratta di particolato fine che viene rimosso prima di qualsiasi ulteriore trattamento degli effluenti gassosi;
- effluenti gassosi residui, ossia gas serra come anidride carbonica (CO₂), protossido di azoto (N₂O), ossidi di azoto (NO_x), ammoniaca (NH₃), monossido di carbonio (CO), composti organici volatili (COV) e inquinanti organici persistenti (ad esempio diossine) e alcuni metalli pesanti (Pb, Cu, Cd, Cr, Ni, Hg); questi fumi vengono quindi fatti uscire dall'impianto attraverso i camini, se pur trattati e in quantità controllate e normate [24].

1.4.1.C Tipologie di rifiuti che vengono inceneriti

Gli impianti di incenerimento sono progettati principalmente per trattare rifiuti non riciclabili e non compostabili, ossia quei rifiuti non recuperabili tramite altre vie. Si parla dei rifiuti solidi urbani indifferenziati da cui non è possibile recuperare né materiali di pregio, come carta o plastica, né la frazione organica residua, poiché non utilizzabile per produrre compost [25].

I semplici inceneritori prevedono quindi la combustione delle tipologie più disparate di materiali, che portano inevitabilmente ad una produzione massiccia di diossine e di altre sostanze nocive (elencate al paragrafo precedente) che vanno dunque trattate e monitorate.

Nel caso in cui l'impianto sia classificato come termovalorizzatore, è invece necessario bruciare specifici tipi di materiali, ossia quelli con un alto potere calorifico, il quale rappresenta la quantità di calore che si sviluppa dalla combustione completa di un chilogrammo di materiale combusto [26].

Grazie alla raccolta differenziata, nel corso del tempo è aumentato il potere calorifico dei rifiuti indifferenziati, che ad ora corrisponde a 2500 ÷ 2800 kcal/kg. Questo perché sono andate riducendosi le quantità di materiali come vetro, alluminio e umido presenti nei rifiuti indifferenziati [27]. I primi due materiali sono infatti classificati come non combustibili (così come anche ceramica, pietra e metalli in generale), mentre la frazione organica putrescibile fa parte dei materiali combustibili (carta, plastica, legno, cuoio, residui di giardinaggio, tessuti) ma possiede un basso potere calorifico (300-700 kcal/kg). La riduzione della frazione organica presente nell'indifferenziato, generalmente del 35 ÷ 40%, può infatti comportare un aumento del potere calorifico pari al 20 ÷ 30%.

Per avere una resa energetica migliore viene però utilizzato il Combustibile Derivato dai Rifiuti (CDR), traduzione dell'acronimo inglese Refuse Derived Fuel (RDF), che ha un

potere calorifico molto alto, dai 15.000 kJ/kg in su, e un basso contenuto d'umidità, al massimo del 25%. Si tratta di un combustibile solido ottenuto dal trattamento dei rifiuti solidi urbani indifferenziati, tramite procedimenti di tipo meccanico e biologico. Lo scopo è quello di ottenere un vero e proprio combustibile di qualità, andando ad eliminare dall'indifferenziato le componenti umide o non combustibili [28].

Il CDR è generalmente composto per il 44% da carta, per il 23% da plastiche, per il 14% da organico putrescibile, per il 12% da residui tessili, per il 4,5% da scarti legnosi e per il 2,5% da inerti [25]. Può inoltre assumere una forma addensata (presentandosi come pellets, bricchette o in forma granulare) o può essere in forma di fluff (una sorta di coriandoli), lasciato poi sfuso o pressato.

Sulla base dei trattamenti a cui è stato sottoposto e di una particolare selezione, il CDR può essere triturato e aggregato per formare delle ecoballe, ossia dei grossi blocchi chiusi con svariati strati di pellicole plastiche. Durante questo processo, per aumentare il potere calorifico delle balle, la legge ammette l'addizione, per non più del 50% in peso, di alcuni rifiuti riciclabili, quali: plastiche non clorurate (ad esempio PET e PE), poliaccoppiati plastici (come gli imballaggi multimateriale plastica-alluminio o plastica-alluminio-carta), gomme sintetiche non clorurate, resdine e fibre sintetiche non contenenti cloro. L'assenza di cloro è molto importante, in quanto esso causa la produzione di diossine durante la combustione.

Il prodotto finale, in base alla sua qualità e al potere calorifico, può essere utilizzato come combustibile negli inceneritori ma anche all'interno di veri e propri impianti industriali. Ad esempio, esso viene spesso impiegato nella co-combustione in cementeria, dove sostituisce buona parte del carbone.

Tuttavia, la normativa che regola il combustibile ricavato dal trattamento dei rifiuti è cambiata nel 2010. Il Decreto legislativo 205/2010 ha infatti modificato la parte IV del Testo unico Ambientale, introducendo il termine Combustibile Solido Secondario (CSS), che viene classificato come rifiuto speciale e sostituisce il concetto di CDR [29]. Alla lettera cc) dell'articolo 183, esso viene definito un "combustibile solido secondario da rifiuti che rispetta le caratteristiche di classificazione e di specificazione individuale delle norme tecniche UNI CENT/TS 15359 e successive modifiche ed integrazioni".

Va però detto che, nonostante la normativa non contempli più il termine CDR, esso viene ancora molto utilizzato nel settore e per questo è stato citato in questa tesi.

1.4.2 Discariche

L'origine delle discariche affonda le sue radici nella storia. Infatti, già nel 3000 a.C., a Creta, i materiali di scarto venivano depositati in fosse scavate nel terreno. Possiamo dire quindi che l'umanità si serve da sempre di questo metodo per gestire i propri rifiuti.

Tuttavia, solo nel 1979, l'Environmental Protection Agency ha sviluppato una prima serie di criteri per le discariche controllate, includendo linee guida per l'ubicazione di nuove discariche e standard operativi per quelle esistenti, ai fini di ridurre i possibili vettori di malattie ed aumentare la protezione delle acque, superficiali e sotterranee. Con il tempo si è quindi passati da discariche a cielo aperto, molto inquinanti, alle moderne strutture che abbiamo oggi, caratterizzate da sofisticate misure di controllo e *routine* di monitoraggio.

Nonostante questi progressi tecnologici e i nuovi approcci adottati, la discarica continua e continuerà ad essere un accumulo duraturo di rifiuti nell'ambiente, ossia una soluzione momentanea al problema rifiuti, non assoluta.

1.4.2.A Benefici delle discariche

La discarica è sicuramente la via più rapida ed economica per smaltire i rifiuti, particolarmente vantaggiosa per i paesi in via di sviluppo o per quelli ancora più poveri. Essa rappresenta inoltre una potenziale fonte energetica. Infatti, al suo interno avvengono diversi processi fra cui la degradazione dei materiali organici ad opera di batteri anaerobi [28]. In questo modo viene prodotto il biogas, che ha un buon contenuto energetico, soprattutto grazie alla presenza di metano (che può costituire anche più del 50% del volume totale del biogas). È importante quindi che questo gas non venga disperso ma che venga recuperato. Ciò rappresenta un doppio vantaggio: energetico, poiché la combustione di biogas produce energia, e di conseguenza anche economico.

1.4.2.B Limiti delle discariche

Scegliere dove ubicare una nuova discarica può essere un processo molto complesso: è necessario valutare i costi del trasporto per portarci i rifiuti, il rischio di incendi boschivi, il rischio di inondazioni dovute a corsi d'acqua limitrofi, l'idoneità del terreno e l'impatto sull'area circostante.

Un altro problema legato alle discariche è il rischio di inquinamento dell'atmosfera, del terreno e della falda. Infatti, come descritto in precedenza al Paragrafo 1.4.2.A, all'interno delle discariche viene prodotto il biogas, principalmente composto da metano (CH₄) e anidride carbonica (CO₂), ossia due dei principali gas serra che contribuiscono al

riscaldamento dell'atmosfera. Inoltre, se questi gas andassero ad infiltrarsi nel sottosuolo potrebbero arrivare fino alle abitazioni circostanti, con gravi conseguenze: il metano è un gas esplosivo e, quando si trova a una concentrazione compresa tra il 5 e il 15% in volume, può scoppiare anche per una sola scintilla. Vi è poi un altro elemento che può causare l'inquinamento del suolo e della falda: il percolato. Si tratta di un liquido altamente contaminato da sostanze organiche e da metalli pesanti. Esso viene infatti generato direttamente dal processo di decomposizione dei rifiuti o dall'infiltrazione di acque meteoriche all'interno della discarica, che vengono quindi a contatto con le masse di rifiuti. Pertanto, se il percolato elude il rivestimento della discarica può arrivare a contaminare il suolo ma anche la falda e i corsi d'acqua limitrofi.

La gestione dei sottoprodotti della discarica appena citati, ossia biogas e percolato, è un processo che non finisce con la chiusura della discarica. Proprio per questo motivo una discarica deve essere monitorata per almeno 30 anni dopo la sua chiusura (come già citato al Paragrafo 1.3.2.C), un tempo apparentemente lungo ma che può non corrispondere alla fine della formazione di percolato o gas.

1.4.2.C Tipologie di rifiuti che vengono conferiti in discarica

Al giorno d'oggi si cerca di limitare al massimo la quantità di rifiuti conferita in discarica, promuovendone il recupero di altro tipo. In particolare, l'obiettivo è quello di ridurre la frazione organica putrescibile, che comporta la formazione di biogas e di percolato, ossia ulteriori elementi da trattare.

Vi sono però alcune tipologie di materiali che non possono essere smaltite in altro modo, come:

- inerti derivati dal sistema integrato di raccolta;
- gli scarti provenienti dalla selezione dei rifiuti indifferenziati;
- le scorie e le ceneri prodotte dal termotrattamento, una volta trattate tramite un processo di inertizzazione;
- scarti provenienti dalle piattaforme di recupero dei materiali (come legno, vetro, alluminio, carta, plastica, materiali ferrosi);
- scarti di materiale bioessiccato;
- scarti dei fanghi di trattamento.

1.5 Obiettivi della tesi

Questa tesi ha tre principali scopi:

- I. Lo studio dei processi biochimici che coinvolgono il conferimento in discarica degli RSU, differenziati e indifferenziati.

Ad oggi, la raccolta dei rifiuti solidi urbani prevede che questi vengano ritirati già separati in base alle seguenti categorie: carta, vetro, plastica, organico e residuo indifferenziato (contenente le tipologie più disparate di materiali, come carta, organico, plastiche, tessuti e solidi vari). Successivamente, solo una parte di questi finisce in discarica, ossia quella non recuperabile, come trattato al Paragrafo 2.1.

Tuttavia, va ricordato che, solo con l'avvio della raccolta differenziata si è iniziato a effettuare tale suddivisione e, per questo, nelle discariche di vecchia concezione le tipologie di rifiuti sono state conferite tutte insieme, senza una precedente selezione. I rifiuti coinvolti nei processi trattati in questa tesi non comprendono i materiali non soggetti a biodegradazione o necessitanti di particolari trattamenti, ossia: vetro, ceramica, gomme, tessili, plastiche, metalli, oli, rifiuti da demolizione, rifiuti ospedalieri, rifiuti radioattivi, scorie industriali (come ceneri d'altoforno, fanghi di lavorazione delle pelli, fanghi di potabilizzazione, fanghi di drenaggio o fanghi di attività minerarie).

- II. L'approfondimento degli schemi di funzionamento delle nuove tipologie di discarica per gli RSU, ossia: le tecniche di aerazione (*in situ aeration*), di *flushin* e di *landfill mining*.
- III. L'analisi dei metodi, dei materiali, dei particolari costruttivi e degli aspetti gestionali delle discariche innovative.

2. Composizione degli RSU destinati allo smaltimento in discarica dopo i processi previsti dalla normativa

2.1 Tipologie di materiali non riciclabili

Come trattato al Paragrafo 1.4.2.C, sono molti i materiali che non possono essere riciclati o riutilizzati, il cui destino è il conferimento in discarica.

Varrà ora condotta una breve panoramica sulle principali tipologie di scarti, generati da diversi processi di trattamento e selezione dei rifiuti.

2.1.1 Scarti del trattamento della frazione organica

La Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU), raccolta tramite la raccolta differenziata, viene utilizzata per processi di compostaggio o di digestione anaerobica.

Per il corretto svolgimento dei processi, è necessaria la rimozione di tutti quei materiali non idonei conferiti erroneamente negli impianti, ossia dei Materiali Non Compostabili (MNC), come plastiche, elementi metallici, vetro, etc. A causa di effetti di trascinamento, la quantità degli scarti generati dagli impianti di trattamento degli FORSU può risultare anche il quadruplo rispetto all'effettiva quantità di MNC [30]. Infatti, durante la separazione dei materiali indesiderati, il materiale non compostabile tende a trattenere parte del materiale organico.

Un elemento a cui bisogna prestare molta attenzione è la tipologia di sacchetti utilizzati per la raccolta dei rifiuti organici, che deve essere compatibile con la tecnologia usata. Spesso infatti, vengono utilizzati sacchetti di plastica non biodegradabile o di un materiale biodegradabile ma in tempi non compatibili con il processo biologico dell'impianto. Per questo motivo, molti impianti hanno deciso di rimuovere tutti i sacchetti all'inizio dell'impianto, indipendentemente dalla loro natura.

Gli scarti generati dalla selezione in testa all'impianto e durante la fase di trattamento possono seguire due strade: l'incenerimento, nel caso in cui vi sia un impianto a distanza economicamente sostenibile, o il conferimento in discarica, per il quale dovrebbero subire un pretrattamento di stabilizzazione.

2.1.2 Scarti della produzione di Combustibile Solido Secondario

Come introdotto al Paragrafo 1.4.1.C, il Combustibile Solido Secondario (CSS) è un materiale prodotto a partire dal Rifiuto Urbano Residuo (RUR), con lo scopo di essere utilizzato negli impianti industriali di recupero energetico (tipicamente cementifici).

Più un rifiuto viene lavorato per isolarne la componente combustibile, e quindi migliorare la qualità del prodotto finale, più aumenta la quantità degli scarti da smaltire. Dal processo di trattamento possono essere estratti materiali con un certo valore e con una possibilità di riciclo (come alluminio o ferro), ma possono essere generati anche flussi di frazioni fini, caratterizzate da diversi livelli di stabilizzazione biologica. Pertanto, ai fini di uno smaltimento in discarica a norma, è necessario che questi scarti vengano trattati in modo specifico a seconda della loro natura.

2.1.3 Scarti della selezione della plastica

Nonostante gli sviluppi tecnologici degli impianti, la selezione dei flussi di materiali plastici provenienti dalla raccolta differenziata rimane un processo complesso a causa dell'eterogeneità dei materiali raccolti. Infatti, durante la lavorazione di questi materiali, viene generato un flusso secondario misto, denominato *Plasmix*: si tratta dell'insieme di plastiche eterogenee, miscelate con impurità non plastiche, che non sono recuperate come singoli polimeri. Questo materiale può essere utilizzato per il recupero energetico oppure conferito in discarica. Negli ultimi anni sta prendendo piede sempre più quest'ultima opzione: nel 2018 sono state smaltite in discarica ben 110.000 tonnellate di *Plasmix*, a fronte delle 12.000 conferite del 2016. È infatti in aumento la frazione estranea non riciclabile e non recuperabile energeticamente presente nella frazione plastica ottenuta dalla raccolta differenziata.

2.1.4 Scarti dal riciclaggio della carta

Il processo di produzione della carta genera mediamente il 6,5% dei residui da riciclo, destinati al recupero energetico o alla discarica. Durante questo processo vengono infatti prodotti scarti di *pulper*, ossia un rifiuto composto prevalentemente da materie plastiche miste, adatto al recupero energetico. Nel 2017, la quantità di *pulper* generata è stata di ben 300.000 t/anno [31].

2.2 Pretrattamenti

Prima del conferimento in discarica, i rifiuti solidi urbani vengono sottoposti a diverse tipologie di pretrattamenti meccanico-biologici e fisici.

2.2.1 Pretrattamento meccanico-biologico

Il contenuto organico dei rifiuti e i relativi processi biologici influenzano molto la produzione di percolato e biogas all'interno della discarica. Attraverso il pretrattamento meccanico-biologico dei rifiuti (*Mechanical Biological Treatment*, MBT) è possibile portare la durata di questi processi da decenni a mesi. Inoltre, il potenziale di emissione dei rifiuti viene notevolmente ridotto (fino al 90% per i rifiuti organici) con conseguente diminuzione delle emissioni totali della discarica (si veda come esempio la Figura 1).

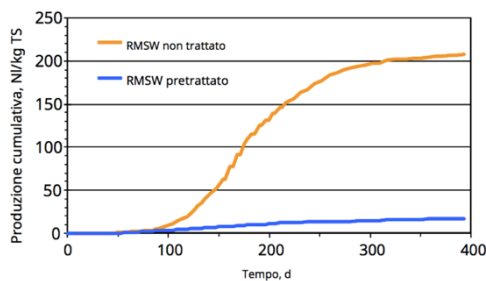


Figura 1: Produzione cumulativa di gas da rifiuti solidi urbani residui (RMSW) non trattati e pretrattati aerobicamente (4 mesi, risultati di laboratorio).

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

Il pretrattamento meccanico biologico si sviluppa in due principali stadi: una prima fase di trattamento meccanico e una seconda di trattamento biologico. La seguente Figura 2 rappresenta uno schema semplificato del processo che porta i rifiuti dalla raccolta differenziata alla discarica, compresi i metodi di pretrattamento che verranno trattati nei seguenti paragrafi.

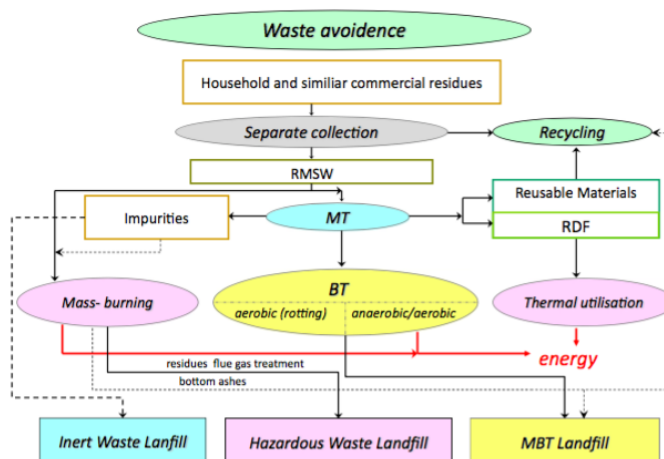


Figura 2: Schema del processo che conduce i rifiuti solidi urbani residui, RMSW, non trattati fino in discarica. BT, trattamenti biologici; MT, trattamenti meccanici. RDF, combustibile derivato da rifiuti.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

2.2.1.A Pretrattamento meccanico

Durante questa fase avviene la separazione meccanica della frazione ad alto potere calorifico, dei metalli e degli altri materiali riciclabili, nonché dei composti che possono disturbare i processi successivi. Lo scopo è quello di garantire un'adeguata qualità del CDR e del materiale residuo per il trattamento biologico e il successivo conferimento in discarica.

Vengono quindi utilizzati diversi mezzi per rimuovere materiali ingombranti e metalli. Ad esempio, il ferro viene separato attraverso magneti, mentre l'alluminio tramite separatori a correnti indotte.

Il trattamento meccanico prevede le seguenti operazioni:

- la triturazione, per omogeneizzare i rifiuti e per ridurre i materiali ingombranti in pezzi più piccoli;
- il setacciamento; i setacci, che possono essere setacci rotanti, vibrovagli, o di altro tipo, vengono utilizzati per separare specifici componenti dall'intero ammasso di rifiuti; ad esempio, circa il 95% dei composti vegetativi e il 40% della carta e della plastica sono sottodimensionati rispetto ad un setaccio rotante da 100 mm (generalmente il diametro dei setacci va da 60 a 100 mm);
- ulteriori triturazioni, a cui possono seguire pressature per lo stoccaggio e il trasporto del CDR;
- ulteriori setacciamenti per rimuovere pietre e sabbie;
- utilizzo di classificatori ad aria per separare materiali leggeri come plastica e carta.

2.2.1.B Pretrattamento biologico

Il pretrattamento biologico ha lo scopo di raggiungere un grado di stabilizzazione biologica tanto elevato da accelerare i processi anaerobici una volta che i rifiuti verranno conferiti in discarica.

Questo tipo di trattamento prevede due principali processi biologici: aerobici e anaerobici.

Pretrattamento biologico aerobico

Il pretrattamento biologico aerobico prevede una prima fase di putrefazione intensiva (*intensive rotting phase*) che può durare dalle 12 alle 16 settimane. Questa parte del trattamento comporta la produzione di molti odori, motivo per cui andrebbe condotta in sistemi chiusi con aerazione ad aria forzata e trattamento dei gas di scarico.

Segue poi una fase di maturazione (*curing phase* o *postrotting phase*), la quale deve durare almeno dalle sei alle otto settimane e deve essere gestita internamente o sotto una tettoia.

Inoltre, al fine del corretto svolgimento del trattamento, è necessario monitorare ed adattare i parametri ambientali in cui si trova la frazione ricca di organico; questi comprendono: il contenuto di umidità, la quantità di materiale strutturale (affinché consenta un'adeguata distribuzione dell'aria) e l'apporto d'aria (affinché sia sufficiente durante l'aerazione artificiale).

Una particolarità del trattamento aerobico è la possibilità di applicare anche le tecnologie usate per il compostaggio dei rifiuti organici. Infatti, come nel compostaggio, si tende a far avvenire l'intero processo all'interno di grandi capannoni dove vengono utilizzate macchine rivoltatrici e vi è il controllo dei gas di scarico e degli odori.

Pretrattamento biologico anaerobico

Questo tipo di procedura prevede una prima fase di trattamento anaerobico della durata di tre settimane (corrispondente alla fase di putrefazione intensiva del trattamento aerobico), seguita da una fase di disidratazione (*dewatering*) e di essiccazione del materiale. Infine, vi è una fase di maturazione che, come nel caso del trattamento aerobico, dura almeno dalle sei alle otto settimane. Quest'ultima risulta necessaria poiché non tutte le sostanze organiche possono essere degradate in condizioni anaerobiche nella misura richiesta dalla normativa, come ad esempio i materiali contenenti lignina.

Il pretrattamento biologico anaerobico risulta molto più complesso di quello aerobico ma presenta molti vantaggi:

- il risparmio di energia, poiché non è necessario un sistema di aerazione artificiale;
- l'ottenimento di energia dalla produzione di biogas;
- la riduzione dei costi della cattura e della rimozione di odori, visto il minor volume di gas di scarico odorosi rispetto agli impianti aerobici.

Questo tipo di pretrattamento può essere svolto sia in fase liquida che a secco.

Nel primo caso viene utilizzato un serbatoio di fermentazione umida, che lavora solo con particelle molto piccole. Per questo motivo è necessario una selezione molto estesa e precisa durante il pretrattamento meccanico, senza il quale potrebbero verificarsi problemi come il depositarsi di sabbia in fondo al reattore, che con il tempo raggiungerebbe una consistenza simile al cemento.

Da notare inoltre che, se dopo una fase di fermentazione anaerobica umida segue anche una fase aerobica umida, una fase di disidratazione e asciugatura può sostituire l'essiccazione.

Il trattamento anaerobico a secco richiede, a differenza di quello umido, un pretrattamento meccanico meno esteso e può prevedere un processo continuo o discontinuo. Se discontinuo, i rifiuti vengono immessi in un reattore con ricircolo d'acqua dove, per avviare il processo di digestione anaerobica, vengono accostati a materiali già digeriti. In un secondo momento, essi verranno poi rimossi per essere sottoposti a un post-trattamento aerobico. Nel caso in cui il processo fosse continuo, si userebbe un lungo reattore con un dispositivo interno di miscelazione e trasporto. Il tempo di detenzione dei rifiuti è determinato dalla loro portata e dalla lunghezza del reattore.

2.2.1.C Trattamento dei gas di scarico

Per il trattamento dei gas di scarico (*off-gas*), prodotti durante i pretrattamenti biologici, vengono generalmente utilizzati dei biofiltri.

Nel caso specifico dei gas di scarico prodotti dal trattamento biologico aerobico è necessario un trattamento termico e l'utilizzo di uno *scrubber* acido. Il trattamento termico (come ad esempio l'ossidazione termica rigenerativa) serve per la rimozione dei composti organici, mentre lo *scrubber* acido per la riduzione dell' NH_3 . Infatti questi gas, soprattutto quelli prodotti nella fase di putrefazione intensiva, presentano concentrazioni relativamente alte di azoto e carbonio. È inoltre possibile che vi siano tracce di altre sostanze problematiche, come ad esempio quelle contenenti i silossani, che possono causare corrosione.

Il trattamento dei gas di scarico contribuisce in modo significativo ai costi dell'intero processo di pretrattamento degli RSU.

2.2.2 Pretrattamento fisico

I pretrattamenti fisici comprendono una serie di operazioni volte a modificare le proprietà fisiche dei materiali, come ad esempio le dimensioni, la composizione, la densità, il contenuto di umidità, etc.

L'obiettivo è infatti quello di aumentare la possibilità di recuperare risorse materiali, semplificare le successive operazioni e ridurre gli impatti ambientali delle emissioni prodotte.

I processi classificati come pretrattamenti fisici sono:

- separazione e classificazione;
- riduzione dimensionale (triturazione, macinazione, etc.);
- imballatura;
- lavaggio.

La separazione e la classificazione sono già state viste al Paragrafo 2.2.1.A, pertanto di seguito verrà fornita una panoramica delle altre opzioni di trattamento fisico sopra menzionate.

2.2.2.A Riduzione dimensionale

Lo scopo principale della riduzione dimensionale, o triturazione, è la riduzione del volume dei rifiuti.

Si è scoperto che, una volta triturate, le frazioni rimaste più grandi (>50 mm) contengono principalmente materiali con un elevato potere calorifico, mentre le frazioni più piccole (<50 mm) sono caratterizzate da un maggior contenuto di materiali organici e inerti [32]. Sulla base di ciò, risulta quindi facile separare le due tipologie di materiali.

Per la riduzione dimensionale vengono utilizzati diversi strumenti, fra cui il mulino a martelli e il trituratore a cesoia.

Nello specifico, il mulino a martelli è un dispositivo in cui un certo numero di martelli sono fissati in modo flessibile a un albero o disco interno che viene fatto ruotare ad alta velocità; questo apparato è molto efficace con materiali fragili, mentre risulta inefficiente con materiali umidi e duttili.

Il trituratore a cesoia utilizza invece due lame contrapposte controrotanti per tagliare o tranciare materiali, in particolare materiali duttili e teneri. Il prodotto finale è uniforme, a differenza di quello ottenuto con il mulino a martelli. Pertanto, la trituratrice a cesoia risulta più efficace per il trattamento dei rifiuti solidi urbani. Infatti, il conferimento in discarica di rifiuti triturati presenta molti vantaggi, fra questi:

- l'estensione della vita della discarica, grazie ad una maggior compattazione ottenibile dai rifiuti triturati, che ne fa aumentare la densità del 60% - 80%;
- la maggior omogeneità dei rifiuti triturati, che risultano quindi più gestibili sui pendii laterali;
- la maggior area superficiale specifica dei rifiuti triturati, che favorisce il contatto fra rifiuti, nutrienti e microorganismi, aumentando così il tasso di biodegradabilità; tuttavia, bisogna tenere conto che, al di sotto di una certa dimensione delle particelle,

la produzione di acido può aumentare, con conseguente inibizione della produzione di metano;

- la riduzione dei costi legati alla vita della discarica (per maggior informazioni consultare l'analisi di costi-benefici eseguita da Giebelhaus nel 2007) [33].

L'uso della triturazione come pretrattamento dei rifiuti solidi urbani può essere combinato con fasi di trattamento mirate al recupero dei materiali prima della messa in discarica. La triturazione può inoltre essere applicata in combinazione con l'imballaggio, per aumentare la densità dei rifiuti, e con il lavaggio dei rifiuti, per aumentare l'effetto di lisciviazione.

2.2.2.B Imballaggio

La tecnica dell'imballaggio comprende una serie di fasi operative, fra cui: il dimensionamento, la disposizione e la compattazione, con o senza avvolgimento del materiale di scarto tramite reti e film plastico.

I prodotti di questo processo sono delle balle, cilindriche o rettangolari in base al tipo di pressa utilizzato. Durante la fase di compressione, a seconda del contenuto di umidità dei rifiuti, vengono rilasciati dei liquidi, riducendo così la potenziale formazione di percolato. Tuttavia, in quanto le balle cilindriche presentano un grado di compressione molto più basso rispetto a quelle rettangolari, la quantità di liquido prodotta durante la loro compressione risulta trascurabile.

La densità media dei rifiuti ottenibile dalle balle dipende principalmente dalla loro composizione (ovvero dalla quantità di frazione organica presente) e nel caso delle balle ottenute da compressione cilindrica i valori corrispondono a 500-800 kg/m³, mentre per quelle ottenute da compressione rettangolare variano fra 800 e 1100 kg/m³.

Una volta compresse, le balle vengono avvolte, utilizzando film di polietilene a bassa densità (LDPE) o polietilene lineare a bassa densità (LLDPE), legate con strisce di plastica o metallo e infine stoccate.

A seconda della forma delle balle e della tecnica di posizionamento utilizzata, tra le balle rimarrà dello spazio vuoto: nel caso delle balle rettangolari la perdita di volume corrisponde generalmente al 3%, mentre per le balle cilindriche all'11%. Nella seguente Figura 3 viene riportato lo schema di stoccaggio delle balle rettangolari e cilindriche.

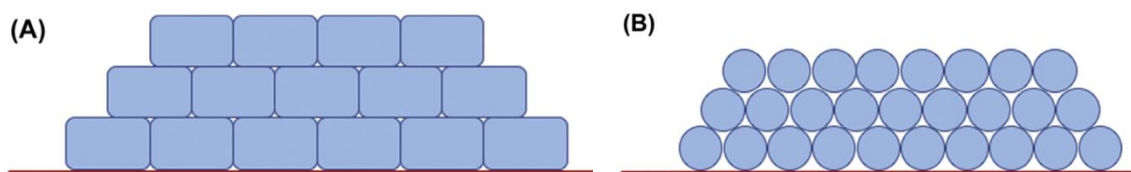


Figura 3: Schema di stoccaggio delle balle rettangolari (A) e cilindriche (B).

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

Se le balle non venissero imballate, il loro stoccaggio potrebbe essere assimilato ad una discarica aperta contenente rifiuti compattati. L'avvolgimento delle balle mira infatti a ridurre il tasso di decomposizione dei rifiuti e l'infiltrazione di acqua nelle balle, proprio come in una discarica chiusa.

Pascual e Bejeat scrivono di come la biodegradazione sia limitata all'interno delle balle e Robles-Martinez e Gourdon dimostrano che ciò è causato dalla rapida acidificazione dei rifiuti, dovuto all'accumulo di acidi grassi volatili (*Volatile Fatty Acids*, VFAs) durante i primi giorni di incubazione [34], [35]. Tali risultati sono stati convalidati tramite un esperimento, durante il quale è risultata minima la biodegradazione delle balle di RSU avvolte e con copertura in buone condizioni [36]. Inoltre, non essendo stato rilevato metano nel biogas, è stata confermata l'assenza di metanogenesi all'interno delle balle.

Un altro elemento che può ostacolare la biodegradazione è il contenuto d'acqua dei rifiuti, che è risultato inferiore alla quantità necessaria per supportare il processo. Pertanto, fino a quando le balle avvolte rimangono intatte e l'infiltrazione di umidità rimane bassa, la biodegradazione dei rifiuti è minima.

Ozbay e Durmusoglu hanno monitorato le variazioni temporali di CO_2 , CH_4 , O_2 , N_2 , mostrando che nei primi giorni avviene la decomposizione aerobica, durante la quale viene consumato l'ossigeno intrappolato nelle balle [37]. Dopo una prima fase di crescita, nell'arco di un mese la produzione di CO_2 si stabilizza su un *range* compreso tra il 10% ed il 35%, mentre quella di metano non supera il 5% durante l'intero periodo di osservazione.

Con uno studio, Markidis et al. hanno inoltre dimostrato che anche la dimensione delle particelle, la densità e il tipo di film influenzano significativamente la produzione di CO_2 e di CH_4 [38].

L'imballaggio degli RSU è una tecnica molto usata, sia come metodo di stoccaggio temporaneo o di trasporto prima di altri trattamenti, sia come alternativa al tradizionale smaltimento in discarica. Moltissimi paesi sfruttano infatti questa tecnica, fra questi la

Germania, l'Italia, il Portogallo, la Svezia, la Corea e il Libano. I vantaggi sono molti: le operazioni di discarica risultano meno costose e più veloci, mentre il ricorso alla copertura giornaliera della discarica può essere ridotto o completamente evitato.

La seguente Tabella 2 riassume alcune caratteristiche del conferimento in discarica dei rifiuti in balle rispetto alla discarica tradizionale.

	Discarica tradizionale	Balle non imballate	Balle imballate
<i>Generazione del percolato</i>	+++	+++	+
<i>Odori delle emissioni gassose</i>	+++	+++	+
<i>Detriti e polveri prodotti dai rifiuti e da attività operative</i>	+++	++	+
<i>Infestazione da parassiti (uccelli, roditori, insetti, etc.)</i>	+++	+++	+
<i>Terreno di copertura giornaliero</i>	+++	++	+
<i>Rischio di combustione spontanea</i>	+++	+++	+
<i>Occupazione del volume</i>	+++	+	+
<i>Compattazione</i>	+	++	+++
<i>Facilità e pulizia del trasporto</i>	+	++	+++
<i>Manodopera durante la fase operativa</i>	+++	++	++
<i>Infrastrutture di accoglienza</i>	++	+++	+++
<i>Utilizzo di macchinari in movimento</i>	+++	+	+
<i>Infrastrutture dei servizi</i>	++	++	++
<i>Degradazione dei rifiuti</i>	+++	+++	+
<i>Tempo necessario per la stabilizzazione dei rifiuti</i>	+	++	+++
<i>Impatto visivo</i>	+	++	+++
<i>Riciclaggio futuro</i>	+	++	+++

Tabella 2: Caratteristiche del conferimento in discarica dei rifiuti in balle (imballate e non) rispetto al conferimento tradizionale in discarica (alto = +++; medio = ++; basso = +).

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018. (modificata)

2.2.2.C Lavaggio

Il lavaggio dei rifiuti è un trattamento che può essere applicato ai residui di moltissime tipologie di processi: alle ceneri pesanti derivate dall'incenerimento degli RSU, ai residui del processo di selezione della plastica, del pretrattamento meccanico biologico o del processo di frantumazione automobilistica.

Questo trattamento è stato sviluppato per due motivi principali:

- ottenere la separazione a umido di diverse frazioni di rifiuti, con un conseguente recupero di materiali riciclabili più puliti;
- migliorare la qualità dei rifiuti prima dell'effettivo conferimento in discarica.

Numerosi studi hanno infatti dimostrato l'efficacia del lavaggio con acqua dei residui provenienti dagli impianti di trattamento termico [39], [40], [41]. Infatti, il lavaggio aiuta a ridurre la frazione lisciviabile dei metalli, dei sali, dei cloruri e delle sostanze organiche presenti in questi rifiuti. I composti idrosolubili vengono trasferiti dalla fase solida a quella liquida, dalla quale dovranno poi essere rimossi attraverso operazioni di trattamento delle acque.

Un altro vantaggio è la diminuzione della domanda chimica di ossigeno (*chemical oxygen demand*, COD): il tasso di riduzione del COD assume valori superiori al 60%, considerando tipologie generiche di residui, e arriva fino all'85% per i residui plastici.

Per definire la procedura di lavaggio più adeguata, è necessario prendere in considerazione la seguente serie di condizioni operative.

- La soluzione utilizzata per il lavaggio: l'utilizzo di acqua risulta adatto per la rimozione di composti altamente solubili, mentre per la frazione poco solubile in acqua è più appropriato l'utilizzo di altre soluzioni (come una soluzione acida o alcalina, agenti chelanti, acidi organici, etc.).
- Il rapporto liquido/solido (L/S): questo influenza la dissoluzione dei composti in base al loro grado di solubilità. Lo studio di Zhu et al. ha dimostrato che all'aumentare del rapporto L/S la quantità di cloruri solubili presenti nei residui diminuisce (aumenta quindi la loro dissoluzione) [42].
- Il tempo di miscelazione: può influenzare la cinetica di dissoluzione del composto. Chimenos et al. hanno condotto degli esperimenti di lavaggio dove è emerso che la massima estrazione dei cloruri è stata ottenuta dopo due ore di miscelazione, stabilizzandosi dalla quarta ora in poi. Emerge quindi che un lungo tempo di

miscelazione non corrisponde ad una accelerazione dei processi: il tasso di estrazione e la velocità di dissoluzione diminuiscono con il tempo [43].

- La velocità di miscelazione.
- La frequenza di lavaggio: un doppio lavaggio risulta generalmente più efficace nella rimozione dei cloruri solubili rispetto al lavaggio singolo.
- La temperatura.
- La dimensione dei rifiuti lavati.

L'efficienza di un pretrattamento di lavaggio può essere valutata attraverso l'indice $\eta_{A,i}$, calcolato durante un test di cessione standard (test di lisciviazione, *leaching test*) in batch.

$$\eta_{A,i} = \frac{e_{r,i} - e_{w,i}}{e_{r,i}} \quad (2.1)$$

Nella formula, $e_{r,i}$ rappresenta la concentrazione della sostanza *i*-esima nell'eluato usato nel test di cessione prima del lavaggio, mentre $e_{w,i}$ dopo il lavaggio.

Come accennato, un trattamento di lavaggio efficiente deve tener conto anche del consumo di acqua e quindi del rapporto L/S. Si dovrebbe puntare a minimizzare il consumo di acqua, anche perché il suo utilizzo contribuisce all'aumento dei costi e degli impatti ambientali causati dalla conseguente necessità di trattare le acque di scarico, ricche di contaminanti dopo il lavaggio. Pertanto il rapporto L/S dovrebbe essere sufficientemente elevato per ciascuna fase di lavaggio ma non eccessivo. Si può quindi riutilizzare la stessa soluzione per diverse fasi di lavaggio in un processo in controcorrente o a ricircolo implementato aggiungendo acqua dolce, così da mantenere lo stesso rapporto L/S in ogni fase.

La seguente Figura 4 mostra uno schema della procedura di lavaggio.

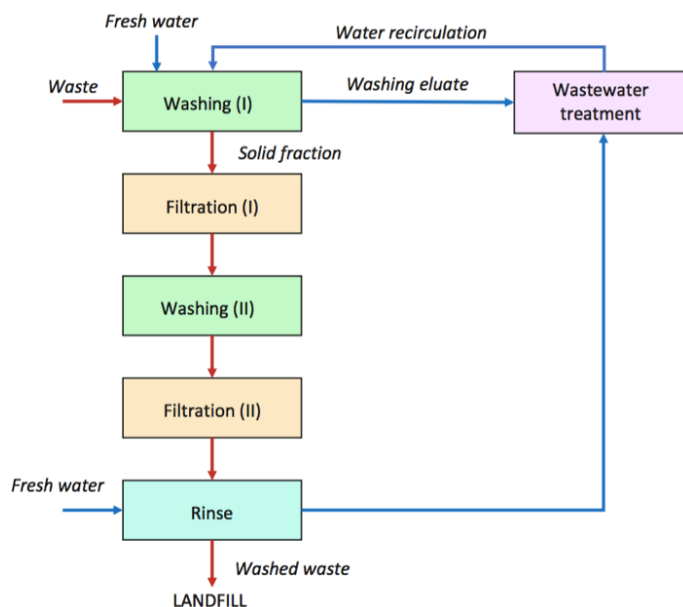


Figura 4: Schema della procedura di lavaggio.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

2.3 Capacità e indici di biodegradabilità

La stabilità biologica rappresenta il grado di decomposizione della sostanza organica biodegradabile all'interno di una matrice. Di conseguenza, lo studio di questa è strettamente connesso al grado di biodegradabilità del materiale studiato: l'aumentare dell'una fa diminuire l'altro.

Ai fini del conferimento in discarica, è richiesta l'analisi della stabilità biologica dei rifiuti, che può essere condotta tramite la valutazione dei seguenti parametri:

- i risultati dei test respirometrici;
- la quantità di solidi totali volatili;
- la quantità di solidi potenzialmente fermentescibili;
- il *black index*;
- i risultati del test di cessione;
- i risultati dei test di produzione residua del biogas.

Va tuttavia ricordato che quanto visto sperimentalmente in laboratorio non sempre coincide con la situazione reale, in quanto, concretamente, vi è la compartecipazione simultanea di diversi effetti, non contemplata durante le prove in laboratorio.

2.3.1 Test respirometrici

I test respirometrici stimano il consumo di ossigeno o la produzione di anidride carbonica da parte della biomassa.

Tuttavia, lo studio delle emissioni di CO₂ non differenzia tra produzione aerobica o anaerobica, inoltre non tiene conto che il grado di ossidazione della materia organica influenza il consumo di ossigeno per mole di CO₂ prodotta [44]. Pertanto, è preferibile considerare il consumo di ossigeno come indice respirometrico.

I test respirometrici che stimano il consumo di ossigeno possono essere di due tipi:

- statico: la misura viene effettuata in assenza di aerazione continua della biomassa;
- dinamico: la misura viene effettuata in presenza di aerazione continua della biomassa.

Uno studio svolto in condizioni statiche (a volume costante o a pressione costante) può sottostimare il consumo di ossigeno, il metodo presenta infatti i seguenti limiti:

- viene limitata la diffusione della dispersione dell'ossigeno nella biomassa, rallentando il processo di degradazione della sostanza organica;

- vi è l'impossibilità di allontanare l'aria esausta dalla biomassa riduce l'attività biologica, a causa dell'abbassamento del pH e del verificarsi di fenomeni tossici dovuti all'accumulo di CO₂ o di altri gas di fermentazione;
- risulta difficile stimare l'entità degli spazi vuoti, pertanto i dati ricavati non possono essere considerati rigorosi.

Di conseguenza, è preferibile considerare l'indice respirometrico dinamico del consumo di ossigeno.

2.3.1.A Indice respirometrico dinamico

L'Indice Respirometrico Dinamico (IRD) determina il “consumo orario di ossigeno utilizzato per l'ossidazione biochimica dei composti biodegradabili presenti all'interno di una matrice” [45]. Si tratta quindi del consumo di ossigeno riferito all'unità di peso (solidi totali: ST, solidi volatili: SV, solidi potenzialmente fermentescibili: SPf). Pertanto, più alto sarà il valore dell'IRD, maggiore sarà il grado di biodegradabilità del materiale e minore sarà la sua stabilità biologica.

Ad esempio un materiale con un $IRD > 3.000 \frac{\text{mgO}_2}{\text{kgSV} \cdot \text{h}}$ avrà un bassissimo grado di stabilità biologica ma un alto grado di biodegradabilità, viceversa un materiale con $IRD < 500 \frac{\text{mgO}_2}{\text{kgSV} \cdot \text{h}}$ avrà un elevatissimo grado di stabilità biologica e un basso grado di biodegradabilità.

Vi sono due tipologie di IRD:

- l'Indice Respirometrico Dinamico Potenziale (IRDP): eseguito su un campione standardizzato;
- l'Indice Respirometrico Dinamico Reale (IRDR): eseguito su un campione tal quale.

Il Decreto legislativo n. 121/2020 impone che l'IRDP venga calcolato utilizzando la tecnica UNI/TS 11184 e che il suo valore, misurato al termine di una fase di maturazione, non sia maggiore di $1.000 \frac{\text{mgO}_2}{\text{kgSV} \cdot \text{h}}$, ai fini del conferimento in discarica [20].

Per effettuare il test viene utilizzato un reattore adiabatico e un sistema di misura, registrazione e gestione dei dati [46]. La registrazione dei dati avviene per almeno quattro giorni: i parametri vengono acquisiti ogni 60 secondi e per ogni ora viene determinato un Indice Respirometrico Dinamico Orario (IRDh). Viene poi calcolata la media fra i 24 valori più alti registrati di IRDh, che corrisponderà al valore effettivo dell'IRD.

2.3.2 Solidi totali volatili

I Solidi Totali Volatili (STV) rappresentano la frazione solida di un campione che volatilizza in seguito alla combustione in muffola a 550°C [47]. Il test per la determinazione degli STV è stato inserito nella normativa di alcuni paesi europei come indice di riferimento per la valutazione della stabilità biologica dei rifiuti. Tuttavia, molti studiosi mettono in discussione l'uso di questo indice poiché non rispecchia il reale grado di stabilità biologica dei rifiuti, in quanto il contenuto di solidi volatili in un campione comprende anche la presenza di composti non biodegradabili.

2.3.3 Solidi potenzialmente fermentescibili

I Solidi potenzialmente fermentescibili (Spf) rappresentano la frazione organica realmente biodegradabile contenuta nei rifiuti. Tramite lo studio degli Spf è quindi possibile distinguere tutti quei materiali (quali plastiche, gomme, lignina, etc.) classificati come solidi volatili ma che non vengono degradati dai microrganismi.

Per determinare la quantità di questi solidi si utilizza il metodo di estrazione con etanolo ed acido cloridrico.

2.3.4 Black index

Il *black index* (BI) è il risultato di un test qualitativo dove viene utilizzata una cartina all'acetato di piombo, la quale si annerisce in presenza di acido solfidrico (H₂S), per formazione di solfuro di piombo. La velocità di annerimento della cartina, che varia da pochi minuti a giorni, è indicativa della quantità di acido solfidrico sviluppato, e quindi del grado di attività batterica.

Il *black index* (BI) è indice del grado di putrescibilità residua del campione e viene calcolato come l'inverso del tempo impiegato dalla cartina a cambiare colore, ossia:

$$BI = 1/t_{\text{annerimento}} \text{ [d}^{-1}\text{]} \quad (2.2)$$

A valori bassi del BI (poche ore) è associato con certezza un basso grado di stabilità, mentre non si può garantire una stabilizzazione certa per alti valori di BI. Un lungo tempo di annerimento, e quindi la scarsa produzione di H₂S, potrebbe verificarsi anche per campioni molto putrescibili ma contenenti poco zolfo (S). In questo caso il test viene considerato come uno passaggio preliminare a cui far seguire successivi accertamenti.

2.3.5 Test di cessione

Il test di cessione ha come scopo lo studio della lisciviabilità dei materiali presenti nei rifiuti, ossia la valutazione della natura e della quantità delle sostanze rilasciate dai rifiuti messi a contatto con un liquido.

Può essere condotto in modalità statiche o dinamiche, con l'utilizzo di acqua distillata, basica o acidulata. Nello specifico, l'utilizzo di acqua distillata permette di valutare le capacità di rilascio dei rifiuti per effetto della percolazione di acque meteoriche.

Ad esempio, in Germania viene utilizzato il test standardizzato DIN 38 414-S 4: un campione rappresentativo (di circa 50 g) viene ridotto a granulometria inferiore a 10 mm per poi essere introdotto in un estrattore. Qui il campione entra in contatto con acqua distillata (in rapporto 1:10) e viene sottoposto a 24 ore di agitazione in Jar-Test. Infine, la componente liquida viene filtrata e separata dalla frazione solida e vengono svolte diverse analisi sull'eluato, in particolare vengono determinati i valori della domanda biochimica (*biochemical oxygen demand*, BOD₅) e chimica (*chemical oxygen demand*, COD) di ossigeno. Dal rapporto fra questi due parametri può infatti essere stimata la stabilità dei rifiuti.

Secondo Binner et al., se il valore di BOD₅/COD risulta inferiore a 0,2 il rifiuto può essere considerato stabilizzato ai fini del conferimento in discarica [48]. Il Comitato Tecnico Discariche (CDT) suggerisce invece 0,1 come valore massimo da rispettare per i rifiuti da conferire in discarica, in associazione al valore COD < 1500 mg/l [49].

2.3.6 Test di produzione residua del biogas

I test di produzione residua del biogas hanno lo scopo di analizzare i rifiuti pretrattati per stimarne la potenziale produzione di biogas, simulando le condizioni della discarica.

Sono due le principali metodologie adottate per questi test: il test fermentativo e quello di incubazione.

2.3.6.A Test fermentativo di Binner

Il test sviluppato da Binner et al. viene eseguito in un mezzo liquido. I campioni vengono setacciati ($\emptyset < 20$ mm) e macinati, per poi essere messi a contatto con un litro di acqua distillata all'interno di un fermentatore, che viene chiuso ermeticamente.

Il test avviene in condizioni anaerobiche e la temperatura viene costantemente mantenuta a 35°C, così da garantire le condizioni ottimali per la degradazione delle sostanze organiche.

Sperimentalmente è stato osservato che la generazione di gas può continuare anche dopo 240 giorni dall'inizio del test. Tuttavia, è possibile ottenere buone correlazioni lineari con i valori ottenuti dopo 90 giorni.

2.3.6.B Test di fermentazione in reattore

Il test di fermentazione in reattore consente di valutare la produzione di biogas a seguito dei processi di degradazione anaerobica dei rifiuti.

L'Università di Vienna ha elaborato due indici, denominati GS_{90} e GS_{240} , calcolati rispettivamente sulla base di 90 e 240 giorni, espressi in $NI/kgST$ [44]. Sono stati condotti diversi studi su campioni di rifiuti provenienti da impianti di pretrattamento meccanico biologico, i cui risultati hanno mostrato che la quantità di biogas prodotta in un test di 90 giorni varia tra il 65% ed il 95% di quella prodotta in 240 giorni.

Sugli stessi campioni sono stati eseguiti anche test di fermentazione di 21 giorni, dove l'indice considerato è chiamato GB_{21} in Austria e B_{21} in Italia. È emerso che il volume di biogas prodotto in 21 giorni varia tra lo 0 e il 60% del volume prodotto in 240 giorni. Per ottenere una diminuzione del 90% sulla produzione di biogas rispetto al caso di discarica per rifiuti tal quali (che viene stimata di $200 NI/kgST$), si dovrebbe imporre un valore limite pari a $20 NI/kgST$ per il GS_{90} dei rifiuti pretrattati [44], [50]. A tale valore di GS_{90} corrisponde un B_{21} di $5 NI/kgST$, come visibile in Figura 5 (che riporta la correlazione fra valori di B_{21} e di GS_{90}). Tuttavia, alcuni autori sostengono che il valore di GB_{21} associato a un materiale stabilizzato sia invece pari a $20 NI/kgST$, il quale viene raggiunto dopo circa tre mesi di pretrattamento, come visibile in Figura 6 [51]. Vi è quindi un'incongruenza circa il valore di biogas prodotto dopo 21 giorni associabile a un materiale stabilizzato: ciò rende evidente l'incertezza che tuttora c'è sulla definizione dei limiti da fissare per gli indici di stabilità biologica dei rifiuti.

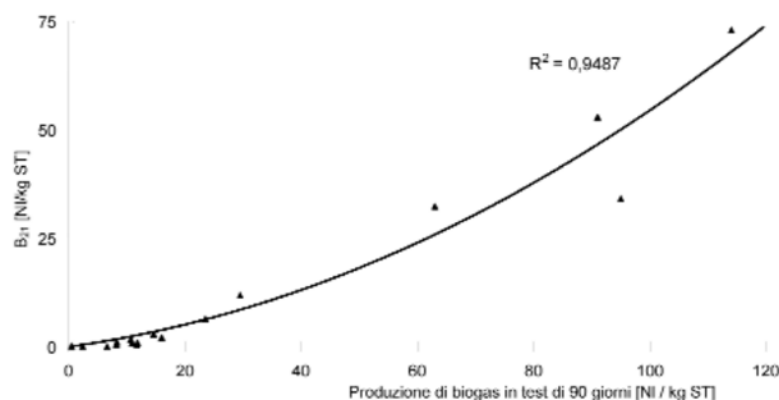


Figura 5: Correlazione riscontrata fra i risultati dei test di fermentazione di 21 e 90 giorni.

Fonte: R.Laraia, F. Luciagnano, E. Raso; *Metodi di misura della stabilità biologica dei rifiuti*; Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, 2003.

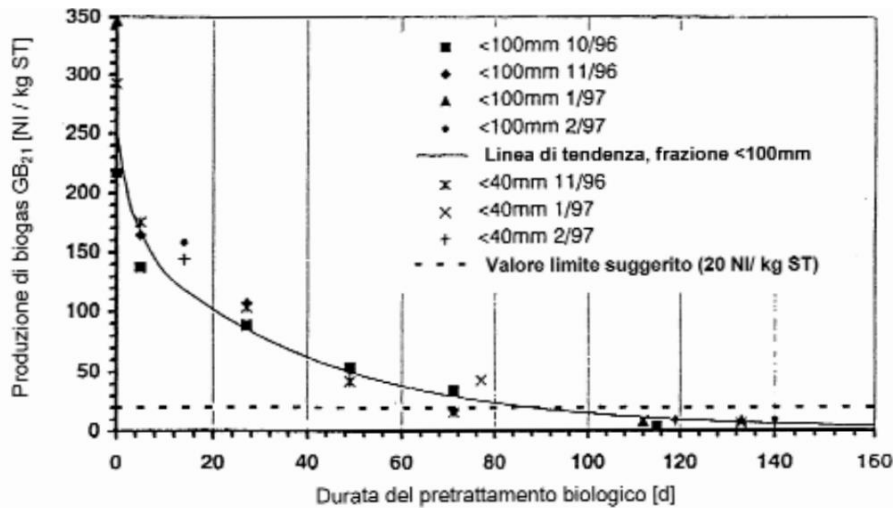


Figura 6: Produzione di biogas in 21 giorni da campioni di rifiuti pretrattati provenienti dall'impianto di Lüneburg, prelevati in diverse fasi del processo di stabilizzazione.

Fonte: R.Laraia, F. Luciagnano, E. Raso; *Metodi di misura della stabilità biologica dei rifiuti*; Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, 2003.

2.3.6.C Test di incubazione di Zach e Binner

Durante il test di incubazione di Zach e Binner, un sostanzioso campione di sostanza secca (>1 kg) viene posto all'interno di un contenitore di vetro, chiuso ermeticamente, e portato ad un valore di umidità pari alla capacità di ritenzione idrica. Una volta raggiunta la capacità di campo, il campione umido viene collocato in una beuta chiusa ermeticamente e in seguito incubato, a 40°C e in condizioni anaerobiche. La quantità di gas prodotta durante questa fase viene quindi continuamente registrata.

Confronto con il test fermentativo:

- Il test di incubazione di Zach e Binner presenta due principali vantaggi rispetto al test fermentativo: può essere eseguito in serie e i suoi risultati godono di una buona riproducibilità per un intervallo di tempo che va dai 21 ai 42 giorni, a causa dell'elevata quantità di campione e delle condizioni ottimali di svolgimento.
- Rispetto al test fermentativo, il test di incubazione ha un comportamento significativamente meno reattivo durante la prima fase; solo in un secondo momento vi è la produzione di elevate quantità di biogas, anche superiori a quelle del test fermentativo.
- Per entrambi i test, l'utilizzo di campioni freschi offre risultati migliori.
- Per entrambi i test, dopo 30-35 giorni si ha lo sviluppo di circa il 70% della produzione totale di biogas, mentre dopo 60 giorni si ha il 90%.

Sulla base dei dati presenti in letteratura, è possibile affermare che il test di incubazione detiene una maggior efficienza nel caratterizzare il comportamento reattivo dei rifiuti trattati [44].

2.3.6.D Test di incubazione secondo il metodo di Adani et al.

Il test di incubazione sviluppato da Adani et al. prevede che il campione sia posto all'interno di vials in vetro chiusi ermeticamente, mantenuti ad una temperatura di 35°C per mezzo di un bagno termostato [52].

Il test presenta i seguenti vantaggi:

- La semplice e funzionale natura della prova permette di eseguirla contemporaneamente su un alto numero di campioni.
- Il test consente di determinare il biogas prodotto in un periodo di 28 e 90 giorni. Tuttavia, grazie al poco spazio occupato dai vials, è possibile determinare la produzione di biogas anche per tempi più lunghi, senza compromettere la funzionalità operative degli apparecchi usati.

3. Sintesi dei processi fisico-chimici che si sviluppano in una discarica in relazione alle fasi aerobiche e anaerobiche

3.1 Degradazione aerobica ed anaerobica

La discarica è un ambiente eterogeneo che presenta un'ampia varietà di rifiuti, i quali vengono coinvolti in una serie di reazioni di degradazione. Questi processi biochimici possono essere suddivisi in processi aerobici ed anaerobici.

3.1.1 Processo aerobico

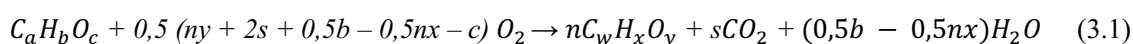
Le reazioni aerobiche prevedono il consumo di ossigeno e di sostanze nutritive, principalmente azoto e fosforo, da parte dei microrganismi che convertono i composti biodegradabili in anidride carbonica, acqua e nuova biomassa, con produzione di sostanze umiche e di calore. Si tratta infatti di reazioni esotermiche che possono alzare la temperatura della discarica anche fino a 60-70°C [4].

È quindi importante mantenere un certo tenore d'umidità all'interno della discarica, sia per favorire l'idrolisi che per tenere la temperatura sotto controllo. È inoltre fondamentale per il processo la presenza e la circolazione dell'acqua, che permette anche la redistribuzione dei nutrienti e la diluizione delle sostanze tossiche.

3.1.1.A Svolgimento del processo

Il processo aerobico prevede una prima fase di idrolisi enzimatica, durante la quale le macromolecole e i polimeri (proteine, amidi, carbonati) vengono decomposti in molecole più piccole (amminoacidi, zuccheri, acidi grassi). Queste vengono poi trasformate in anidride carbonica e acqua, durante i processi catabolici, e in nuova biomassa cellulare, durante i processi anabolici. La biomassa prodotta può inoltre essere ulteriormente degradata durante i processi endogeni, con produzione di composti complessi non degradabili e solo parzialmente solubili, come gli acidi umici.

In sintesi, per descrivere il processo di degradazione anaerobica è possibile richiamare la formula stechiometrica generale per la decomposizione dei solidi volatili nei processi aerobici:



3.1.1.B Confronto con il processo anaerobico

In condizioni ottimali, un processo aerobico presenta una cinetica molto più rapida rispetto ad uno anaerobico, questo grazie all'alta resa energetica e alla comprovata celerità della flora batterica aerobica. Pertanto, una tale cinetica di reazione consente di ridurre il tempo di stabilizzazione biologica fino a dieci volte rispetto alla degradazione anaerobica. Inoltre, durante un processo aerobico avviene anche la degradazione delle sostanze organiche refrattarie e lentamente degradabili, a differenza di quanto accade durante quello anaerobico.

3.1.2 Processo anaerobico

Il processo anaerobico si svolge in assenza di ossigeno e vede il susseguirsi di quattro fasi distinte, alle quali prendono parte diverse tipologie di batteri anaerobi [44]:

- Batteri fermentativi: degradano i polimeri in H_2 , acido formico, acido acetico, acidi grassi complessi e, occasionalmente, in una piccola quantità di alcoli;
- Batteri acetogeni: convertono gli acidi grassi complessi in acetati e H_2 ;
- Batteri metanogeni: convertono i prodotti dei gruppi fermentativi e acetogeni in CH_4 e CO_2 ; questi batteri possono essere inibiti dall'accumulo degli acidi prodotti dai microrganismi fermentativi, in quanto richiedono un pH compreso tra 6 e 8,5.

La conversione dei polimeri in monomeri e dell'acetato in metano comporta una certa lentezza dell'intero processo, dovuta anche all'interdipendenza tra i diversi gruppi metabolici. Infatti, i batteri metanogeni dipendono dagli organismi fermentativi e acetogeni per l'ottenimento del substrato, ma questi dipendono a loro volta dai batteri metanogeni per la rimozione dei prodotti della fermentazione.

3.1.2.A Svolgimento del processo

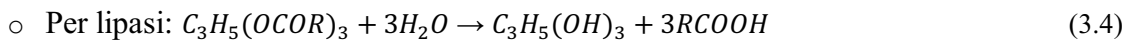
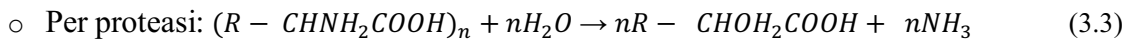
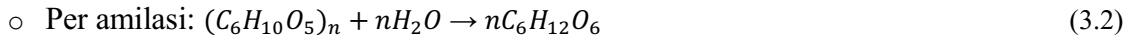
Il processo di digestione anaerobica può essere suddiviso in quattro fasi: idrolisi, acidogenesi, acetogenesi e metanogenesi (riassunte nella Figura 7) [53]. Queste sono legate fra loro in una catena trofica, dove i microrganismi si servono degli scarti provenienti dalle fasi precedenti, fino a degradare i composti organici di partenza nella forma più semplice possibile.

I. Idrolisi

Durante questa prima fase, i composti organici complessi, particolati o solubili (proteine, grassi e carboidrati), vengono degradati in unità più semplici, come amminoacidi, acidi grassi e monosaccaridi [54]. I microrganismi colonizzano il materiale organico in

sospensione per poi degradarlo, ma possono anche secernere nell'ambiente degli enzimi extracellulari (cellulasi, amilasi, proteasi e lipasi), utili per catalizzare le reazioni di idrolisi delle molecole organiche complesse.

A seconda degli enzimi coinvolti, l'idrolisi può svolgersi secondo le seguenti reazioni:



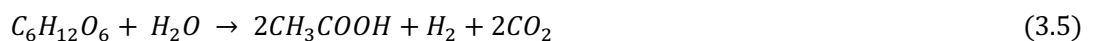
L'idrolisi viene considerata la più lenta fra le fasi della digestione anaerobica, le altre devono infatti regolarsi sulle sue tempistiche, che rallentano quindi l'intero processo. Essa segue infatti una cinetica di primo ordine di Monod, che può essere influenzata dal grado di complessità delle catene polimeriche del substrato e dalla granulometria.

II. Acidogenesi

I prodotti dell'idrolisi sono composti sufficientemente piccoli da riuscire a penetrare nella membrana cellulare dei batteri fermentanti acidogeni, così da essere metabolizzati. Questi subiscono dapprima una trasformazione a piruvato e una successiva trasformazione in molecole più semplici, come VFAs (acido acetico, propionico e butirrico), alcoli, aldeidi e gas come CO_2 , H_2 e NH_3 .

Di seguito vengono mostrate alcune delle reazioni più significative di questa fase [4]:

- Produzione di acido acetico:



- Produzione di acido butirrico:



- Produzione di etanolo:



Nel caso in cui il substrato contenga amminoacidi a base di zolfo, può anche avvenire la produzione di solfuro di idrogeno (H_2S), ad opera dei batteri solfato-riduttori.

La flora batterica è infatti ricca e diversificata, sono presenti anche alcuni batteri in grado di utilizzare le tracce ossigeno, se presenti, così da rimuoverle ed evitare l'inibizione dell'attività degli altri microrganismi anaerobici.

La cinetica di questo processo di acidogenesi segue il modello di Monod a substrato limitante, così come la seguente fase acetogenica.

III. Acetogenesi

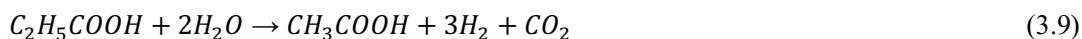
I prodotti dell'acidogenesi vengono ora sottoposti ad un processo fermentativo denominato acetogenesi, il cui risultato è la formazione di acido acetico (CH_3COOH), acido formico, idrogeno e anidride carbonica.

È possibile suddividere le numerose reazioni che avvengono in due macrocategorie: quelle condotte dai batteri acetogeni e quelle portate avanti dai batteri omoacetogeni. Le prime vedono la conversione dei VFAs (come acido butirrico e propionico) e degli alcoli (come l'etanolo) in acido acetico, CO_2 e H_2 , mentre le seconde si servono proprio dell'anidride carbonica e dell'idrogeno per produrre acido acetico. Di seguito sono riportate alcune reazioni esemplari:

- Reazione dell'acido butirrico:



- Reazione dell'acido propionico:



- Reazione dell'etanolo:



- Reazione ad opera di batteri omoacetogeni:



Tuttavia, se non mantenuto al di sotto di una certa soglia, l'idrogeno molecolare può rappresentare anche una fonte di inibizione per la biomassa fermentante. Pertanto, di norma viene consumato dai batteri metanogeni idrogenotrofi, che lo utilizzano come agente riducente nella reazione che porta alla produzione di metano. In questo modo, l'idrogeno viene mantenuto al di sotto della soglia di inibizione e la reazione di degradazione degli acidi grassi viene favorita, nonostante risulti energeticamente sfavorevole.

Nel caso in cui non avvenga il fenomeno di inibizione ad opera dell'idrogeno, la cinetica delle reazioni della fase acetogenica può essere descritta tramite il modello di Monod a substrato limitante, così come visto per la fase acidogenica.

IV. Metanogenesi

La metanogenesi rappresenta l'ultima fase della catena trofica anaerobica in quanto comporta la produzione di metano (CH_4), che, essendo un gas inerte, non reagisce ulteriormente e può essere considerato il prodotto finale dell'intero processo.

Il metano può essere generato attraverso due principali vie metaboliche, rispettivamente condotte da batteri acetoclasti e idrogenotrofi.

- Via acetoclastica



Si tratta di una reazione di dismutazione dell'acido acetico, con formazione di metano e di anidride carbonica. La sua cinetica segue il modello di Monod a substrato limitante, a cui viene aggiunto un coefficiente per tener conto dell'inibizione da eccesso di substrato.

- Via idrogenotrofa



Attraverso l'ossidazione anaerobica dell'idrogeno e la riduzione dell'anidride carbonica viene prodotto metano. La cinetica della reazione segue il modello di Monod a due substrati.

La maggior parte del metano viene prodotto tramite la via acetoclastica (circa il 72%), mentre la restante quota (circa il 28%) deriva dalla via idrogenotrofa. Vi è poi anche una piccola parte di CH_4 che viene generata attraverso l'ossidazione dell'acido formico.

Solo durante la metanogenesi avviene quindi l'effettiva trasformazione dei composti organici in metano ed anidride carbonica, con la rimozione della sostanza organica in fase liquida.

Va tuttavia considerato che la produzione di metano può essere però limitata dal processo di riduzione dei solfati. Questo avviene contemporaneamente alle fasi fermentative e alla metanogenesi, entrando in competizione con quest'ultima per il consumo dei substrati di acido acetico e di idrogeno.

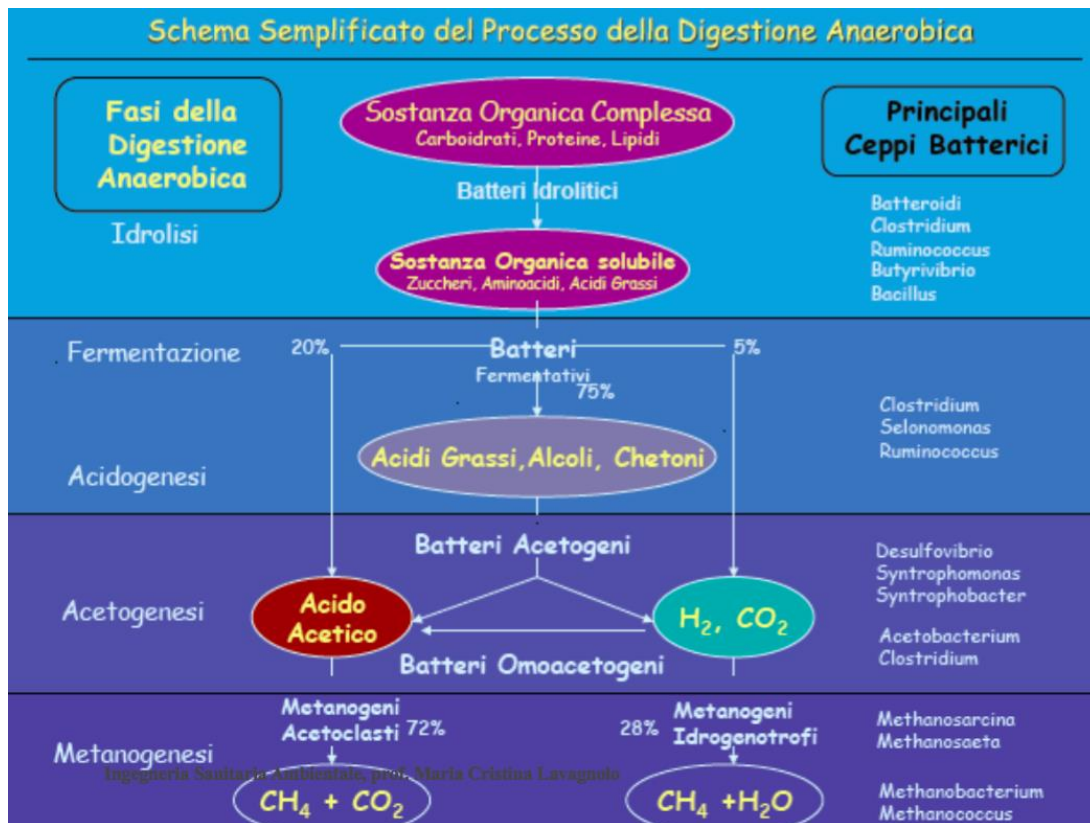


Figura 7: Schema generale del processo di digestione anaerobica ed elenco dei principali ceppi batterici coinvolti in ciascuna fase.

Fonte: M.C. Lavagnolo; Operazioni unitary per I rifiuti solidi urbani; Università degli Studi di Padova, 2023.

3.1.2.B Parametri

I processi anaerobici sono altamente sensibili alle condizioni al contorno. Ad esempio, un pH inadeguato può inibire il processo di metabolizzazione, anche se in una discarica il sistema tende a tamponare efficacemente queste situazioni [4]. Allo stesso modo, anche la presenza di una piccola quantità di sostanze tossiche nei rifiuti può comportare l'inibizione locale dei processi.

I parametri da tenere in considerazione sono dunque:

- pH: i batteri fermentatori operano in un ampio *range* di pH che va da cinque a nove, mentre quelli metanogeni presentano un range operativo di pH più limitato, che va da sei a otto;
- temperatura: i processi di degradazione anaerobica possono svolgersi all'interno di fasi psicrofile (15-20°C), mesofile (33-40°C) e termofile (55-60°C). In una discarica, la temperatura viene però naturalmente mantenuta in condizioni mesofile stabili, grazie alle caratteristiche termiche della massa dei rifiuti e del coperchio superiore;
- alcalinità (ALK): rappresenta la somma dei sali alcalini, indicando indirettamente la capacità di attenuare la caduta del pH, causata dalla generazione di acidi durante i

processi fermentativi. Generalmente, l'azione tampone dei rifiuti è sufficiente per mantenere il pH attorno a sette. Un buon indicatore di questa capacità di tamponamento può essere considerata la concentrazione di carbonato (HCO_3^-) nel percolato;

- contenuto di umidità: un contenuto minimo d'umidità pari al 20-30% è necessario per lo sviluppo dei processi biologici, i quali vengono facilitati se è presente un flusso d'acqua che supporta il trasporto dei nutrienti, il deflusso delle tossine e facilita la mobilità dei microrganismi. Generalmente, gli RSU grezzi possono contenere circa il 30-60% in peso di acqua e, in alcune zone della discarica, è possibile che il contenuto d'acqua raggiunga la capacità di campo;
- acidi grassi volatili (VFA): si tratta di acidi a catena corta che contribuiscono inevitabilmente alla diminuzione del pH. La produzione di VFA consuma ALK e quindi, affinché la produzione di metano non venga inibita, il rapporto ALK/VFA dovrebbe essere all'incirca pari a 0,8;
- presenza di ossigeno: la produzione di metano può essere inibita dalla presenza di ossigeno, che risulta tossico per i batteri metanogeni. In una discarica anaerobica, l'eventuale presenza di ossigeno è limitata agli strati superiori e alla copertura, non influisce sulla maggior parte della massa di rifiuti conferita.
- presenza di macronutrienti: ad esempio azoto, fosforo, zolfo;
- disponibilità di micronutrienti;
- concentrazione di composti tossici.

3.2 Processi biochimici di degradazione in discarica

Una volta che i rifiuti sono stati conferiti in discarica, hanno inizio i fenomeni di degradazione ad opera della flora batterica. La velocità a cui avvengono queste reazioni dipende dai gruppi batterici coinvolti ed è inversamente proporzionale al grado di stabilizzazione dei rifiuti: la tendenza della velocità è da prima crescente, poi costante ed infine decrescente (a causa della progressiva riduzione dei prodotti facilmente biodegradabili).

La degradazione di un rifiuto in discarica può essere riassunta dalle seguenti cinque fasi [4], [44], [55].

I. Fase aerobica

Come descritto al Paragrafo 3.1.1, durante questa fase avviene l'idrolisi delle macromolecole e dei polimeri. Si verifica subito dopo il conferimento dei rifiuti in discarica, a causa dell'iniziale disponibilità di ossigeno, e ha una durata che può andare dalle poche ore ad alcuni giorni. Cessa infatti quando viene consumato tutto l'ossigeno intrappolato nei vuoti interstiziali. Lo svolgimento del processo dipende anche dalla porosità iniziale dei rifiuti e dalle modalità di compattazione adottate.

II. Fermentazione acida anaerobica

Questa fase può durare diversi mesi e vede lo svolgersi della fermentazione acidogenica e acetogenica, descritte al Paragrafo 3.1.2.A. I batteri trasformano la sostanza biodegradabile in acidi volatili (acidi grassi a basso peso molecolare), CO_2 e H_2 , con conseguente abbassamento del pH. L'elevata concentrazione di acidi grassi comporta alti valori di BOD_5 , generalmente fra 10000 e 30000 mg/l, e alti valori del rapporto BOD_5/COD (0,5-0,7).

Sono inoltre presenti alte concentrazioni di azoto ammoniacale (prodotto dall'idrolisi e dalla fermentazione dei composti organici azotati, in particolare le proteine), ferro e metalli pesanti.

III. Fase metanigena instabile

Durante questa fase, che può durare pochi mesi come due o tre anni, gli acidi vengono metabolizzati dai batteri metanogeni che, se pur ancora poco sviluppati, producono metano. Diminuisce così il valore di COD, mentre aumentano il pH e l'alcalinità, che comportano una minor solubilizzazione di calcio, magnesio e metalli pesanti, i quali, per la maggior parte, precipitano come solfuri.

IV. Fase metanigena stabile

Quando i batteri acetogenici e metanogeni assumono un equilibrio dinamico, la produzione di metano diventa pressoché costante. Il metano risulta infatti pari al 50-60% del biogas prodotto, la cui parte rimanente è costituita principalmente da anidride carbonica.

Il percolato prodotto durante questa fase potrebbe essere definito stabilizzato, in quanto sia i valori di BOD₅ che del rapporto BOD₅/COD sono molto bassi (BOD₅/COD può valere anche 0,1). Il pH tende invece a mantenersi su un *range* debolmente alcalino.

La durata di questa fase è molto labile, essa può infatti protrarsi dagli otto ai 40 anni.

V. Fase di esaurimento

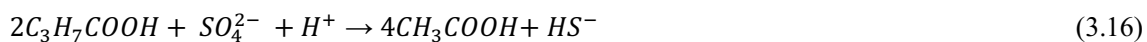
Con il tempo, si assiste alla progressiva stabilizzazione dei rifiuti, con la diminuzione dei composti organici biodegradabili, alla riduzione dell'attività batterica e quindi alla diminuzione delle produzioni gassose. L'aria ritorna a diffondersi all'interno dei rifiuti, con la comparsa di ossigeno e azoto negli strati superiori. Tale processo può durare anche 80 anni.

In discarica, i rifiuti seguono generalmente queste cinque fasi ma è possibile che si verifichino anche i seguenti processi, che, nello specifico, coinvolgono i solfati e l'azoto.

3.2.1 Processo di riduzione dei solfati

I solfati derivano generalmente dall'idrolisi delle proteine e possono compromettere il processo di degradazione anaerobica. La riduzione dei solfati risulta infatti energeticamente vantaggiosa ed entra in competizione con la metanogenesi per i substrati di acido acetico e idrogeno. Inoltre, il risultante acido solfidrico (H₂S) è tossico per i batteri metanogeni e può quindi comportare una parziale inibizione della produzione di metano.

Le seguenti reazioni sono tipicamente osservabili durante la riduzione dei solfati:



3.2.2 Processi legati all'azoto

Nei rifiuti conferiti in discarica, l'azoto è principalmente incorporato all'interno delle sostanze organiche e può essere mobilitato tramite l'ammonificazione. L'azoto ammoniacale (ammoniaca, NH₃) prodotto può essere poi volatilizzato, lavato via o nitrificato-denitrificato per ottenere la liberazione dell'azoto gassoso (N₂).

3.2.2.A Ammonificazione

Durante l'ammonificazione, processo che avviene sia in condizioni aerobiche che anaerobiche, l'azoto organico viene convertito in ione ammonio (NH_4^+) e ammoniaca.

In soluzioni acquose, l' NH_4^+ e l' NH_3 si trovano in equilibrio. Nelle discariche, la formazione dell'ammoniaca è fortemente influenzata dalla temperatura e viene associata a valori di pH uguali o superiori ad otto. Infatti, in una discarica, dove il pH è generalmente minore di 8,5, la maggior parte dell'azoto si trova in forma ionica. Nel caso in cui le temperature siano abbastanza alte, come ad esempio sui 40°C , è tuttavia sufficiente un valore più basso di pH.

Una volta prodotto, l' NH_4^+ può reagire con altri composti organici e, in presenza di ossigeno, essere nitrificato ed eventualmente denitrificato. Inoltre, se il pH risulta abbastanza elevato, lo ione ammonio può essere volatilizzato e, infine, progressivamente sciacquato e disciolto nel percolato. Quest'ultima è l'unica soluzione di rimozione possibile in condizioni anaerobiche. Nelle discariche di vecchia generazione erano infatti un problema le alte concentrazioni di NH_4^+ , a causa dei rischi di contaminazione e di tossicità associati alle emissioni del percolato, anche dopo decenni.

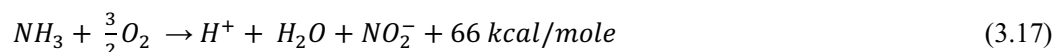
Al contrario, nelle discariche provviste di un sistema di aerazione, viene sostenuta la nitrificazione e la volatilizzazione dell'ammoniaca (come conseguenza delle alte temperature). Inoltre, se sono presenti zone anossiche è possibile anche il verificarsi della denitrificazione.

3.2.2.B Nitrificazione

La nitrificazione è un processo ossidativo ad opera di batteri aerobi chemio-autotrofi, i quali si servono di carbonio inorganico (CO_2) e di una grande quantità di ossigeno.

Il processo si svolge in due fasi successive [56]:

- I. Conversione dell'azoto ammoniacale in nitriti (NO_2^-), generalmente ad opera di batteri *Nitrosomonas*:



- II. Conversione dei nitriti in nitrati (NO_3^-), generalmente ad opera di batteri *Nitrobacter*:



Entrambe le reazioni consumano ALK provocando un abbassamento del pH.

Attraverso questo processo, che può avvenire solo se la temperatura non supera i 45°C, la concentrazione di azoto ammoniacale nel percolato può essere ridotta a valori molto bassi, indicativamente inferiori a 50 mg/L.

3.2.2.C Denitrificazione

La denitrificazione è un processo che prevede l'utilizzo degli ossidi di azoto, nitriti e nitrati, per l'ossidazione di composti organici biodegradabili. I batteri coinvolti sono eterotrofi facoltativi anossici che, nelle discariche areate, agiscono nelle zone non direttamente raggiunte dal flusso d'aria, o in specifiche aree dove la massa di rifiuti non viene areata appositamente per garantire le condizioni anossiche. Il processo si svolge secondo le seguenti reazioni:



Al termine del processo, l'azoto sotto forma gassosa viene liberato e fuoriesce dal sistema. NO_2^- e N_2O sono solo prodotti intermedi presenti in scarse quantità, pertanto trascurabili.

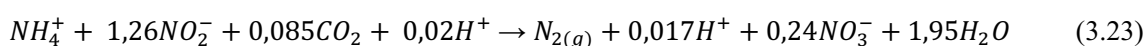
Esiste anche la denitrificazione ad opera di batteri autotrofi, che è di minor importanza rispetto al processo eterotrofo, sebbene contribuisca in modo consistente alla deplezione dei nitrati e non sia limitata dalla necessità di substrati facilmente biodegradabili. Nelle discariche di vecchia generazione, questo tipo di processo viene favorito e può essere responsabile del 15-55% dell'intero processo di denitrificazione.

3.2.2.D ANAMMOX

Con ANAMMOX si intende il processo anaerobico di ossidazione dell' NH_4^+ svolto da gruppi batterici autotrofi, come i *Planctomiceti*. Risulta quindi molto vantaggioso, in quanto non sono necessari composti prontamente biodegradabili e la spesa energetica è ridotta.

Tuttavia, il processo è particolarmente sensibile alle condizioni al contorno ed estremamente complesso. Il tasso di crescita batterica è infatti molto basso, con tempi di duplicazione prossimi agli 11 giorni.

Il processo segue la seguente reazione:



3.3 Produzione e caratteristiche delle emissioni di una discarica

Sono due i principali prodotti delle attività di discarica: il percolato e il biogas.

3.3.1 Produzione del percolato

Il percolato è un liquido altamente contaminato, da composti organici ed inorganici, la cui formazione è dovuta principalmente alla lisciviazione dei rifiuti da parte di acque meteoriche.

È inoltre possibile che esso si sviluppi a partire dal rilascio dell'acqua originariamente intrappolata nei rifiuti (l'umidità iniziale) o dalla produzione di acqua di processo, durante lo svolgimento delle reazioni biochimiche descritte ai paragrafi precedenti.

La quantità di percolato che si viene a formare dipende quindi da molti fattori, in particolare dalle precipitazioni, ma anche dall'altezza e dalla compattazione dei rifiuti. È pertanto possibile stimare la quantità di percolato potenzialmente producibile in una discarica di RSU tramite coefficienti empirici, derivati dallo studio di casi reali.

Ad esempio, per una precipitazione media annua di 750 mm/anno, è stato stimato che la produzione di percolato, per le discariche compattate, sia pari al 15-25% della precipitazione meteorica, ma può anche corrispondere ad una percentuale inferiore, nel caso in cui venga realizzata una copertura con un terreno di natura impermeabile (argilla) [55].

3.3.2 Caratteristiche del percolato

Il percolato è caratterizzato dalla presenza di sostanze organiche e inorganiche al suo interno, le quali passano dai rifiuti solidi al liquido lisciviante tramite tre principali modalità:

- idrolisi dei rifiuti e degradazione biologica;
- solubilizzazione dei sali contenuti nei rifiuti;
- trascinarsi del particolato.

La concentrazione dei composti nel percolato è quindi regolata dai processi di dilavamento e di degradazione degli RSU. Pertanto, la sua composizione è strettamente connessa allo stato di stabilizzazione dei rifiuti [57].

La composizione del percolato varia quindi nel tempo e, in riferimento alle fasi di degradazione degli RSU in discarica descritte nei paragrafi precedenti, è possibile dire che:

- durante l'iniziale fase aerobica, vista la sua breve durata, non vi è una sostanziale produzione di percolato;
- durante la fase acidogenica, a causa della presenza di molti acidi volatili, il pH diminuisce (assestandosi su valori compresi fra 4,5 e 6,5), mentre aumentano le concentrazioni di ioni inorganici (Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+) e di solfuri metallici (di ferro, di magnesio o di altri metalli pesanti); le concentrazioni di COD possono arrivare ad essere di 100.000 mg/l e il rapporto BOD_5/COD assume valori compresi fra 0,5 e 0,7, in quanto è presente molta sostanza organica biodegradabile [58];
- durante la fase acetogenica, il pH aumenta, con conseguente diminuzione della solubilità dei metalli e del calcio, mentre il rapporto BOD_5/COD tende ad abbassarsi, assestandosi su valori compresi fra 0,3 e 0,5; l'ammoniaca, a causa dell'ambiente anaerobico, viene lisciviata ed aumentano così le sue concentrazioni nel percolato;
- durante la metanogenesi, il pH aumenta (assumendo valori compresi fra 7,5 e 9) e il BOD_5 si assesta su valori attorno ai 180 mg/l; quindi, visto che le concentrazioni di COD sono ancora relativamente alte (da diverse centinaia di mg/l a 4.500 mg/l), il rapporto BOD_5/COD diminuisce fino ad essere pari a 0,1, in quanto è molto poca, o non c'è, sostanza organica biodegradabile.

Nella Figura 8 e nella Tabella 3, si riportano le caratteristiche del percolato durante le varie fasi di degradazione dei rifiuti.

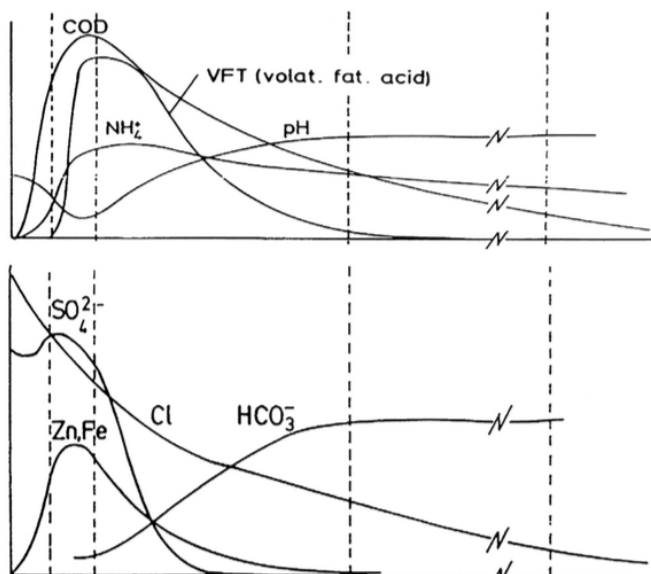


Figura 8: Variazione della composizione del percolato in funzione delle fasi di degradazione dei rifiuti.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

Parametri [mg/l]	Fasi acide		Fase metanigena	
	<i>intervallo</i>	<i>media</i>	<i>intervallo</i>	<i>media</i>
pH	4,5-7	6	7,5-9	8
COD	6000-60000	22000	500-4500	3000
BOD ₅	4000-40000	13000	20-550	180
TOC	1500-25000	7000	200-5000	1300
NH ₄ ⁺	30-3000	750	30-3000	750
NO ₂	0-25	0,5	0-25	0,5
NO ₃ ⁻	0,1-50	3	0,1-50	0,1
SO ₄ ²⁻	70-1750	500	10-420	80
Cl ⁻	100-5000	2100	100-5000	2.100
Na ⁺	50-4000	1350	50-4000	1350
K ⁺	10-2500	1100	10-2500	1100
Mg ²⁺	50-1150	470	40-350	180
Ca ²⁺	10-2500	1200	20-600	60
P _{tot}	0,1-30	6	0,1-30	6
Cr	0,03-1,6	0,3	0,03-1,6	0,3
Fe	20-2100	780	3-280	15
Ni	0,02-2,05	0,2	0,02-2,05	0,2
Cu	0,004-1,4	0,08	0,004-1,4	0,08
Zn	0,1-120	5	0,03-4	0,6
As	0,005-1,6	0,16	0,005-1,6	0,16
Cd	0,0005-0,14	0,006	0,0005-0,14	0,006

Tabella 3: Confronto tra i valori che tipicamente si riscontrano nelle fasi acide e nella fase metanigena, in relazione al processo di formazione del percolato.

Fonte: H.J. Ehrig; *Quality and quantity of sanitary landfill leachate; Waste Management & Research, 1983.*
(modificata)

3.3.3 Produzione di biogas

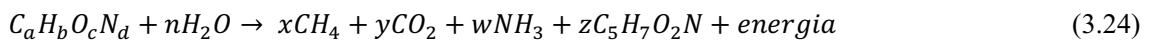
Negli anni '70, ha preso piede lo sviluppo di modelli, quantitativi e qualitativi, che stimano la produzione dei gas in discarica (*landfill gas*, LFG), i cui scopi sono:

- valutare il potenziale recupero energetico di LFG;
- stimare la qualità del gas recuperabile;
- progettare il sistema di estrazione o smaltimento del gas (ad esempio i pozzi di estrazione o il trattamento *in situ*);
- valutare le prestazioni dei sistemi di raccolta e recupero esistenti;
- redigere gli inventari nazionali della produzione dei gas a effetto serra (*greenhouse gases*, GHG);
- prevedere gli impatti ambientali delle discariche nel tempo.

Ad oggi, il modello più utilizzato è il *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM)*, che segue un una cinetica esponenziale del primo ordine di Monod.

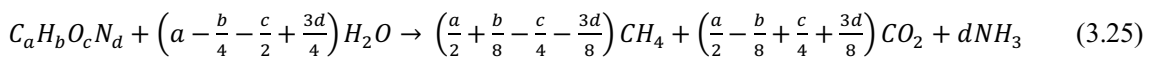
3.3.3.A Stima della massima resa di gas in discarica

La seguente reazione riassume il processo complessivo di fermentazione del metano in discarica:



Dove $C_aH_bO_cN_d$ rappresenta le sostanze organiche biodegradabili presenti nei rifiuti solidi, che, per il 4%, vengono convertite in biomassa microbica ($C_5H_7O_2N$), considerato un tempo infinito di permanenza del sistema.

Pertanto, ai fini di una valutazione della massima resa di LFG, la conversione cellulare della materia organica può essere trascurata e la reazione 3.24 può essere riscritta come:



In questo modo, a partire dalla composizione elementare dei rifiuti, è possibile valutare la quantità e la qualità del gas ($CH_4 + CO_2$) generato.

Tenendo infatti in considerazione che una mole di carbonio organico viene convertita in una mole di LFG (reazione 3.25) e che, a 0°C e una atmosfera, una mole di gas occupa 22,4L, si può dire che:

$$\text{○ } 1 \text{ mol di carbonio organico} = 22,4\text{L gas } (CH_4 + CO_2) \quad (3.26)$$

$$\text{○ } 1\text{g di carbonio organico} = 1,8671\text{L gas } (CH_4 + CO_2) \quad (3.27)$$

La reazione 3.25 può essere utilizzata per calcolare la massima resa teorica di LFG anche a partire dalle formule specifiche dei composti organici o dalle formule empiriche introdotte per rappresentare le frazioni biodegradabili degli RSU.

La Tabella 4 riporta, oltre che queste formule empiriche, anche la resa e la composizione del gas derivato dalla degradazione dei singoli composti, o dalle classi di composti. La resa viene inoltre espressa in termini di COD, ossia il consumo di ossigeno necessario per la completa ossidazione della materia organica ($g_{O_2}/g_{sostanza\ organica}$). Questo approccio viene tipicamente utilizzato per le acque reflue in cui la materia organica è presente in soluzione liquida, ma può essere trasferito ai rifiuti solidi tramite una serie di calcoli specifici (descritti alle pagine 422 - 425 del libro “Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology, Elsevier” di Cossu e Stegmann, pubblicato da Elsevier nel 2018) che tengono conto della biodegradabilità dei composti [4] .

Composto	<i>Formula</i>	<i>COD (kg/kg)</i>	<i>Resa in gas ($Nl/kg_{composto}$)</i>	<i>Composizione del gas (%CH_4)</i>
Cellulosa	$(C_6H_{10}O_5)_x$	1,185	830	50
Proteina	$(C_4H_6ON)_y$	1,619	1100	51.5
Lipidi	$C_{55}H_{106}O_6$	2,914	1428	71.4
RSU	$C_{99}H_{149}O_{59}N$	1,489	966	54
Frazione rapidamente degradabile	$C_{68}H_{111}O_{50}N$	1,300	875	52
Frazione lentamente degradabile	$C_{20}H_{29}O_9N$	1,710	1049	55
Scarti alimentari	$C_{16}H_{27}O_8N$	1,662	993	56

Tabella 4: Rese teoriche di gas ($CH_4 + CO_2$) per alcuni composti, o classi di composti, comuni.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology; Elsevier, 2018.

(modificata)

Pertanto, sulla base dell'equazione 3.27 e dei calcoli specifici descritti da Cossu e Stegmann, la resa specifica di LFG (Y_{LFG}) può essere valutata come segue:

$$Y_{LFG} = 1,867 \cdot OC_i \cdot (f_b) \cdot (1 - u_i) \cdot p_i \quad (3.26)$$

Dove i singoli componenti rappresentano:

- OC_i = il contenuto di carbonio organico nella componente secca i-esima dei rifiuti

$$[kg_{carbonio}/kg_{componente\ secca}]$$

- f_b = la frazione biodegradabile di OC_i [$kg_{carbonio\ biodegradabile}/kg_{carbonio}$]

- u_i = il contenuto d'umidità della componente i-esima dei rifiuti

$$[kg_{acqua}/kg_{componente\ umida}]$$

- p_i = il peso umido della componente i-esima dei rifiuti

$$[kg_{componente\ i-esima}/kg_{RSU}]$$

3.3.3.B Tempo di generazione

Un parametro molto importante per i modelli di produzione di LFG è il tempo di generazione, ossia il periodo in cui viene prodotto il biogas. Non vi è una definizione univoca della sua durata, in letteratura sono infatti presenti diverse tesi: Andreottola e Cossu suggeriscono un periodo di 30 anni, Bridgewater e Lidgren di 20 anni, mentre Ham, Barlaz e Richards di soli 10-15 anni [59], [60], [61], [62]. Un altro elemento molto importante, ed utile per lo studio del tempo di generazione, è il tempo di dimezzamento ($T_{0,5}$), ossia il tempo per cui la produzione di gas avvenuta equivale alla metà della resa stimata (si veda la Figura 9 per una rappresentazione grafica). Questo può essere calcolato tramite modelli cinetici di primo ordine, mediante la seguente espressione:

$$T_{(0,5)_i} = \frac{\ln 2}{k_i} \quad (3.27)$$

dove k_i è un valore costante che corrisponde alla velocità di decadimento dell'i-esimo componente dei rifiuti organici.

Sperimentalmente, è stato scoperto che i risultati ottenuti durante studi sul tempo di generazione e di dimezzamento con i lisimetri non corrispondono ai valori tipici delle discariche (superiori di un ordine di grandezza). La causa è stata attribuita al fatto che la produzione di gas nei lisimetri è dovuta ad un unico lotto di rifiuti, mentre in discarica è la somma dei contributi di più lotti in periodi diversi.

Un altro parametro utile per definire il tempo di generazione è il *lag time*, ossia il tempo che trascorre dal deposito dei rifiuti fino all'inizio di una significativa produzione di gas. I dati sperimentali provenienti dalla letteratura propongono un *lag time* che va dalle poche settimane ad alcuni mesi, come riporta Richards, fino ad un anno, come scritto da

Andreottola e Cossu, [59], [62]. Mediamente, può essere considerato un periodo di sei mesi.

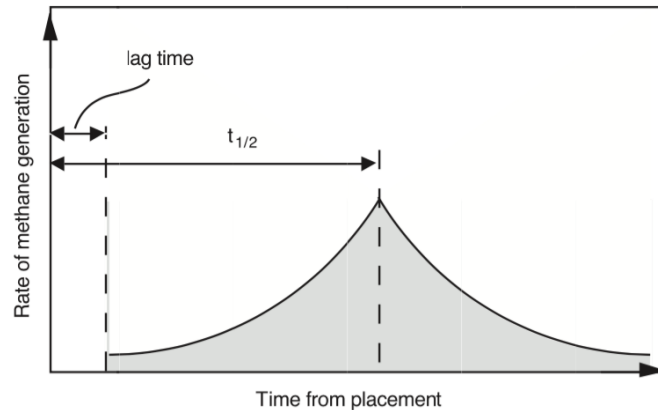


Figura 9: Rappresentazione generica della curva di produzione del gas in discarica. Sono riportati il lag time e il tempo di dimezzamento ($t_{1/2}$).

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

3.3.3.C LandGEM

Il modello *LandGEM*, sviluppato dal *Control Technology Center* dell'EPA statunitense, rappresenta uno strumento di stima automatizzato che quantifica le emissioni delle discariche di RSU. Per calcolare le emissioni annuali di LFG, si serve della seguente equazione, di primo ordine, del tasso di decomposizione:

$$Q_{CH_4} = \sum_{t=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k L_0 \left[\frac{M_i}{10} \right] e^{-kt_{ij}} \quad (3.28)$$

Dove: Q_{CH_4} = produzione annua di metano nell'anno di calcolo [m^3 /anno]; i = incremento temporale di un anno; n = (anno di calcolo) – (anno iniziale di accettazione dei rifiuti); j = incremento temporale di 0,1 anno; L_0 = potenziale capacità di produzione di metano [m^3 /Mg], dipende solo dal tipo di rifiuti (maggiore sarà il contenuto di cellulosa e maggiore sarà L_0); M_i = massa dei rifiuti conferiti nell' i -esimo anno [t]; t_{ij} = età della sezione j -esima della massa M_i di rifiuti conferita nell'anno i -esimo.

k [$anni^{-1}$] rappresenta invece il tasso di produzione di metano e dipende: dal contenuto d'umidità dei rifiuti, dalla disponibilità di nutrienti per i batteri metanogeni, dal pH e dalla temperatura.

La Figura 10 mostra due curve di produzione di LFG per una discarica contenente circa due milioni di tonnellate di rifiuti. Le curve sono state calcolate sulla base degli stessi parametri, ad eccezione di k . La curva rossa è infatti associata ad un k pari a $0,065 \text{ anni}^{-1}$, tipico di ambienti umidi, mentre la curva verde è riferita ad un k di $0,02 \text{ anni}^{-1}$, tipico di condizioni aride. Il grafico mette in luce quanto le condizioni di umidità del sito influiscano sulla generazione del gas.

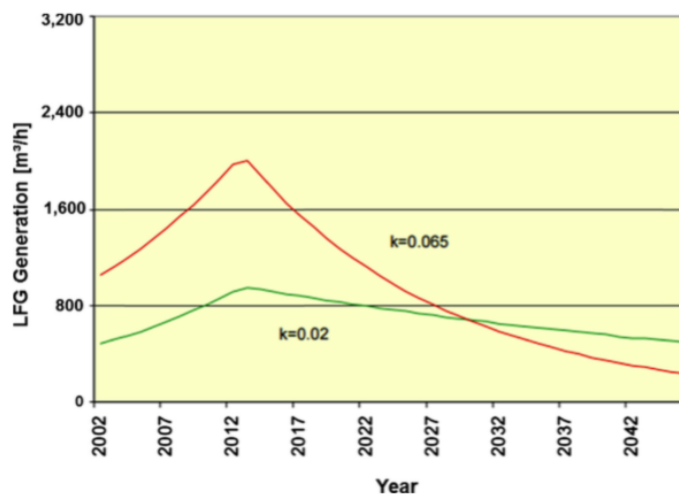


Figura 10: Curve della produzione di gas in discarica per diversi valori del parametro k .

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

3.3.4 Caratteristiche del biogas

Nelle discariche, il biogas prodotto è costituito principalmente da metano (55-60%) ed anidride carbonica (35-45%), ma contiene anche tracce di altri composti, trasferiti dai rifiuti solidi alla fase gassosa mediante vaporizzazione [54]. Possono infatti far parte del LFG i sottoprodotti della degradazione biologica, come l'acido solfidrico (0,02-0,2%), l'ammoniaca, l'azoto, l'ossigeno o l'idrogeno, a seconda dello stadio del processo di degradazione. La composizione del biogas non è infatti costante ma può variare nel tempo, a causa della qualità dei rifiuti e delle diverse fasi del processo di degradazione, e nello spazio.

Inoltre, l'odore emanato dal biogas può essere molto forte e, per non renderlo percepibile, è necessario da prima diluire il gas di un fattore $1:10^6$, durante l'iniziale fase della degradazione, poi $1:10^4$, durante le fasi successive.

3.3.4.A Variazione del biogas nel tempo

La produzione di LFG varia nel tempo e può essere riassunta dalle seguenti nove fasi:

- Fasi I-III: la produzione di LFG inizia a svilupparsi; l'azoto e l'anidride carbonica finiscono subito in atmosfera ma i livelli di CO_2 non diminuiscono drasticamente, a differenza di quelli di N_2 , in quanto essa viene continuamente prodotta.
- Fase IV: la produzione di gas è ormai stabile, i pori e i piccoli vuoti fra i rifiuti si riempiono di LFG.
- Fase V: la produzione di gas tende a diminuire, questo perché la frazione facilmente degradabile è già stata quasi del tutto consumata e la decomposizione della frazione organica rimanente risulta più complessa.

- Fase VI: a causa della diminuzione della produzione di gas, l'aria può migrare all'interno del corpo della discarica, dalla superficie fino agli strati più profondi. Hanno quindi inizio alcuni processi aerobici.
- Fase VII: le quantità residue di metano vengono degradate durante processi microbiologici e le emissioni di LFG sono molto basse.
- Fase VIII: le condizioni tendono ad essere aerobiche e, poiché è presente ancora del materiale organico, vengono prodotte basse concentrazioni di anidride carbonica.
- Fase IX: i rifiuti presenti in discarica sono sostanzialmente inerti, la qualità del gas nei pori e nei vuoti interstiziali è simile a quella del suolo naturale (aria e parte di anidride carbonica).

La Figura 11 mostra il cambiamento della composizione del biogas nel tempo, riportandone la concentrazione volumetrica dei vari componenti (σ) durante le fasi appena descritte.

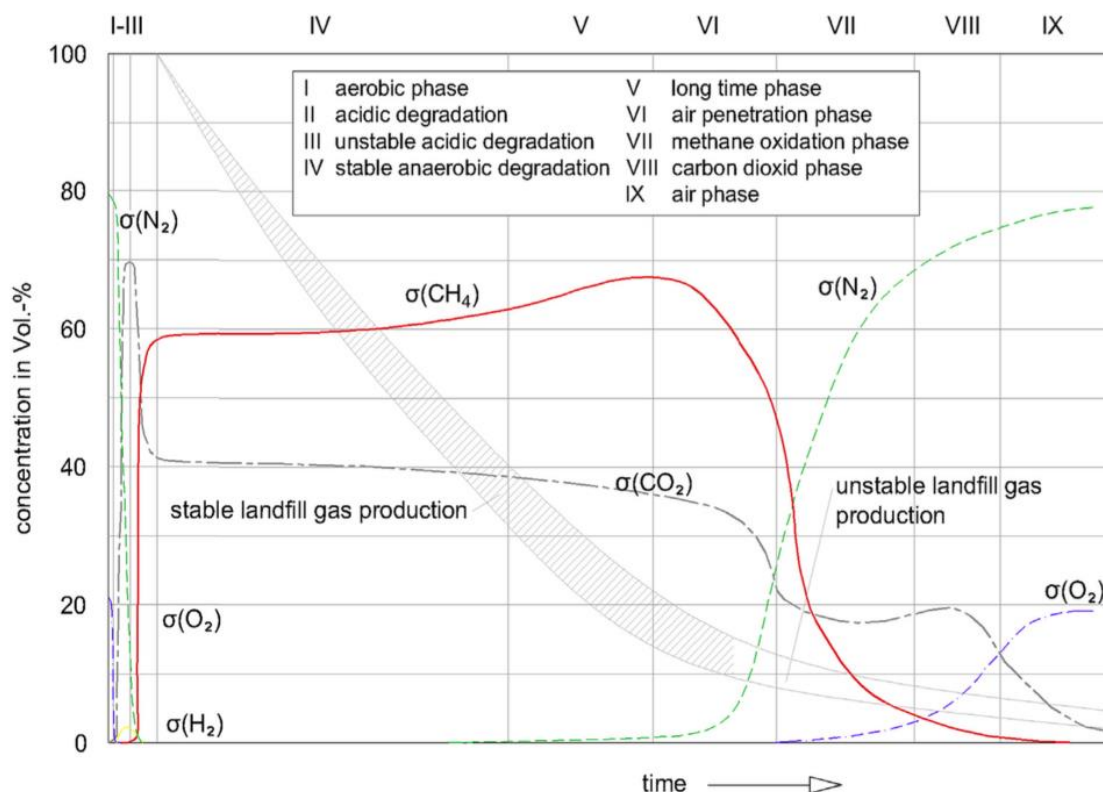


Figura 11: Andamento della composizione del biogas prodotto in discarica nel corso del tempo. Per un dato componente gassoso X si ha che $\sigma(X) = V(X)/V_{tot}$.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018. (modificata)

3.3.4.B Variazione del biogas nello spazio

Empiricamente, è stato scoperto che la composizione di LFG dipende anche dalla profondità a cui si trovano i rifiuti, variando in base all'intensità della produzione di gas, della permeabilità dei rifiuti, della velocità del vento e del tipo di copertura adottato. Ad esempio, se la discarica è rivestita da una membrana, l'aumento o la diminuzione della profondità non corrisponde ad una variazione di σ , a differenza del caso in cui la discarica non viene coperta.

Nella figura 12, è possibile osservare i gradienti di σ lungo la profondità del corpo della discarica a cielo aperto o di una copertura permeabile. Da notare che l'inizio dell'ossidazione del metano viene associato al punto in cui il rapporto $\sigma(\text{CH}_4)/\sigma(\text{CO}_2)$ assume un valore pari a uno.

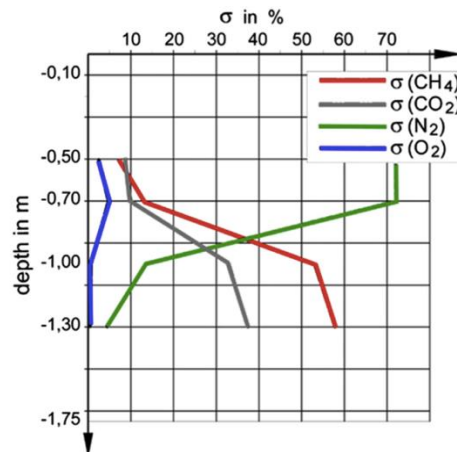


Figura 12: $\sigma(\text{CH}_4)$, $\sigma(\text{CO}_2)$, $\sigma(\text{O}_2)$, e $\sigma(\text{N}_2)$ a diverse profondità di una discarica a cielo aperto o di una copertura di suolo permeabile.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018. (modificata)

3.3.4.C Variazione del biogas durante i processi di estrazione

Durante i processi di estrazione, diminuiscono le concentrazioni di metano e anidride carbonica, mentre aumentano quelle di azoto e ossigeno.

A causa della depressione che si viene a creare, la discarica attrae e ingloba dell'aria, che passa attraverso la superficie o gli spazi presenti attorno ai pozzi d'estrazione.

3.3.4.D Componenti in traccia del biogas

L'LFG contiene centinaia di costituenti in traccia, che possono essere composti organici (idrocarburi alogenati) e/o inorganici (idrogeno solforato, ammoniaca), derivanti da altri solventi, criogeni, propellenti e gas di silicio organico depositati in discarica.

Alcuni composti del biogas sono estremamente tossici (come l'idrogeno solforato o i mercaptani), possono infatti essere cancerogeni, teratogeni e/o geneticamente dannosi.

Inoltre, l'utilizzo di LFG in motori a gas o altre strutture ha spesso causato danni quali intasamento, abrasione o corrosione, a causa della presenza di zolfo, cloro, fluoro e silossano. È dunque molto importante monitorare le concentrazioni cumulative dei composti presenti nel biogas, così da capire se è necessario svolgere particolari trattamenti del gas o implementare la manutenzione.

Nella tabella 5 sono riportati i valori medi e le soglie massime per i costituenti in tracce nell'LFG.

Composto	Soglia massima [mg/m³CH₄]	Valore medio [mg/m³CH₄]
Zolfo	2000	950
Fluoro	50	20
Cloro	300	90
Silicio	100	42
Idrocarburi	400	140

Tabella 5: Concentrazioni medie e soglie massime dei costituenti in tracce nel gas di discarica.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology; Elsevier, 2018.

(modificata)

4. Schemi di funzionamento delle discariche innovative

4.1 In situ aeration

L'aerazione *in situ* è una tecnica che punta a favorire il processo di degradazione dei rifiuti, la quale prevede l'immissione di aria all'interno del corpo della discarica. L'energia generata dai processi aerobici risulta significativamente più elevata rispetto a quella prodotta in assenza di ossigeno, all'incirca di un fattore compreso fra otto e dieci, e comporta una temperatura molto più alta all'interno della discarica.

Per applicare questa tecnica nel modo più efficace possibile, è necessario considerare il grado di permeabilità dei rifiuti all'aria. In uno studio del 2005, Jain et al. hanno analizzato la permeabilità all'aria degli RSU in discarica e hanno osservato che, a causa della maggior pressione di copertura e alla maggiore umidità negli strati inferiori della discarica, la permeabilità all'aria diminuisce all'aumentare della profondità [63]. Per questo motivo, sarebbe opportuno che i sistemi di iniezione dell'aria, così come quelli di estrazione, venissero progettati in modo tale da poter regolare le portate e le pressioni in modo indipendente per i diversi strati di rifiuti. Inoltre, nelle sezioni più profonde, i pozzi di iniezione dovrebbero essere posizionati a breve distanza, oppure si dovrebbe applicare pressioni più elevate rispetto a quelle per i pozzi poco profondi.

4.1.1 Effetti dell'aerazione in situ

L'immissione controllata di aria nel sito di discarica è associata ad una veloce decomposizione e stabilizzazione della frazione organica dei rifiuti e dei composti contenenti azoto. I processi che si verificano coinvolgono la fase gassosa, solida e liquida.

4.1.1.A Cambiamenti della fase gassosa

A causa dell'apporto di ossigeno e azoto, il biogas viene diluito, si riduce la concentrazione di metano, che si ossida, mentre aumenta quella di anidride carbonica, in quanto prodotto del metabolismo aerobico. Va inoltre detto che, in condizioni aerobiche, rispetto a quelle anaerobiche, i tassi di conversione del carbonio organico aumentano, riducendo così il potenziale di emissione residua della discarica.

4.1.1.B Cambiamenti della fase solida

Durante l'aerazione, a causa dei vari processi metabolici microbici, viene a ridursi il contenuto di solidi volatili e di carbonio organico totale (*total organic carbon*, TOC), che corrisponde alla quantità di carbonio organico presente nei rifiuti.

Inoltre, l'aumento della temperatura comporta non solo il rilascio di vapore acqueo da parte degli RSU, con conseguente riduzione del loro contenuto d'umidità, ma anche la liberazione dell'azoto presente nei rifiuti, in quanto il calore intensifica il processo di ammonificazione. Va tuttavia ricordato che, per temperature troppo alte, superiori ai 45°C, la nitrificazione viene inibita e parte dell'azoto mobilitato può essere o assorbito dalla biomassa microbica o incorporato in composti umici, rimanendo così in discarica.

4.1.1.C Cambiamenti della fase liquida

Analizzando il percolato è possibile studiare gli impatti che l'aerazione ha sui processi che avvengono in discarica. Ad esempio, bassi valori di COD e BOD₅ nel percolato sono indicatori del un processo di biostabilizzazione della frazione organica in atto.

A causa dell'aerazione, il carbonio disciolto in fase liquida tende a diminuire, in quanto la maggior parte del carbonio organico contenuto degli RSU viene mobilitato tramite i gas di scarico, così come l'azoto ammoniacale, che può essere degradato attraverso processi di nitrificazione e denitrificazione.

Avviene inoltre l'ossidazione dei composti solforati ridotti, che comporta la dissoluzione degli ioni solfato nel percolato con un moderato aumento della concentrazione di metalli pesanti. Tuttavia, essendo un processo facilmente reversibile, è sufficiente l'interruzione dell'aerazione, o il cambiamento delle sue condizioni, per portare alla riformazione di composti metallo-zolfo insolubili.

4.1.2 Aspetti ingegneristici dell'aerazione in situ

L'aerazione *in situ* prevede la sinergia di due sistemi: uno per l'alimentazione dell'aria in discarica e l'altro per l'estrazione dei gas di scarico.

La progettazione e il funzionamento dei dispositivi di aerazione e raccolta è tale che, durante il funzionamento automatizzato del sistema, il rischio di esplosione sia ridotto al minimo e che, al contempo, si raggiunga un elevato livello di consumo di ossigeno (le cui concentrazioni sono quindi molto basse nel gas di scarico).

4.1.2.A Iniezione dell'aria

L'aria viene generalmente iniettata nella massa di rifiuti tramite dei pozzi verticali o dei sistemi di tubazioni orizzontali.

È possibile:

- iniettare aria tramite l'applicazione di una pressione positiva, che generalmente assume valori compresi in un intervallo di 20-80 mbar, comunque mai superiore a 0,3 bar, scelta in modo tale da risultare compatibile alla resistenza del sistema e da evitare il sollevamento dei rifiuti;
- introdurre aria nella discarica attraverso la sua superficie o tramite pozzi di gas aperti, una volta indotta una pressione negativa, fino a 1 atm, all'interno del corpo della discarica. Questa opzione comporta certamente meno rischi, in quanto aumenta il costipamento rifiuti e non implica il sollevamento degli stessi.

All'interno della massa dei rifiuti, l'aria viene poi ulteriormente distribuita mediante processi di convezione e diffusione, così da ottenere una completa aerazione della discarica.

4.1.2.B Estrazione e trattamento dei gas di scarico

Sono due le principali modalità con cui il gas di scarico può fuoriuscire dalla discarica: può venire estratto mediante un apposito sistema di raccolta, descritto in seguito, o può fluire attraverso una biocopertura, appositamente progettata per fornire un elevato potenziale di ossidazione del metano, così da ridurre al minimo le emissioni involontarie del gas serra. Nel primo caso, l'ossidazione del metano viene invece realizzata attraverso l'ossidazione termica rigenerativa (RTO) o, in caso di flussi limitati, tramite l'utilizzo di bioscrubber e biofiltri.

L'RTO prevede che il gas di scarico venga fatto passare attraverso un letto di ceramica riscaldato ad alte temperature ($>1000^{\circ}\text{C}$), così che possa avvenire l'ossidazione esotermica del metano residuo in acqua e anidride carbonica. Solo prima dell'inizio effettivo dell'operazione è importante che il letto venga riscaldato elettricamente, in quanto, essendo la reazione esotermica, non è necessario fornire ulteriormente calore per mantenere la temperatura elevata e permettere alla reazione di continuare. Ne consegue un risparmio di costi operativi e di emissioni (viene ridotto il quantitativo delle emissioni secondarie di CO_2).

In genere, la modalità più utilizzata per portare il gas di scarico al di fuori dalla discarica è quella che prevede l'utilizzo di un sistema di pozzi di gas, ai quali vengono imposte delle pressioni negative, così che l'estrazione del gas sia continua e uniforme.

Ciascun pozzo è collegato, tramite collettori principali, ad una stazione di distribuzione per l'aerazione del sistema o per la raccolta dei gas di scarico. Il flusso viene quindi monitorato, così come la composizione del gas, tramite un sistema di indotti.

4.1.3 Monitoraggio in loco

Il monitoraggio *in loco* ha diversi scopi:

- comprendere l'avanzamento della stabilizzazione dei rifiuti;
- porre la basi per un'analisi di costi e benefici;
- garantire la sicurezza operativa e ambientale del sito.

4.1.3.A Comprendere il grado di stabilizzazione dei rifiuti

Il tasso di conversione del carbonio organico aumenta notevolmente in condizioni aerobiche e, al fine di seguire il processo di stabilizzazione della massa di rifiuti, si può ricorrere al bilancio del carbonio. Infatti, una volta nota, è possibile utilizzare la quantità di carbonio organico biodegradabile (*biodegradable organic carbon*, BOC) della massa di rifiuti come valore target per la completa biostabilizzazione di una discarica.

4.1.3.B Porre le basi per un'analisi di costi e benefici

L'aerazione attiva di una discarica richiede una fornitura energetica aggiuntiva per il funzionamento dei ventilatori, per gli eventuali dispositivi di trattamento termico del gas e per le apparecchiature di monitoraggio. Pertanto, al fine di condurre un'analisi costi-benefici, è necessario considerare queste quantità di energia e convertirle in emissioni secondarie. Questo è possibile attraverso il monitoraggio continuo del consumo energetico (almeno dell'intero impianto di aerazione, ma preferibilmente di ogni singolo apparecchio).

4.1.3.C Garantire la sicurezza operativa ed ambientale del sito

Un possibile fattore di rischio, per la sicurezza operativa e ambientale del sito, è la presenza di emissioni diffuse, di natura gassosa o liquida.

Il gas di scarico potrebbe presentare una componente esplosiva, in quanto i suoi componenti, in particolare il metano, sono facilmente infiammabili. È quindi obbligatorio monitorare la composizione dei gas di scarico, in particolare le concentrazioni di ossigeno e metano. Per fare ciò, è possibile effettuare misurazioni periodiche, sulla superficie della discarica, servendosi di rilevatori a ionizzazione di fiamma.

Invece, per quanto riguarda il controllo delle potenziali emissioni liquide, è consigliato ispezionare la qualità delle acque sotterranee, a monte e a valle del sito.

4.1.4 Riduzione delle emissioni di gas serra

Il biogas prodotto in discarica contribuisce alle emissioni complessive di metano di origine antropica, uno dei principali gas a effetto serra (*greenhouse gases*, GHG), per il 25-27%, con 67-90 milioni di tonnellate l'anno [64]. Ricorrendo a particolari sistemi di raccolta e utilizzo dell'LFG, è possibile ridurre sensibilmente queste emissioni, limitabili ulteriormente grazie all'adozione di un sistema di aerazione della discarica (si veda la Figura 13). Il processo di produzione del metano viene infatti inibito durante l'aerazione. Il carbonio organico, anziché essere convertito in metano e composti ridotti maleodoranti (idrogeno solforato, mercaptani, indolo, scatolo, ammine, etc) è trasformato in anidride carbonica, acqua e sostanze ossidate (nitrati, fosfati, solfati, etc.) [65].

Inoltre, nel caso in cui all'aerazione venga associato un trattamento adeguato dei gas di scarico, ossia di ossidazione termica, le emissioni di GHG possono essere ridotte di oltre il 90% rispetto ad una discarica anaerobica. Per questo motivo, in Germania la tecnica di ventilazione *in situ* è stata adottata e finanziata dallo stato, in quanto misura di riduzione dei gas climalteranti.

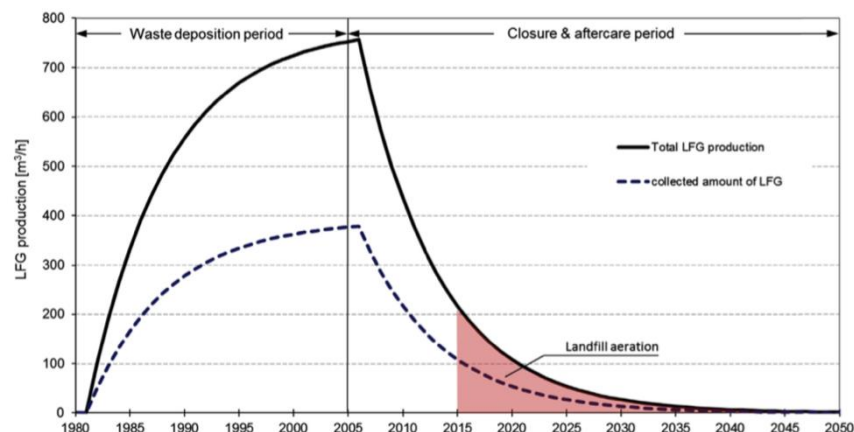


Figura 13: Rappresentazione della quantità di LFG prodotta (Total LFG production) e raccolta (collected amount of LFG) nel tempo, la cui differenza corrisponde alla quantità di LFG disperso in atmosfera. L'area rossa rappresenta le emissioni di LFG che possono essere risparmiate grazie all'aerazione della discarica (10-15%).

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018. (modificata)

4.1.3.A Stima delle emissioni di metano risparmiate grazie all'aerazione in situ

Ad esempio, considerando un valore di 200 kg di BOC per tonnellata di RSU, è possibile stimare un tasso teorico di generazione di LFG di 20-30 m³/t_{RSU}, o di 7-11 kg_{CH₄}/t_{RSU}. Assumendo poi che l'aerazione *in situ* riduca le emissioni di LFG di circa il 10-15%, si può calcolare che la ventilazione di una discarica di medie dimensioni, contenente circa un milione di tonnellate di RSU, risparmi la produzione di ben 7.000-11.000 tonnellate

di metano, che corrispondono a 147.000-231.000 tonnellate di CO_{2,e} (considerando che il metano ha un potenziale di riscaldamento climatico 21 volte quello dell'anidride carbonica, così come sostenuto dalle linee guida dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC) [64].

4.2 Soil venting

Con *soil venting* si intende la tecnica di ventilazione di rifiuti, che consiste nell'introduzione di aria nella discarica, al fine di limitare la produzione di metano. L'aria introdotta riduce infatti la concentrazione di anidride carbonica, ossia uno dei principali nutrienti dei batteri metanogeni.

La ventilazione può essere attiva, nel caso in cui si faccia uso di ventilatori, o passiva, nel caso in cui si sfruttino le differenze di pressione.

Generalmente, questo metodo di aerazione non viene molto usato nelle discariche, in quanto costoso, mentre viene spesso adottato nella bonifica di siti contaminati.

4.3 Soil flushing

La tecnica conosciuta come *soil flushing* consiste nel “dilavare la discarica con rilevanti immissioni d'acqua”, così da “favorire la lisciviazione accelerata e controllata dei rifiuti, riducendone il potenziale lisciviante nella fase di post gestione”, sfruttando quindi come solvente di lisciviazione proprio l'acqua [66].

4.3.1 Fasi del soil flushing

Il *soil flushing* prevede le seguenti fasi [67], [68]:

- Distribuzione uniforme dell'umidità in discarica, raggiungendo valori del contenuto d'acqua superiori alla capacità di campo dei rifiuti, al fine di accelerarne i processi di reazione.

Il fluido di lavaggio, ossia acqua, viene iniettato nei rifiuti per via verticale, orizzontale o combinata (tramite una combinazione di pozzi verticali ed orizzontali). Tuttavia, è anche possibile che il *flushing* venga effettuato senza previa disposizione di coperture superficiali impermeabilizzanti e che quindi l'acqua immessa sia quella piovana.

- Dissoluzione e/o dispersione dei prodotti delle reazioni nel liquido immesso in discarica.
- Recupero a valle della soluzione tramite un sistema di estrazione.
- Smaltimento dei contaminanti e ricircolo del fluido di lavaggio.

4.3.2 Stima della quantità d'acqua da fornire per il flushing in discarica

Considerando la discarica come un reattore completamente miscelato, si può affermare che l'acqua introdotta nel sistema si miscela completamente con il percolato, diluendolo. Pertanto, la concentrazione del percolato sarà strettamente connessa alla quantità di acqua introdotta in discarica. È inoltre possibile ipotizzare che la concentrazione di un inquinante vari nel tempo seguendo la seguente legge esponenziale:

$$C_t = C_0 \cdot e^{(-t/\theta)} \quad (4.1)$$

Dove C_t = concentrazione dell'inquinante al tempo t ; C_0 = concentrazione iniziale dell'inquinante; θ = tempo di ritenzione idraulica, ossia il tempo medio che la soluzione acquosa trascorre all'interno della discarica prima di essere rimossa.

Sulla base di queste ipotesi, è stata stimata la quantità di acqua necessaria per la rimozione totale del potenziale inquinante nei rifiuti, ossia 5-7,5 m³/tonnellata_{rifiuto umido}.

4.4 Landfill Mining

Il *landfill mining* (LFM) consiste nel recupero e trattamento dei rifiuti provenienti dalle discariche, al fine di:

- promuovere il recupero energetico e dei materiali, da e dei rifiuti depositati;
- creare nuovi volumi disponibili per lo smaltimento dei rifiuti in discarica;
- rimuovere fonti di contaminazione per l'ambiente, effettive o potenziali;
- limitare o eliminare le problematiche tecnico-amministrative legate al post-trattamento della discarica.

Tuttavia, i progetti LFM sono economicamente dispendiosi ed è quindi necessario lo sviluppo di piani efficienti, tali per cui il raggiungimento degli obiettivi sopra elencati generi le risorse per coprire i costi delle attività. Al fine di redigere tali piani è necessario conoscere: la composizione dei rifiuti, le condizioni ambientali della discarica prima dello scavo, la possibile destinazione delle frazioni di rifiuti recuperate e i costi-ricavi previsti.

4.4.1 Caratterizzazione e analisi della discarica e dei rifiuti in essa contenuti

Al fine di sviluppare un progetto LFM, è necessario condurre una serie di analisi preliminari, in modo tale da ottenere informazioni dettagliate circa alcuni aspetti specifici riportati in seguito.

4.4.1.A Caratterizzazione dei rifiuti

L'analisi dei rifiuti, quindi della composizione e delle caratteristiche biochimiche e fisiche, viene svolta in vista del recupero del materiale e dell'energia (Figura 14).

Spesso però, i risultati della caratterizzazione dei rifiuti, dal momento della deposizione, non sono disponibili o affidabili, in quanto, a causa dei processi di biodegradazione, è prevedibile una variazione della composizione dei rifiuti nel tempo.

Ad esempio, è necessario considerare gli effetti della mineralizzazione, in quanto processo che abbassa il potere calorifico dei rifiuti, trasformati in minerali, e può quindi portare ad escludere un eventuale recupero energetico.

Per questo motivo, occorre effettuare una serie di campionamenti specifici su rifiuti provenienti da diversi punti della discarica, così da studiarne le caratteristiche e in particolare il potere calorifico.

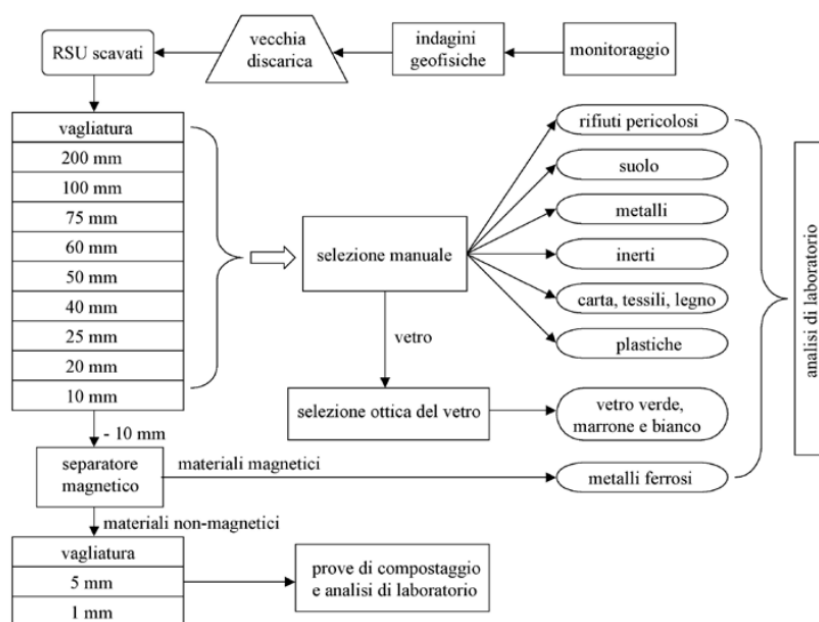


Figura 14: Schema di flusso delle attività svolte nell'indagine preliminare svolta sulla discarica di Simbirizzi, Italia. Fonte: R. Cossu e R. Raga; La tecnica del landfill mining per la bonifica delle discariche; Edizioni PEI, 2010.

4.4.1.B Caratterizzazione della discarica

La valutazione dell'intera discarica serve a prevenire le difficoltà tecniche che possono insorgere durante lo scavo. Infatti, alti livelli di percolato e/o significative emissioni di biogas potrebbero comportare l'instabilità meccanica dei rifiuti e l'accumulo di biogas nell'area di scavo, ostacolando così le operazioni e causando problemi di sicurezza [69]. Le condizioni ambientali della discarica dovrebbero quindi essere definite in termini di produzione e accumulo di percolato, nonché di attuali emissioni e di potenziale di produzione di biogas. In questo modo è possibile progettare un adeguato trattamento della discarica, scegliere la miglior tecnologia per effettuare lo scavo e adottare misure specifiche per il sito, finalizzate a prevenire l'inquinamento ambientale e a garantire un ambiente di lavoro salubre.

Laddove non sono disponibili registri delle attività di smaltimento, in particolare nel caso di vecchie discariche non controllate, è consigliabile lo svolgimento di analisi geofisiche per conoscere la stratigrafia del sito, le caratteristiche fisiche del materiale depositato (come umidità e densità) e la probabile stabilità meccanica dei rifiuti durante lo scavo.

4.4.2 Recupero delle risorse

Il recupero delle risorse grazie al *landfill mining* dipende da diversi elementi:

- la composizione frazionaria dei rifiuti in discarica;
- la qualità dei materiali e il loro potere calorifico;
- le caratteristiche e l'efficienza delle tecnologie utilizzate per la separazione e l'ulteriore trattamento dei diversi materiali;
- le possibili destinazioni per le frazioni recuperate.

4.4.2.A Composizione frazionaria dei rifiuti in discarica

Le discariche di RSU gestite prima dell'introduzione della raccolta differenziata sono sicuramente le più adatte per le operazioni di LFM, in quanto contengono le più svariate tipologie di materiali. Infatti, secondo numerosi progetti di ricerca, una composizione molto comune delle vecchie discariche è la seguente: 20-50% di una frazione contenente composti potenzialmente combustibili (plastica, carta, legno, tessuti), 40-60% di materiali simili al suolo, 10-20% di materia inorganica (compreso vetro e i rifiuti da costruzione e demolizione) e una quantità limitata di metalli, 2-6% [4].

Tuttavia, nonostante al giorno d'oggi si presti molta attenzione a quali materiali è possibile conferire, anche le discariche di nuova concezione presentano quantità significative di materiali riutilizzabili e recuperabili, proprio a causa dell'inefficienza delle tecniche di smaltimento e divisione dei rifiuti.

Le discariche, di nuova e vecchia concezione, dovrebbero essere considerate “un luogo di deposito temporaneo, in attesa di una futura valorizzazione” [70]. A seguito di operazioni di LFM, e quindi dello scavo e del trattamento dei rifiuti, le frazioni non riciclabili dovrebbero infatti essere depositate in apposite discariche, al fine di rimanere immagazzinate fino a quando non saranno disponibili le tecnologie adeguate per il loro trattamento e riciclo.

4.4.2.B Qualità dei materiali

A seguito di un lungo periodo in discarica, è prevedibile che la qualità dei materiali in essa contenuti sia molto diversa rispetto a quella al momento del conferimento, rendendo piuttosto difficile l'ottenimento di materiali commerciabili.

Ad esempio, è stato dimostrato che la plastica conferita in discarica, rispetto a quella appena prodotta, presenta un minor contenuto di carbonio e zolfo, ma una maggior quantità di ossigeno, silicio (Si) e alluminio (Al) [71]. In discarica infatti, i rifiuti di plastica vengono contaminati da piccole particelle di terreno o sabbia, i cui principali componenti sono la silice (SiO_2) e l'ossido di alluminio (Al_2O_3). Queste impurità sono molto difficili e costose da rimuovere, motivo per cui le ipotesi di riciclo e valorizzazione della plastica da LFM, attraverso trattamento chimico mediante pirolisi, gassificazione e idrogenazione, risultano discutibili. Nella maggior parte dei casi, viene quindi adottata la più semplice opzione di trattamento termico diretto.

Anche il recupero dei metalli può essere molto complicato e dispendioso: spesso infatti si trovano legati all'interno di altri materiali e risulta necessario applicarvi specifici trattamenti, come la frantumazione o la macinazione. Secondo lo studio condotto da Wagner e Raymond su una discarica per i residui di combustione degli RSU, il recupero dei metalli tramite LFM risulterebbe più conveniente a seguito di un trattamento termico [72].

4.4.2.C Destinazioni disponibili per le frazioni recuperate

A seconda della tipologia e della qualità, i materiali recuperati durante lo scavo possono essere impiegati in diversi modi.

La frazione composta da cartone, plastica, legno e tessili (materiali presenti nelle frazioni grossolane, isolabili tramite setacciatura a maglie di 40-50 mm) è destinata al recupero energetico in un impianto di trattamento termico, in quanto caratterizzata da un elevato potere calorifico (7-11 MJ/kg, talvolta anche fino a 20 MJ/kg). Una valida opzione per questa frazione è infatti anche la produzione di CSS, materiale descritto al Paragrafo 1.4.1.C.

La frazione fine, separata dal resto dei rifiuti tramite setacciatura a maglie di 10-20 mm, può essere invece impiegata in vari modi:

- contengono alti quantitativi di sostanza organica, può essere utilizzata come additivo per il compost, sebbene tale operazione richieda specifici requisiti legislativi;
- può essere avviata ad un processo di trattamento per il recupero dei metalli pesanti: nel caso in cui sia avvenuto uno smaltimento congiunto di rifiuti urbani e industriali in discarica, è molto probabile che la frazione fine contenga elevate concentrazioni di metalli pesanti (rame, CU, cromo, Cr, nichel, Ni, e Zinco, Zn), offrendo così la possibilità di estrarre e recuperare questi materiali;
- può essere utilizzata come copertura giornaliera della discarica o, in base alla sua qualità, all'esterno della discarica per il riempimento di depressioni nel terreno o per la costruzione di argini e dighe.

4.4.3 Pretrattamento per lo scavo

Come mezzo di pretrattamento, per ridurre l'impatto delle emissioni incontrollate di biogas da parte dei rifiuti durante lo scavo, è consigliata l'areazione *in situ*.

Nella seguente Figura 15, è riportato lo schema concettuale di questo trattamento: l'iniezione di aria in discarica avviene contemporaneamente all'estrazione del biogas tramite dei pozzi, i quali, se provvisti di espulsori pneumatici (o altri tipi di pompe), possono anche essere usati per estrarre il percolato, il cui battente deve essere mantenuto basso per rendere più efficace possibile il trattamento. L'estrazione del percolato rende infatti molto più agevole il processo, come si evince dal confronto fra la Figura 16, in cui non è stata eseguita l'estrazione, e la Figura 17, in cui invece è stata eseguita.

Il gas estratto, prima di poter essere immesso in atmosfera, deve essere poi convogliato verso un sistema di abbattimento degli odori e di eliminazione dei composti tossici [65].

I tempi di areazione possono variare molto, ad esempio la discarica di Burghof, in Germania, è stata sottoposta a questo procedimento per le due settimane precedenti allo scavo, mentre quella di Sharjah, negli Emirati Arabi, per sei [4]. Un'areazione prolungata comporta l'aumento della stabilità biologica della frazione organica, il che risulta un vantaggio nel caso in cui lo smaltimento ultimo dei rifiuti raccolti fosse l'utilizzo per la copertura della discarica.

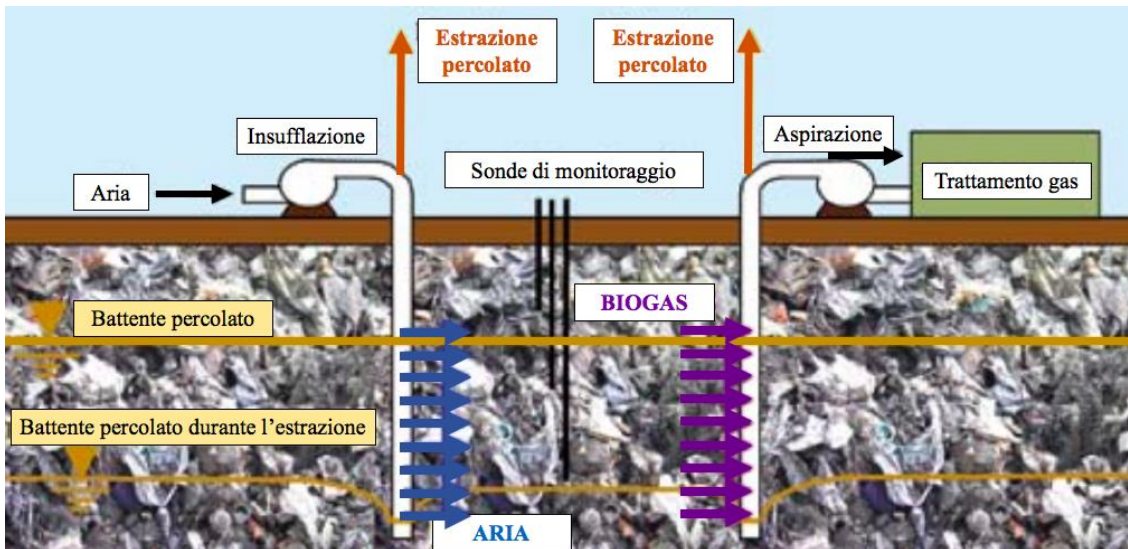


Figura 15: Schema concettuale di un impianto di aerazione in situ per la stabilizzazione dei rifiuti in discarica prima delle operazioni di landfill mining.

Fonte: R. Cossu e R. Raga; *La tecnica del landfill mining per la bonifica delle discariche*; Edizioni PEI, 2010. (modificata)



Figura 16: Scavo dei rifiuti senza che sia stata effettuata l'estrazione preliminare del percolato. Figura 17: Scavo dei rifiuti a seguito dell'estrazione preliminare del percolato.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

Nel caso di discariche inerti, o nei rasi casi in cui la stabilizzazione biologica abbia raggiunto livelli molto alti, è possibile effettuare lo scavo semplicemente in seguito all'aspirazione del gas, o addirittura senza attuare al tipo di misure di pretrattamento.

4.4.4 Scavo, separazione e trattamento

Sono molte le tecnologie che possono essere utilizzate per lo scavo, la separazione e il trattamento dei rifiuti, da scegliersi in base alla qualità e alla natura dei rifiuti presenti in discarica.

Generalmente, il processo di scavo e separazione avviene secondo il seguente schema:

- Estrazione, tramite escavatori e/o pale cariatrici, e stoccaggio dei rifiuti.
- Utilizzo di trituratori e smerigliatrici per ridurre la dimensione dei rifiuti prima dello *screening* e della separazione.

Tenendo conto che i rifiuti possono presentare un potenziale abrasivo, in grado di danneggiare le apparecchiature, è consigliata la scelta di trituratori a bassa velocità e di macchine multialbero. I primi producono meno calore rispetto ai trituratori ad alta velocità, riducendo l'usura delle lame già comunque danneggiate dalla presenza di materiali abrasivi, mentre le seconde, distribuendo la forza di taglio su più alberi rotanti, riducono lo stress su ciascun albero, rendendolo meno suscettibile ai danni.

- Vagliatura e separazione dei rifiuti tramite vagli vibranti o vagli a tamburo. In particolare, quest'ultimi vengono impiegati nella separazione del terreno e del materiale organico dagli altri rifiuti.
- Utilizzo di separatori ad aria per separare il materiale leggero, come plastica o carta, dalla frazione pesante.
- Utilizzo di magneti a tamburo o magneti *overband* per la separazione del materiale ferroso. Da notare che, come introdotto al Paragrafo 4.4.2.B, i metalli recuperati sono spesso legati ad altri materiali, motivo per cui potrebbero essere necessari ulteriori trattamenti prima del loro effettivo riciclo.
- Utilizzo di separatori a correnti indotte per la rimozione dei metalli non ferrosi, come alluminio e rame.

Una volta che i materiali recuperabili sono stati separati dal resto della massa di rifiuti, la frazione non recuperabile viene trasferita in una nuova discarica, spesso costruita nello stesso sito.

Per quanto riguarda invece il trattamento dei rifiuti recuperabili, il processo è il seguente:

- I materiali grossolani possono essere separati dagli altri per essere sottoposti ad un trattamento di lavaggio e condizionamento, per poi essere effettivamente avviati a riciclo.

Ad esempio, Wanka et al. hanno sottoposto la frazione vagliata a 10-60 mm ad un trattamento meccanico ad umido, arrivando così ad avere tre flussi di diversa densità: una frazione densa inerte, ad alto contenuto di vetro e pietre, una frazione densa fine e una frazione leggera [73]. In questo modo è stata ottenuta la rimozione delle particelle di sporco dalla superficie, aumentando così la qualità dei materiali poi destinati a riciclo.

- La frazione fine può essere sottoposta a trattamenti idromeccanici sviluppati su due fasi.

Durante la prima fase di lavaggio il materiale inerte pesante, potenzialmente riciclabile, viene separato dalla frazione in sospensione e da quella galleggiante (ossia legno e plastica). Quest'ultima può essere avviata a recupero energetico o a deposito in discarica.

Nella seconda fase il materiale in sospensione viene suddiviso in una frazione sabbiosa, potenzialmente riciclabile come compost per coltivazioni a fini energetici, e in una frazione fangosa, in cui è concentrata la maggior parte della sostanza organica.

5. Metodi, materiali, particolari costruttivi e aspetti gestionali delle discariche innovative

5.1 Sistema di drenaggio del percolato

Il sistema di drenaggio del percolato (*leachate collection system*, LCS) raccoglie il percolato per poi scaricarlo in punti ben definiti, situati all'esterno dell'area di smaltimento, così da evitarne l'accumulo. Questa operazione risulta importante per:

- evitare che i livelli di percolato salgano a tal punto da poter traboccare e provocare un inquinamento incontrollato di fossi, fogne, corsi d'acqua, etc.;
- aumentare l'efficienza dei rivestimenti riducendo la sollecitazione (il carico idraulico) del percolato su di essi;
- ridurre il tempo di contatto fra rifiuti e percolato, limitando così la lisciviazione dei contaminanti;
- garantire la stabilità del corpo dei rifiuti.

5.1.1 Elementi che compongono il sistema di drenaggio

Un LCS è generalmente costituito da uno strato drenante di materiale inerte ad elevata permeabilità, tubi di drenaggio per raccogliere il percolato e scaricarlo all'esterno dell'area di smaltimento, pozzetti di raccolta, pozzetti di ispezione e da tubazioni di raccolta esterne all'area di smaltimento.

5.1.1.A Strato drenante

Sul fono della discarica, al di sopra dello strato impermeabile, solitamente una geomembrana, è posizionato uno strato drenante spesso almeno 50 cm, di cui i 30 cm inferiori sono composti da materiale grossolano, come ghiaia o roccia frantumata (roccia a doppia frattura, granulometria 16-32 mm). Per maggiori informazioni si consulti il Paragrafo 5.3.3.

5.1.1.B Strato protettivo

Per evitare di danneggiare la geomembrana, esposta a stress meccanici, termici, chimici e biochimici, viene realizzato uno strato protettivo tra la geomembrana e lo strato drenante. Questo strato può comprendere geotessili, materiali minerali (sabbia e/o ghiaia fine) o una loro combinazione.

In quanto, per un sistema a gravità, l'estensione verticale dello strato protettivo può influenzare lo spessore saturo di percolato al di sopra del rivestimento sul fondo, è necessario che esso sia spesso solo quanto basta a fornire un'adeguata protezione alla geomembrana. Per maggiori informazioni si consulti il Paragrafo 5.3.3.

5.1.1.C Rete di tubazioni

Il percolato, accumulatosi all'interno dello strato drenante, viene raccolto in tubi di drenaggio fessurati, i quali devono poter essere ispezionati e puliti.

Fori o asole si trovano nei due terzi superiori alla circonferenza dei tubi, mentre il terzo inferiore rimane chiuso. Generalmente, per sostenere i requisiti di carico, il diametro dei fori non deve essere inferiore a 12 mm. Per evitare picchi di stress, si consiglia l'adozione di fori oblunghi.

Il materiale scelto deve essere in grado di resistere a stress chimici, biochimici e fisici: negli ultimi decenni l'adozione di tubi in polietilene ad alta densità (HDPE) è diventato lo standard.

I tubi di drenaggio devono essere disposti in modo rettilineo rispetto ai bordi della discarica. Un esempio di posa di tubo drenante nel sistema di rivestimento è riportato nella seguente Figura 18.

5.1.1.D Pozzi di raccolta

I pozzi di raccolta sono costituiti da un rivestimento laterale e riempiti di ghiaia nella quale viene inserito un tubo in polietilene rigido fessurato, in modo tale da poter anche captare il biogas [74].

5.1.1.E Pozzi di ispezione

I pozzi di ispezione, posizionati all'esterno del corpo dei rifiuti, devono essere resistenti al percolato e completamente impermeabili. I pozzi e i pozzetti dovrebbero essere abbastanza grandi da consentire ai manutentori di accedervi e lavorare al loro interno in sicurezza, per questo si consiglia un diametro di 1,5 m per i pozzi e di 1 m per i pozzetti.

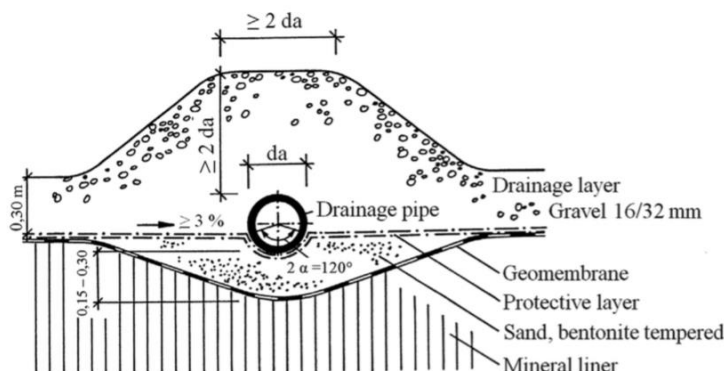


Figura 18: Esempio di inserimento di un tubo di drenaggio nel sistema di rivestimento di una discarica.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

5.1.2 Requisiti generali di progettazione

Di seguito vengono riportati i requisiti generali per un sistema di drenaggio del percolato:

- Lo spessore di terreno saturo di percolato, sopra il rivestimento del fondo, deve essere inferiore rispetto al valore limite prescritto dalla normativa.
- Lo strato drenante deve essere progettato per coprire l'intera superficie della base della discarica e delle sue aree in pendenza.
- Il rivestimento inferiore deve essere progettato in modo tale da avere una pendenza sufficiente a favorire il drenaggio del percolato verso i tubi di raccolta, i quali dovrebbero avere una pendenza longitudinale sufficiente ad evitare la sedimentazione.
- Le pendenze dei tubi drenanti, forati, devono essere continue verso i punti di raccolta del percolato, dove la rimozione del liquido dovrebbe poi avvenire mediante drenaggio per gravità.
- La rete di drenaggio deve essere progettata per consentirne l'ispezione e la manutenzione.
- I materiali scelti devono avere una resistenza meccanica, microbiologica e chimica tale da resistere alle condizioni operative della discarica.
- Il sistema deve essere progettato in modo tale da poter sempre continuare il suo corretto funzionamento, anche nell'inevitabile caso in cui si verificano processi di incrostazione.
- Durante la fase di progettazione, prendendo in considerazione il verificarsi di guasti al sistema, devono essere pensati e sviluppati percorsi alternativi di drenaggio.

5.1.2.A I parametri principali

I parametri più importanti da tenere in considerazione durante la fase di progettazione sono:

- Il volume del percolato: il sistema deve avere una capacità sufficiente per raccogliere i volumi previsti di percolato generato, il quale varia nel corso degli anni e può essere stimato tramite un calcolo del bilancio idrico.
- La qualità del percolato: questa dipende dalla composizione della massa dei rifiuti e dai processi di degradazione, motivo per cui varia con il tempo. Come già scritto, i materiali scelti devono essere resistenti e compatibili con la peggior qualità ipotizzabile di percolato.

- La temperatura: il sistema deve essere progettato in modo tale da resistere alle alte temperature che vi possono essere alla base di una discarica (generalmente, per una discarica di RSU, le temperature sul fondo della discarica sono di 15-40°C).

5.1.2.B La normativa

La Direttiva 1999/31/EC richiede, sia nel caso di discariche per rifiuti pericolosi che non pericolosi, uno strato drenante di minimo 50 cm [16]. Ogni stato membro, recependo la Direttiva nel proprio ordinamento giuridico, ha quindi stabilito i propri parametri di legge circa il sistema di raccolta di percolato.

In particolare, la normativa tedesca, il cui sunto viene presentato nella Tabella 6, ha definito i requisiti generali e specifici sugli LCS collegandosi alla norma ingegneristica DIN 19667:2009 (*Drainage of Landfills*) e agli *Uniform Quality Standards of the Federal States* (BQS) [75].

Elemento	Proprietà	Specifica
Strato drenante	Spessore	$\geq 0,5$ m
	Conducibilità idraulica	$\geq 1 \cdot 10^{-3}$ m/s (ghiaia)
	Materiale, granulometria	≥ 30 cm ghiaia grossolana, 16-32 mm
Tubi di drenaggio	Diametro interno	≥ 250 mm
	Lunghezza	≤ 400 m
	Spaziatura degli scarichi	≤ 30 m
	Distanza massima di drenaggio	≤ 15 m
Pendenza	Pendenza trasversale	$\geq 3\%$
	Pendenza longitudinale	$\geq 1\%$

Tabella 6: Parametri della normativa tedesca riguardanti il sistema di raccolta di percolato.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

(modificata)

Per approfondire le prescrizioni normative italiane relative allo strato drenante, si consulti il Paragrafo 5.3.3.

5.1.3 Guasti ed intasamenti nei sistemi di raccolta del percolato

Il sistema di raccolta del percolato può essere compromesso da:

- danni meccanici, in particolare ai tubi di drenaggio, che possono però essere limitati, o evitati, mediante un'attenta progettazione, selezione dei materiali e costruzione; intasamento dei tubi o dello strato drenante, principalmente causato dalla formazione di incrostazioni dure e insolubili all'interno dei tubi di drenaggio o negli strati di drenaggio. È possibile rimuovere dai tubi il materiale incrostato attraverso un lavaggio regolare e, se necessario, mediante taglio rotativo, ma non verrà mai completamente rimosso dal rivestimento del tubo o dallo strato drenante.

5.1.3.A Danni meccanici agli elementi di drenaggio

Possono essere soggetti a danni meccanici: i pozzetti di raccolta e ispezione, i tubi di drenaggio e lo strato drenante.

- I danni tipici dei pozzi di raccolta e ispezione sono riconducibili alla degradazione degli stessi (a causa dell'abrasione dovuta al percolato) e a picchi di carico imprevisti.
- È possibile che il materiale granulare di drenaggio si frantumi a causa delle sollecitazioni di pressione dovute al peso dei rifiuti. Lo strato drenante, avendo quindi un maggior contenuto di particelle fini, presenterà una minor conducibilità idraulica (k), oltre che essere più vulnerabile ai processi di incrostazione.
- I tubi di drenaggio possono presentare i seguenti tipi di problemi meccanici: depressione nella direzione del flusso, che comporta un ristagno permanente di percolato nel tubo, deformazione, crepe e schegge.

5.1.3.B Cause delle incrostazioni

La precipitazione del materiale incrostante è causata principalmente da due processi:

- Betteriogenesi dei depositi solforosi: i batteri riduttori di ferro (Fe) solubilizzano il ferro ferrico (Fe(III)) riducendolo a ferro ferroso (Fe(II)), mentre i batteri riduttori di solfato (SO_4^{2-}) lo riducono a solfuro (S^{2-}). Questa bioriduzione causa un ambiente più alcalino, che porta alla precipitazione dello zolfo sotto forma di solfuro metallico insolubile, ossia solfuro di ferro (FeS).
- Batteriogenesi dei carbonati: gli organismi fermentativi producono acidi organici, riducendo così il pH del percolato e consentendo quindi la mobilizzazione del calcio dai rifiuti. In seguito avviene la precipitazione del carbonato di calcio, la quale è localizzata in quanto si verifica principalmente sulla superficie dei batteri riduttori di metano e solfato. Questi infatti consumano ioni idrogeno, causando un aumento

locale di pH, creando un ambiente favorevole alla precipitazione del carbonato di calcio.

Il processo di formazione dei depositi incrostati nei sistemi di drenaggio può quindi essere riassunto nelle seguenti fasi:

- I. I batteri fermentatori e riduttori iniziano la mobilitazione di buona parte della componente organica dei rifiuti, la quale viene convertita in acidi grassi volatili che vengono poi disciolti nel percolato. Pertanto, il pH diminuisce, mentre aumenta la dissoluzione di parti dei componenti inorganici contenuti nei rifiuti.
- II. Processo di precipitazione: grazie al metabolismo di batteri solfato-riduttori e metano-riduttori, si iniziano a formare solfuri e carbonati insolubili da ioni metallici disciolti nel percolato.

5.1.3.C Indicazioni progettuali per limitare il fenomeno delle incrostazioni

Di seguito vengono riportate alcune indicazioni progettuali finalizzate a limitare il fenomeno e gli effetti delle incrostazioni nel sistema di raccolta del percolato:

- Il materiale dello strato drenante dovrebbe essere caratterizzato da una granulometria grossolana.
- Si dovrebbe ridurre l'intensità e la durata della fase acida della degradazione anaerobica, ad esempio attuando un riempimento più lento della discarica, così da favorire una degradazione di tipo aerobico.
- L'apporto di sostanze inorganiche incrostanti, come ferro e calcio, dovrebbe essere limitato.

5.2 Sistema di drenaggio del biogas

Al fine di ridurre le emissioni di gas climalteranti, sfruttare pienamente l'energia, evitare odori e ridurre i rischi di esplosione, è necessario adottare un sistema standardizzato di drenaggio del biogas, il quale:

- deve essere installato e gestito fin dall'inizio delle operazioni di discarica, in modo tale da evitare che il gas vada perso;
- può servirsi di un sistema attivo o passivo; il primo utilizza dei soffianti per creare il vuoto ed estrarre così il gas dalla discarica, mentre il secondo, meno efficiente ma molto più economico, sfrutta il naturale gradiente di pressione per trasportare il gas in superficie;

- deve essere progettato tenendo conto delle specifiche condizioni della discarica e dei rifiuti in essa contenuti; è inoltre necessario che il sistema venga periodicamente controllato confrontando le portate del gas estratto con i risultati prognostici e/o rilevando le emissioni incontrollate attorno ai pozzi e sulla superficie della discarica (procedimento effettuato tramite il metodo del rilevatore a ionizzazione di fiamma, FID).

5.2.1 Estrazione e trasporto del gas

In un sistema attivo, il gas viene estratto attraverso l'utilizzo di un soffiante, il quale genera una pressione di vuoto che assume generalmente valori tra 1 e 50 hPa, ma che può anche arrivare fino a 100 hPa in casi specifici e molto rari (di discariche molto profonde o estremamente ricche di biogas).

Al fine di distribuire la pressione di vuoto nel modo più omogeneo possibile, è necessario installare un sistema di pozzi di gas, verticali o orizzontali, aventi un diametro ≥ 100 mm. Nel caso in cui la discarica abbia una profondità maggiore di 25-30 m, è possibile che vengano installati tubi di diversa lunghezza legati insieme da un'apposita guarnizione: il gas fluisce dal tubo più lungo, con una pressione di vuoto inferiore, a quello più corto, con una pressione di vuoto maggiore.

In Germania, lo standard prevede che ogni pozzo sia collegato, attraverso un tubo, ad una stazione di distribuzione, dove i tubi di trasporto dei vari pozzi sono collegati ad un tubo collettore principale, che trasporta il gas fino ad una stazione di soffiaggio. Nella stazione di distribuzione è inoltre situata una valvola che, oltre a regolare la portata del gas, presenta dei dispositivi tecnici per la misurazione della pressione, della composizione del gas e della temperatura del tubo.

Nel caso in cui una discarica sia costituita da una parte più vecchia e da una più nuova, è prevista l'esistenza di due diversi sistemi di raccolta del gas, in quanto andrebbero utilizzati due tubi collettori per la raccolta del gas detto magro, tipico delle vecchie discariche e contenente una concentrazione di metano inferiore al 20-25%, e del gas normale, presente nella parte più recente di discarica. Tuttavia, ciò non risulta necessario nel caso in cui il sistema di raccolta del gas possa essere regolato in modo tale da poter comunque raggiungere alte concentrazioni di metano.

Dato che l'LFG è generalmente saturo d'acqua (a 40°C circa 60 g/m³, a 10°C circa 10 g/m³) e si raffredda uscendo dal corpo della discarica, è necessario rimuovere la condensa formatasi nei tubi, ad esempio tramite delle strutture di sfiato.

5.2.2 Recupero energetico

Secondo la normativa italiana, il biogas deve essere utilizzato per la produzione di energia ma, nel caso in cui ciò non risulti praticabile, esso deve essere termodistrutto in un'ideale camera di combustione a temperatura $> 850^{\circ}\text{C}$, tempo di ritenzione $\geq 0,3$ s e concentrazione di ossigeno $\geq 3\%$ in volume [20].

Il recupero energetico del biogas risulta possibile solo se la sua produzione è di almeno $100 \text{ Nm}^3/\text{h}$ e il flusso è previsto per almeno 5 anni. Nel caso in cui il flusso di metano risulti inferiore a $0,001 \text{ Nm}^3/\text{m}^2/\text{h}$, è invece possibile utilizzare l'ossidazione biologica *in situ* con biofiltri o coperture bioossidative.

5.2.3 Progettazione di un sistema di raccolta di LFG

5.2.3.A Pozzi di gas

Durante la progettazione dei pozzi di gas è necessario tenere in considerazione i seguenti aspetti:

- Pressione interna: le perdite di pressione dovrebbero essere minimizzate al fine di ottimizzare il flusso di gas.
- Stabilità e resistenza termica del pozzo: la struttura deve essere in grado di resistere sia agli effetti di assestamento del sito di smaltimento, sia alle alte temperature a cui può essere sottoposta, tipicamente tra i $50\text{-}60^{\circ}\text{C}$.
- Aerazione: il pozzo deve essere sigillato, in modo tale da impedire le infiltrazioni d'aria, che possono ridurre la qualità del gas estratto.

I pozzi verticali, costruiti perforando il sito di smaltimento tramite una trivella, devono presentare le seguenti caratteristiche: avere un diametro compreso fra $1\text{-}1,2$ m, essere riempiti di ghiaia grossolana a bassa concentrazione di calcare (ad esempio $16\text{-}32$ mm), contenere un tubo centrale in polietilene (PE) che soddisfi almeno il livello di pressione SDR 11 (relativa al Rapporto Dimensionale Standard) e che presenti perforazioni, sotto forma di asole o fori, abbastanza grandi da permettere il flusso del gas ma non da consentire alla ghiaia di entrare nel tubo (la perforazione totale non deve coprire più del 5% della superficie del tubo).

Va inoltre considerato che il collegamento, tra il tubo verticale del gas e quello orizzontale, deve essere flessibile per compensare l'assestamento, e che la parte superiore del pozzo deve essere sigillata, ad esempio utilizzando argilla a ridotta permeabilità.

Se l'inizio dell'estrazione del gas coincide con l'avvio dell'attività di smaltimento, risultano necessari pozzi a crescita variabile, i quali possono essere allungati, così da adattarsi all'altezza crescente della discarica. Mentre il tubo viene estratto dalla discarica per alcuni metri, grazie all'ausilio di un escavatore, viene sospesa l'estrazione del gas: il pozzo deve rimanere stagno, in quanto eventuali perdite di gas potrebbero rappresentare un rischio ambientale e di sicurezza.

La distanza tra i pozzi dovrebbe essere compresa fra 35-50 m, ma può aumentare nel caso di siti di smaltimento molto profondi. Il raggio di influenza di ciascun pozzo può essere approssimato utilizzando la seguente equazione empirica:

$$R \sim 1,2\sqrt{1/P} \quad (5.1)$$

Dove R = raggio di influenza; P = picco di produzione del gas, ossia la quantità massima di gas che può essere prodotta dal sito in un dato lasso di tempo, espresso in $[m^3/m^3 \text{ h}]$, quindi m^3 di gas per m^3 di corpo di discarica per ora.

Al fine di calcolare in modo più accurato il raggio d'influenza è possibile condurre prove ed analisi. Nel caso in cui il sito esista già, è infatti consigliabile installarvi uno o più pozzi di prova, in modo tale da condurre diverse prove di estrazione del gas, utili per studiarne la distribuzione e la produzione. È inoltre opportuno: misurare i livelli di acqua nei pozzi, prelevare campioni di rifiuti, per stimarne il potenziale di produzione di gas, e installare sensori di gas a diverse profondità attorno ai pozzi, così da misurare la distribuzione della pressione del gas nel sito.

Esistono anche tubi di estrazione del gas orizzontali, i quali possono essere installati sin dall'inizio del processo di smaltimento, influenzando molto meno sul funzionamento della discarica rispetto ai pozzi verticali a crescita variabile. Tuttavia, essi possono essere soggetti ad intasamento, in quanto potrebbero essere parzialmente riempiti d'acqua.

Per garantirne il corretto funzionamento, è importante posizionare i tubi in PE, con diametro nominale maggiore di 250 mm e presentanti asole o fori, in trincee profilate di 1 m^2 in ghiaia grossa, o altri materiali grossolani con basso contenuto di calce e bassa solubilità. Inoltre, le distanze orizzontali tra i tubi dovrebbero essere mantenute inferiori ai 20 - 40 m, mentre quelle verticali non dovrebbero superare gli otto metri.

5.2.3.B Tubi collettori

I tubi che trasportano il gas, di diametro ≥ 90 mm, devono essere installati con una pendenza costante, preferibilmente il 5%, e ad una profondità tale da non essere interessati dal gelo. Inoltre, nei punti più bassi, è necessario apporre dei pozzetti di raccolta dell'acqua, in modo tale da evitare che la condensa si accumuli e danneggi i tubi. Questi devono comunque avere una buona resistenza agli agenti chimici, a quelli atmosferici e alle sollecitazioni della pressione, motivo per cui viene generalmente scelto il PE come materiale, che presenta questa capacità.

5.2.2.C Estrazione del gas

La portata del gas estratto può variare nel tempo ed è necessario tenerne conto nella scelta dei soffianti. I soffianti a rotore eccentrico risultano essere i più adatti, in quanto possono essere regolati per adattarsi a flussi variabili di gas, a differenza dei soffianti convenzionali, come ad esempio quelli a canale laterale, progettati per funzionare solo per un flusso specifico di gas.

Nel caso in cui venga utilizzato un trasformatore di frequenza la portata massima può essere ridotta di circa il 50%.

5.2.3 Smaltimento e ventilazione passiva del gas

Nelle vecchie discariche, dove i tassi di produzione di LFG sono ormai molto bassi e non vi è un sistema attivo di estrazione del gas, è possibile sfruttare lo sfiato passivo del gas. Ad esempio, in presenza di una copertura superficiale la discarica può generare una pressione positiva al suo interno, che può essere sfruttata per controllare e trattare le emissioni gassose.

In punti specifici, come ad esempio gli ex pozzi, è possibile che il gas migri al di fuori del corpo della discarica attraverso la copertura. Passando un substrato di sabbia e ghiaia, il metano viene biologicamente ossidato dai microrganismi presenti, senza quindi poter arrivare all'atmosfera.

5.3 Barriere fisiche in discarica

- Le barriere fisiche presenti in discarica separano la massa dei rifiuti dall'ambiente esterno e possono essere di tre tipi principali: Barriera basale: interfaccia tra il deposito dei rifiuti e il sottosuolo (falde acquifere, terreni insaturi, etc.), la quale limita la dispersione del percolato e la migrazione del gas, massimizzando la raccolta del percolato.
- Barriera delle sponde.
- Barriera superiore, detta anche copertura: interfaccia tra l'atmosfera e il deposito dei rifiuti, la quale controlla l'immissione di acqua e limita la dispersione delle emissioni gassose.

Durante le fasi di progettazione e costruzione, è molto importante mantenere uno standard qualitativo omogeneo e coerente per tutto il sistema.

5.3.1 Materiali utilizzati per le barriere fisiche

Nella realizzazione di sistemi barriera possono essere utilizzati diversi tipi di materiali: naturali o sintetici, singoli o aggregati in tessuti composti.

5.3.1.A Materiali naturali

Il materiale naturale più utilizzato per i rivestimenti è l'argilla (*clay*), che consente di limitare la migrazione dei contaminanti dalla discarica all'ambiente circostante. La qualità dei rivestimenti in argilla è influenzata da fattori come: la conduttività idraulica, il grado di compattazione, il contenuto d'umidità, la composizione dell'argilla, la tecnica di posa *in situ* e lo spessore del rivestimento.

Un tipo particolare di argilla è la bentonite, che una volta bagnata si gonfia fino a 15-18 volte il suo volume asciutto, riducendo così la permeabilità dello strato in cui è stata impiegata. Per questo motivo, vengono spesso utilizzate misture di bentonite e terreno sabbioso, il quale risulta molto efficiente per proteggere i rivestimenti sintetici.

Nel caso in cui lo scopo non sia quello di bloccare i fluidi ma filtrarli e drenarli, è opportuno ricorrere alla ghiaia. L'efficienza di un letto granulare dipende da: la porosità, la forma e la resistenza dei grani, la qualità della roccia (resistenza all'invecchiamento e contenuto di carbonio), la stabilità del filtro, lo spessore dello strato.

5.3.1.B Materiali sintetici

I materiali sintetici, detti anche geosintetici, presentano diversi vantaggi rispetto a quelli naturali: sono caratterizzati da una pronta disponibilità, da un ridotto consumo di volume e, talvolta, da prestazioni migliori.

Le categorie di geosintetici adatte all'utilizzo in discarica sono:

- Le geomembrane: membrane flessibili a bassa permeabilità. Possono essere: bituminose, quindi prodotte spruzzando asfalto o bitume su tessuti intrecciati o non intrecciati, o polimeriche, ossia fabbricate utilizzando diversi tipi di polimeri ed elastomeri.

Il materiale più utilizzato nelle geomembrane di rivestimento delle discariche è il polietilene ad alta densità (HDPE). È infatti caratterizzato da una spiccata resistenza chimico-biologica e dalla capacità di aderire e rimanere fissato molto bene agli altri materiali.

- I geotessili: tessuti prodotti mediante tessitura comune (geotessili tessuti) o mediante disposizione di una rete strutturata in modo casuale (geotessili non tessuti).
- Le geogriglie: materiali plastici formati da una struttura a rete ampia e regolare, sviluppati appositamente per rinforzare il terreno. Il polimero più usato è il polietilene ma è possibile che vengano utilizzati anche il poliestere e il polipropilene.
- Le georeti: prodotti tramite una continua estrusione di nervature intersecanti che formano una struttura a rete, adatta al drenaggio dei liquidi. Come per le geogriglie, il polimero più utilizzato è il polietilene, ma possono essere impiegati anche il poliestere e il polipropilene.
- I geocomposti: vengono prodotti combinando due o più geosintetici diversi o, talvolta, anche materiali naturali. Le configurazioni tipiche dei geocomposti sono: geotessile + bentonite + geotessile (geocomposto bentonitico, comunemente conosciuto come *Geosynthetic Clay Liner*, GCL) e geotessile + matrice di drenaggio sintetica + geotessile (drenaggio geocomposito).

5.3.2 Poliedricità delle barriere fisiche

Sono moltissimi gli scopi per cui vengono adoperate le barriere fisiche:

- L'impermeabilizzazione del sistema: funzione principale delle barriere fisiche, basata sull'utilizzo di materiali a bassa permeabilità (membrane sintetiche, GCL e rivestimenti di terreni naturali, come miscele di bentonite o argilla).
- La filtrazione del percolato: al fine di evitare la formazione di falde freatica sospese all'interno dei rifiuti, la filtrazione del percolato dovrebbe avvenire in modo

omogeneo. Per questo motivo viene utilizzato, sia per le barriere superiori che per quelle basali, materiale granulare grossolano come la ghiaia. In passato, anche i geotessili sono stati considerati idonei alla filtrazione, tuttavia al giorno d'oggi il loro utilizzo in questo contesto è stato vietato, in quanto possono intasarsi a contatto con il percolato.

Per evitare accumuli di percolato, questo viene drenato e raccolto attraverso un sistema combinato di tubi e materiali granulari naturali. Maggiori informazioni sul sistema di drenaggio del percolato sono riportate al Paragrafo 5.1.

- Il rinforzo del suolo: le barriere basali consolidano il fondo e le superfici laterali della discarica, garantendo una base stabile al sistema. È possibile utilizzare come materiale di supporto meccanico per il terreno le geogriglie, le geomembrane, i geotessili e i geoteti.
- La protezione meccanica delle geomembrane: i rivestimenti sintetici come le geomembrane possono essere intaccati dalla pressione del materiale granulare di drenaggio, dalla perforazione data da oggetti taglienti nella massa dei rifiuti, dall'azione di veicoli e attrezzature mobili presenti in discarica. Pertanto, è necessario proteggerli adottando strati di sabbia o ghiaia arrotondata di piccole dimensioni.
- La separazione di materiali granulari di diverse dimensioni: per evitare la penetrazione di un materiale nell'altro, è possibile adottare i geotessili non tessuti.
- Il controllo dell'erosione: al fine di limitare l'erosione dello strato di copertura, causata dall'azione di vento e acqua, è opportuno utilizzare, in particolare lungo i pendii, speciali stuoie di geoteti.
- La filtrazione dell'acqua: è possibile sfruttare geotessili tessuti e non tessuti, materiale granulare naturale e geocomposti per intercettare e deviare il corso di acque sotterranee, superficiali e di precipitazione.
- Il drenaggio e la raccolta dell'acqua: per evitare che l'acqua infiltrata danneggi il sistema di rivestimento e si accumuli nel sistema, è opportuno rimuoverla utilizzando materiale granulare, in combinazione con tubi e/o geoteti.
- Il controllo della migrazione del biogas: per tenere sotto controllo le migrazioni laterali e le emissioni superficiali del biogas è possibile utilizzare degli strati di drenaggio.
- Attenuazione del carico contaminante del percolato: i terreni argillosi possono attenuare, in base alla qualità del percolato e delle caratteristiche del terreno, i

contaminati organici, l'ammonio e i metalli pesanti presenti nel percolato. I processi di attenuazione coinvolti comprendono: adsorbimento, precipitazione, scambio ionico e biodegradazione.

5.3.3 Barriere di fondo e delle sponde

Di seguito viene sintetizzato quanto riportato nell'Allegato 1 del Decreto legislativo n. 121/2020 relativamente al substrato della base e delle sponde di una discarica di RSU in Italia [20].

La barriera di fondo e delle sponde è composta da un sistema accoppiato costituito, partendo dal basso verso l'alto, da:

1. una barriera geologica;
2. uno strato di impermeabilizzazione;
3. uno strato drenante.

Il piano di imposta dello strato inferiore del sistema barriera di fondo e sulle sponde deve essere posto al di sopra del tetto dell'acquifero confinato con un franco di almeno 1,5 m, o, nel caso di acquifero non confinato, al di sopra della quota di massima escursione della falda con un franco di almeno 2 m.

5.3.3.A Barriera geologica

Formazione geologica naturale di spessore $S \geq 1$ m e di conducibilità idraulica $k \leq 1 \cdot 10^{-9}$ m/s, che, qualora non soddisfi naturalmente le condizioni descritte, deve essere completata artificialmente attraverso la realizzazione di una barriera di confinamento.

Tale barriera di confinamento artificiale corrisponde ad uno strato di materiale minerale argilloso compattato ($S \geq 0,5$ m) eventualmente accoppiato a un geosintetico di impermeabilizzazione, così da fornire una protezione idraulica complessiva equivalente in termini di tempo di attraversamento. Ad esempio, nell'ipotesi di un carico idraulico di 0,3 m, ai fini dell'equivalenza i tempi di attraversamento non devono essere inferiori ai 25 anni.

Nel caso in cui vengano garantite identiche capacità di protezione idraulica e il progetto venga approvato dall'ente territoriale competente, è possibile realizzare lo strato minerale compatto delle sponde con uno spessore inferiore a 0,5 m.

5.3.3.B Strato di impermeabilizzazione artificiale

Strato costituito dall'accoppiamento di materiale minerale compattato ($S \geq 1$ m e $k \leq 1 \cdot 10^{-9}$ m/s) con un geosintetico di impermeabilizzazione. Nello specifico:

- lo strato minerale deve essere realizzato preferibilmente in strati uniformi compattati, di spessore massimo pari a 0,25 m, e deve avere caratteristiche idonee a resistere a sollecitazioni chimico-meccaniche;
- le modalità costruttive e il valore della permeabilità dello strato minerale compattato possono essere determinate mediante una prova *in situ*;
- come geosintetico viene utilizzata una geomembrana in HDPE ($S > 2,5$ mm) conforme alla norma UNI 1604645 per geomembrane lisce ed alla norma UNI 1604643 per geomembrane ad aderenza migliorata;
- nel caso in cui vengano garantite identiche caratteristiche fisico-meccaniche e il progetto venga approvato dall'ente territoriale competente, il sistema di impermeabilizzazione lungo le sponde può adottare soluzioni progettuali con spessori inferiori a quelli descritti, garantendo comunque la continuità fisica con il sistema di impermeabilizzazione artificiale di fondo.

5.3.3.C Strato drenante

Strato finalizzato al drenaggio del percolato ($S \geq 0,5$ m e $k \leq 1 \cdot 10^{-5}$ m/s), composto da un materiale appartenente alle classi A1 e A3 della classificazione HRB AASHTO.

Il materiale drenante deve quindi essere costituito da un aggregato grosso marcato CE (indicativamente ghiaia/pietrisco di pezzatura 16-64 mm) caratterizzato da:

- basso contenuto di carbonati ($< 35\%$);
- lavato;
- percentuale di passante al vaglio 200 ASTM $< 3\%$;
- granulometria uniforme;
- coefficiente di appiattimento < 20 (secondo UNI EN 933-3)
- diametro minimo $d > 4$ volte la larghezza delle fessure del tubo di drenaggio.

Limitatamente alle sponde con pendenza $> 30^\circ$, lo strato drenante può essere costituito da uno strato artificiale di spessore inferiore, con capacità drenante equivalente e raccordato al sistema drenante del fondo sub-pianeggiante.

Tra lo strato di impermeabilizzazione superficiale e lo strato di drenaggio, deve essere inserito uno strato di protezione, costituito da idoneo materiale naturale o artificiale, tale da evitare danni al sistema di impermeabilizzazione durante la fase di costruzione e gestione della discarica.

Il materiale artificiale può essere costituito da geotessile non tessuto (resistenza a trazione minima nelle due direzioni longitudinale e trasversale: 60 kN/m - norma UNI EN ISO 10319; resistenza al punzonamento statico minima: 10 kN - norma UNI EN ISO 12236; massa areica minima: 1200 g/m² - norma UNI EN 9864) o altro materiale adeguato alla protezione della geomembrana.

5.3.4 Barriere superiori di copertura

5.3.4.A Tipologie di copertura

In base alla durata di vita e alla progettazione della discarica, alla tipologia di rifiuti conferiti, alle condizioni climatiche, economiche e sociali locali possono essere adottati diversi tipi di copertura: copertura giornaliera, copertura intermedia, *capping* temporaneo o *capping* permanente.

I primi due tipi di copertura sono finalizzati a ridurre i problemi di gestione della discarica su base quotidiana e nel breve termine. Le coperture temporanee e permanenti vengono invece installate una volta completata la deposizione dei rifiuti, al fine di gestire la post-chiusura.

Nelle seguenti Tabelle 7, 8, 9 e 10 sono riportate le caratteristiche specifiche di ogni tipologia, comprese le funzioni e i materiali impiegati per la loro realizzazione.

A causa dell'eterogeneità dei rifiuti, non è possibile prevedere con un elevato grado di certezza le modalità dei fenomeni di sedimentazione. I cedimenti che coinvolgono l'intera massa dei rifiuti (i cedimenti totali) dipendono infatti da processi come il consolidamento meccanico dovuto a sovraccarichi, la decomposizione biochimica e il collasso delle cavità. Solitamente vi è un iniziale consolidamento primario, più rapido e strettamente legato alla consolidazione meccanica, seguito poi da un consolidamento secondario, che potrebbe invece durare diversi anni e dipende dalla presenza di composti organici biodegradabili. Nel caso in cui si prevedano dissesti significativi, è consigliabile ritardare la costruzione del *capping* permanente, prolungando l'utilizzo del *capping* temporaneo. Questo per permettere al dissesto di avvenire prima del posizionamento della copertura finale, prevenendo così danni alla stessa.

Copertura giornaliera (10-15 cm)		
<i>Tempistiche</i>	<i>Funzioni</i>	<i>Materiali</i>
<p>Posizionata sui rifiuti al termine di ogni giornata operativa, o anche di un arco temporale differente (settimane) in relazione alla tipologia e alla qualità dei rifiuti.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Riduzione al minimo dei rifiuti e della polvere trasportati dal vento. ○ Minimizzazione degli odori. ○ Prevenzione incendi. ○ Mobilità dei veicoli ed accesso al posto di lavoro. ○ Ottimizzazione della capacità drenante dei rifiuti. 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Sabbia. ○ Schiume o spry. ○ Teloni in plastica rimovibili (quando consentito dalle condizioni climatiche e dalla morfologia della discarica). ○ Materiali alternativi: pneumatici triturati, frazioni di rifiuti da costruzione e demolizione, aggregati di vetro, fanghi disidratati e stabilizzati. <p>I materiali non devono lisciviare sostanze inquinanti, essere biodegradabili o comprimibili, devono invece avere una conducibilità idraulica $k > 10^{-3}$ cm/s.</p>

Tabella 7: Elenco delle tempistiche, delle funzioni e dei materiali da utilizzare per le coperture giornaliere.
 Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.
 (modificata)

Copertura intermedia		
<i>Tempistiche</i>	<i>Funzioni</i>	<i>Materiali</i>
<p>Quando il conferimento dei rifiuti in un'area viene temporaneamente interrotto ed essa rimane esposta per un certo periodo di tempo, risulta necessaria una copertura intermedia che deve garantire la sua efficienza anche per diversi mesi.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Controllo delle infiltrazioni d'acqua per ridurre al minimo la generazione del percolato. ○ Prevenzione della fuoriuscita di percolato. ○ Controllo dell'erosione. ○ Controllo delle emissioni incontrollate di gas. ○ Isolamento dagli animali. ○ Prevenzione dell'immissione di aria. ○ Prevenzione incendi. 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Teli rimovibili. ○ Materiali impermeabili o poco permeabili.

Tabella 8: Elenco delle tempistiche, delle funzioni e dei materiali da utilizzare per le coperture intermedie.
 Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.
 (modificata)

Capping temporaneo		
<i>Tempistiche</i>	<i>Funzioni</i>	<i>Materiali</i>
<p>Dopo l'applicazione di una copertura intermedia, può aver luogo un ulteriore deposito di rifiuti fino al raggiungimento del profilo finale di progettazione. A questo punto è possibile posizionare una copertura temporanea a cui seguirà una copertura permanente. La copertura temporanea funge da barriera fino a quando non si raggiunga una significativa stabilizzazione meccanica e biologica della massa dei rifiuti, quindi per diversi anni.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Tutela della discarica fino a quando i rifiuti non saranno sufficientemente stabilizzati. ○ Drenaggio e controllo (non prevenzione) delle infiltrazioni di acqua. ○ Drenaggio del gas. ○ Attenuazione delle emissioni incontrollate di gas. ○ Contributo alla gestione del percolato (trattamento e ricircolo). ○ Rispetto del paesaggio e supporto alla crescita della vegetazione. ○ Flessibilità e adattamento all'insediamento. ○ Controllo dell'erosione. 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Terreno poco permeabile. ○ Sabbia e ghiaia. ○ Geomembrana, GCL o altri geosintetici. ○ Materiale in grado di ossidare il metano (ad esempio compost, fanghi essiccati). ○ Terreno naturale e terreno per vegetazione a fusto basso con elevato effetto evapotraspirante (erba o cespugli). ○ Copertura tecnica (ad esempio geomembrana solare: combinazione di una geomembrana con un pannello fotovoltaico).

Tabella 9: Elenco delle tempistiche, delle funzioni e dei materiali da utilizzare per il capping temporaneo.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

(modificata)

Capping permanente		
<i>Tempistiche</i>	<i>Funzioni</i>	<i>Materiali</i>
<p>Una volta che la massa di rifiuti risulta sufficientemente meccanicamente stabilizzata e si è verificata una significativa mobilitazione dei contaminanti (degradazione, lisciviazione), è possibile installare una copertura permanente.</p>	<p>La copertura permanente deve espletare alcune funzioni riconducibili anche alle coperture temporanee, tra cui:</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Sostenere il progetto adottato per la discarica. ○ Drenaggio e controllo (non prevenzione) delle infiltrazioni di acqua. ○ Drenaggio del gas. ○ Attenuazione delle emissioni incontrollate di gas. ○ Contributo alla gestione del percolato (trattamento e ricircolo). ○ Supporto alla crescita della vegetazione. ○ Controllo dell'erosione. ○ Ridurre al minimo la necessità di manutenzione. <p>Inoltre, la copertura permanente deve soddisfare i seguenti requisiti specifici:</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Minimizzare la generazione di percolato. ○ Durabilità a lungo termine e manutenzione sostenibile. ○ Prevenzione di qualsiasi emissione gassosa (in combinazione con un sistema di estrazione del gas). ○ Rete di monitoraggio semplice e duratura. ○ Gestione permanente del deflusso delle acque. ○ Resistenza ai fenomeni di erosione e subsidenza. 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Terreno poco permeabile. ○ Sabbia e ghiaia. ○ Geomembrana, GCL o altri geosintetici. ○ Materiale in grado di ossidare il metano (ad esempio compost, fanghi essiccati). ○ Terreno naturale e terreno per vegetazione a fusto basso con elevato effetto evapotraspirante (erba o cespugli). ○ Copertura tecnica (ad esempio geomembrana solare: combinazione di una geomembrana con un pannello fotovoltaico). ○ Materiali e prodotti a supporto del post-utilizzo specifico della discarica.

Tabella 10: Elenco delle tempistiche, delle funzioni e dei materiali da utilizzare per il capping permanente.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

(modificata)

5.3.4.B Trasporto di massa attraverso l'interfaccia rifiuti-atmosfera

La copertura superiore controlla lo scambio di materia fra l'atmosfera e i rifiuti, in particolare l'immissione di aria e acqua in discarica e la fuoriuscita di emissioni gassose dalla massa dei rifiuti.

Ciò risulta molto importante, in quanto:

- l'acqua è necessaria per mobilizzare e ridurre il potenziale contaminante della massa dei rifiuti (degradazione, lisciviazione), tuttavia, comportando la produzione di percolato, non deve essere presente in quantità eccessive;
- i modelli di discarica aerobica richiedono la presenza di ossigeno, il quale risulta invece dannoso in un contesto di degradazione anaerobica (che deve quindi evitare l'infiltrazione di aria nel sistema);
- le emissioni incontrollate di LFG sono una parte consistente dei gas serra e contribuiscono in modo significativo al cambiamento climatico globale.

5.3.4.C Struttura del capping e sequenza dei componenti

Nella seguente Figura 19 sono riportati tutta una serie di potenziali componenti della copertura superiore, adottati poi nella realtà sulla base degli specifici requisiti del progetto di discarica. Anche la progettazione delle unità (sequenza e dimensioni) e la scelta dei materiali non sono univoche ma dipendono dalla qualità dei rifiuti, dal modello di discarica adottato, dalla disponibilità dei materiali, dalle condizioni del sito e dalle procedure di gestione.

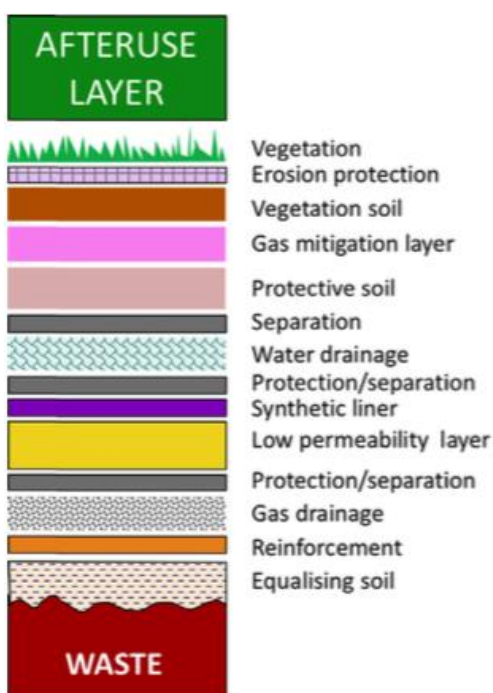


Figura 19: Potenziali componenti della copertura superiore di una discarica. La sequenza e la progettazione includono alcuni di questi sulla base della qualità dei rifiuti, del modello di discarica adottato, dalle condizioni locali, dalla disponibilità dei materiali, dal rispetto delle normative nazionali, dagli usi successivi e dai costi.

Fonte: R. Cossu e R. Raga; *La tecnica del landfill mining per la bonifica delle discariche*; Edizioni PEI, 2010.

5.3.4.D Materiali adottati per i singoli strati

La Tabella 11 riporta le tipologie di materiali consigliate per ciascun possibile strato della copertura superiore.

Strato	Materiali
<p>Strato superficiale (per il controllo dell'erosione, deviazione-deflusso delle acque, evaporazione, mitigazione degli effetti contaminanti del gas)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Terreno vegetativo. ○ Vegetazione a fusto basso. ○ Vegetazione alta. ○ Geosintetici o materiali naturali per il controllo dell'erosione. ○ Materiali per la mitigazione del gas (come composti o fanghi essiccati). ○ Ciottoli. ○ Copertura tecnica (ad esempio geomembrana solare: combinazione di una geomembrana con un pannello fotovoltaico). ○ Materiali per pavimentazione.
<p>Strato protettivo</p>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Terreno non classificato. ○ Ciottoli. ○ Geosintetici. ○ Residui derivati dal trattamento dei rifiuti (es. ceneri degli inceneritori o detriti di costruzione).
<p>Strato di drenaggio dell'acqua</p>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Ghiaia o sabbia. ○ Georeti o geocomposti. ○ Residui derivati dal trattamento dei rifiuti (es. ceneri degli inceneritori o detriti di costruzione).
<p>Strato impermeabile</p>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Argilla compattata. ○ Geomembrana. ○ Barriere composite. ○ Barriera capillare: composta da uno strato di sabbia (strato capillare) sovrastante uno strato di ghiaia (blocco capillare). Quando la forza di ritenzione capillare è maggiore della forza di gravità, l'acqua di accumulerà nella sabbia finché il carico idraulico non sarà superiore alla pressione capillare e l'acqua scorrerà nella ghiaia. Tuttavia, se i due strati sono inclinati (5-15°) l'acqua non si accumulerà e verrà deviata lungo il piano inclinato. <p>Quando l'entità del flusso idraulico genera un battente d'acqua rilevante, come nel caso di intense precipitazioni, le forze capillari non riescono a trattenere l'acqua, che entra quindi nella massa dei rifiuti. Dovrebbe quindi essere posto uno strato di terreno al di sopra della barriera, il quale fungerebbe da volume di stoccaggio per l'acqua che attraversa la barriera.</p> <p>Le barriere capillari risultano molto affidabili ed efficienti, anche perché non risentono di problemi di disseccamento e sono meno sensibili ai cedimenti.</p>

(Continua)

Strato	Materiali
Strato di drenaggio del biogas	<ul style="list-style-type: none"> ○ Ghiaia o sabbia. ○ Residui derivati dal trattamento dei rifiuti (es. ceneri degli inceneritori o detriti di costruzione).
Strato a contatto con i rifiuti	<ul style="list-style-type: none"> ○ Terreno di equalizzazione: terreno permeabile non classificato utilizzato per creare una superficie liscia al di sopra della superficie di deposito dei rifiuti, generalmente ruvida e irregolare. Fra il terreno di equalizzazione e gli strati superiori può essere interposto uno strato di geotessile. ○ Prodotti di rinforzo, come ad esempio geogriglie.

Tabella 11: Elenco degli strati e dei materiali che potrebbero essere utilizzati per la copertura superiore di una discarica.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology; Elsevier, 2018.

(modificata)

5.3.4.E Principali combinazioni degli strati di copertura

A seconda dei requisiti e delle necessità della discarica, la copertura superiore può assumere diverse configurazioni, permeabili o impermeabili. Di seguito, nelle Tabelle 12, 13 e 14, vengono riportate le configurazioni che prevedono un certo grado di impermeabilità, mentre nel seguente paragrafo, Paragrafo 5.3.4.F, verrà descritto un tipo di configurazione completamente permeabile: il *phytocapping*.

Per visionare i valori specifici richiesti agli strati di ciascuna configurazione è possibile consultare il libro *Solid Waste Landfilling: Concepts, Process, Technology* di Cossu e Stegmann [4].

Sigillatura completamente impermeabile	
<i>Scopi</i>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Prevenire l'infiltrazione di acqua. Da notare che, se invece risulta necessario un flusso d'acqua per scopi di processo, la copertura deve essere progettata per consentire l'immissione di acqua. A questo scopo potrebbero essere utilizzati pozzi di estrazione del gas, ove presenti. ○ Minimizzare la produzione di percolato. ○ Promuovere la raccolta di gas, evitando le emissioni gassose.
<i>Combinazione degli strati</i>	<p style="text-align: right;"> Low stem vegetation (grass, shrubs) Vegetative soil Supporting soil Water drainage HDPE geomembrane Mineral liner Gas drainage soil Equalising soil </p> <p>..... Geotextile for separation/protection</p>
<i>Alternativa</i>	<p>Per risparmiare volume e facilitare il processo di costruzione lungo i pendii, posso sostituire il rivestimento minerale con un GCL e la ghiaia dello strato di drenaggio con un geosintetico drenante (<i>geodrain</i>).</p> <p style="text-align: right;"> Geodrain GCL </p> <p>..... Geotextile for separation/protection</p>

Tabella 12: Configurazione completamente impermeabile per la copertura della discarica.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

(modificata)

Copertura a bassa permeabilità	
<i>Scopi</i>	La copertura a bassa permeabilità ha gli stessi obiettivi della sigillatura completamente impermeabile ma presenta una maggior possibilità di perdite d'acqua.
<i>Combinazione degli strati</i>	<p> — Low stem vegetatio (grass, shrubs) — Vegetative soil — Supporting soil — Water drainage — Low pearmable soil — Gas drainage soil — Equalising soil Geotextile for separation/protection </p>
<i>Vantaggi rispetto alla sigillatura completamente impermeabile</i>	<ul style="list-style-type: none"> ○ Costi inferiori. ○ Condizioni meccaniche più favorevoli lungo i pendii. ○ Infiltrazione controllata dell'acqua per supportare la mobilitazione controllata dei contaminanti. ○ Manutenzione più facile. ○ Durata maggiore.
<i>Svantaggio rispetto alla sigillatura completamente impermeabile</i>	Controllo meno efficace delle emissioni incontrollate.

Tabella 13: Configurazione a bassa permeabilità per la copertura della discarica.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

(modificata)

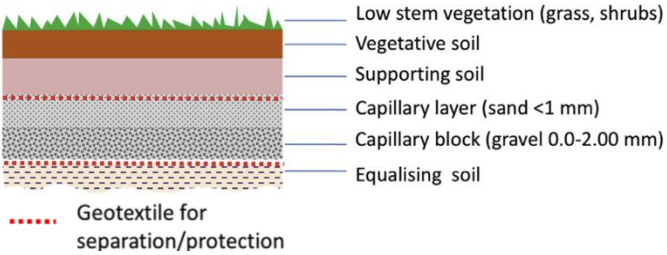
Sigillatura capillare	
<i>Scopi</i>	La sigillatura capillare ha gli stessi obiettivi della sigillatura completamente impermeabile.
<i>Combinazione degli strati</i>	<p>È necessario garantire una pendenza di 5-15 gradi e una differenza granulometrica tra gli strati tale da produrre un effetto barriera ma non da comportare una compenetrazione fra gli strati.</p>  <p> — Low stem vegetation (grass, shrubs) — Vegetative soil — Supporting soil — Capillary layer (sand <1 mm) — Capillary block (gravel 0.0-2.00 mm) — Equalising soil Geotextile for separation/protection </p>
<i>Caratteristiche</i>	Questo tipo di sigillatura innesca un processo di infiltrazione controllata: solo una parte della precipitazione che arriva al suolo vi si infila, mentre l'altra scorre in superficie

Tabella 14: Configurazione capillare per la copertura della discarica.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

(modificata)

5.3.4.F Phytocapping

Il *phytocapping* rappresenta una valida alternativa vegetale alle tradizionali coperture superiori. Questa tecnica riduce infatti la quantità di percolato prodotto, sfruttando l'evapotraspirazione delle piante (ET) per rimuovere l'acqua piovana immagazzinata in un substrato poroso (solitamente terreno disponibile nei pressi della discarica). Favorisce inoltre l'ossidazione biologica del metano, in quanto la presenza di un substrato poroso e di specie vegetali garantisce il sussistere di condizioni aerobiche.

Il *phytocapping*, sistema completamente permeabile, risulta essere, nel lungo periodo, più sostenibile e avere prestazioni migliori rispetto agli altri tipi di copertura, completamente o parzialmente impermeabili, proprio grazie allo sviluppo della vegetazione. Questa tecnica si basa infatti sull'interazione fra clima locale, substrato e vegetazione: la selezione delle specie vegetali da utilizzare si basa sulle condizioni climatiche del sito e sulla compatibilità della singola specie con il substrato.

5.3.4.G Legislazione

L'Unione Europea non detta regole precise sull'impermeabilizzazione delle superfici di copertura superiore nelle discariche, lasciando gli stati membri liberi di legiferare sulla questione in modo autonomo. Tuttavia, l'UE impone la presenza di alcuni elementi specifici, che variano a seconda della tipologia di rifiuti conferiti (Tabella 15) [19].

Componenti della copertura superiore	Categoria di discarica	
	Rifiuti pericolosi	Rifiuti non pericolosi
Strato di drenaggio del gas	Necessario	Non richiesto
Strato sigillante artificiale	Non richiesto	Necessario
Strato minerale impermeabile	Necessario	Necessario
Strato drenante > 0,5 m	Necessario	Necessario
Strato superiore di suolo > 1 m	Necessario	Necessario

Tabella 15: Raccomandazioni per l'impermeabilizzazione superficiale delle discariche da parte dell'Unione Europea (Direttiva del Consiglio, 1999/31/CE).

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018. (modificata)

In particolare, per le discariche di rifiuti non pericolosi, la normativa italiana richiede [20]:

- uno strato superficiale ($S \geq 1$ m);
- uno strato di drenaggio dell'acqua ($S \geq 0,5$ m e $k \leq 1 \cdot 10^{-5}$ m/s);
- uno strato a bassa permeabilità: strato minerale compatto ($S \geq 0,5$ m e $k \leq 1 \cdot 10^{-8}$ m/s);
- uno strato di drenaggio del biogas ($S \geq 0,5$ m);
- uno strato di regolazione con la funzione di permettere la corretta messa in opera degli strati sovrastanti.

Secondo le Linee Guida sulle Discariche Sostenibili della Regione Lombardia per la progettazione e gestione sostenibile delle discariche, che raggruppano la copertura intermedia e il *capping* temporaneo sotto il nome di “copertura temporanea”, la copertura temporanea dovrebbe essere installata una volta che la stabilità meccanica e biologica del sito ha raggiunto specifici valori da definire nella progettazione della discarica [76].

Inoltre, specifica che sia lo strato di drenaggi dell'acqua sia quello del gas devono essere costituiti da un aggregato marcato CE, appartenente alle classi A1 e A3 della classificazione HRB AASHTO, con una conducibilità idraulica $k \geq 1 \cdot 10^{-3}$ m/s.

5.4 Costipamento

Lo stoccaggio dei rifiuti dipende dalla geometria delle celle di conferimento, dalla loro profondità e dal costipamento dei rifiuti.

Il termine costipamento indica generalmente l'aumento artificiale della densità delle terre tramite l'utilizzo di apparecchiature meccaniche [77]. In discarica, la compattazione dei rifiuti viene quindi espressa in termini di rapporto di compattazione (CR), definito come:

$$CR = V_i/V_f \quad (5.2)$$

Dove V_i = volume dei rifiuti prima della compattazione; V_f = volume dei rifiuti dopo la compattazione. Questo rapporto di compattazione in discarica dipende da diversi fattori, quali:

- la pendenza: le superfici più pianeggianti determinano valori di CR maggiori rispetto a quelle più ripide, in quanto più facili da compattare con i macchinari;
- il contenuto di umidità dei rifiuti: fino ad una certa percentuale, un maggiore contenuto di umidità determina un valore di CR maggiore rispetto al caso di rifiuti secchi;

- l'altezza dello strato dei rifiuti: all'aumentare dello spessore dello strato, il grado di compattazione ottenibile diminuisce;
- la composizione dei rifiuti;
- il numero dei passaggi del compattatore: all'aumentare del numero di passaggi del macchinario sui rifiuti e all'aumentare del suo peso, aumenta anche il valore di CR, grazie anche ad un effetto di triturazione dovuto all'azione del compattatore.

5.4.1 Valori standard di densità

Generalmente:

- i rifiuti interrati in discarica, senza terreno di copertura, presentano, e dovrebbero presentare, una densità di almeno 800 kg/m³;
- i rifiuti minerali compattati, come le ceneri provenienti dagli inceneritori, hanno una densità maggiore rispetto ai rifiuti organici;
- la densità del terreno di copertura si assesta su 2600 kg/m³.

Pertanto, quando si calcola la densità di un'intera discarica *in situ*, si dovrebbe considerare sia quella del terreno di copertura che quella dei rifiuti.

In Europa, ad esempio, i rifiuti vengono dapprima stesi in strati da 30 a 50 (o 70) cm, triturati tramite diversi passaggi del compattatore, posizionati in ulteriori strati di 50 cm, per poi essere compattati con 6-10 passaggi del macchinario. In questo modo è possibile raggiungere una densità fino a 1,2 t/m³.

5.4.2 Vantaggi della compattazione dei rifiuti

Una volta avvenuto il conferimento in discarica, i rifiuti vengono compattati in modo tale da permettere il posizionamento della massima quantità di RSU. Tuttavia, il risparmio di volume rappresenta solo uno dei tanti vantaggi di questa tecnica, che sono:

- la riduzione dei parassiti: la compattazione evita la formazione di buchi e tane che potrebbero attirare animali indesiderati;
- la riduzione degli incendi: la minor presenza di aria riduce il rischio di combustione spontanea;
- la riduzione delle emissioni di odori: la minor superficie esposta dei rifiuti riduce la dispersione di cattivi odori;
- la riduzione della dispersione dei rifiuti: la superficie altamente compattata riduce il rischio di dispersione dovuta ad agenti atmosferici o animali;
- la possibile riduzione del materiale di copertura utilizzato: la compattazione aumenta l'impermeabilità della superficie.

Inoltre, il costipamento dei rifiuti risulta spesso una valida alternativa alla copertura giornaliera, in quanto, non solo permette di controllare l'infiltrazione di acqua e aria, ma consente anche di ottenere una maggior stabilità della discarica, di ridurre il consumo di materiale di copertura e dei costi di gestione. Ciò è ovviamente possibile nei soli paesi in cui non è prescritto l'utilizzo di una copertura giornaliera, come ad esempio la Germania e l'Italia.

5.4.3 Influenza del costipamento sul passaggio dell'aria e dell'acqua in discarica

Un alto grado di compattazione implica inevitabilmente un ostacolo al passaggio di aria e di acqua all'interno del corpo dei rifiuti. Pertanto, nel caso in cui venissero messe in atto manovre di aerazione *in situ* o di *flushing* è necessario considerare il grado di compattazione come parametro per la stima dei costi e dei benefici.

Nel tempo, le metodologie di compattazione spinta e la rapida copertura dei rifiuti hanno trasformato la gestione delle discariche passando da un sistema aerobico ad uno completamente anaerobico [78].

5.4.4 Effetti sui processi di degradazione

Il costipamento dei rifiuti influenza i processi di formazione del metano in quanto:

- una scarsa compattazione può dar luogo ad una fase acida meno accentuata e ad una conseguente fase metanigena anticipata;
- la compattazione di rifiuti caratterizzati da bassi livelli di umidità può aumentarne l'umidità, ridurre l'intrusione di ossigeno, favorendo così le condizioni anaerobiche e quindi la produzione di metano.

5.5 Compartimentazione

Per ottimizzare le attività di conferimento e gestione dei rifiuti è possibile suddividere la discarica in più compartimenti, detti anche vasche. Ciascuno di questi verrà poi trattato come una discarica a sé stante, se pur di dimensioni ridotte, con le sue specifiche esigenze strutturali, progettate sulla base della tipologia e dalla volumetria dei rifiuti ivi conferiti.

5.5.1 Vantaggi

La compartimentazione offre molteplici vantaggi, tra cui:

- Flessibilità nella gestione dei rifiuti: la suddivisione in compartimenti consente di modulare le caratteristiche strutturali e gestionali in base alle specifiche esigenze dei differenti tipi di rifiuti.
- Migliore efficienza: vengono ottimizzati i processi di conferimento e compattazione dei rifiuti.

5.5.2 Svantaggi

La compartimentazione presenta alcuni svantaggi, tra cui:

- Elevati costi di realizzazione e manutenzione.
- Complessità gestionale: la gestione di una discarica suddivisa in compartimenti è alquanto articolata e richiede un elevato livello di coordinamento.

5.6 Chiusura e rimodellamento ambientale

Come trattato al Paragrafo 1.3.2.C, una discarica viene chiusa nel momento in cui sono soddisfatte le condizioni di chiusura stabilite dall'autorizzazione. Inoltre, nel caso in cui tutte le misure di sicurezza necessarie siano state implementate e il potenziale di emissione della discarica risulti molto basso, è possibile prendere in considerazione un eventuale post-utilizzo della discarica, come ad esempio:

- la costituzione di un ecosistema autosufficiente (o non) di tipo naturale;
- la costruzione di un parco pubblico (con o senza impianti, infrastrutture, edifici);
- l'uso agricolo: impianti per la produzione alimentare, colture energetiche, terreno da pascolo per ovini e bovini;
- l'uso energetico: per l'installazione di impianti fotovoltaici;
- l'uso commerciale: impianti di trattamento dei rifiuti (ad esempio, impianti di compostaggio o di digestione anaerobica e centri di riciclaggio), stabilimenti commerciali (magazzini, imprese artigianali, uffici di piccole imprese produttive), centri di ricerca a cielo aperto.

In nessun caso devono sussistere rischi diretti (come esplosione o soffocamento) o indiretti (come la contaminazione alimentare) per l'ambiente o le persone che si trovano all'interno o nelle vicinanze del sito.

5.6.1 Valori da raggiungere per la sostenibilità di una discarica

Per poter considerare una discarica sostenibile essa deve raggiungere una "qualità finale del deposito (rifiuti, emissioni, stabilità biologica e meccanica) in equilibrio con

l'ambiente, entro il tempo di una generazione, comunque non superiore a 30 anni dalla data di chiusura della discarica o dei suoi lotti funzionali" [76]. Il D.g.r. 7 ottobre 2014 - n. X/2461 della Regione Lombardia introduce così i "valori obiettivo" da perseguire, entro il periodo di gestione post-operativa, per il raggiungimento della qualità finale di una discarica. Tali valori, presenti nell'Allegato B del D.g.r., vengono riportati nella seguente Tabella 16.

	Parametro	Valore obiettivo
Percolato	COD	1500 mg/l
	BOD ₅ /COD	0,1 (adimensionale)
	N ammoniacale	50 mg/l
	Al	1 mg/l
	As	0,5 mg/l
	B	2 mg/l
	Cd	0,02 mg/l
	Cr	2 mg/l
	Cr VI	0,2 mg/l
	Cu	1 mg/l
	Fe	2 mg/l
	Hg	0,005 mg/l
	Mn	2 mg/l
	Ni	2 mg/l

(Continua)

	Parametro	Valore obiettivo
Percolato	Pb	0,2 mg/l
	Se	0,03 mg/l
	Sn	10 mg/l
	Zn	3 mg/l
	CN ⁻	0,5 mg/l
	SO ₄ ⁻	1000 mg/l
	SO ₃ ⁻	1 mg/l
	F ⁻	6 mg/l
	N nitrico	20 mg/l
	Idrocarburi totali	5 mg/l
	Fenoli	0,5 mg/l
	Solventi organici aromatici	0,2 mg/l
	Solventi organici azotati	0,1 mg/l
	Pesticidi fosforati	0,1 mg/l
	Pesticidi totali (esclusi fosforati)	0,05 mg/l
Solventi clorurati	1 mg/l	

(Continua)

	Parametro	Valore obiettivo (mg/l)
Biogas	Emissione superficiale ad impianto di estrazione spento	0,5 NI CH ₄ /(m ² h)
Solidi	IR ₄	2 mgO ₂ /gST
	IRD	100 mgO ₂ /kgSV/h
	GB ₂₁	5 NI/kgST

Tabella 16: Valori obiettivo per la qualità finale di una discarica.

Fonte: D.g.r. 7 ottobre 2014 – n. X/2461; Linee guida per la progettazione e gestione sostenibile delle discariche; Regione Lombardia, 2014. (modificata)

Tali valori, se pur apparentemente ambiziosi, possono essere ottenuti grazie ad un'intensa attività di aerazione e di *flushing*.

5.6.2 Rischi del post-utilizzo di una discarica

Prima di pianificare uno specifico progetto di post-utilizzo, è opportuno conoscere e valutare i potenziali rischi che ne conseguirebbero, come quelli associati alle emissioni gassose o alla stabilità meccanica della discarica.

In particolare, i rischi che possono derivare dalle emissioni di LFG sono:

- Inalazione di composti tossici in tracce.

La salute mentale di coloro che vivono vicino a una discarica può essere compromessa non solo dalla reale esposizione a composti tossici, ma anche dalla preoccupazione per la loro presenza (nonostante le sostanze non siano presenti in quantità pericolose).

- Esplosione: particolarmente elevato nel caso in cui il gas accumulato in discarica presenti miscele esplosive.
- Soffocamento: il gas può accumularsi nei pozzi o nei tombini, sostituendo così l'ossigeno e comportando quindi un serio rischio di soffocamento per coloro che entrano in queste aree.

Per quanto concerne invece la stabilità meccanica della discarica, i rischi sono:

- Cedimenti non omogenei: possono compromettere i rivestimenti superficiali (formazione di aree depresse dove può accumularsi l'acqua, fessure, crepe nei rivestimenti di argilla o bentonite, buchi o strappi nei rivestimenti sintetici).

- Crollo delle costruzioni in superficie (come ad esempio i mulini a vento).

Si dovrebbe evitare di piantare alberi o piante con radici profonde, in quanto queste potrebbero intaccare l'integrità del sistema di drenaggio e del rivestimento superficiale.

5.6.3 Monitoraggio del sito

Nel caso in cui si consideri l'utilizzo di una discarica chiusa, o la si stia già utilizzando, è necessario sviluppare un programma di monitoraggio mirato. È infatti di fondamentale importanza il controllo del sistema di raccolta e drenaggio del percolato, delle falde acquifere e delle emissioni gassose.

Tutte le aree in cui è possibile che si verifichi l'accumulo di LFG devono essere monitorate tramite degli appositi dispositivi in grado di misurare la quantità di CH₄, CO₂, H₂S e O₂. Inoltre, per rilevare le emissioni di LFG è possibile utilizzare rilevatori a ionizzazione di fiamma.

5.6.4 Analisi preliminari per la riconversione post-chiusura della discarica

Per sviluppare il piano di post-utilizzo di una discarica, è necessario valutare ed analizzare il contesto in cui essa è situata: il territorio, la società e l'economia. Il nuovo utilizzo del sito deve infatti integrarsi con l'ambiente urbano e la natura circostante.

Pertanto, devono essere condotte le seguenti analisi:

- del paesaggio e del territorio: per identificare i componenti ambientali, come rilievi o corsi d'acqua, che potrebbero essere coinvolti nel progetto;
- del sistema di infrastrutture: è importante conoscere la storia della zona e delle infrastrutture esistenti, oltre che le dimensioni del bacino di utenza e della distanza dai principali centri urbani;
- del sistema produttivo: devono essere identificate e studiate le risorse locali e le attività esistenti, in modo tale da individuare sinergie e possibili collaborazioni con il progetto di riqualificazione della discarica.

A valle degli esiti dell'analisi territoriale preliminare, l'attività di pianificazione e progettazione dovrà essere sviluppata con l'obiettivo di favorire un armonioso inserimento dell'intervento nel contesto locale, nel rispetto della morfologia del paesaggio circostante.

5.6.5 Potenziali scenari di intervento

5.6.5.A Discariche di vecchia generazione dove la destinazione d'uso è dettata dalla conformazione

Le discariche di vecchia generazione venivano costruite senza alcuna considerazione per il paesaggio o la pianificazione urbana, avendo come unico vincolo il rispetto dei limiti di altezza definiti dalle autorità competenti. Al fine di massimizzare la capacità dell'impianto, le discariche venivano quindi riempite oltremodo, con la conseguente formazione di ingenti cumuli di rifiuti che assumevano forme irregolari, le quali alteravano il profilo naturale del terreno.

Lo *skyline* tipico presentava una formazione piramidale tronca che, sebbene progettata secondo le leggi vigenti all'epoca, ha lasciato un segno antropico invasivo e permanente sul paesaggio.

Un progetto efficace di riqualificazione non dovrebbe cercare di nascondere i segni lasciati dalla discarica preesistente, dovrebbe piuttosto assegnare ad essi un ruolo appropriato, vedendoli come una testimonianza della vita precedente del sito. Solitamente, queste aree vengono trasformate in parchi naturali o spazi verdi con strutture per il tempo libero, come piste ciclabili o di motocross, campi da golf, strutture sportive e ricreative. La realizzazione di strutture più complesse a livello strutturale è difficilmente realizzabile.

5.6.5.B Discariche di nuova generazione dove la destinazione d'uso viene decisa durante la fase di gestione attiva del sito.

Al giorno d'oggi, è possibile sviluppare gli interventi di gestione post-chiusura di una discarica già durante la fase di gestione attiva. In questo modo è possibile:

- rimodellare la forma del sito attraverso i rifiuti, limitando così i costi e fornendo una maggiore libertà nel progettare la configurazione finale dell'area (Figura 20);
- avviare interventi finalizzati al recupero funzionale e paesaggistico dell'area quando la discarica è ancora operativa.



Figura 20: Sezione trasversale di una discarica. I rifiuti vengono utilizzati come materiale plastico per modellare il terreno.

Fonte: R. Cossu e R. Stegmann; *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*; Elsevier, 2018.

5.6.5.C Discariche di nuova generazione progettate in funzione della destinazione d'uso

La progettazione di una discarica innovativa può essere condotta in funzione di quella che poi sarà la destinazione d'uso del sito. La forma e il volume dei rifiuti da conferire, l'ubicazione e tutte le altre caratteristiche del progetto dovranno quindi espletare una funzione temporanea, ossia quella legata alle operazioni di smaltimento e trattamento dei rifiuti, in vista della futura destinazione d'uso del sito.

In virtù della complessità dell'opera, è necessario adottare un approccio multidisciplinare che preveda la sinergia di diversi esperti in ingegneria ambientale, geologia, agronomia, architettura del paesaggio, etc. Pertanto, la pianificazione della destinazione d'uso del sito dovrebbe essere articolata sulla base di tre livelli di approfondimento tecnico, come previsto dalla normativa vigente:

1. una progettazione preliminare;
2. un progetto definitivo;
3. un progetto esecutivo.

6. Conclusioni

In questa tesi è stata sviluppata una panoramica quanto più completa sullo stato dell'arte del funzionamento delle discariche per i Rifiuti Solidi Urbani, descrivendone le politiche, i processi di degradazione, gli schemi di funzionamento, i particolari costruttivi e gli aspetti gestionali.

Attualmente, come trattato al Paragrafo 1.1, l'Europa sta lavorando per ridurre la quantità dei rifiuti smaltiti in discarica, in particolare la Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU), in quanto risulta la principale responsabile della produzione di percolato e biogas.

Allo stato attuale, non si prevede una cessazione della produzione di percolato e biogas, nonostante la severa preselezione dei rifiuti conferiti, in quanto la frazione indifferenziata dei rifiuti contiene anch'essa materiali biodegradabili, come ad esempio i residui di cibo delle confezioni alimentari o i rifiuti provenienti dai bagni delle case e degli spazi pubblici. Pertanto, dovrebbero essere sviluppati metodi sempre più efficienti per il trattamento di biogas e percolato, auspicando di vederli in futuro come risorsa e non più solo come problematica.

Il settore delle discariche sta infatti mutando, si sta evolvendo, così come la stessa natura delle discariche, le quali non dovrebbero più essere concepite come cumuli deformi in contrasto con l'ambiente circostante, ma bensì come parte integrante di esso. I nuovi progetti prevedono infatti, come descritto al Paragrafo 5.6.4.C, che gli spazi adibiti alla costruzione di una discarica vengano trasformati in aree fruibili alla collettività, in armonia con la natura circostante.

Bibliografia

- [1] D. Hoornweg, P. Bhada-Tata e C. Kennedy, «Environment: Waste production must peak this century.,» *Nature*, n. 502, pp. 615-617, 30 ottobre 2013.
- [2] *Decreto Legislativo n.152*, Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 2006.
- [3] S. Kaza, L. Yao, P. Bhada-Tata e F. V. Woerden, «What a Waste 2.0. A Global snapshot of Solid Waste Management to 2050.,» World Bank, Washington, 2018.
- [4] R. Cossu e R. Stegmann, *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*, Elsevier, 2018.
- [5] S. O. Benítez, G. L. Olvera, A. Morelos e C. A. d. Vega, «Mathematical modeling to predict residential solid waste generation.,» *Waste management*, n. 28, pp. 7-13, 2008.
- [6] UE, «Gestione dei rifiuti nell'UE: infografica con fatti e cifre.,» 6 aprile 2018. [Online]. Available: <https://www.europarl.europa.eu/news/it/headlines/society/20180328STO00751/statistiche-sulla-gestione-dei-rifiuti-in-europa-infografica-con-fatti-e-cifre>. [Consultato il giorno 6 novembre 2023].
- [7] F. Peres, «Rifiuti,» 17 aprile 2023. [Online]. Available: https://stem.elearning.unipd.it/pluginfile.php/510485/mod_resource/content/1/RIFIUTI%20UNI.pdf. [Consultato il giorno 7 novembre 2023].
- [8] G. italiano, «Atto di governo n. 168, Schema di decreto legislativo recante attuazione della direttiva (UE) 2018/850, che modifica la direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti,» 4 maggio 2020. [Online]. Available: <https://www.senato.it/service/PDF/PDFServer/BGT/01150985.pdf>. [Consultato il giorno 12 novembre 2023].
- [9] E. E. Agency, «Waste Recycling in Europe,» 11 novembre 2022. [Online]. Available: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/waste-recycling-in-europe?activeAccordion=>. [Consultato il giorno 7 novembre 2023].
- [10] EU, *Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste*, vol. 150, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea, 2018.
- [11] Eurostat, «What are the main destinations of EU export of waste?,» 25 maggio 2022. [Online]. Available: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/ddn-20220525-1>. [Consultato il giorno 8 novembre 2023].
- [12] UE, *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*, vol. L 312, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea, 2008, pp. 3-30.
- [13] EUR-Lex, «Normativa dell'Unione europea sulla gestione dei rifiuti,» 16 giugno 2022. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/IT/legal-content/summary/eu-waste-management-law.html>. [Consultato il giorno 9 novembre 2023].
- [14] *Decreto Legislativo n. 116/2020*, Gazzetta ufficiale della Repubblica italiana, 2020.
- [15] *Decreto Legislativo 152/2006, Norme in materia ambientale*, no. 88 a cura di, Gazzetta ufficiale della Repubblica Italiana, 2006.

- [16] UE, *Directive 1999/31/CE of the European Council of 26 April 1999 on the landfill of waste*, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea, 1999.
- [17] UE, *Directive 2010/75/UE of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control)*, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea, 2010.
- [18] UE, *Directive 85/337/EEC of the Council of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment*, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea, 1985.
- [19] UE, *Directive (EU) 2018/850 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 1999/31/EC on the landfill of waste*, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea, 2018.
- [20] *Decreto Legislativo n. 121/2020, Attuazione della direttiva (UE) 2018/850, che modifica la direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti*, Gazzetta ufficiale della Repubblica italiana, 2020.
- [21] *Decreto legislativo n. 36/2003, Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti*, Gazzetta ufficiale della Repubblica italiana, 2003.
- [22] A. Abu-Sharkh e M. Mansour, *Comparison between Incineration and Landfill methods – Zahrit Al-Finjan Landfill*, 2019-2020: An-Najah National University, Faculty of Engineering and Information Technology.
- [23] N. Ungureanu, M. Nitu, V. Vladut, M. Dinca, S. Zabava, I. Voicea e I. I. Caba, *Considerations on the incineration of municipal solid waste.*, Bucharest, Romania: Politehnica University of Bucharest, Faculty of Biotechnical Systems Engineering, Romania, 2017.
- [24] B. Miller, «8 Pros and Cons of Incineration,» GREENGARAGE, 2016. [Online]. Available: <https://greengarageblog.org/8-pros-and-cons-of-incineration> . [Consultato il giorno 2023 novembre 15].
- [25] M. Tecu, *La gestione del rifiuto secco non riciclabile. I casi di Padova e Treviso, inceneritore o CDR?*, Università Ca' Foscari Venezia, 2011-2012.
- [26] F. Asdrubali e G. M. L. Giudice, *La termovalorizzazione dei rifiuti solidi urbani. Aspetti energetici, tecnologici, legislativi ed ambientali*, La Termotecnica, 2004.
- [27] A. Pivato, *Operazioni unitarie per i rifiuti solidi urbani: la termovalorizzazione*, Padova: Università degli Studi di Padova , 2023.
- [28] M. Grosso e M. C. Montani, *Dove vanno a finire i nostri rifiuti? La scienza di riciclare, gestire, smaltire gli scarti*, Bologna: Zanichelli editore S.p.A., 2015.
- [29] *Decreto legislativo n. 205/2010*, Gazzetta ufficiale della Repubblica italiana, 2010.
- [30] D. Panepinto, M. Zanetti, M. Grosso, S. Cernusci, M. Ragazzi e F. Viganò, *Libro bianco sull'incenerimento dei rifiuti urbani*, Utilitalia, 2020.
- [31] Assocarta, «Priorità per gli scarti dal riciclo dei rifiuti urbani differenziati e non solo per i rifiuti solidi non differenziati,» 2017. [Online]. Available: <http://www.assocarta.it/en/6-sala-stampa/comunicati-stampa>. [Consultato il giorno 9 dicembre 2023].
- [32] G. Consultants e Inc, «Landfill Facility Compliance Study Task 7 Report,» *Study of Emerging Technologies in Waste Management for MSW Landfills*. Walnut Creek, California., 2003.

- [33] J. Giebelhaus, «Waste shredding at the working face a landfill operator's perspective.,» MSW Management Forester Communications , 2007.
- [34] C. Pascual e P. Bajeat, «Storage of Household Waste: Evaluation of the Performance of Wrapped Bale Technique,» CYLER- GIE & Ademe, Francia, 1997. [Online]. Available: <https://www.fylkesmannen.no/contentassets/825b0cefe1014631bde07b85b5512d04/temporary-storage-of-household-waste.pdf>. [Consultato il giorno 2 dicembre 2023].
- [35] F. Robles-Martínez e R. Gourdon, «Effect of baling on the behavior of domestic wastes: laboratory study on the role of pH in biodegradation,» vol. 69, pp. 15-22, 1999.
- [36] F. Robles-Martínez e R. Gourdon, «Long-term behaviour of baled household waste,» *Bioresource Technology*, vol. 72, pp. 125-130, 2000.
- [37] I. Ozbay e E. Durmusoglu, «Energy content of municipal solid waste bales,» *Waste Management & Research*, vol. 31, n. 7, pp. 674-683, 2013.
- [38] I. Markidis, D. Komilis, F. Tsagas e A. Petalas, «A fractional factorial field experiment to study the decomposition of municipal solid wastes stored in wrapped bales,» *Journal of Environmental Management*, vol. 115, pp. 32-41, 2013.
- [39] S. Y. Kim, N. Tanaka, T. Matsuto e Y. Tojo, «Leaching behavior of elements and evaluation of pretreatment methods for municipal solid waste incinerator residues in column leaching tests.,» *Waste Management & Research*, vol. 23, n. 3, pp. 220-229, 2005.
- [40] K. Ishii, T. Furuichi e N. Tanikawa, «Numerical model for a watering plan to wash out organic matter from the municipal solid waste incinerator bottom ash layer in closed system disposal facilities,» *Waste Management*, vol. 29, n. 2, pp. 513-521, 2009.
- [41] Q. Wang, J. Yang, Q. Wang e T. Wu, «Effects of water-washing pretreatment on bioleaching of heavy metals from municipal solid waste incinerator fly ash,» *Journal of Hazardous Materials* , vol. 162, n. 2, pp. 812-818, 2009.
- [42] F. Zhu, M. Takaoka, K. Oshita, Y. Kitajima, Y. Inada, S. Morisawa e H. Tsuno, «Chlorides behavior in raw fly ash washing experiments,» *Journal of Hazardous Materials* , vol. 178, n. 1, pp. 547-552, 2010.
- [43] J. Chimenos, A. Fernandez, A. Cervantes, L. Miralles, M. Fernández e F. Espiell, «Optimizing the APC residue washing process to minimize the release of chloride and heavy metals,» *Waste Management* , vol. 25, n. 7, pp. 686-693, 2005.
- [44] R. Laraia, F. Lucignano e E. Raso, «Metodi di misura della stabilità biologica dei rifiuti,» Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (APAT), 2003. [Online]. Available: <https://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003400/3488-mlg25-2003-stabilita-biologica.pdf>. [Consultato il giorno 6 dicembre 2023].
- [45] F. Raimondi, «Indice di respirazione dinamico e stabilità biologica dei rifiuti,» Microbiologia Italia, 13 dicembre 2022. [Online]. Available: <https://www.microbiologiaitalia.it/altro/indice-di-respirazione-dinamico-e-stabilita-biologica-dei-rifiuti/>. [Consultato il giorno 6 dicembre 2023].
- [46] M. Liali, P. Forte e M. D. Luciano, «La tecnica di misura dell'IRDP (Indice Respirometrico Dinamico Potenziale), primi risultati ottenuti e problematiche

- sulla convalida del metodo,» 2018. [Online]. Available: <https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2018/11/relazione.pdf>. [Consultato il giorno 6 dicembre 2023].
- [47] A. Sandon, «Lezione n.2 chimica analitica ambientale,» 2022/2023. [Online]. Available: <file:///Users/ester/Downloads/lezione%20%20chimica%20analitica.pdf>. [Consultato il giorno 6 dicembre 2023].
- [48] E. Binner, A. Zach e P. Lechner, «Test methods describing the biological reactivity of pretreated residual wastes,» in *Sardinia 99, Atti del settimo simposio internazionale sulla gestione dei rifiuti e sullo scarico controllato*, S. Margherita di Pula, Cagliari, 1999.
- [49] C. T. D. (CDT), «Linee guida sulle discariche controllate,» CISA, Cagliari.
- [50] L. K. e S. R., «Comportamento in discarica a breve e lungo termine dei rifiuti proiettati biologicamente e meccanicamente,» in *Present and Future of MSW Landfilling*, Cittadella (PD), 1998.
- [51] v. F. D. e D. H., «Criteri di ammissibilità in discarica dei rifiuti pretrattati,» in *Present and Future of MSW Landfilling*, Cittadella (PD), 1998.
- [52] A. F., S. L. e G. P.L., «Biostabilization of mechanically separated municipal solid waste fraction,» *Waste Management & Research*, vol. 18, pp. 1-9, 2000.
- [53] M. C. Lavagnolo, «Operazioni unitarie per i rifiuti solidi urbani,» Università degli Studi di Padova, 2023.
- [54] M. Biasolo, «Digestione anaerobica a singola fase della frazione liquida ricavata da FORSU pressata, in mesofilia e in termofilia,» Università Ca' Foscari di Venezia, 2018/2019.
- [55] K. Babikova, «La produzione di percolato e del biogas nelle discariche controllate: analisi con modelli matematici e fisici,» Università degli Studi di Palermo, 2018.
- [56] M. Lavagnolo, «COD & TKN-P frazioni e trattamento,» Università degli Studi di Padova, Padova, 2023.
- [57] E. Micheli, «Prove di fertirrigazione con percolato da discarica pretrattato con un sistema di bio-stabilizzazione aerobico,» Università degli Studi di Pisa, 2005/2006.
- [58] H. Ehrig, «Quality and quantity of sanitary landfill leachate,» *Waste Management & Research*, vol. 1, n. 1, pp. 53-68, 1983.
- [59] G. Andreottola e R. Cossu, «Modello matematico di produzione del biogas in uno scarico controllato,» in *Landfilling of Waste: Biogas.*, Londra, E&FN Spon, 1988.
- [60] A. Bridgewater e K. Lidgren, *Household Waste Management in Europe. Economics and Technics*, Wokingam, UK: Van Nostrand- Reynold, 1981.
- [61] R. Ham e M. Barlatz, «Measurement and prediction of landfill gas quality and quantity,» in *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Londra, Academic Press, 1989, pp. 155-166.
- [62] K. Richards, «All gas and garbage,» *New Scientist*, vol. 4.
- [63] P. Jain, J. Powell, T. Townsend e D. Reinhart, «Air Permeability of Waste in a Municipal Solid Waste Landfill,» *Journal of Environmental Engineering*, vol. 131, n. 11, 1 novembre 2005.

- [64] IPCC, «Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Final Draft Report of the Working Group I Contribution to the IPCC 5th Assessment Report,» 2013.
- [65] R. Cossu e R. Raga, «La tecnica del landfill mining per la bonifica delle discariche,» 11 gennaio 2010. [Online]. Available: https://www.edizionipei.it/upload/article_pdf/pdf_645.pdf. [Consultato il giorno 17 gennaio 2024].
- [66] R. Cossu, «Anche le discariche possono essere sostenibili,» *Ambiente rischio comunicazione*, n. 2, febbraio 2012.
- [67] G. Giraudi, «Concezioni innovative di discarica,» [Online]. Available: https://www.ambientediritto.it/dottrina/Politiche%20energetiche%20ambientali/politiche%20e.a/concezioni_innovative_discarica.htm. [Consultato il giorno 15 gennaio 2024].
- [68] M. Falconi, «Strumenti di supporto alle decisioni e classificazione delle tecnologie di bonifica,» 24 novembre 2009. [Online]. Available: www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00004200/4209-c2738-m5-u3.pdf. [Consultato il giorno 15 gennaio 2024].
- [69] R. Raga, R. Cossu, J. Heerenklage, A. Pivato e M. Ritzkowski, «Landfill aeration for emission control before and during landfill mining,» *Waste management (New York, N.Y.)*, vol. 46, 7 ottobre 2015.
- [70] D. Geysen, P. Jones, K. V. Acker, S. V. Passel, M. Craps, J. Eyckmans, K. Vrancken, B. Laenen e P. Laevers, «Enhanced Landfill Mining e a future perspective for landfilling,» in *Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, 2009.
- [71] C. Zhou, W. Fang, W. Xu, A. Cao e R. Wang, «Characteristics and the recovery potential of plastic wastes obtained from landfill mining,» *Journal of Cleaner Production*, vol. 80, pp. 80-86, 1 ottobre 2014.
- [72] T. Wagner e T. Raymond, «Landfill mining: case study of a successful metals recovery project,» vol. 45, pp. 448-457, 4 luglio 2015.
- [73] S. Wanka, K. Münnich e K. Fricke, «Landfill Mining - Wet mechanical treatment of fine MSW with a wet jigger,» *Waste Management*, vol. 59, pp. 316-323, gennaio 2017.
- [74] F. DalPasto, «Captazione di biogas da discarica: analisi del biogas e scelta impiantistica ottimale,» Università degli Studi di Padova, 2010-2011.
- [75] *German Directive on the Landfill of Waste (DepV). Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung DepV)*, vol. BGBl. I S. 3465, German Federal Law Gazette, 2017.
- [76] «D.g.r. 7 ottobre 2014 - n. X/2461. Linee guida per la progettazione e gestione sostenibile delle discariche,» Regione lombardia, 2014.
- [77] S. Scaffoni, «Innovazioni tecnologiche nella discarica di rifiuti pretrattati e relativo impatto ambientale,» Università degli Studi di Roma “Tor Vergata”, 2005.
- [78] C. Alessandro, «Valutazioni di confronto fra la gestione aerobica e anaerobica di una discarica nell’economia circolare,» Politecnico di Torino, 2020.

