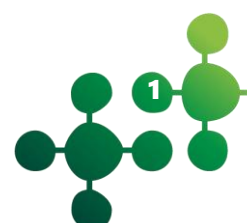




Guidelines for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of the biofiltration systems



Action E.1 – Information to general public and stakeholders

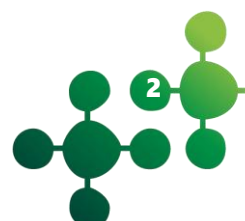
Deliverable D26 – Guidelines for the design,
construction, operation, monitoring and maintenance
of the biofiltration systems

Project co-founded by LIFE Climate Action – Climate Change Mitigation, the financial instrument
for the environment of the European Commission

info@liferemida.it

www.liferemida.it

www.facebook.com/LIFEREMida

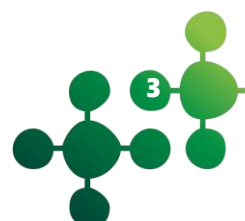


Project/Progetto

Titolo completo del progetto/Project Full Title:	Progetto LIFE RE Mida Innovative Methods for Residual Landfill Gas Emissions Mitigation in Mediterranean Regions
Data di avvio/Project start:	01/01/2016
Durata del Progetto/Project duration:	36 mesi/36 months
Contratto n°/Grant agreement n°:	LIFE14 CCM/IT/000464

Document/Documento

Document: N° Deliverable/Deliverable N°:	D26
Titolo del Deliverable /Deliverable title:	D26 – Guidelines for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of the biofiltration systems
Data contrattuale del Deliverable/Contractual Date of Delivery:	31/12/2018
Editore(i)/Editor(s):	RE Mida Staff
Autore(i)/Author(s):	Silvia Spadi (RT), Gaia Paggetti (RT); Luca Zipoli (CSAI), Fabio Menghetti (SA), Leandro Bucci (SA), Isabella Pecorini (UNIFI), (UNIFI), Elena Rossi (UNIFI), Riccardo Bacci, Niccolò Frasi
Revisore(i)/Reviewer(s):	Giovanni Ferrara
Partner/Partner(s):	RT
N. Work package/Work package n.:	Action E.1 Information to general public and stakeholders
Titolo Work package /Work package title:	Guidelines for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of the biofiltration systems
Leader del Work package/ Work package leader:	DIEF-UNIFI
Distribuzione/Distribution	Riservata/Reserved
Versione-Revisione/ Version-Revision:	1
Bozza-Definitivo /Draft-Final	Definitivo/Final
N. di pagine/ Total number of pages:	93
Parole chiave/ Keywords:	gestione, progettazione, biofiltro/management, design, biofilter



Partner di Progetto/Project Partner



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

DIEF

DIPARTIMENTO DI
INGEGNERIA INDUSTRIALE

Regione Toscana

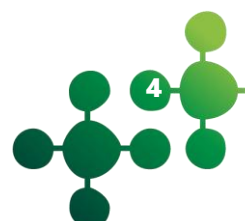


**DIEF - Dipartimento di
Ingegneria Industriale**
Università degli Studi di Firenze
WVG - Waste Valorization Group
Via di Santa Marta, 3
50139 Firenze – Italy
<http://www.dief.unifi.it/>

Regione Toscana
Settore Servizi Pubblici Locali
E Settore Energia e
Inquinamenti
Firenze, Via di Novoli 26
Tel. 055/4382111
<http://www.regione.toscana.it>

**Centro Servizi Ambiente
Impianti S.p.A.**
S.P. 7 di Piantravigne 52028
Terranuova Bracciolini (AR)
www.csaimpianti.it

Siena Ambiente S.p.A.
Via Simone Martini, 57 –
53100 Siena (SI)
www.sienambiente.it





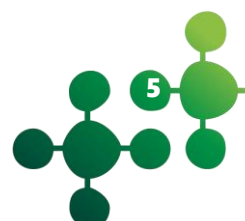
INNOVATIVE METHODS FOR RESIDUAL LANDFILL GAS EMISSIONS MITIGATION IN MEDITERRANEAN REGIONS

Guidelines for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of the biofiltration systems

info@liferemida.it

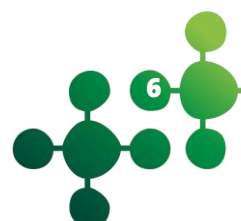
www.liferemida.it

www.facebook.com/LIFEREMida

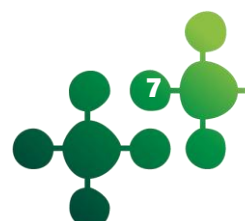


Sommario

Glossario	8
Summary	9
Premessa	15
1. La gestione del gas di discarica: elementi di base.....	17
1.1. Il gas di discarica.....	17
1.1.1. Fattori che regolano l'emissione e la migrazione del gas di discarica	19
1.2. Gestione e trattamento del gas di discarica.....	21
1.2.1. Gestione separata del gas di discarica in funzione del potere calorifico.....	24
1.3. Normativa comunitaria e nazionale	28
1.3.1. Direttiva 1999/31/CE.....	28
1.3.2. Decreto Legislativo n.36 del 13 gennaio 2003	28
1.3.3. Decreto Legislativo n.152 del 3 aprile 2006.....	30
1.3.4. Problematiche applicative	30
1.4. Gli impianti di discarica, contesto regionale e nazionale	32
1.5. Best Available Technology per il trattamento del gas di discarica.....	34
1.5.1. Torce	35
1.5.2. Ossidazione termica non catalitica o rigenerativa	37
1.5.3. Ossidazione in situ.....	38
1.5.4. Biofiltrazione	38
2. La biofiltrazione del gas di discarica.....	41
2.1. L'ossidazione biologica del metano.....	41
2.1.1. Flore batteriche metanotrofiche	41
2.1.2. Parametri forzanti l'attività batterica	41
2.2. L'abbattimento di NMVOC.....	45
2.3. Media filtranti	46
2.4. Tecnologie per la biofiltrazione del gas di discarica.....	48
2.4.1. Sistemi passivi.....	49
2.4.2. Sistemi attivi	50
2.4.3. Fattori che influenzano le performance delle tecnologie	50
3. Valutazione di fattibilità.....	58
3.1. Valutazioni di applicabilità dei sistemi di biofiltrazione.....	58
3.2. Dati necessari per un corretto dimensionamento	60
3.3. Scelta del media filtrante	61



4.	Dimensionamento dei sistemi di biofiltrazione.....	62
4.1.	Diffusione del gas.....	62
4.1.1.	Strato drenante.....	62
4.1.2.	Collettori e soffiante.....	63
4.2.	Media filtrante	64
4.2.1.	Regolazione dell’umidità: gestione delle piogge e dei colaticci	66
4.3.	Carico in ingresso e performance attese	66
5.	Realizzazione dei sistemi di biofiltrazione	69
5.1.	Accorgimenti tecnici.....	69
5.2.	Potenziali criticità.....	71
6.	Gestione, monitoraggio e mantenimento dei sistemi di biofiltrazione	73
6.1.	Piano di monitoraggio e controllo.....	73
6.1.	Monitoraggio dei parametri di processo	75
6.2.	Valutazione delle performance	76
6.3.	Attività di manutenzione e gestione delle anomalie di funzionamento	78
7.	Stima dei costi.....	81
7.1.	Realizzazione del sistema di biofiltrazione	81
7.2.	Dismissione del sistema di biofiltrazione	83
8.	Valori guida.....	84
	Indice delle figure	87
	Indice tabelle.....	88
	Bibliografia	89



Glossario

AIA	Autorizzazione Integrata Ambientale
ARPAT	Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana
ARTA	Agenzia Regionale per la Tutela dell'Ambiente
APPA	Agenzia Provinciale per la Protezione dell'ambiente
ATO	Ambito Territoriale Ottimale
BAT	Best available techniques
BMP	Potenziale biochimico di metanazione [Nm ³ CH ₄ /kgTVS]
BMP21	Potenziale biochimico di metanazione dopo 21 giorni [Nm ³ CH ₄ /kgTVS]
BMPf	Potenziale biochimico di metanazione finale [Nm ³ CH ₄ /kgTVS]
CIM	Capacità Idrica Massima
D.Lgs.	Decreto Legislativo
DIEF	Dipartimento di Ingegneria Industriale dell'Università degli Studi di Firenze
DM	Dry Matter
EEA	European Environment Agency
EPA	Environmental Protection Agency
GHGs	Green House Gases
HDPE	High-Density Polyethylene
ISO	International Standard Organization - Organizzazione Internazionale degli Standard
ISPRA	Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca sull'Ambiente
LFG	Landfill Gas
MCI	Motore a Combustione Interna
NMVOCs	Non Methane Volatile Organic Compounds
PEAD	Polietilene ad Alta Densità
ppm	Parti per milione (10 ⁻⁶)
ppb	Parti per bilione (10 ⁻⁹)
PRB	Piano Regionale di gestione dei rifiuti e bonifica dei siti inquinati
RNP	Rifiuti non pericolosi
TS	Solidi Totali (Total Solids) [% p/p]
TVS	Solidi Totali Volatili (Total Volatil Solids) [% p/ps]
UM	Contenuto d'acqua, Umidità
VOC	Composti organici volatili (Volatile Organic Compounds)

Summary

Gli impianti di discarica, anche dopo la loro chiusura, continuano a produrre biogas che, se non correttamente gestito, può essere emesso causando impatti significativi sull'ambiente. Il gas di discarica, prodotto naturalmente dalla degradazione anaerobica della materia organica contenuta nei rifiuti, è costituito principalmente da metano (CH_4) e anidride carbonica (CO_2), entrambi gas serra. Possono inoltre essere presenti in traccia, ovvero in concentrazioni volumetriche comprese fra ppm e ppb, più di 200 composti organici volatili (NMVOCs), sostanze potenzialmente tossiche o a bassa soglia di percezione olfattiva. Le emissioni del gas di discarica possono quindi determinare impatti sull'ambiente e rischi per la salute umana a livello locale, regionale e globale.

Per questo, la normativa di settore (*Directive 1999/31/EC*, recepita dal *D.Lgs. 36/2003*) definisce una serie di strategie e misure tecniche volte a minimizzare le emissioni incontrollate e prevedono essenzialmente: l'estrazione ed il trattamento termico del gas di discarica; la messa in opera di un specifico sistema di copertura; la riduzione del quantitativo di rifiuti urbani biodegradabili avviati a smaltimento ed il divieto di conferimento di rifiuti non trattati. Non sempre tuttavia queste misure risultano efficaci ed in particolare si verificano alcune criticità quando il volume di gas prodotto e la concentrazione di metano in esso contenuto sono bassi (**gas di discarica residuale**). Tali condizioni si possono verificare sia al termine dell'attività di conferimento, quando la sostanza organica all'interno dei rifiuti è stata in gran parte già degradata, sia in fase di gestione, quando per contenere le emissioni odorigene spesso si massimizzano le aspirazioni in area di coltivazione. Anche se la combustione del gas di discarica residuale non è tecnicamente praticabile, se non mediante l'aggiunta di combustibile ausiliario, ad oggi la normativa prevede per il suo trattamento unicamente il recupero energetico o la termodistruzione.

Pertanto, ogni qual volta la portata o la qualità del gas di discarica è insufficiente per effettuare la combustione in una torcia convenzionale, il trattamento risulta inefficiente compromettendo la protezione ambientale e la salute umana. Inoltre, non avere concentrazioni di CH_4 sufficienti per la combustione porterebbe anche a dover aggiungere combustibile naturale, con conseguente spreco di risorse e costi aggiuntivi.

Per questo risulta necessario utilizzare nuove tecnologie, a basso costo, che consentano l'ossidazione di CH_4 , presente nel gas di discarica, anche quando le caratteristiche del gas stesso non permettono più di realizzare la termodistruzione o il recupero energetico, così da impedire la diffusione diretta del gas in atmosfera e l'utilizzo improprio di risorse.

L'obiettivo di LIFE RE Mida (LIFE14 CCM/IT/000464) è quello di dimostrare l'applicabilità della **biofiltrazione**, quale tecnologia complementare, efficace proprio per il trattamento del gas di discarica residuale. Nei sistemi biofiltranti infatti **l'ossidazione del CH_4 e l'abbattimento dei composti in traccia avviene per via biologica**, mediante l'utilizzo di materiali filtranti in cui vengono mantenute condizioni ottimali per lo sviluppo di specifiche flore batteriche.

Il coordinatore del Progetto LIFE RE Mida è il gruppo di ricerca *Waste Valorization Group* del Dipartimento di Ingegneria Industriale dell'Università degli Studi di Firenze insieme a due partner industriali sono CSAI - Centro Servizi Ambiente Impianti spa e Sienambiente spa ed un partner istituzionale che è Regione Toscana, Settore Servizi Pubblici Locali, Energia ed

Inquinamenti. Il progetto è iniziato a gennaio 2016 e dispone di un budget totale di 855.000 €, di cui circa 513.000 € di cofinanziamento europeo, con il programma LIFE.

LIFE RE Mida è un **progetto dimostrativo** finalizzato allo sviluppo di tecnologie innovative per la gestione del gas di discarica residuale a basso potere calorifico, utili alla **riduzione dell'effetto serra** e alla **mitigazione degli impatti dovuti alle emissioni di gas in traccia** ed ha visto la realizzazione di due **impianti di biofiltrazione full-scale** presso due discariche pilota:

- un **biofiltro**, collegato al sistema di estrazione del gas di discarica presso la discarica di Podere il Pero (Castiglion Fibocchi, Arezzo);
- un sistema di biofiltrazione passivo (**biowindows**), per il trattamento dei gas residuali presso l'impianto di discarica di Le Fornaci di Monticiano (Siena).

I principali obiettivi ed i risultati attesi sono:

- Dimostrare la sostenibilità tecnica, economica ed ambientale delle tecnologie proposte;
- Promuovere la revisione e l'aggiornamento della *Directive 1999/31/EC*, in particolare relativamente alla gestione e al trattamento dei gas di discarica a basso potere calorifico;
- Coinvolgere gli enti pubblici e le aziende che lavorano nell'ambito della gestione degli impianti di discarica nella diffusione di tecnologie innovative.

Relativamente alle azioni di implementazione previste dal progetto, il principale obiettivo è stata la **realizzazione dei prototipi di biofiltrazione** presso i siti di indagine e sono sintetizzabili tre fasi: una prima fase di progettazione e costruzione dei prototipi (biofiltro e biowindows), una seconda fase di collaudo e avviamento dei sistemi (fase di start-up) ed una fase di più lunga durata di regolazione, controllo e monitoraggio dei prototipi.

Dopo lo studio conoscitivo, utile al dimensionamento dei due sistemi e all'ottenimento di una autorizzazione ambientale specifica (Art.211 D.Lgs. 152 del 2016, autorizzazione alle attività sperimentali nella gestione rifiuti), i due prototipi sono stati progettati e realizzati.

Presso la discarica di **Podere il Pero** è stato costruito un sistema di biofiltrazione attiva, biofiltro. Il prototipo è in calcestruzzo ed ha con una lunghezza di 18 m, una larghezza di 15 m ed una superficie di 270 m². Il modulo di biofiltrazione è composto da uno strato drenante di fondo in ghiaia con spessore di 20 cm e uno strato di materiale filtrante, compost misto a sabbia, con spessore di 150 cm. Inoltre, per impedire l'afflusso meteorico e controllare l'umidità del materiale, sono stati installati un sistema di copertura e di irrigazione. Il biofiltro viene alimentato con il biogas estratto direttamente dai moduli di coltivazione più vecchi dell'impianto e viene addotto allo strato biofiltrante attraverso un sistema di collettori collegati ad una soffiante che spilla la portata necessaria dal sistema di estrazione presente in impianto.

Presso il sito **Le Fornaci di Monticiano** sono stati invece realizzati 7 prototipi di biofiltrazione passiva (biowindows) poiché non è presente quindi un sistema di estrazione attivo in quanto la chiusura di questa discarica è avvenuta prima dell'entrata in vigore del D.Lgs. 36/2003. Ogni dispositivo è stato posizionato direttamente all'interno della copertura definitiva della discarica ed composto da tre strati, dal basso: geogriglia, strato drenante in ghiaia di 20 cm per la distribuzione uniforme dei gas, strato biofiltrante di compost misto a sabbia con spessore di 120 cm. Il sistema si compone inoltre di una cassaforma metallica per il contenimento degli

strati filtranti e di argini perimetrali per limitare l'ingresso nel dispositivo di acque di ruscellamento a seguito di eventi meteorici.

I lavori di costruzione sono terminati nel novembre 2016 e da allora i due prototipi sono sottoposti ad un attento **piano di monitoraggio e controllo**. Duplice è l'obiettivo delle attività di monitoraggio: studiare il processo di biofiltrazione per il **controllo dei parametri forzanti** e valutare le **performance dei sistemi** in termini di efficienze di abbattimento degli inquinanti in ingresso. In particolare, le attività prevedono le seguenti:

- analisi della composizione del gas in ingresso ai prototipi;
- controllo dei profili di temperatura all'interno del letto filtrante;
- ricerca della eventuale presenza di condizioni anaerobiche all'interno del letto (concentrazioni di O₂);
- controllo del flusso di gas in entrata ed in uscita ai sistemi pilota (chiusura dei bilanci di massa);
- campionamento e analisi dei gas interstiziali per lo studio dei profili delle concentrazioni (CH₄, CO₂, H₂S, O₂ e VOC);
- campionamenti con camera di accumulo dinamica per l'analisi dei composti a bassa soglia olfattiva (analisi delle concentrazioni/analisi odorimetriche).
- caratterizzazione del media filtrante;
- acquisizione in continuo ed analisi delle condizioni meteo-ambientali.

Le procedure e i metodi di misura che vengono utilizzati sono stati condivisi e approvati da ARPAT (Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana), che fa parte del gruppo di stakeholder del progetto.

Per valutare la sostenibilità tecnico, economica ed ambientale dei sistemi biofiltranti, sono stati invece utilizzati specifici strumenti di assessment quali l'**analisi costi-benefici**, l'**analisi di rischio**, la **Life Cycle Assessment** e l'**analisi degli impatti socio-economici**.

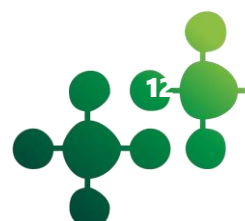
L'**analisi LCA** ha confrontato i quattro scenari di gestione del gas di discarica: uno scenario di riferimento, in cui si considera l'utilizzo di sistemi di trattamento termico, due scenari in cui viene introdotta la biofiltrazione in modalità passiva e attiva, ed è stato concluso e completato con un ulteriore scenario *caso worst* - malfunzionamenti dei trattamenti termici dati dal basso contenuto di CH₄ e quindi aggiunta di combustibile addizionale. Dallo studio è emerso che relativamente ad alcune categorie di impatto, in particolare *Global warming* e *Effetto fotochimico* la biofiltrazione ha un impatto rilevante e positive.

Invece, è emerso che i **costi** di realizzazione e di gestione delle tecnologie di biofiltrazione, dipendono principalmente dalla portata del gas residuale e dalla concentrazione di CH₄, che influiscono sulle dimensioni del sistema di trattamento. Costi aggiuntivi possono essere dovuti all'installazione di infrastrutture per il trasporto del gas (tubazioni, soffianti etc.), alle attività di monitoraggio dell'unità filtrante, all'elettricità richiesta per il funzionamento dei dispositivi installati e all'eventuale aerazione del biofiltro. D'altra parte, i costi del materiale filtrante, non sono elevati, in quanto, il materiale filtrante è spesso materiale di materiali di recupero (ad esempio compost e FOS, frazione organica stabilizzata).

Le risultanze delle azioni di implementazione previste dal progetto LIFE RE Mida nei tre anni della sperimentazione sono state utilizzate e sintetizzate per la redazione di **Linee Guida per la gestione del gas di discarica residuale** documento di orientamento redatto anche al fine di intraprendere un percorso più ampio di revisione della normativa tecnica nazionale e

comunitaria. Infatti, da una parte le risultanze ottenute dalle campagne di monitoraggio svolte in campo e le attività di disseminazione e diffusione dei risultati svolte che hanno avuto anche la finalità di sviluppare un ambiente di confronto e condivisione di competenze con gli stakeholder, hanno permesso la redazione di tale documento orientativo

Le *Linee Guida per la gestione del gas di discarica residuale*, documento che viene qui presentato, rappresentano l'obiettivo finale e più importante del progetto e della strategia di replicazione e saranno lo strumento principale per promuovere nel quadro normativo, nazionale ed europeo, esistente, la biofiltrazione quale tecnologia di trattamento del gas di discarica a basso potere calorifico.



Sistema di biofiltrazione attivo – biofiltro



Sistema di biofiltrazione passivo – biowindow



Premessa

A seguito della stipula del protocollo di Kyoto, entrato in vigore il 16 febbraio 2005 e della Direttiva 96/61/CE (all'interno della quale era stato istituito il primo registro europeo delle emissioni inquinanti - EPER), riguardante le discariche che ricevono oltre 10 t rifiuti/giorno, la valutazione delle emissioni di gas serra (*Green House Gases* – *GHGs*) nelle discariche è diventata una questione di centrale importanza. Per tale ragione, molti paesi sviluppati hanno iniziato a considerare il recupero di metano dalle discariche come una possibile strategia di mitigazione dei gas serra, considerando inoltre che il contributo totale del metano al riscaldamento globale negli ultimi 150 anni risulta pari al 40% di quello del biossido di carbonio (Hansen et al., 1998). In particolare, la ricerca si è orientata verso la realizzazione di sistemi ingegnerizzati di recupero di metano in grado di fornire sia benefici ambientali che energetici, riducendo al contempo le emissioni superficiali.

Negli anni le discariche sono state identificate come una delle maggiori fonti di emissione di metano (Kreileman et al., 1994) contando fino a circa l'11% del totale del metano prodotto da fonti antropiche (Boeckx et al., 1996).

Considerando la quantità di rifiuti solidi conferiti in discarica, la quantità di metano prodotto dalla frazione biodegradabile in essa presente e la quantità estratta dal sistema di captazione, le emissioni annuali di metano dalle discariche a livello globale sono comprese tra i 35-69 TgCH₄/year rispetto ad una emissione annuale di 600 TgCH₄/year (Denman et al., 2007, Bogner et al., 2007). A seguito di quanto sopra specificato è stata redatta a livello europeo la Direttiva 1999/31/CE con il manifesto intento di prevenire e ridurre gli effetti negativi delle discariche di rifiuti sull'ambiente, in particolare sulle acque superficiali, sulle acque freatiche, sul suolo, sull'atmosfera e sulla salute umana. Tale direttiva è stata recepita in Italia con il D.Lgs. 13 gennaio 2003 n. 36, abbreviato di seguito D.Lgs. 36/03.

Il presente documento di orientamento intende fornire ai gestori degli impianti di discarica ed alle autorità competenti una guida pratica per lo sviluppo di tecnologie di trattamento del gas residuale di discarica con basso potere calorifico prodotto prevalentemente nelle discariche in fase di post gestione e/o soggette a procedimenti di bonifica, al fine di ridurre al minimo o mitigare le emissioni di metano.

La redazione del presente documento si basa sulle risultanze ottenute dal progetto LIFE RE Mida; tale progetto dimostrativo coordinato dal *Waste Valorization Group* (gruppo di ricerca del Dipartimento di Ingegneria Industriale dell'Università degli Studi di Firenze) in partenariato con Regione Toscana e due partner industriali, Centro Servizi Ambiente Impianti S.p.A. e Sienambiente S.p.A., è finalizzato allo sviluppo di tecnologie innovative per la gestione del gas di discarica con basso potere calorifico, utilizzabili laddove la quantità e la qualità del biogas estratto non ne consentano il trattamento come previsto dal D.Lgs 36/03 (valorizzazione energetica e/o la termodistruzione in torcia), e laddove i siti in essere, chiusi antecedentemente all'entrata in vigore del D.Lgs. 36/03, risultino sprovvisti di rete di estrazione del biogas. Le tecnologie oggetto del progetto costituiscono inoltre soluzioni a basso costo utili alla riduzione dell'effetto serra ed alla mitigazione degli impatti dovuti alle emissioni superficiali di gas in traccia e di composti odorigeni, presenti nel gas di discarica.

Le informazioni fornite in queste Linee Guida si basano inoltre sui risultati delle ricerche svolte dalla comunità scientifica a livello europeo e mondiale riguardanti il tema della biofiltrazione del gas di discarica residuale.

In particolare, questo documento fornisce quanto segue:

- informazioni di base su:
 - la gestione del gas di scarica,
 - l'attuale legislazione europea e nazionale,
 - il processo di ossidazione biologica del metano,
 - lo stato dell'arte relativo alle tecnologie attualmente utilizzate per ridurre l'emissione di metano dalle discariche,
- una descrizione dei sistemi biofiltrazione quali tecnologie da utilizzare per ottimizzare il processo di ossidazione biologica e ridurre le emissioni di metano delle discariche,
- una discussione sui fattori che influenzano il processo di ossidazione biologica,
- informazione di base sulla:
 - costruzione dei sistemi di biofiltrazione,
 - gestione, monitoraggio e manutenzione dei sistemi di biofiltrazione,
 - limiti specifici di emissione,
- informazioni e stima dei costi per la realizzazione e la gestione di un sistema di biofiltrazione.

1. La gestione del gas di discarica: elementi di base

1.1. Il gas di discarica

I rifiuti conferiti in un impianto di discarica sono soggetti a processi di degradazione chimici, fisici e biologici molto complessi e dalla cui combinazione si producono residui solidi, liquidi e gassosi. La qualità e la quantità dei residui prodotti dipendono da numerosi fattori fra i quali la composizione, l'umidità del rifiuto e le condizioni di temperatura alle quali i processi degradativi avvengono. Per tale motivo una discarica controllata può essere assimilata ad un reattore biochimico. Tuttavia, il meccanismo degradativo biologico è predominante rispetto agli altri, ha inizio quando i rifiuti vengono collocati in discarica e agisce sulla parte organica in essi contenuta. Alle reazioni microbiologiche di degradazione della sostanza organica partecipano molti consorzi batterici che si differenziano per il substrato utilizzato e per i prodotti del loro metabolismo.

Relativamente alla produzione dei residui gassosi, i processi di degradazione del rifiuto possono essere schematicamente riassunti in due fasi: una prima fase aerobica ed una successiva fase anaerobica. Nel complesso, i processi prevalenti sono di tipo anaerobico in quanto la fase aerobica iniziale termina in seguito all'esaurimento dell'ossigeno (O_2) contenuto nell'aria all'interno dei pori presenti fra i rifiuti.

In *Figura 1* è schematizzato l'andamento delle fasi di produzione e la variazione della composizione volumetrica del gas di discarica nel tempo. Non sono riportati gli intervalli temporali specifici per ogni fase, ma, in generale, le prime quattro hanno una durata specifica compresa fra 20 e 35 anni dal completamento del lotto (Christensen & Kjeldsen, 1995).

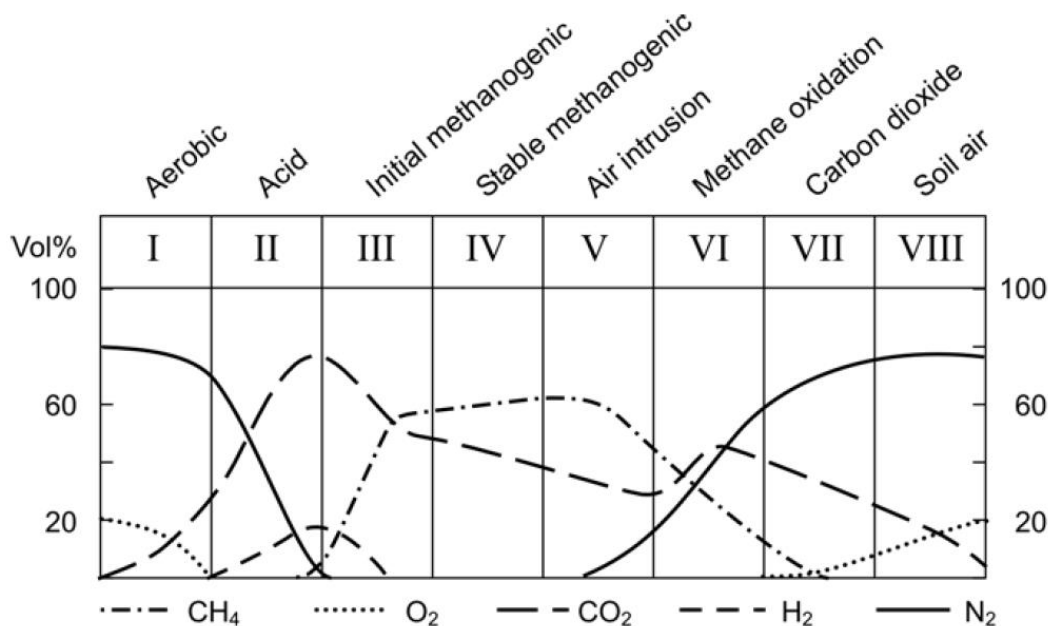


Figura 1 Evoluzione della composizione del gas di discarica nel tempo (Christensen e Kjeldsen, 1995)

Nella fase aerobica iniziale, l'ossigeno presente nei pori viene consumato per sostenere processi di degradazione aerobica, che, tuttavia, hanno una durata limitata di alcuni giorni. Terminata la disponibilità di ossigeno e successivamente ad una breve fase transitoria, le flore batteriche anaerobiche diventano dominanti e continuano i processi di degradazione. Dopo una prima fase anaerobica acida si sviluppano flore batteriche acetogeniche che convertono i

prodotti principali della fase acida (anidride carbonica CO_2 , idrogeno H_2 , acidi organici e ammoniaca NH_3), in acidi più semplici che sono utilizzati come substrato dalle flore batteriche metanogeniche per la produzione di metano (CH_4). Progressivamente, la presenza di tali flore batteriche si stabilizza fino al raggiungimento di una fase metanogenica stabile in cui le concentrazioni di CH_4 e CO_2 risultano essere piuttosto elevate e costanti.

Come descritto in precedenza e come emerge dalla Figura 1, la composizione volumetrica del gas di discarica è variabile nel tempo. Tuttavia, durante la fase metanogenica stabile CH_4 e CO_2 , i componenti principali, risultano in concentrazioni variabili fra il 45-65% v/v, mentre in concentrazioni minori si rilevano vapore acqueo (H_2O), azoto (N_2) e acido solfidrico (H_2S), come riportato in Tabella 1.

Tabella 1 Composizione volumetrica media del gas di discarica, (Damiani e Gandolla 1992)

Composizione del gas di discarica	
CH_4 [%v/v]	45-65
CO_2 [%v/v]	65-45
H_2 [%v/v]	0 (20-30, valore anomalo)
O_2 [%v/v]	0 (max 20, valore anomalo)
N_2 [%v/v]	10-0 (max 80, valore anomalo)
H_2S [ppm]	tracce
H_2O [%v/v]	2-5

Oltre a CH_4 e CO_2 , nel gas di discarica, in seguito alla decomposizione della sostanza organica ed alla volatilizzazione delle sostanze contenute nei rifiuti (Liu, et al., 2015), si possono trovare fino a 200 composti organici volatili non metanici (NMVOCs). Tali composti sono presenti in traccia e possono essere idrocarburi alifatici (alcani ed alcheni) e aromatici; composti ossigenati come aldeidi, chetoni eteri ed esteri; composti organo-alogenati; terpeni; clorofluorocarburi e silossani (Allen et al., 1997, Barlaz et al., 2004, Brosseau & Heitz, 1994, Rettenberger & Stegmann, 1996, Staley et al., 2006, Eklund, Andreson et al., 1998). Inoltre, alcuni di questi composti oltre ad essere potenzialmente tossici per l'uomo, hanno un elevato impatto odorigeno, come i mercaptani ed il dimetilsolfuro, che contengono zolfo (EPA, 2011).

Dalle risultanze di studi sperimentali, effettuati a scala di laboratorio e a scala reale per vecchi siti di discarica, è stata ipotizzata anche la presenza di ulteriori e successive fasi rispetto alla fase metanogenica stabile. Le fasi individuate sono indicate in Figura 1 e di seguito si riassumono i processi relativi a ciascuna di essa:

- fase di intrusione dell'aria (*fase V - Air Intrusion*): l'aria può occasionalmente penetrare all'interno del corpo di discarica in seguito alla diminuzione della produzione del gas di discarica attraverso crepe nella copertura che si possono creare per l'eccessiva aridità del terreno utilizzato o in seguito all'assestamento dei rifiuti stessi; questo fenomeno è testimoniato dalla presenza di N_2 nel gas di discarica estratto;
- fase di ossidazione del metano (*fase VI - Methane Oxidation*): l'intrusione di aria nella copertura è dominante, la produzione di CH_4 è trascurabile a causa dell'esaurimento dei

fenomeni di degradazione ed il CH_4 prodotto dagli strati sottostanti può essere ossidato in copertura ad opera di flore batteriche metanotrofiche;

- fase di inertizzazione (*fase VII-VIII- Carbon Dioxide & Soil Air*): la sostanza organica è stata quasi completamente degradata e i fenomeni di degradazione si esauriscono (inertizzazione del rifiuto), gli autori ipotizzano che il gas di discarica abbia una composizione simile a quella dell'aria esterna che diffonde all'interno della copertura.

Riassumendo, nella parte terminale della curva i substrati biodegradabili sono stati consumati (*fase V-VI*), la produzione del gas di discarica diminuisce e la composizione tende alle condizioni atmosferiche a causa dell'ingresso dell'ossigeno dalle coperture (*fase VII-VIII*).

1.1.1. Fattori che regolano l'emissione e la migrazione del gas di discarica

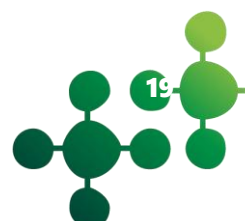
In questo paragrafo sono riassunti i principali meccanismi che regolano l'emissione del gas di discarica. In sintesi, gli impatti potenziali degli impianti di discarica, possono ripercuotersi a livello locale, regionale e globale (e.g. l'aumento dell'effetto serra e la riduzione dell'ozono stratosferico) e derivano principalmente dalla produzione di gas e percolato che, se non gestiti (e.g. emissioni incontrollate), rappresentano una fonte di rischio per danni sanitari, incendi ed esplosioni, danni alla vegetazione, impatti odorigeni, cedimenti non controllati del corpo di discarica, inquinamento della falda, inquinamento dell'aria ed effetto serra (El-Fadel, et al., 1997).

Mentre per il percolato esistono ad oggi tecniche piuttosto semplici e consolidate per la sua gestione all'interno dei moderni impianti di discarica, il gas di discarica è di più difficile gestione e la sua emissione è caratterizzata da impatti significativi ma anche a scala globale (Bacchi, 2016). L'emissione in atmosfera del gas di discarica genera impatti anche molto tempo dopo (da decine a centinaia di anni) che il rifiuto è stato smaltito: non solo il periodo in cui le emissioni sono significative può essere lungo, ma gli stessi composti emessi possono avere impatti di lunga durata (Fischer. et al., 1999).

Per schematizzare e considerare i molteplici i processi implicati nell'emissione e nella migrazione del gas di discarica, si riporta il bilancio di massa di CH_4 relativo ad un impianto di discarica (Bogner & Spokas, 1993):

$$CH_4_{\text{prodotto}} = CH_4_{\text{raccolto}} + CH_4_{\text{emesso}} + \text{fuoriuscite laterali } CH_4 + CH_4_{\text{ossidato}} + \Delta CH_4_{\text{accumulato}} \quad (1)$$

(unità di misura = massa* t⁻¹; (Bogner & Spokas, 1993))



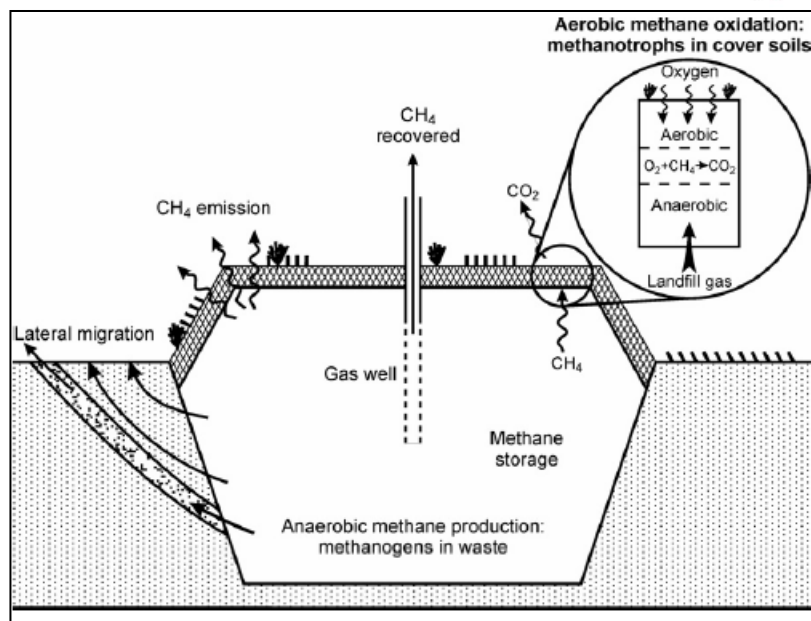


Figura 2 Bilancio di massa di CH_4 in discarica (Scheutz et al. 2009)

Di seguito si analizzano i principali fattori che compongono il bilancio di massa riportato nell'equazione in (1):

- la produzione di CH_4 (*Anaerobic methane production* - Figura 2), la cui conoscenza è importante per la valutazione delle emissioni gassose dalla superficie della discarica, dipende da molti fattori fra i quali il volume dei rifiuti conferiti in discarica, il contenuto di rifiuti organici e la biodegradabilità di tale frazione, l'età dei rifiuti e alcuni fattori ambientali (temperatura, contenuto di umidità, nutrienti, etc..) (Scheutz, et al., 2009);
- il sistema di recupero del gas di discarica (*CH_4 Recovered* - Figura 2), che consente di limitare le fuoriuscite dirette in atmosfera, ha un'efficienza media di captazione nell'ordine del 50-60%, fino ad un valore massimo dell'84% (e.g. nel caso di utilizzo di sistemi di copertura superficiale a bassa permeabilità, etc...) (Spokas et al., 2006);
- le emissioni di CH_4 (*CH_4 Emission* - Figura 2) dipendono prevalentemente da meccanismi di diffusione e di avvezione. Il meccanismo di diffusione si basa sui gradienti di concentrazione, mentre il meccanismo di avvezione è regolato da gradienti di pressione che possono essere indotti dal vento, dal cambiamento della pressione atmosferica o dall'aumento di pressione dovuto alla generazione di gas nei rifiuti (Czepiel, et al., 2003). Dalla revisione della letteratura scientifica, emerge che le emissioni di metano sono legate alla variazione della pressione atmosferica da una relazione lineare, di proporzionalità inversa (Gebert & Grongroft, 2005);
- la migrazione laterale di CH_4 (*Lateral migration* - Figura 2) si verifica maggiormente quando il terreno della copertura definitiva è saturo ed impedisce la fuoriuscita superficiale del gas e dà origine a forti pressioni che guidano il flusso lateralmente. (Scheutz et al. 2009);
- l'accumulo temporaneo di CH_4 (*Methane storage* - Figura 2) in discarica si può presentare in seguito a periodi in cui si ha una lunga durata delle precipitazioni, mentre emissioni transitorie, ma più elevate, possono verificarsi durante periodi di siccità; si deve però

considerare che i cambiamenti della pressione barometrica possono portare a processi simili, ma in intervalli temporali molto più brevi (Scheutz et al., 2009).

I molteplici parametri che influenzano i processi precedentemente descritti possono essere sinteticamente riassunti in tre classi:

- condizioni meteorologiche (pressione barometrica, precipitazioni, temperatura, vento etc.);
- condizioni del suolo di copertura (crepe, fessure, permeabilità, porosità, contenuto di umidità, contenuto organico, capacità di ossidazione di CH₄ del terreno) e variazioni spaziali e temporali delle proprietà fisiche e chimiche del suolo (composizione, altezza dello strato di copertura, umidità, temperatura);
- tipologia di rifiuti conferiti, progettazione e realizzazione dell'impianto di discarica (tasso di produzione di biogas, presenza di barriere di protezione interne etc.).

Riferendoci in particolare alle emissioni gassose, emerge che, nonostante spesso si possa ipotizzare che la diffusione sia il meccanismo principale tramite cui il gas fuoriesce dalla copertura, la realtà è più complessa, come mostrato dai tanti fattori, elencati precedentemente e dai quali dipende il bilancio di massa in (1). Pertanto, una combinazione di scelte realizzate durante la fase di progettazione, di decisioni prese durante la fase di gestione del sito (e.g. un'adeguata progettazione del *capping* finale e delle barriere di protezione del fondo e delle sponde) possono contribuire a limitare le emissioni in atmosfera, ad aumentare l'efficienza del sistema di raccolta e ad evitare le migrazioni laterali.

1.2. Gestione e trattamento del gas di discarica

La Direttiva Europea 31/1999/CE, *Landfill Directive* (Paragrafo 1.3.1), ha introdotto dei presidi per limitare gli impatti negativi sull'ambiente e per ridurre i potenziali rischi per la salute umana che possono essere generati da un impianto di discarica che prevedono la realizzazione di:

- un sistema di regimazione e convogliamento delle acque superficiali;
- un sistema di impermeabilizzazione del fondo e delle sponde della discarica;
- un impianto di raccolta e gestione del percolato;
- un sistema di copertura superficiale finale della discarica.

In particolare, le discariche che accettano rifiuti biodegradabili devono essere dotate di impianti per la cattura, l'estrazione ed il trattamento del gas di discarica.

Ad oggi, una serie di problematiche legate sia alle modalità di gestione che intrinseche al gas di discarica, non sempre permettono un'applicazione efficiente delle tecnologie previste dalla normativa italiana di settore (D.lgs. 36/03) e ciò determina l'emissione incontrollata in atmosfera di un gas con potenziale effetto serra di 28 volte superiore alla CO₂. La finalità principale dei trattamenti previsti dalla *Landfill Directive* è quello di effettuare un recupero di energia dal gas di discarica o alternativamente bruciarlo. Nel recepimento della direttiva europea, la normativa italiana, specifica che "*il gas deve essere di norma utilizzato per la produzione di energia*" o la "*termodistruzione del gas di discarica deve avvenire in idonea camera di combustione a temperatura $T > 850^{\circ}$, concentrazione di ossigeno $\geq 3\%$ in volume e tempo di ritenzione $\geq 0,3$ s*". Poiché l'energia necessaria per svolgere le reazioni di combustione (sia nel

caso del recupero energetico che della termodistruzione), deriva interamente dal contenuto di metano nel gas, si deve considerare la variabilità intrinseca del gas durante la vita dell'impianto. Infatti, come riportato in *Tabella 1*, nella fase metanigena stabile la concentrazione di metano è variabile fra il 45-65% e consente il corretto funzionamento dei dispositivi di trattamento, mentre in *Figura 1 (Fase V-VIII)* si osserva la presenza di situazioni in cui il CH₄ ha una concentrazione (generalmente inferiore del 30%) tale da compromettere l'efficienza di funzionamento della tecnologia di trattamento fino a renderla tecnicamente non realizzabile.

Quando si verificano tali criticità di trattamento, il gas viene indicato con il termine di **gas residuale** a basso potere calorifico. Come specificato nelle Linee Guida EPA Irlandesi *Guidance on Management of Low Levels of Landfill Gas*, due principali aspetti influenzano la gestione ed il controllo del gas residuale:

- la **quantità**, in termini di portata di gas estratto,
- la **qualità**, in termini di contenuto di metano del gas estratto.

Quindi, il problema di trovare un'adeguata modalità di trattamento emerge ogniqualvolta la qualità o la quantità di gas da trattare sono insufficienti per il trattamento termico o il recupero energetico.

Durante l'intero ciclo di vita di una discarica si possono presentare varie situazioni in cui il recupero energetico o il trattamento di combustione in torcia risultano non praticabili (EPA, 2011):

- nei primi stadi di riempimento della cella in cui vengono abbancati i rifiuti: in questa fase, la massa dei rifiuti può essere relativamente piccola e intercorrono fra i 3-6 mesi prima che si abbia la generazione del gas. Perciò, nel lasso di tempo che segue il conferimento dei rifiuti, si prevede che i volumi di gas prodotti e la concentrazione di CH₄, siano insufficienti per il trattamento di combustione. In aggiunta ci sono fattori legati alle operazioni di abbancamento dei rifiuti che rendono difficoltosa la raccolta del gas, a causa di possibili danneggiamenti al sistema di captazione,
- nella fase di post-gestione dell'impianto: la produzione del gas di discarica e la concentrazione di CH₄ in esso contenuto diminuiscono, come si può vedere in *Figura 1* e precedentemente descritto nel paragrafo 1.1. Lentamente i pori presenti nella massa di rifiuti, prima occupati dal gas di discarica, vengono riempiti dall'aria atmosferica, fino a che la composizione del gas interstiziale assume la stessa composizione dell'aria,
- in seguito alla riduzione della frazione organica conferita in impianto, come previsto dalla *Landfill Directive*, ovvero nel caso in cui il conferimento della frazione organica all'impianto risulti scarso o perché è basso il contenuto di sostanza organica nel rifiuto,
- a causa di una gestione inadeguata del gas di discarica che includono: inadeguata manutenzione e malfunzionamento delle infrastrutture del sistema di raccolta del gas.

Concentrandosi sull'ultimo punto considerato, oltre che ad una buona messa in opera della copertura superficiale anche la manutenzione e la corretta gestione del sistema di estrazione del gas di discarica sono di importanza fondamentale.

Infatti, relativamente alla buona messa in opera della copertura superficiale, Spokas et al., 2006, in funzione della fase di realizzazione degli strati del *capping* e riferendosi al caso di geomembrana inserita nel pacchetto di copertura finale e sistema di estrazione del gas attivo,

individuano un range di efficienza del sistema di captazione variabile tra il 41-84%. Mentre, la corretta manutenzione del sistema di captazione migliora la qualità del gas estratto e l'efficienza di captazione stessa. Infatti, evita che la depressione richiami aria nelle tubazioni nel caso in cui si verifichi una rottura dei collettori a causa del collasso o dello schiacciamento da parte del corpo rifiuti. Come osservato nell'elenco puntato precedente, anche la gestione stessa della depressione del corpo rifiuti può favorire l'ingresso di aria nel corpo della discarica in particolari fasi di vita dell'impianto (e.g fase iniziale di conferimento, durante la quale si massimizza l'aspirazione per ridurre le emissioni odorigene), riducendo la qualità, in termini di concentrazione di CH_4 , del gas aspirato e pregiudicano l'efficacia e l'efficienza della combustione o del recupero energetico del gas. La Figura 3, frutto di uno studio di Huber-Humer, et al. 2008, mostra che complessivamente, nella vita di una discarica, circa il 40-50% di CH_4 non viene captato dalle tradizionali tecnologie e viene emesso direttamente in atmosfera senza essere trattato.

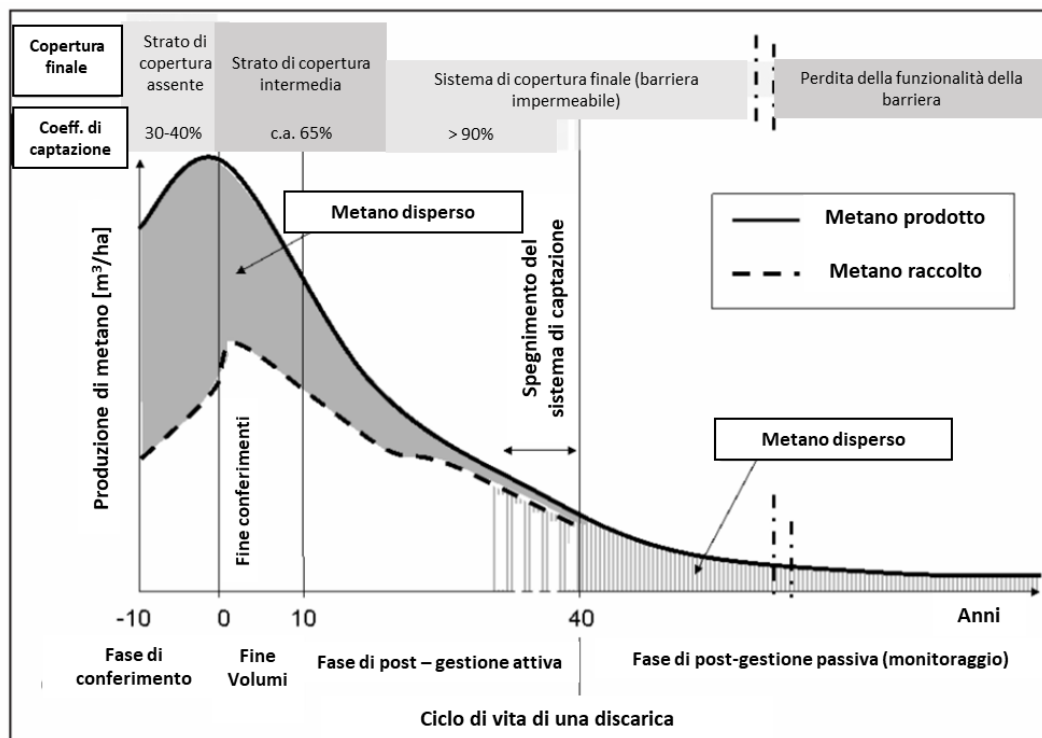


Figura 3 Efficienza del sistema tradizionale di captazione del gas di discarica (Huber-Humer et al., 2008)

Attualmente, la valorizzazione energetica e la combustione del gas sono le uniche modalità di trattamento del gas di discarica previste dalla normativa, tuttavia esistono dei meccanismi secondari per mitigare le emissioni superficiali di metano. Infatti, nei terreni di copertura delle discariche, grazie alla presenza di controgradienti di O_2 e CH_4 , ci sono le condizioni adeguate all'instaurarsi delle reazioni di ossidazione biologica di CH_4 ad opera di ceppi batterici metanotrofi che contribuiscono al controllo delle emissioni gassose. Tuttavia, l'efficienza di tale ossidazione biologica è limitata dalla capacità del suolo, utilizzato come terreno di copertura, di far sviluppare e mantenere i consorzi batterici metanotrofi al variare delle condizioni ambientali (Scheutz et al., 2009). Per quanto attiene le discariche più vecchie, spesso l'ossidazione biologica che avviene sul terreno di copertura è l'unico meccanismo di riduzione delle emissioni gassose.

Il processo di ossidazione biologica o bioossidazione può essere riprodotta in sistemi ingegnerizzati in cui la tecnologia di biofiltrazione, descritta più dettagliatamente nel Capitolo 2 “*La biofiltrazione del gas di discarica*”, risulta una modalità di trattamento alternativa ed innovativa del gas di discarica residuale a basso potere calorifico.

1.2.1. Gestione separata del gas di discarica in funzione del potere calorifico

In seguito alle considerazioni relative alla gestione del gas di discarica emerge la possibilità di schematizzare secondo una **gerarchia**, riportata nello schema di Figura 4, le modalità di trattamento del gas stesso. Le prime due classi prevedono, come prescritto dalla normativa, la valorizzazione energetica in motori a combustione interna e conseguentemente la termodistruzione in torcia in condizioni di portata e concentrazione di metano in essa contenuta sufficiente per garantirne il corretto ed efficiente funzionamento delle stesse tecnologie.

Per verificare le criticità di funzionamento di una torcia e individuare un range di concentrazione di metano per l'applicabilità delle tecnologie di biofiltrazione, nell'ambito del progetto LIFE RE Mida, è stato studiato il seguente bilancio entalpico (EPA UK, 2011):

$$\eta * \dot{m}_F * H_F = \dot{m} * c_p * (T_{AF} - T_0)$$

Dove:

$\dot{m}_F$ = massa di combustibile (CH_4) [kg/s]

H_F = potere calorifico combustibile [kJ/kg]

$\dot{m}$ = massa dei fumi (biogas + aria comburente) [kg/s]

c_p = calore specifico dei fumi di combustione, 1.2 [kJ/kgK]

T_{AF} = temperatura dei fumi (**950°C**) – temperatura da d.lgs. 36/2003

T_0 = temperatura ambiente (**20°C**)

η = rendimento di combustione

Eccesso di aria = 22.3 [$\text{Nm}^3_{\text{aria}}/\text{Nm}^3_{\text{CH}_4}$]

Dall'analisi matematica del bilancio sopra riportato è emerso che l'equazione risulta indipendente dalla massa $\dot{m}_F$ del combustibile che viene convogliato al trattamento, mentre è dipendente dalla concentrazione in volume del metano nel gas di discarica. Introducendo nel bilancio un rendimento di combustione (η), si è tenuto conto sia delle perdite dovute all'eventuale incompletezza della combustione, ovvero il calore effettivamente liberato durante la combustione risulta inferiore rispetto al calore di combustione completa, sia della non adiabaticità della torcia, considerando quindi le perdite di calore attraverso le pareti della torcia stessa. A causa della variabilità di entrambi i contributi, si può ragionevolmente assumere che η sia variabile tra 80-100%, ottenendo quindi i seguenti risultati per soddisfare il bilancio di massa precedente:

Tabella 2 Range di funzionamento delle torce

η -Rendimento di combustione [%]	$\text{CH}_{4\text{min}}$ [%v/v]
80	33
90	30
100	27

Sintetizzando, le criticità di funzionamento della torcia si hanno in un range in cui la concentrazione di $\text{CH}_4 < 27 \div 33$ % v/v. Pertanto, al di sotto del range precedentemente individuato, le torce non risultano più efficaci per il trattamento del gas ed in questo contesto, la biofiltrazione risulta una tecnologia potenzialmente applicabile. Si specifica che, il valore di portata minima di metano per l'utilizzo di una torcia è risultato di 25 Nm^3/h con riferimento alle Linee Guida Austriache "Leitfaden – Methanoxidationsschichten" (OVA, 2008).

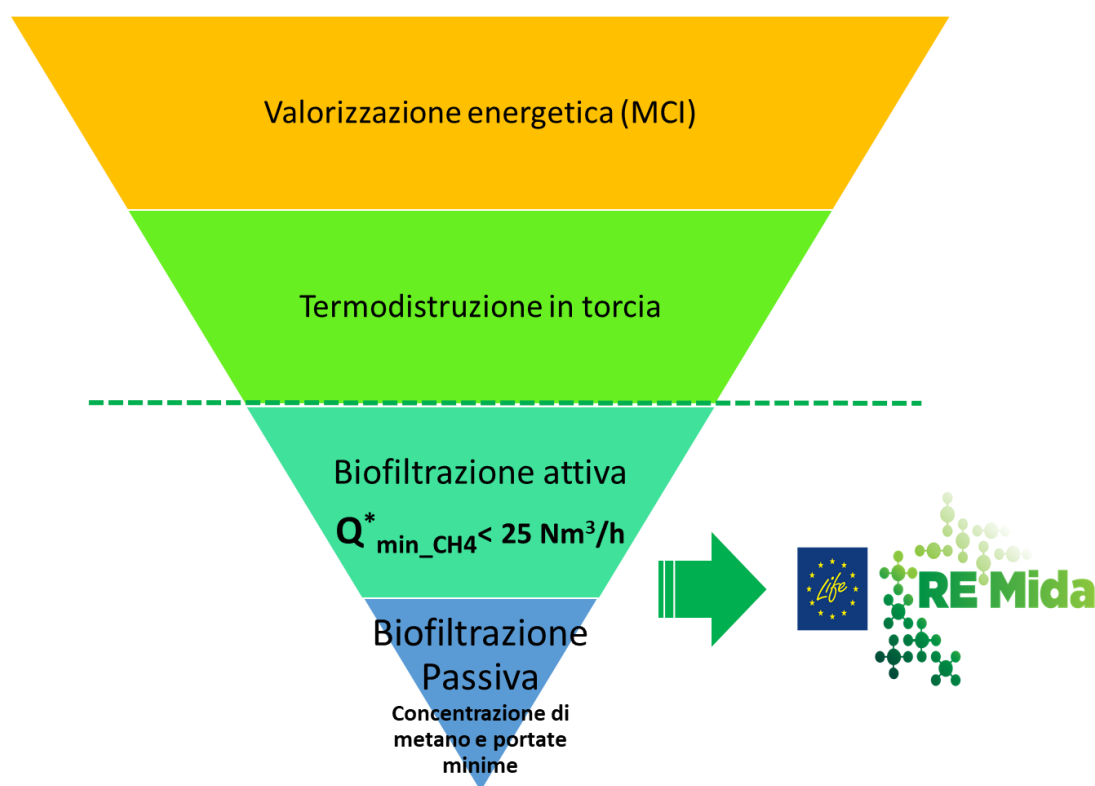


Figura 4 Gerarchia delle tecnologie di trattamento del gas di discarica

*Linee Guida Austriache, Leitfaden – Methanoxidationsschichten

Nell'analisi di valutazione degli impatti del progetto LIFE RE Mida sull'ambiente, sulla parte tecnica ed economica, *Life Cycle Assessment (LCA)* e *Cost Benefit Analysis - Deliverable D33 Environmental impacts assessment* e *D34 Technical and economic assessment (Cost-Benefit Analysis)* - è emerso che relativamente a **discariche di grandi dimensioni**, a causa delle elevate portate di gas che devono essere trattate, risulta necessario effettuare una separazione del flusso del gas captato e procedere con un trattamento differenziato per i flussi ad elevato e basso potere calorifico. Tale operazione consiste nel separare presso le sottostazioni di regolazione il gas in funzione del potere calorifico dello stesso:

- gas ad elevato potere calorifico, che può essere convogliato ai motori a combustione interna e si può recuperare energia,
- gas ad elevato potere calorifico, ma insufficiente per il recupero energetico, che può essere combusto in torcia ed efficacemente trattato,
- gas a basso potere calorifico che invece potrà essere trattato attraverso la biofiltrazione.

Il **sistema di collettamento** diventa così **duale** e consentirà l'utilizzo contemporaneo e complementare di due sistemi di trattamento, rispettivamente:

- recupero energetico in motori a combustione interna e sistema di biofiltrazione attivo/passiva,
- termodistruzione in torcia e biofiltrazione attiva/passiva,
- esclusivamente biofiltrazione attiva/passiva,

Dalle considerazioni riportate in precedenza **tre** sono le **caratteristiche principali** legate all'utilizzo delle **tecnologie di ossidazione biologica**, riportate anche in Figura 5 :

- **Complementarietà,**
- **Integrazione,**
- **Miglioria.**

Queste sintetizzano il fatto che la biofiltrazione - sul piano gestionale del sistema di trattamento del gas - deve essere concepita come tecnologia **complementare** al recupero energetico e/o alla combustione in torcia sia quando non sussistono più le condizioni tecniche per il funzionamento di quest'ultime sia quando si hanno impianti di grandi dimensioni e si suddividono i flussi i gas in funzione del loro potere calorifico.

La biofiltrazione, quale **integrazione**, può essere inoltre intesa come sistema asservito al corretto funzionamento della torcia stessa, ovvero utilizzabile per il trattamento del gas particolarmente povero di metano e quindi per il mantenimento di un gas più ricco da inviare in torcia consentendo elevate efficienze di captazione.

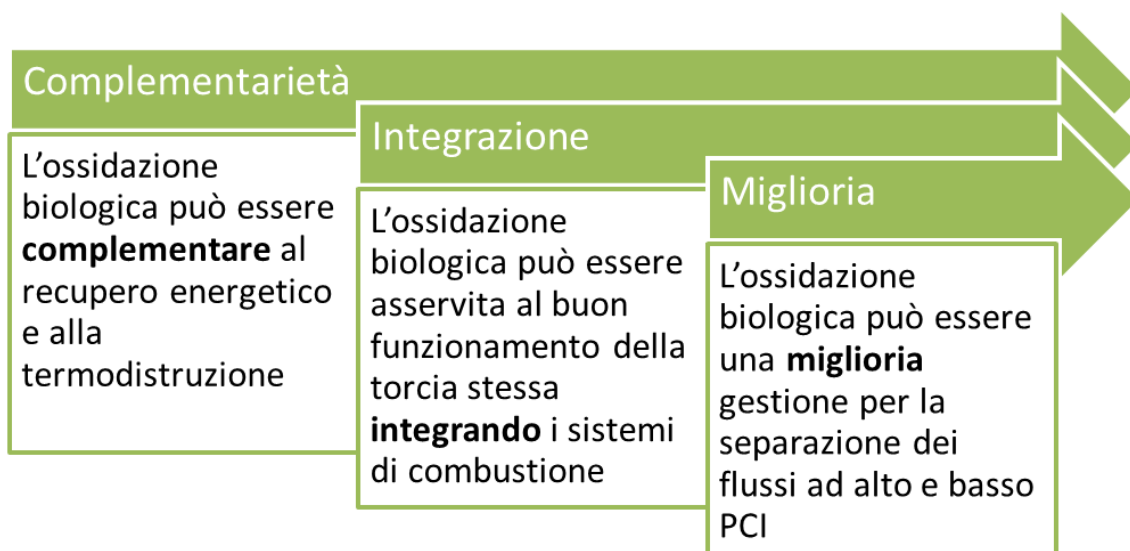
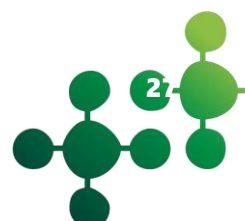


Figura 5 Complementarietà, integrazione e miglioramento della biofiltrazione nel trattamento del gas residuale di discarica

Il progetto LIFE RE Mida si pone l'obiettivo di promuovere la biofiltrazione come metodo di trattamento alternativo del gas di discarica residuale. In particolare, il progetto propone l'applicazione di **due tecnologie di biofiltrazione**, individuate in funzione proprio delle caratteristiche di quantità e qualità del gas di discarica a basso potere calorifico sito-specifiche:

- in siti in cui è presente un sistema di estrazione attivo del gas, ma non può essere più realizzato il recupero energetico e la termodistruzione in torcia risulta non sempre efficiente può essere installato un **sistema di biofiltrazione attivo o biofiltro**. In questo caso, il sistema di estrazione presente in impianto viene collegato ad un sistema che convoglia il gas verso l'unità di trattamento che contiene il materiale filtrante e che è il supporto per la crescita delle flore metanotrofe,
- in siti in cui l'impianto non possieda un sistema di estrazione attivo del gas, possono essere installate all'interno della copertura stessa della discarica dei **sistemi biofiltranti passivi**. Il gas fluisce al loro interno grazie a fenomeni diffusivi e in funzione della variazione della pressione atmosferica. La principale finalità del sistema passivo è il trattamento del gas residuale in punti in cui le emissioni risultano massime (*hot-spot*) a causa della presenza di punti di discontinuità nel *capping*.

Nei capitoli seguenti, le tecnologie implementate e studiate nell'ambito del progetto saranno descritte dettagliatamente.



1.3. Normativa comunitaria e nazionale

Nel presente paragrafo viene illustrato il quadro di riferimento della normativa vigente in materia di rifiuti, pertanto vengono riportati gli atti normativi attualmente in vigore in sede comunitaria e nazionale riguardanti in particolare gli impianti di discarica. Sono altresì citati i provvedimenti legislativi adottati a livello regionale attraverso i quali sono stati trasferiti a livello locale i principi fondamentali dettati dalle norme comunitarie e nazionali.

1.3.1. Direttiva 1999/31/CE

La norma di riferimento in materia di discariche di rifiuti in ambito comunitario è rappresentata dalla direttiva 1999/31/CE del Consiglio del 26 aprile 1999 che mira a prevenire, o ridurre il più possibile, qualsiasi impatto negativo delle discariche sulle acque superficiali, sulle acque freatiche, sul suolo, sull'atmosfera e sulla salute umana, introducendo rigidi requisiti tecnici per le discariche e obblighi specifici per l'accettazione dei rifiuti. Considerando il punto n. 16, in particolare, specifica che *“si dovrebbero adottare misure per ridurre la quantità di gas metano prodotto dalle discariche, anche al fine di ridurre il riscaldamento globale, attraverso una riduzione del collocamento a discarica di rifiuti biodegradabili e l'obbligo di introdurre un controllo dei gas prodotti nelle discariche.”* La stessa direttiva obbliga gli Stati membri ad assicurare che le discariche siano gestite previo rilascio di autorizzazioni da parte delle autorità nazionali competenti.

Una delle disposizioni fondamentali fissa quindi, gli obiettivi di una graduale riduzione dei flussi di rifiuti urbani biodegradabili conferiti in discarica per ridurre le emissioni di metano unita a prescrizioni tecniche per la cattura e il trattamento dei gas prodotti nelle discariche.

In particolare, al punto 4 dell'allegato I della direttiva si può leggere che:

“4.1. Si devono adottare misure adeguate per controllare l'accumulo e la migrazione dei gas della discarica (allegato III).

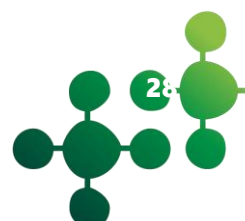
4.2. Il gas della discarica deve essere raccolto da tutte le discariche che raccolgono rifiuti biodegradabili, trattato e utilizzato. Qualora il gas raccolto non possa essere utilizzato per produrre energia, deve essere combusto.

4.3. La raccolta, il trattamento e l'utilizzazione del gas della discarica di cui al punto 4.2 devono essere effettuati in modo tale da ridurre al minimo il danneggiamento o il degrado dell'ambiente e il rischio per la salute delle persone”.

In conclusione, si specifica inoltre che nelle proposte di modifica della legislazione dell'Unione Europea sui rifiuti uno degli elementi cardine è rappresentato dalla riduzione delle emissioni di gas effetto serra, ritenendo che tra il 2025 ed il 2035 si potrebbe evitare il rilascio di più di 600 milioni di tonnellate di gas effetto serra.

1.3.2. Decreto Legislativo n.36 del 13 gennaio 2003

Con l'emanazione del D.lgs. 13 gennaio 2003, n. 36 (pubblicato sulla G.U. 12 marzo 2003, n. 59 – S.O. n.40) di recepimento della direttiva 1999/31/CE del Consiglio del 26 aprile 1999 relativa alle discariche di rifiuti, è stata introdotta nell'ordinamento nazionale una disciplina del tutto nuova in merito alla gestione delle discariche. L'attuazione della Direttiva ha consentito di colmare un vuoto legislativo che perdurava da anni, consentendo il superamento delle norme tecniche previgenti in materia di discariche e risalenti alla Deliberazione del Comitato



interministeriale 27 luglio 1984, ora espressamente abrogate (unitamente al DM 11 marzo 1998, n. 141) dall'art. 17 dello stesso D.lgs. n. 36/2003.

Con tale decreto sono state dettate norme uniformi per la gestione delle discariche, con una serie di specifiche prescrizioni finalizzate al rilascio del titolo autorizzativo, alla costruzione e all'esercizio degli impianti, nonché allo svolgimento delle operazioni di chiusura.

Una delle maggiori novità è stata la nuova classificazione delle discariche recata dall'art. 4 del suddetto decreto, secondo cui le discariche vengono inquadrare nelle seguenti categorie:

- a) discarica per rifiuti inerti;
- b) discarica per rifiuti non pericolosi;
- c) discarica per rifiuti pericolosi.

Anche dalla terminologia utilizzata in questa nuova classificazione emerge con chiarezza come la finalità principale sia sempre quella di garantire che l'ambiente non rimanga deturpato o inquinato da sostanze pericolose i cui effetti possono verificarsi sia durante l'intero ciclo di vita della discarica, sia nella fase c.d. post operativa, successiva alla chiusura.

In accordo con gli indirizzi della direttiva comunitaria, il D.lgs. 36/03 ha provveduto a disciplinare il fenomeno dei gas di discarica, prevedendo al punto 2.5 dell'Allegato 1 che *"Le discariche che accettano rifiuti biodegradabili devono essere dotate di impianti per l'estrazione dei gas che garantiscano la massima efficienza di captazione e il conseguente utilizzo energetico. La gestione del biogas deve essere condotta in modo tale da ridurre al minimo il rischio per l'ambiente e per la salute umana; l'obiettivo è quello di non far percepire la presenza della discarica al di fuori di una ristretta fascia di rispetto. Poiché il naturale assestamento della massa dei rifiuti depositati può danneggiare il sistema di estrazione del biogas, è indispensabile un piano di mantenimento dello stesso, che preveda anche l'eventuale sostituzione dei sistemi di captazione deformati in modo irreparabile.*

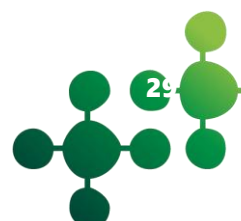
È inoltre indispensabile mantenere al minimo il livello del percolato all'interno dei pozzi di captazione del biogas, per consentirne la continua funzionalità, anche con sistemi di estrazione del percolato eventualmente formatosi; tali sistemi devono essere compatibili con la natura di gas esplosivo, e rimanere efficienti anche nella fase post-operativa.

Il sistema di estrazione del biogas deve essere dotato di sistemi per l'eliminazione della condensa; l'acqua di condensa può essere eccezionalmente reimpressa nel corpo della discarica.

Il gas deve essere di norma utilizzato per la produzione di energia, anche a seguito di un eventuale trattamento, senza che questo pregiudichi le condizioni di sicurezza per la salute dell'uomo e per l'ambiente.

Nel caso di impraticabilità del recupero energetico la termodistruzione del gas di discarica deve avvenire in idonea camera di combustione a temperatura $T > 850^{\circ}$, concentrazione di ossigeno $\geq 3\%$ in volume e tempo di ritenzione $\geq 0,3$ s. Il sistema di estrazione e trattamento del gas deve essere mantenuto in esercizio per tutto il tempo in cui nella discarica è presente la formazione del gas e comunque per il periodo necessario, come indicato all'articolo 13, comma 2".

A tali prescrizioni si aggiungono poi quelle dettate per il piano di sorveglianza e controllo della discarica, il quale, relativamente alle emissioni gassose e alla qualità dell'aria al punto 5.4 dell'allegato II, prevede che *"Per le discariche dove sono smaltiti rifiuti biodegradabili e rifiuti contenenti sostanze che possono sviluppare gas o vapori deve essere previsto un monitoraggio*



delle emissioni gassose, convogliate e diffuse, della discarica stessa, in grado di individuare anche eventuali fughe di gas esterne al corpo della discarica stessa.

A tal proposito il Piano deve definire livelli di guardia relativamente alla presenza del gas di discarica all'esterno della discarica, anche nel suolo e nel sottosuolo, nonché contenere un piano d'intervento da realizzare ed attivare in caso di superamento degli stessi. I parametri di monitoraggio sul gas di discarica devono comprendere almeno CH₄, CO₂, O₂, con regolarità mensile, altri parametri quali: H₂, H₂S, polveri totali, NH₃, mercaptani e composti volatili in relazione alla composizione dei rifiuti. Si deve provvedere, inoltre, a caratterizzare quantitativamente il gas di discarica. La frequenza di tali misure deve essere quella indicata dalla tabella 2, salvo una diversa prescrizione dell'autorità di controllo.

L'autorità di controllo stabilirà anche eventuali misure per l'identificazione di migrazioni del gas nel suolo e nel sottosuolo. La valutazione dell'impatto provocato dalle emissioni diffuse della discarica deve essere effettuata con modalità e periodicità da definirsi in sede di autorizzazione. Il numero e l'ubicazione dei siti di prelievo dipendono dalla topografia dell'area da monitorare. Di norma è opportuno prevedere almeno due punti di prelievo lungo la direttrice principale del vento dominante nel momento del campionamento, a monte e a valle della discarica."

1.3.3. Decreto Legislativo n.152 del 3 aprile 2006

Il D.lgs 152/06 definito come Testo Unico Ambientale (TUA), nella presente trattazione viene richiamato esclusivamente in relazione alla definizione del termine "Biogas" nella sua accezione di rifiuto.

A tal proposito si fa presente, che tale termine è spesso fonte di interpretazioni discordanti da parte degli Enti autorizzativi presenti sul territorio nazionale.

Nel presente documento, in particolare, il **biogas** viene considerato come un **rifiuto speciale** in quanto viene fatto riferimento a quanto riportato nel TUA, al punto 1, Sezione 6 "Caratteristiche e condizioni di utilizzo del biogas", Allegato X "Disciplina dei combustibili" della Parte Quinta "Norme in materia di tutela dell'aria e di riduzione delle emissioni in atmosfera" secondo il quale: "Il biogas deve provenire dalla fermentazione anaerobica metanogenica di sostanze organiche non costituite da rifiuti. In particolare, non deve essere prodotto da discariche, fanghi, liquami e altri rifiuti a matrice organica. Il biogas derivante dai rifiuti può essere utilizzato con le modalità e alle condizioni previste dalla normativa sui rifiuti."

A supporto di tali tesi, si richiama inoltre, quanto riportato nella normativa pregressa, ed in particolare nel DM 5 febbraio 1998, nel quale il biogas veniva elencato tra i rifiuti non pericolosi recuperabili con procedure semplificate; in particolare nell'allegato 2, suballegato 1, "norme tecniche per l'utilizzazione dei rifiuti non pericolosi come combustibili e come altro mezzo per produrre energia" al punto 2 il biogas veniva identificato come un rifiuto non pericoloso con il codice CER 19 06 99.

1.3.4. Problematiche applicative

In considerazione delle disposizioni normative sopra riportate si individuano alcune criticità (mancanze) della normativa comunitaria e italiana, con riferimento al problema delle emissioni diffuse di gas serra prodotto dalle discariche e del trattamento a cui il biogas captato deve essere sottoposto.

In particolare viene fatto riferimento all'espressione generica riportata al punto 5.4 dell'allegato II del D.lgs. 36/03 relativo al piano di sorveglianza e controllo, secondo la quale "il

Piano deve definire livelli di guardia relativamente alla presenza del gas di discarica all'esterno della discarica, anche nel suolo e nel sottosuolo, nonché contenere un piano d'intervento da realizzare ed attivare in caso di superamento degli stessi", a tale manifestazione di intenti, ad oggi non segue alcuna indicazione da parte del legislatore circa i limiti per le emissioni diffuse e in particolare per le emissioni diffuse di CH₄. A tale proposito si specifica che, con il termine emissioni diffuse si intendono tutte quelle emissioni di effluenti gassosi non convogliate attraverso uno o più appositi punti, come definito dall'art. 268, comma 1, lett. d) del TUA.

Il totale affidamento del problema (di non poco conto, visti gli effetti sull'ambiente del CH₄) alla autonomia di scelta del privato e all'approvazione dell'Ente autorizzante, ha di fatto portato ad una totale "non regolazione" del fenomeno con assenza di qualsiasi parametro-soglia di riferimento per le emissioni diffuse di CH₄ in sede di autorizzazione alla gestione dell'impianto.

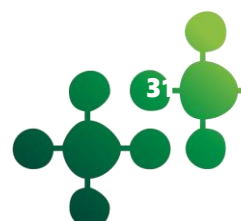
Per sopperire a tale mancanza, in attesa che il legislatore adotti delle linee guida in tal senso, gli addetti al settore prendono come punto di riferimento i limiti proposti dalla normativa inglese "LFTGN07: Guidance on monitoring landfill gas surface emissions" (Environment Agency Wales, 2010).

In tal senso alcune ARPA, tra cui l'Arpa Abruzzo hanno redatto delle "Linee Guida per il monitoraggio delle discariche per rifiuti non pericolosi" all'interno delle quali è stato individuato il livello di guardia che evidenzia fughe di gas dal corpo della discarica nel valore dell'1% v/v che corrisponde a circa 10000 ppm di CH₄.

Bisogna ricordare, però, che fino a quando tali prescrizioni continueranno ad essere contenute solo in norme di un altro ordinamento o in delle linee guida delle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente non saranno vincolanti. L'unico strumento per renderle vincolanti è quello di inserirle nell'Autorizzazione Integrata Ambientale (A.I.A.) delle discariche insieme al piano di monitoraggio, così come previsto dal D.lgs 36/2003. Nel contesto italiano questa strada è stata percorsa da alcune Amministrazioni che nell'ambito dell'A.I.A. relativa alla realizzazione di discariche di rifiuti non pericolosi hanno fissato il limite di emissione del metano in atmosfera nella concentrazione del 5% in volume, corrispondente al LEL o limite inferiore di esplosività della miscela aria-metano.

Per quanto concerne il trattamento delle emissioni di gas serra, la Direttiva 1999/31/CE all'allegato 1 paragrafo 4 comma 4.1 riporta che *"il gas della discarica deve essere raccolto da tutte le discariche che raccolgono rifiuti biodegradabili, trattato e utilizzato. Qualora il gas raccolto non possa essere utilizzato per produrre energia, deve essere combusto."* Questa dicitura non lascia spazio alla possibilità di utilizzo di nuove tecnologie diverse dalla combustione che hanno come obiettivo la riduzione dell'effetto dei gas serra dalle discariche e la riduzione degli impatti dovuti alle emissioni dei composti organici volatili non metanici (COVNM).

A tale specifica fa seguito quanto riportato al punto 2.5 dell'allegato II del D.lgs. 36/03, secondo il quale *"il gas deve essere di norma utilizzato per la produzione di energia anche a seguito di un eventuale trattamento, senza che questo pregiudichi le condizioni di sicurezza per la salute dell'uomo e per l'ambiente: Nel caso di impraticabilità del recupero energetico la termodistruzione del gas di discarica deve avvenire in idonea camera di combustione a temperatura $T > 850^{\circ}\text{C}$, concentrazione di ossigeno $> 0 = 3\%$ in volume e tempo di ritenzione $> 0 = 0,3 \text{ s.}$ "* Tale dicitura della normativa nazionale non lascia spazio (almeno esplicitamente) a metodi diversi dalla combustione per il trattamento del biogas.



La Comunità europea non ha sottovalutato queste criticità e in data 17 dicembre 2013, in seguito alla riunione del Comitato per l'adeguamento tecnico della Direttiva 1999/31/CE, ha approvato il seguente documento: *"Landfill Gas Control - Guidance on the landfill gas control requirements of the Landfill Directive"*.

Le Linee Guida hanno un esplicito riferimento alla biofiltrazione in due passaggi:

1) paragrafo 6, relativo alla produzione di gas di discarica trascurabile in cui viene riportato che *"nelle discariche in cui i tipi di rifiuti accettati o le caratteristiche fisiche del sito comportano una generazione di gas di discarica molto bassa, l'operatore dovrà dimostrare che la raccolta, l'estrazione e il trattamento attivi del gas utilizzando tecniche di bio-ossidazione o di combustione a basso potere calorifico non sia sostenibile. Nel caso l'autorità competente accetti che la raccolta di gas di discarica non sia effettuata, ma comunque vi siano bassi livelli di gas di discarica presenti, è necessario prendere in considerazione i sistemi di ossidazione passiva del metano."*

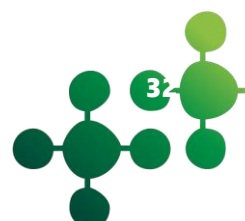
2) paragrafo 9, sezione 4.2 relativo all'utilizzo di torce e altre tecniche per l'ossidazione del metano quando il gas non può essere utilizzato per produrre energia, nel quale viene specificato che *"Il tasso di produzione di gas di discarica diminuirà nel tempo producendo volumi di gas inferiori con un basso contenuto di metano. Gli operatori di discarica devono tenere conto della seguente gerarchia di tecniche di trattamento durante la vita della discarica per garantire che la quantità massima di gas di discarica venga ossidata durante l'intero ciclo di vita della discarica."*

- *Combustione ad alta temperatura.*
- *Combustione a basso potere calorifico.*
- *Altre tecniche per l'ossidazione del metano."*

Queste linee guida espressamente definite dalla Comunità europea non vincolanti, vengono prese in riferimento da molti Paesi europei che presentano una normativa nazionale di recepimento della Direttiva meno restrittiva di quella italiana.

1.4. Gli impianti di discarica, contesto regionale e nazionale

I dati relativi alle discariche attive di rifiuti urbani e rifiuti speciali urbani presenti sul territorio nazionale sono stati ripresi dalla banca dati della sezione nazionale del Catasto Rifiuti dell'ISPRA, realizzata con il contributo delle sezioni regionali e provinciali e, in generale, di tutti i soggetti pubblici detentori dell'informazione, nonché attraverso l'elaborazione del Modello Unico di Dichiarazione ambientale (MUD). I dati, vengono raccolti ed elaborati con cadenza annuale ai sensi dell'articolo 189, comma 6 del d.lgs. n. 152/2006. La situazione nazionale per quanto concerne le discariche in attività al 2016, specificando che vengono considerate in attività quelle discariche nelle quali nel corso dell'anno vengono conferiti rifiuti, vede la presenza di 134 discariche, delle quali il maggior numero è distribuito in Piemonte, Veneto, Marche e Puglia.



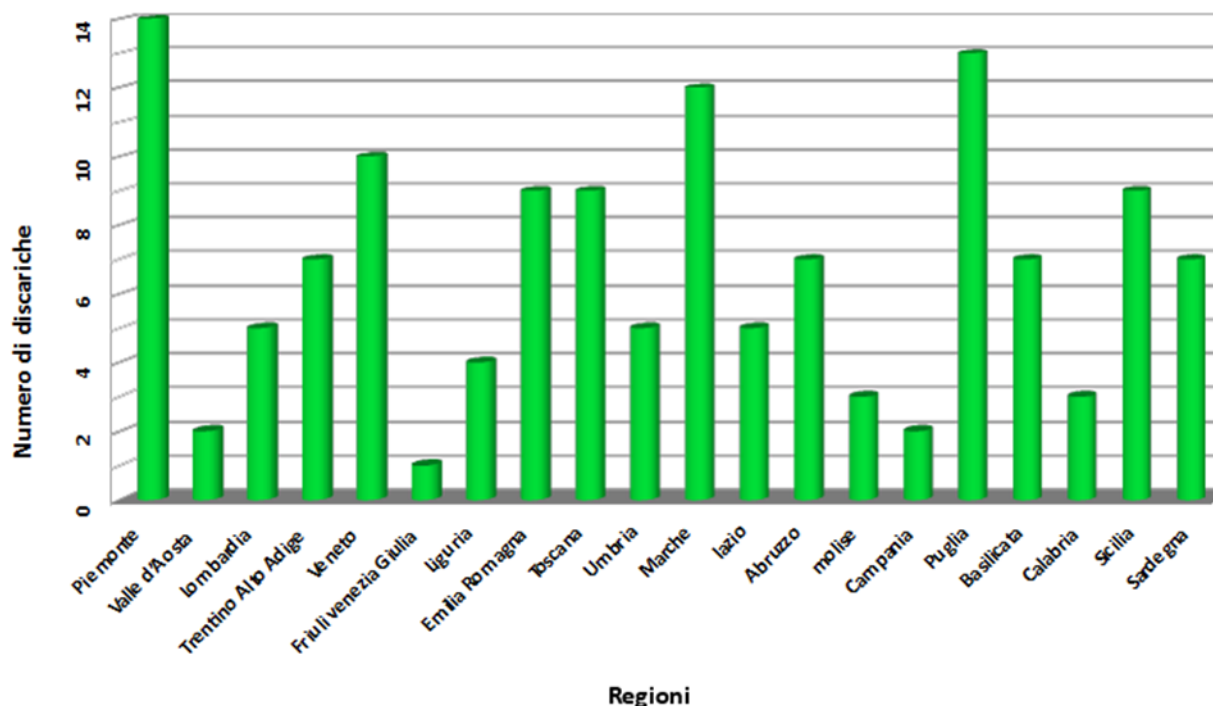


Figura 6 Numero discariche attive sul territorio nazionale (Catasto Rifiuti ISPRA - 2016)

Allo scopo di redigere un quadro conoscitivo maggiormente esaustivo, per valutare la possibilità di ripetibilità di applicazione della tecnologia di biofiltrazione anche al di fuori del territorio toscano, il Settore Servizi Pubblici Locali, Energia e Inquinamenti della Regione Toscana si è avvalso della collaborazione delle ARPA e APPA nazionali sul tema dello smaltimento in discarica; in particolare i dati richiesti a tali enti riguardavano le discariche di RSU e RSNP attive, in post gestione e interessati da procedimenti di bonifica e comprendevano fra gli altri richiesti:

- numero discariche;
- ubicazione;
- regime autorizzativo;
- categoria di classificazione.

I dati pervenuti mostrano la possibilità di un ampio campo di applicazione della metodologia in studio, a titolo esemplificativo si stima un numero di discariche, ad oggi in post gestione, che oscilla da un minimo di 4 per la Regione Campania ad un massimo pari a circa 65 per la Regione Veneto. A queste si aggiungono le discariche oggetto di procedimenti di bonifica, in particolare si fa riferimento alle numerose discariche comunali disseminate nel territorio nazionale, che possono essere molto numerose come nel caso della Regione Campania, che tra quelle censite al momento della redazione del presente elaborato, circa 241 risulterebbero idonee alla replicabilità del progetto.

ENTE	Discariche RNP Post Gestione	Discariche RNP in bonifica
ARPA CAMPANIA	np	241
ARPA EMILIA ROMAGNA	14	np
ARPA FRIULI VENEZIA GIULIA	20	np
ARPA LAZIO	4	7
ARPA LIGURIA	4	np
ARPA PIEMONTE	32	21
ARPA PUGLIA	12	125
ARPA VENETO	65	36

Figura 7 Numero discariche RNP in post gestione e in bonifica nel territorio nazionale (Regione Toscana – LIFE RE Mida)

In ambito toscano, sono state censite le discariche in post gestione, elaborando e confrontando i dati forniti dalle Autorità per il servizio di gestione integrata dei rifiuti urbani (ATO Toscana Sud, ATO Toscana Centro, ATO Toscana Costa), dagli Enti Gestori e da ARPAT; mentre per quanto concerne il censimento delle discariche oggetto di procedimento di bonifica oltre ai dati forniti da alcuni comuni presenti sul territorio e dagli Enti Gestori degli impianti, sono stati presi a riferimento anche i dati rilevati nel Piano Provinciale per la Gestione dei Rifiuti – Terzo Stralcio relativo alla Bonifica dei siti inquinanti (2008), i dati riportati negli elaborati del Distretto dell'Appennino Settentrionale, nella banca dati SIRA e in quella di WEB Impianti il cui aggiornamento viene effettuato da Arpat.

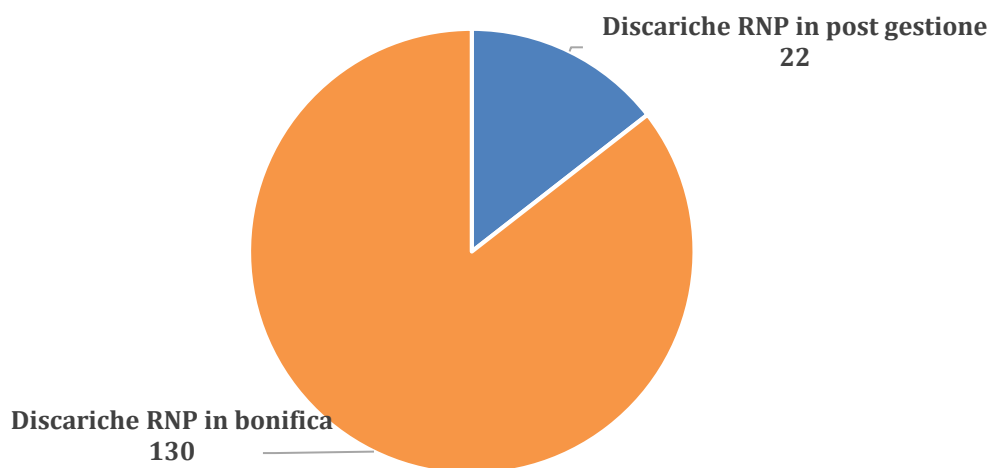


Figura 8 Numero discariche RNP in post gestione e in bonifica nel territorio toscano (Regione Toscana – LIFE RE Mida)

1.5. Best Available Technology per il trattamento del gas di discarica

La presenza di gas di discarica comporta rischi legati principalmente all'inflammabilità di alcuni suoi componenti, all'esplosione e all'asfissia e inoltre può determinare emissioni odorogene e potenziali impatti sulla salute e sul riscaldamento globale. Per limitare e controllare tali rischi il Dlgs 36/2003 richiede che il gas di discarica venga estratto e raccolto in modo da ridurne al

minimo la migrazione fuori dal sito e utilizzato *“di norma per la produzione di energia, anche a seguito di un eventuale trattamento”* e *“nel caso di impraticabilità del recupero energetico la termodistruzione del gas di discarica deve avvenire in idonea camera di combustione a temperatura $T > 850^{\circ}$, concentrazione di ossigeno $> 3\%$ in volume e tempo di ritenzione $> 0,3$ s.”* Nel caso in cui il gas di discarica abbia un basso potere calorifero a causa di un minor flusso o di concentrazioni di metano inferiori al 30% in volume, potrebbe non essere garantita una combustione continua. Tale situazione si può verificare principalmente negli scenari di seguito riportati:

- prime fasi di collettamento in discarica nelle quali è probabile che la combinazione della quantità e dell'età dei rifiuti possa produrre volumi e contenuti in metano relativamente bassi a ciò si aggiunge la presenza di una rete di raccolta di limitata estensione e una scarsa profondità dei rifiuti tale da rendere complicato il controllo efficace del gas;
- collettamento di ridotti quantitativi di rifiuti biodegradabili dovuti alle ridotte dimensioni di alcune discariche o ad un ridotto contenuto biodegradabile dei rifiuti presenti;
- discariche in post chiusura o in bonifica, nelle quali la composizione dei gas interstiziali all'interno del corpo di discarica assume gradualmente quella dell'aria atmosferica riducendo di conseguenza i volumi estraibili di biogas ed il loro contenuto di metano.

In considerazione di quanto sopra e in relazione a quanto richiesto dalla Direttiva 1999/31/CE del Consiglio dell'Unione Europea, recepito nel Piano Regionale di gestione dei rifiuti e bonifica dei siti inquinati (PRB) della Regione Toscana (D.C.R.T n. 94 del 18/11/2014 e ss.mm.ii.), tra gli obiettivi del quale c'è anche quello di portare i conferimenti in discarica dal 42% ad un massimo del 10% dei rifiuti urbani, corrispondente a circa 237.000 t/a complessive al 2020, in questo paragrafo verranno espone le migliori tecnologie possibili (BAT), attualmente in uso nella Unione Europea, per la gestione del gas di discarica a basso potere calorifico riportate anche nelle Linee Guida EPA 2011. Attraverso una ricognizione di informazioni relative alle varie tecnologie messe in campo dai paesi dell'Unione Europea ed in particolare da Irlanda, Regno Unito e Germania si è constatato che le tecnologie utilizzate per la gestione del gas di discarica a basso potere calorifero non differiscono da un paese all'altro e risultano principalmente basate sull'utilizzo di torce di varie tipologie e sistemi alternativi basati sull'ossidazione del metano (es. ossidazione termica non catalitica, ossidazione in situ e biofiltrazione).

1.5.1. Torce

Come previsto dalla normativa di settore il gas di discarica deve essere combusto se non è possibile effettuare un recupero energetico dello stesso.

In Tabella 3 sono riportati i range di funzionamento di alcune tipologie di torce, di seguito descritte più nel dettaglio, che possono essere utilizzate per la combustione del gas di discarica in funzione delle caratteristiche di portata e qualità del gas da trattare. Come richiesto dall'*Environmental Protection Agency* (EPA), in molti Paesi Europei, nelle discariche vengono installate prevalentemente torce chiuse caratterizzate da temperature di combustione comprese tra 1000°C e 1200°C e tempo di ritenzione compreso tra 0,3 e 0,6 secondi che vengono genericamente denominate **torce ad alta temperatura** (High temperature flare - HT) (EPA, 2011). Questa tipologia di torce richiede una regolazione automatica delle caratteristiche di combustione, in particolare per quanto riguarda il controllo dell'immissione di aria, al fine di mantenere le temperature di combustione superiori a 1000°C . Il mantenimento della temperatura operativa richiesta è dato quindi dalla corretta miscelazione di aria comburente e

combustibile ad opera del bruciatore. Tipicamente, i bruciatori sono progettati per raggiungere la temperatura di funzionamento desiderata all'interno di un determinato intervallo di contenuto di metano (frequentemente dal 30% al 50% in volume) alle portate specificate (EPA, 2011). Il funzionamento della torcia fuori da questi parametri di progettazione, in termini di composizione e flusso di gas, può comportare il non raggiungimento delle temperature di progetto o maggiori emissioni a causa di una combustione incompleta.

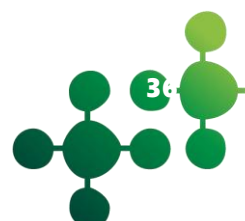
Esistono alcune tipologie di **torce HT** in grado di funzionare a temperature di combustione comprese tra 850-900°C nel caso di **gas di discarica a basso potere calorifico**, con un contenuto di metano di circa il 25-30% in volume, senza alcuna aggiunta di combustibile addizionale, come si può osservare anche nel grafico di Figura 9. Tuttavia l'utilizzo di torce al di fuori del range di operatività indicato dalla casa costruttrice può comportare una combustione incompleta con conseguente aumento delle emissioni e complicazioni operative legate principalmente al non corretto funzionamento del sistema di accensione, che addirittura può alimentare la formazione di miscele esplosive. Nelle indicazioni fornite da EPA 2011 - *Management of Low Levels of Landfill Gas*, al fine di rendere possibile il funzionamento delle torce ad alta temperatura con gas di discarica caratterizzato da valori di flusso e/o contenuto di metano fuori dal range di progettazione, è riportata la possibilità di apportare modifiche di tipo costruttivo al bruciatore. Tuttavia, sebbene questa possibilità sia di facile applicazione e anche poco costosa, risulta non sempre possibile effettuarla. Invece, la possibilità di installare meccanismi di avvio automatico e telemetria remota comporterebbe vantaggi economici e potrebbe essere una tecnologia da adottare in particolare per quanto riguarda i siti in post gestione.

Il manuale EPA, 2011, riporta anche l'esistenza sul mercato di **torce HT a basso potere calorifico** in grado di effettuare la combustione del gas di discarica a temperature comprese tra 1.000°C e 1.200°C con un tempo di ritenzione compreso tra 0,3 e 0,6 secondi. Il range di funzionamento indicato è fra 10/15-25% di metano e portate comprese tra 100-40 m³/h in funziona del tipo di bruciatore scelto. Tuttavia, si specifica che frequentemente per permettere alla fiamma pilota di rimanere accesa viene utilizzato un combustibile ausiliario (normalmente aggiunta di propano), con conseguente svantaggio di tipo economico e conseguentemente anche ambientale. Inoltre, l'utilizzo di queste tecnologie prevede che il processo di combustione avvenga effettuando una premiscelazione di gas di discarica e aria, che viene immessa attraverso un venturi prima del bruciatore **per assicurare** il raggiungimento di temperature più elevate e una combustione uniforme e completa.

Si specifica che esistono pochi casi applicativi: l'utilizzo di questa tecnologia è ristretto a qualche discarica in Inghilterra, mentre in Irlanda non ne esistono attualmente in uso e non sembrano una soluzione commercialmente, economicamente e tecnicamente praticabile ad oggi nelle discariche europee (EPA, 2011).

In passato era di larga diffusione anche l'utilizzo di **torce aperte**; oggi queste sono state progressivamente abbandonate, in quanto la combustione del gas di discarica mediante fiamma libera (visibile) comporta una serie di problematiche riportate di seguito:

- scarsa efficienza di combustione;
- raggiungimento di una temperatura inferiore di combustione rispetto alle torce chiuse, in particolare nelle regioni esterne della torcia;
- diminuzione dei tempi di ritenzione;
- difficoltà di monitoraggio;



- difficoltà di valutazione degli impatti emissivi.

Ad oggi l'utilizzo delle **torce aperte** permane in particolare nei siti in cui esistono restrizioni all'accesso e nei casi in cui la composizione e la portata del gas di scarica risultino incerte o molto variabili. In tali condizioni questa tipologia di torcia presenta diversi vantaggi operativi, quali:

- la possibilità di poter operare su una vasta gamma di concentrazioni di metano;
- dimensioni più piccole e quindi più portatili;
- facilità di utilizzo;
- maggiore economicità rispetto a torce chiuse di capacità equivalente.

Nel caso in cui il gas di scarica non sia sufficiente per garantire una combustione permanente in torcia, può essere fatto ricorso alla combustione in torcia solo per un determinato periodo di tempo (ad esempio alcune ore/giorno), in modo da effettuare un accumulo del gas e aumentare la portata ed il contenuto in metano. In particolare viene fatto ricorso a questa tecnica in quelle discariche in cui la concentrazione di metano non è in grado di raggiungere il 30% in volume ad la portata minima nominale è pari a circa 50 m³/h. Tale tecnica deve comunque essere usata con cautela in quei siti in cui non ci siano ulteriori problematiche ambientali come emissioni odorigene o rischi di migrazione laterale del biogas, in quanto si potrebbe verificare un aumento delle emissioni nei periodi in cui la torcia risulta inattiva (EPA, 2011).

1.5.2. Ossidazione termica non catalitica o rigenerativa

L'ossidazione termica non catalitica o rigenerativa (RTO) è stata sviluppata e consolidata negli anni per il controllo dell'inquinamento atmosferico determinato dalle emissioni di origine industriale contenenti VOC; oggi tale processo è stato preso in considerazione anche per il trattamento del gas di scarica a basso potere calorifico.

Nello specifico si tratta di un sistema di combustione nel quale il recupero dell'energia termica avviene al proprio interno con la massima efficienza possibile.

Rispetto ad altri sistemi di abbattimento, il combustore di tipo rigenerativo è idoneo alla combustione di qualsiasi tipo di sostanza organica volatile in forma gassosa anche a basse concentrazioni (solventi clorurati e non, composti infiammabili, idrocarburi, odori) e possiede il vantaggio di minimizzare i costi di gestione ed i consumi di fonti primarie di energia. La riduzione e l'abbattimento delle impurità presenti nelle emissioni industriali avviene esponendo gli effluenti gassosi, per un periodo di tempo conforme alle normative vigenti, ad una temperatura tale da garantire la completa ossidazione. I prodotti di combustione derivanti dalla reazione esotermica sono prevalentemente anidride carbonica e vapor acqueo.

I consumi energetici (elevati negli impianti di combustione tradizionali) risultano estremamente contenuti per l'impianto di combustione rigenerativo, grazie al sistema di recupero termico che utilizza masse di materiale ceramico aventi funzione di "volano termico" in grado di ricevere dal gas, accumulare e restituire al gas stesso calore con facilità.

Sulla base del principio di funzionamento di tale tecnologia è stata, pertanto, sviluppata un'apposita RTO da utilizzare in discarica che prevede un funzionamento auto-termico (cioè senza aggiunta di combustibile ausiliario). In Tabella 3 si osservano i range di funzionamento della tecnologia: per un contenuto in metano compreso tra 0,3 e 0,8 % in volume; al di sopra di tale range, come si osserva anche dal grafico in Figura 9, il gas di scarica deve essere pre-

miscelato con aria. La temperatura di processo normalmente inferiore a 1000°C viene mantenuta dal calore prodotto dall'ossidazione degli inquinanti.

Si tratta di una tecnologia emergente nel settore delle discariche e ad oggi comporta costi elevati di acquisto e di installazione.

1.5.3. Ossidazione in situ

L'ossidazione in situ consiste in un processo di conversione del metano in anidride carbonica da parte di batteri metanotrofi presenti nelle regioni aerobiche del materiale di copertura della discarica.

L'ossidazione del metano, in una misura stimata in circa il 10% di quello che attraversa la discarica (*IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006*), avviene prevalentemente nei 50 cm superiori della copertura del suolo, dove risulta facilitato l'ingresso di ossigeno e sembra essere massimo nella zona posta a 20-30 cm dalla superficie.

La frazione di gas di discarica stimata che potrebbe essere interessata dal processo di ossidazione ad opera dei batteri metanotrofi, tuttavia varia notevolmente in base alla metodologia di valutazione ed al tipo di copertura della discarica. In particolare, da letteratura scientifica (Chanton et al., 2009) è stato rilevato che la frazione di metano ossidata è pari al 18% in terreni argillosi, al 34% in coperture organiche e al 53% in terreni sabbiosi; ed è risultato che l'efficienza del processo di ossidazione è inversa al tasso di emissione. A velocità inferiori, infatti i batteri metanotrofi possono consumare un quantitativo maggiore di metano, raggiungendo un'efficienza di ossidazione fino al 96-100%. Da studi di laboratorio e sul campo tale metodologia è in grado di trattare da circa 80 a 140 m³/ha/h di metano con un rendimento di circa il 75%. (DEFRA, 2003). In Tabella 3 sono riportate le condizioni operative riportate in EPA 2011.

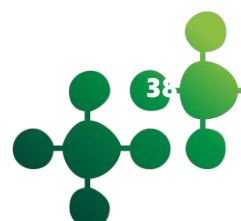
In considerazione di quanto sopra, tale tecnologia rappresenta un'opzione efficace nel trattamento di gas di discarica residuale caratterizzato da basse portate e basse concentrazioni di metano, ma presenta lo svantaggio di non essere conforme al requisito di utilizzare o bruciare il gas di discarica riportato nel D.lgs. 36/2003.

1.5.4. Biofiltrazione

I sistemi di biofiltrazione, ad oggi presenti nei siti di discarica distribuiti sul territorio della UE non rappresentano un'alternativa ai metodi di combustione standard. Tuttavia, numerose esperienze e risultati di ricerca positivi attuati in particolare in Germania e Austria, ma anche in Australia risultano precursori del progetto LIFE RE Mida.

Tale tecnologia, essendo un metodo di abbattimento emergente presenta limitate informazioni sui costi di installazione e manutenzione in considerazione del fatto che tali costi dipenderanno dalla produzione di gas nella discarica, dalla concentrazione di metano e dalla temperatura del gas, caratteristiche queste che andranno a influenzare le dimensioni del biofiltro. Inoltre, costi aggiuntivi riguardano il sistema di captazione del gas, il monitoraggio e l'elettricità necessaria per l'aspirazione attiva. Nonostante la risposta a tali quesiti sia oggetto del presente documento, permane comunque la non conformità di tale tecnologia alla normativa italiana vigente in materia di discariche (D.lgs. 36/2003).

In considerazione di quanto sopra riportato, i siti di discarica di piccola dimensione che producono biogas a basso potere calorifico, dovranno essere sottoposti ad una valutazione



generica dei rischi ambientali in modo da poter individuare la tecnologia più appropriata per il trattamento del gas di discarica, come suggerito anche dalle Linee Guida EPA 2011.

In particolare, potrebbero essere oggetto di valutazione i seguenti punti:

- ingegneria del sito e geologia;
- prossimità ai recettori;
- tassi di emissione del gas di discarica del sito;
- lo storico delle performance ambientali del sito, la conformità e cronologia dei reclami;
- quantitativo di gas di discarica evitato nelle emissioni;
- costo del trattamento delle emissioni del sito;
- costo della tecnologia di abbattimento;
- facilità d'uso, durata della tecnologia, automazione, flessibilità, ecc.

Per quanto concerne, invece, i siti di maggior dimensioni, posti in prossimità di recettori sensibili e/o siti con una storia di reclami pregressa, potrebbero essere necessarie ulteriori valutazioni sito specifiche per dimostrare che i rischi ambientali siano gestiti in modo appropriato dalla tecnologia proposta.

Dalla Figura 9 emerge che la biofiltrazione può essere utilizzata come tecnologia alternativa alla combustione in torcia ed alla valorizzazione energetica in motori a combustione interna, quando la concentrazione di CH_4 risulta inferiore al 30% in volume. Contestualmente, deve essere verificato che la concentrazione di ossigeno sia sufficiente a garantire lo svolgimento dei processi biologici in atto, come è dettagliatamente riportato nel 2.1.

Di seguito si riportano le caratteristiche principali dei sistemi di trattamento reali e potenziali del gas di discarica precedentemente illustrati e richiamati nel testo.

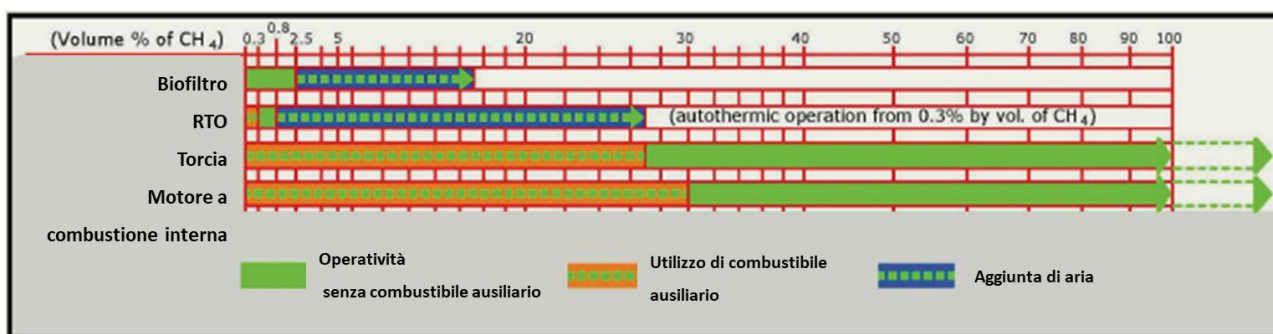
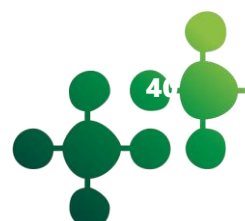


Figura 9 Range di operatività dei sistemi di trattamento del gas di discarica (tratto da Haase Energietechnik AG)

Tabella 3 Best Available Technique (BAT) per il trattamento del gas di discarica residuale - EPA, 2011

Tecnologia	Portata LFG [m ³ /h]	CH ₄ [%]	Temperatura di combustione [°C]	Tempo di vita operativo (anni)	Meccanismi installabili
Torce HT modificate	50-2.500	20-50	1.000-1.200	15	Telemetria remota Avvio automatico
Torce HT<1.000°C	50-2.500	20-50	<1.000	<15	Telemetria remota
Torce HT a basso potere calorifico	40-100	10 15-20	1.000-1.200	15	Telemetria remota
Torce aperte	10-2.500	>20	350-950	15	Telemetria remota
RTO	500-50.000	0.4-27	900-1.200	15	-
Ossidazione in situ	0-140 m ³ /ha/h	0-50	-	-	-
Biofiltrazione	0-500	0-20	-	> 5 anni	-



2. La biofiltrazione del gas di discarica

2.1. L'ossidazione biologica del metano

L'ossidazione microbica del metano ha attratto l'interesse come processo in grado di trattare il metano nelle discariche dove gli attuali metodi convenzionali di gestione del gas non sono adatti e/o come mezzo per ridurre ulteriormente le emissioni di gas di discarica. La sezione seguente descrive il processo di ossidazione microbica del metano e i fattori che lo influenzano.

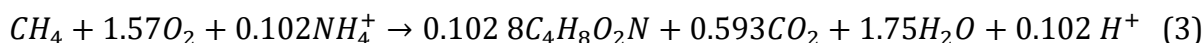
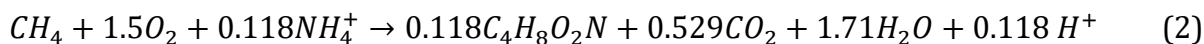
2.1.1. Flore batteriche metanotrofiche

I batteri metanotrofi, grazie ai quali avvengono le reazioni biologiche di ossidazione di CH_4 , sono un sottoinsieme dei batteri metilotrofici, cioè batteri che utilizzano per la crescita composti con un solo atomo di carbonio (composti C1): metano, metilammine, metanolo, alometani e composti che contengono zolfo. L'ossidazione aerobica di CH_4 ad opera di tali flore batteriche avviene ogni qual volta nella biosfera sono presenti contemporaneamente CH_4 e O_2 (Jiang et al., 2010). La caratteristica principale di questi batteri è la presenza dell'enzima metano monoossigenasi, MMO, che catalizza l'ossidazione del metano a metanolo e dà inizio alla reazione di ossidazione (Jiang et al., 2010).

La generica reazione di ossidazione del metano in ambiente aerobico ad opera dei ceppi batterici metanotrofici è la seguente (Scheutz et al., 2009):



Due sono i ceppi batterici metanotrofi predominanti dei terreni di copertura delle discariche, che vengono indicati con Tipo I e di Tipo II, principali responsabili dell'ossidazione biologica di CH_4 , si possono distinguere due diversi cammini metabolici che i microrganismi seguono per ossidare il CH_4 e sintetizzare nuovo materiale cellulare (Hanson & Hanson, 1996):



L'equazione (2) rappresenta l'assimilazione del carbonio attraverso il cammino metabolico del ribuloso monofosfato (*ribulose monophosphate pathway*, *RuMP pathway*), tipica dei batteri metanotrofici di Tipo I, mentre l'equazione (3) esprime l'assimilazione del carbonio attraverso il cammino della serina, tipica dei batteri metanotrofici di Tipo II (Hanson & Hanson, 1996).

2.1.2. Parametri forzanti l'attività batterica

Dall'analisi della letteratura scientifica emerge che i parametri più monitorati per quantificare l'attività della popolazione batterica e per capire come influenzano la capacità di ossidazione del metano, sono:

- concentrazione di O_2 ;
- concentrazione di CH_4 ;
- pH
- temperatura ambiente in cui avvengono i processi;
- umidità;
- caratteristiche fisiche del materiale in cui avviene il processo (porosità, tessitura, permeabilità, capacità di campo)
- tipologia e concentrazione di nutrienti;
- presenza di sostanze inibenti il processo (ammoniaca, nitrati, conducibilità e rame)

- produzione di sostanze esopolimeriche (EPS), che potrebbero impaccare il filter media e rallentare il processo di ossidazione del metano

Relativamente ai principali fattori che regolano il processo di ossidazione biologica, si riportano nei paragrafi seguenti delle descrizioni dettagliate, che sono conseguentemente sintetizzate in Tabella 6.

Concentrazione di ossigeno

I batteri metanotrofi sono aerobi obbligati e la loro attività biologica dipende principalmente dalla presenza di concentrazioni sufficienti di O₂, oltre che dalla concentrazione adeguata di CH₄. La penetrazione dell'ossigeno negli strati più profondi del terreno dipende dalle caratteristiche intrinseche dello stesso: composizione del suolo, dimensione delle particelle e porosità. Per tale motivo le flore batteriche metanotrofe tendono ad essere confinate in strette fasce orizzontali, essendo limitate nella loro distribuzione dalla diffusione verso il basso dell'ossigeno atmosferico e dalla diffusione verso l'alto di CH₄. In generale, la zona metanotrofica attiva è individuabile nei primi 30-40 cm del suolo, con una zona di massima attività compresa tra 15-20 cm di profondità (Scheutz & Kjeldsen., 2004). Dalla revisione della letteratura è emerso che per concentrazioni di O₂ inferiori al 3% l'attività metanotrofa è ridotta o addirittura può non essere rilevata, mentre al di sopra di tale valore si raggiungono i massimi ratei di ossidazione come riportato in Tabella 4.

Tabella 4 Influenza sulla concentrazione di O₂ sull'attività batterica metanotrofa

Concentrazione di ossigeno [%]	Ceppo batterico dominante	Effetto sull'ossidazione biologica di CH ₄	Autore
0-1%	-	Assente	Scheutz et al., 2009
1-3%	-	Ridotta	Scheutz et al., 2009
3-20%	Tipo I e Tipo II	Si raggiungono i massimi ratei di ossidazione del metano	Wilshusen et al., 2004 Gebert et al., 2003

pH

I principali risultati delle ricerche della comunità scientifica, indicano che le flore batteriche metanotrofe preferiscono condizioni in cui il pH del supporto su cui aderiscono e si sviluppano sia nel range della neutralità ed in particolare compreso fra 6.5 – 8.5 (Huber-Humer et al., 2009).

Temperatura

I metanotrofi sono generalmente batteri mesofili (Hanson e Hanson 1996). La temperatura ottimale per il processo di ossidazione biologica del metano è risultata compresa fra 25 e 40 °C. Tuttavia, alcuni metanotrofi sono termofili e possono lavorare a temperature anche superiori a 45 ° C (Hanson & Hanson, 1996). Si specifica che le temperature indicate in Tabella 5 si riferiscono ai valori misurati all'interno dello strato in cui si svolgono i processi biologici. La temperatura del gas di discarica, la temperatura ambiente, il livello dell'attività metanotrofica (il processo è esotermico), la quantità delle precipitazioni, che possono raffreddare il media filtrante, influiscono sui valori misurati.

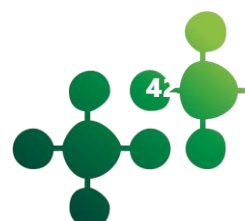


Tabella 5 Influenza della temperatura sull'attività batterica metanotrofa

Intervalli di temperatura [°C]	Ceppo batterico dominante	Influenza sul processo	Autore
0-10	Tipo I	Attività batterica ridotta	Borjesson et al., 2004
10-20	Tipo II	Attività batterica presente	Gebert et al., 2003
20-40	Tipo I e Tipo II	Si osservano i massimi ratei di ossidazione di CH ₄	Gebert et al., 2003 Scheutz & Kjeldsen, 2004
>45°C	-	Attività batterica presente	Hanson and Hanson, 1996

Umidità

L'umidità è un fattore molto importante per sostenere l'attività microbica poiché l'acqua è il mezzo attraverso il quale vengono forniti i nutrienti e vengono rimossi i composti metabolici residui (Scheutz et al., 2009).

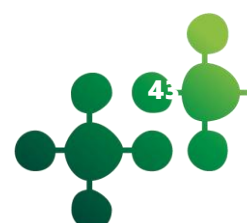
Dalla revisione della letteratura scientifica tuttavia è emerso che un'umidità eccessiva può portare ad una diminuzione della diffusione molecolare dei gas. Quando il terreno raggiunge un valore di saturazione vicino all'85% (in volume), i vuoti della matrice filtrante non risultano più interconnessi e il gas si deve diffondere nella fase liquida invece che in quella gassosa, riducendo drasticamente la disponibilità di CH₄ e O₂ per la popolazione batterica, infatti in una soluzione acquosa il processo è di 10⁴ volte più lento che in aria (Scheutz et al., 2009). Al contrario, un contenuto d'acqua inferiore a circa il 4.8% (in peso) è insufficiente per supportare l'attività microbica: si riduce il rateo di ossidazione del metano e si riscontra un'essiccazione della matrice filtrante (Gebert et al., 2003).

Il valore dell'umidità ottimale per il processo di ossidazione biologica dipende dalla tessitura del suolo e dalla distribuzione granulometrica del terreno che determina il volume dei pori disponibile per la ritenzione del liquido e per il trasporto del gas (Scheutz et al., 2009).

Gli autori Boeckx & Van Cleemput (1996), hanno mostrato che il contenuto di umidità nel terreno controlla anche le emissioni di CH₄: in periodi siccitosi la scarsa umidità diventa un fattore limitante per il processo di ossidazione biologica di CH₄ con una conseguente facilità di trasporto gassoso (Scheutz et al., 2003), mentre in condizioni di terreno saturo, si possono avere migrazioni laterali del gas di scarica e emissioni in zone limitrofe (Scheutz et al., 2009).

Tipologia e apporto di nutrienti

Il supporto filtrante sul quale vogliamo che il processo di ossidazione biologica si sviluppi deve avere una quantità di nutrienti sufficienti affinché le flore batteriche possano compiere le attività metaboliche. Molti studi scientifici hanno valutato l'effetto di alcuni nutrienti sul processo di ossidazione biologica. Di seguito si elencano i principali risultati, che sono poi sintetizzati in Tabella 6:



- l'ammonio (NH_4^+) può inibire o incrementare l'attività batterica, in funzione della sua concentrazione (e.g. concentrazioni di $NH_4^+ > 25$ mgN/kg nel suolo tendono ad inibire il processo),
- i nitrati, che negli studi risultano inibitori del processo metabolico metanotrofo, non sono tuttavia generalmente presenti in concentrazioni tali da esserlo,
- l'aggiunta di limo può incrementare la velocità di ossidazione del metano in particolare in suoli sabbiosi argillosi,
- ammendanti come il frumento e la paglia di mais con valori elevate del rapporto C/N, promuovono l'immobilizzazione dell'azoto e non hanno effetto sul processo,
- ammendanti con bassi valori del rapporto C/N (patate e barbabietola da zucchero), provocano la mineralizzazione dell'azoto e ciò determina la presenza di N libero per essere utilizzato come nutriente dai batteri, in particolare dal ceppo batterico di Tipo I (Scheutz et al., 2009),
- l'aggiunta al terreno di materiale con elevato contenuto organico (compost) è in grado di migliorare l'ossidazione del metano rispetto ai terreni trattati con i fertilizzanti minerali,
- l'aggiunta di fosfato non ha effetti significativi sul tasso di ossidazione del metano.

Elementi inibenti del processo di ossidazione biologica

Alcune sostanze chimiche possono avere effetti inibenti sull'attività dei batteri metanotrofi. Infatti, la biomassa metanotrofa può essere inibita da varie sostanze sia a causa della competizione fra la sostanza stessa ed il CH_4 per i siti in cui si forma il legame con l'enzima MMO (inibizioni reversibili) o a causa della tossicità enzimatica della sost (legame irreversibile). Sostanze inibenti comprendono, ad esempio, difluorometano (Miller et al., 1998), diclorometano (Byers & Sly, 1993), metil fluoruro (Frenzel & Bosse, 1996), acetilene ed etilene (Prior & Dalton, 1985) (Chan & Parkin, 2000). Anche l'ammonio se in concentrazioni superiori a 14 mg kg^{-1} può essere inibente per l'attività batterica, i nitriti, valori di conducibilità superiori a 6 mS cm^{-1} ed il rame se in concentrazioni superiori a 60 mg kg^{-1} (Scheutz et al., 2009).

Sostanze esopolimeriche

Le sostanze esopolimeriche, abbreviate con la sigla EPS, sono composti con elevato peso molecolare costituiti principalmente da polisaccaridi e prodotti da una grande varietà di batteri, fra i quali anche i microrganismi metanotrofi (Scheutz et al, 2009). Nel caso della popolazione batterica metanotrofica, la formazione di EPS, sembra essere collegata ad uno squilibrio di nutrienti e ad una mancanza di ossigeno (Scheutz et al, 2009). La produzione di sostanze esopolimeriche avviene per entrambi i ceppi batterici presenti nei terreni di copertura della discarica, ma studi hanno mostrato che un loro accumulo porta alla selezione di una microflora batterica di Tipo II, dato che l' O_2 potrebbe essere limitante e sono invece capaci di fissare N (Scheutz et al, 2009).

La comprensione dei meccanismi di formazione e sviluppo di EPS, in biofiltri o in biocoperture, può essere utilizzata come indicatore del buon funzionamento o meno del dispositivo, ad esempio evidenziando zone con un sovraccarico di metano in ingresso.

Tabella 6 Parametri forzanti il processo di ossidazione biologica: Valori di riferimento e di LIFE RE Mida

	Valori di riferimento	Autore di Riferimento	LIFE RE Mida
Concentrazione di O₂ [% v/v]	>3	Scheutz et al., 2009	> 7
Concentrazione di CH₄ [%v/v]	< 60	Scheutz et al., 2009	< 27÷33
pH [-]	6.5-8.5	Huber-Humer et al., 2009	-
Temperatura ambiente [°C]	>10	Gebert et al., 2003	-
Umidità [% dw]	>7.8	Gebert et al., 2003	≈ 30 %
Nutrienti			-
NO₃⁻ [mg N/kg]	assente	Bodelier & Laanbroek, 2004	-
NH₄⁺ [mg N/kg]	< 25 mg N/kg	Boecks & Van Cleemput 1996	-
	< 14mg N/kg	Scheutz & Kjeldsen 2004	
Sostanze inibenti	(ammoniaca, nitrati, conducibilità e rame)	Huber-Humer et al., 2009	-
Produzione di sostanze esopolimeriche (EPS)	-	Scheutz et al., 2009	-

2.2. L'abbattimento di NMVOC

Come riportato in Tabella 1, il gas di scarica è composto principalmente da CH₄ e CO₂. Tuttavia, possono essere presenti anche più di 200 composti organici volatili non metanici (NMVOCs), che possono essere tossici o avere un elevato impatto odorigeno. I NMVOCs comprendono composti alifatici (alcani e alcheni), aromatici (benzene, toluene, etilbenzene etc.), alogenati (diclorofluorometano, cloruro di vinile, etc.) idrocarburi e alcoli (etanolo, metanolo etc.). La presenza di NMVOCs nel gas di scarica è dovuta principalmente al processo di volatilizzazione di composti presenti nei rifiuti durante i processi di degradazione anaerobica (Liu, et al., 2015) ed in parte minore alla composizione del rifiuto (e.g. vernici, colle adesive e solventi (EPA, 2011).

Il meccanismo principale che determina le emissioni di NMVOCs è il trasporto degli stessi per mezzo del gas di scarica che è emesso superficialmente dal corpo scarica. Il gas di scarica agisce come un gas *carrier* per i NMVOCs permettendo l'emissione superficiale di tali composti (EPA, 2011). Sebbene le emissioni di NMVOCs contino solo per l'1% delle emissioni totali superficiali, non sono da sottovalutare i loro effetti sull'ambiente (Zou, et al., 2003) a causa della

potenziale importanza tossicologica di alcuni componenti (benzene, cloroetano, cloroetene, 2-butossi-etanolo, arsenico, mercurio, metanolo, 1,3-butadiene, ecc.) (Parker et al., 2002).

Nell'ambito del progetto LIFE RE Mida, per valutare l'abbattimento di tali composti da parte dei dispositivi di trattamento del gas residuale di discarica, attraverso una serie di campagne di monitoraggio è stato effettuato uno screening dei composti NMVOCs presenti nel gas di discarica in ingresso ed emesso dai prototipi. Lo screening dei composti NMVOCs emessi superficialmente è stato effettuato con il metodo della camera di accumulo dinamica (EPA U. S., 1995). Come previsto dal metodo, la camera viene posizionata considerando i punti maggiormente emissivi. Le metodiche UNI EN 13725:2004, NIOSH 6013:1994, U.S. EPA TO 11A 1999, sono state applicate rispettivamente per valutare la concentrazione dei composti odorigeni, le concentrazioni di H₂S e le concentrazioni di NMVOCs.

Dai risultati dello screening dei NMVOCs presenti nel gas di è emersa la predominanza di composti idrocarburici (isobutano, n-butano, n-pentano, n-esano, n-eptano e propilene), che vengono prodotti dai processi di degradazione anerobica e di norma sono associati a sezioni più vecchie dell'impianto (Parker et al., 2002). Infatti, la loro formazione si verifica in zone dove sono presenti condizioni che limitano la produzione di metano favorendo la produzione di idrocarburi con un minor peso molecolare e una minore solubilità. I composti ossigenati e alogenati sono stati rilevati in concentrazioni apprezzabili ma non molto elevate, mentre sono risultate minime le concentrazioni di composti solforati e terpenici rispetto a quanto di norma rilevato nel gas di discarica. In particolare, i composti a bassa soglia olfattiva come l' α -pinene sono presenti in concentrazioni trascurabili nel gas in ingresso.

Invece, relativamente alle emissioni superficiali, è emerso che la maggior parte dei composti analizzati (e.g. composti alogeni, aromatici e solfuri) ha una concentrazione al di sotto del limite di rilevanza. Pertanto, la riduzione della concentrazione di NMVOCs emessa superficialmente è significativa. Complessivamente, l'efficienza media di abbattimento è risultata pari al 70%. In particolare, l'efficienza di abbattimento dell'H₂S è risultata del 100%.

Valori analoghi di abbattimento di composti NMVOCs sono in linea con gli studi di letteratura: gli autori Hurst et al., 2005 osservano che, in coperture giornaliere realizzate con compost, la riduzione delle emissioni odorigene può spingersi fino al 97% e la rimozione dei composti solforici è variabile tra il 63-100%.

Le concentrazioni dei composti osmogeni, nel gas emesso superficialmente dai dispositivi, sono risultate contenute in corrispondenza di tutti i punti di campionamento. Nel complesso si sottolinea che le concentrazioni rilevate sono inferiori a 300 UO/Nm³, generalmente prese a riferimento quale concentrazione limite riferita ai dispositivi di trattamento delle arie esauste (biofiltri in impianti di trattamento rifiuti).

2.3. Media filtranti

Relativamente ai materiali da utilizzare come filter media, gli studi si sono concentrati principalmente su materiali di recupero o a basso costo. Tuttavia, svariati sono stati i materiali indagati per valutarne l'idoneità alla biofiltrazione del metano, fra i quali: miscele di materiali organici, rifiuti sottoposti al processo di compostaggio (Streese & Stegmann 2003, Scheutz et al., 2009), torba, materiali inorganici e inerti come scorie di fondo (*bottom ash*) (Maurice & Lagerkvist, 2004) o palline porose di argilla (Gebert et al 2003); come pure trucioli di legno e cortecce che generalmente sono utilizzati come strutturanti per lo strato filtrante.

Le principali caratteristiche da valutare per la scelta del materiale filtrante riguardano sia parametri fisici, sia chimici che biologici e riassumendo si possono individuare le seguenti (Scheutz et. al, 2009):

- **Porosità e capacità di campo** devono avere un valore tale da permettere una buona diffusione dei gas (sia del gas di discarica, sia dell'O₂ atmosferico), garantire il passaggio dell'acqua su tutta l'altezza dello strato filtrante per garantire un'adeguata umidità e temperatura del materiale filtrante. I materiali con un volume dei vuoti elevato, hanno un elevato effetto isolante e permettono di aver condizioni di temperatura adeguate alla crescita della biomassa metanotrofa, mentre un materiale con elevato valore della capacità di campo consente di mantenere condizioni umidità ottimali durante periodi più siccitosi e limitano la formazione di colaticci, che in sistemi di biofiltrazione passiva, come le biowindows, possono essere causati dall'infiltrazione di acqua meteorica, mentre in sistemi attivi si possono formare in seguito alla bagnatura controllata,
- **Tessitura e stabilità strutturale** devono rientrare in un range di valori tali da evitare che il filter media si compatti eccessivamente in modo tale che non si riscontrino problemi di diffusività dei gas o che si formino percorsi preferenziali con maggiore permeabilità per il gas e si creino hot-spot emissivi. Per alcune tipologie di materiale potrebbe essere indispensabile l'aggiunta di un materiale (trucioli di legno, sabbia etc.), che conferisca le adeguate caratteristiche di tessitura e stabilità strutturale, dovrebbe essere in grado di formare vuoti interstiziali per l'accrescimento del biofilm e minimizzare l'ingresso di materiale a grana fine (come il terreno), per mantenere alta la porosità e la conduttività del gas,
- **Presenza di nutrienti e di sostanza organica** in misura adeguata garantiscono le condizioni favorevoli per lo sviluppo e la successiva crescita delle flore batteriche metanotrofe. Buoni substrati sono i materiali con bassi valori del rapporto C/N e basse concentrazioni di ammonio, che in concentrazioni elevate, riportate in Tabella 6 risulta inibente. Dagli studi effettuati da De Visscher et al., 1999, è emerso che, l'aggiunta del 2-3.4% in peso di materiale organico, in particolare di compost, ad un terreno di copertura, consente di raddoppiare il rateo di ossidazione del metano,
- **pH** compreso fra 6.5-8.5, dato che le flore batteriche possono vivere in un range piuttosto ampio (Scheutz et al., 2009), mentre la **conducibilità** non dovrebbe avere valori troppo elevati per evitare inibizione dell'attività batterica metanotrofa.
- **Stabilità della sostanza organica** presente nel materiale risulta di fondamentale importanza per evitare che si abbia la riattivazione di fenomeni aerobici che possono portare al consumo di ossigeno a discapito delle reazioni di ossidazione biologica del metano, pertanto sono da valutare i valori sia dell'**Indice Respirimetrico Dinamico** sia i valori della produzione potenziale di metano (**Biochemical Methane Potential - BMP**).
- Bassa concentrazione di composti che possono determinare impatti inibenti sull'ossidazione metanotrofica del metano, come ad esempio ammoniaca, nitriti, rame.

Fra i molteplici materiali studiati nella letteratura scientifica emerge che il compost mostra elevati ratei di ossidazione del metano. In particolare, questo comportamento, si osserva per un compost maturo, con caratteristiche abbastanza uniformi, con una distribuzione granulometrica con prevalenza di materiali grossolani e uniformi, con basso rapporto C/N e basse concentrazioni di ammonio. Huber-Humer (2004) ha mostrato che anche il compost ottenuto da fanghi di depurazione e addizionato a trucioli di legno grossolanamente triturtati in

rapporto volumetrico 1:1 ha fornito condizioni molto favorevoli a mantenere un'adeguata umidità e avere buona permeabilità ai gas anche ad alti livelli di saturazione del mezzo. Tuttavia, nonostante le ottime caratteristiche fisiche, le prove sperimentali, effettuate in test in colonna, hanno fatto emergere che le concentrazioni elevate di azoto presenti nel fango (> 1200 ppm/DM), inibiscono alle flore batteriche metanotrofe di attivarsi ed ciò si riflette in un rateo di ossidazione del metano nullo (Huber-Humer, 2004).

Infine, l'aggiunta di materiale inerte, come la sabbia, al compost è risultata essere una buona miscela. Infatti, il materiale inerte agisce come strutturante e permette di diminuire la compattazione che naturalmente si ha in un materiale come il compost ed inoltre permette una migliore diffusione del gas attraverso lo strato filtrante. Nel progetto LIFE RE Mida, compost misto a sabbia in rapporto volumetrico 5:1 è risulta essere una buona miscela da utilizzare come mezzo biofiltrante sia in prototipi di biofiltrazione attivi che passivi.

2.4. Tecnologie per la biofiltrazione del gas di discarica

Nel paragrafo seguente si descrivono in dettaglio le principali tecnologie di biofiltrazione studiate nella letteratura scientifica e applicate nel caso di siti in post gestione o in bonifica. Le tecnologie di biofiltrazione che possono essere utilizzate durante le varie fasi di vita di una discarica per la gestione del gas estratto e prodotto dal corpo dei rifiuti sono riportate in (NSW, 2009).

Al termine della fase di conferimento dei rifiuti, nel tempo, si assiste ad una diminuzione della produzione del gas e della concentrazione di metano in esso contenuto. In questa fase di **post-gestione** si può prevedere l'installazione di sistemi di biofiltrazione attiva, che fungono da complemento ed integrazione delle tradizionali tecnologie di trattamento. Nei piccoli impianti possono essere invece realizzati sistemi di biofiltrazione passiva (biocoperture o biowindows), che sono particolarmente indicati in siti la cui chiusura è avvenuta prima dell'entrata in vigore del d.lgs. 36/2003, e prevedono minori costi di installazione, di realizzazione e minori manutenzioni.

Al **termine del periodo di post-gestione** assunto da normativa pari a circa **30 anni** nel caso siano presenti emissioni tali da non escludere danni per la salute e l'ambiente, potrebbero essere messe in opera tecnologie passive di trattamento, sia per i grandi impianti che per i piccoli impianti.

Tabella 7 Tecnologie di ossidazione biologica da applicare per ridurre le emissioni da impianti di discarica

Inizio Post-gestione	30 anni dall'inizio della Post-gestione
Impianti di grandi dimensioni (100,000-200,000 t/anno)	
Biocopertura finale, per integrare il sistema di estrazione e trattamento	1. Biofiltrazione attiva
	2. Trincee drenanti passive e sistema di biofiltrazione passivo
	3. Biocopertura
	4. Biowindows (e.g. siti in bonifica)
Impianti di piccole/medie dimensioni	
Biocopertura finale, per integrare il sistema di estrazione e trattamento	1. Trincee drenanti e biofiltrazione passiva
	2. Biocopertura finale
	3. Biowindows (e.g. siti in bonifica)

2.4.1. Sistemi passivi

Tre sono i principali sistemi passivi di biofiltrazione che sono descritti in letteratura e studiati per l'applicazione *full-scale*:

- **Biocoperture**, sistema di biofiltrazione nel quale strati di drenaggio del gas di discarica e di materiale biofiltrante vengono inclusi nel pacchetto di copertura definitiva o provvisoria. L'effettiva applicazione di questi sistemi ha tuttavia incontrato alcune difficoltà autorizzative, viste le stringenti indicazioni della *Landfill Directive* e del d.lgs. 36/2003 in merito alle caratteristiche della copertura definitiva; alcune criticità tecniche riguardano la necessità di prevedere un sistema di minimizzazione dell'afflusso meteorico all'interno della copertura date le caratteristiche di porosità dei materiali biofiltranti. Un'ulteriore criticità tecnica potrebbe riguardare necessità di attività di manutenzione, da prevedere sia costante che saltuaria, finalizzata a garantire nel tempo elevate efficienze di ossidazione. Ad oggi è noto un caso di applicazione *full-scale* autorizzato di questa tecnologia presentato dagli autori Gebert et al. (2015) riguardante il trattamento biologico del gas di discarica, studiato in riferimento alle fasi di dimensionamento di 3 finestre filtranti passive ("*full-scale methane oxidation windows*") da realizzare in una discarica in cui sono smaltiti materiali dragati dal porto di Amburgo. Si specifica che l'autorità competente tedesca ha rilasciato la relativa autorizzazione ad applicazione a scala reale, non solo come autorizzazione alla sperimentazione, poiché non si tratta di biogas prodotto da rifiuti urbani, ma da sedimenti/terre da scavo,
- **Biowindow**, sistemi composti da un modulo di biofiltrazione alloggiato direttamente all'interno della copertura definitiva della discarica ed un sistema passivo di drenaggio per l'adduzione del gas da trattare, utilizzabili in corrispondenza di punti emissivi localizzati. Tale tecnologia è proposta dagli autori Kjeldsen et al. (2007), risulta un sistema a basso costo e applicabile a vecchie discariche in cui non è presente un sistema di captazione del biogas. I gas di discarica infatti migrano dal corpo di discarica all'interno della biowindow per diffusione, dovuta principalmente a gradienti di pressione. Il materiale con cui vengono costruite è caratterizzato infatti da una permeabilità al gas maggiore di quella dello strato di copertura,
- **Biotarp**: proposta dagli autori Hilger et al. (2007) come sistema per l'ossidazione biologica del CH₄ in moduli di coltivazione attivi. Questo sistema prevede l'immobilizzazione ed il fissaggio di flore batteriche metanotrofiche in uno strato di materiale che possa essere depositato sulla superficie della vasca di coltivazione al termine delle attività di conferimento giornaliero per essere rimosso e riutilizzato nei giorni successivi.

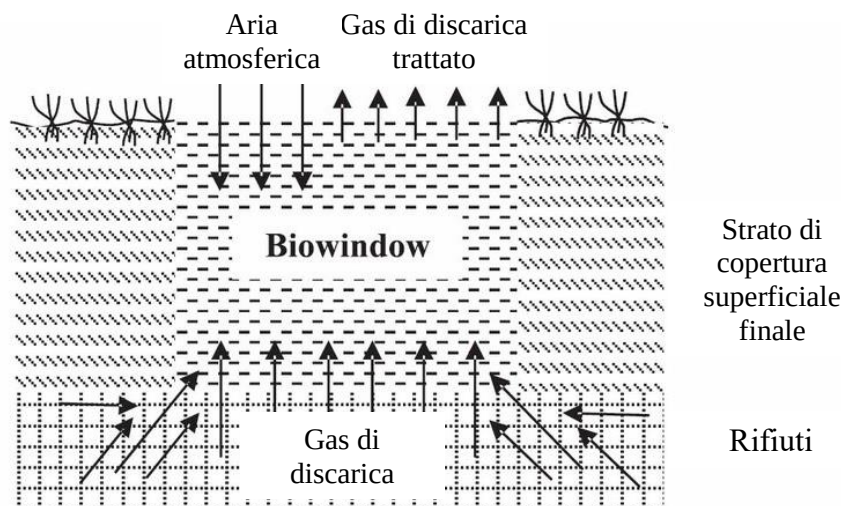


Figura 10 Biofiltrazione passiva del gas di discarica, Biowindow Concept – (Huber-Humer et al., 2008)

2.4.2. Sistemi attivi

I **biofiltri** rappresentano sicuramente i sistemi di biofiltrazione ad oggi più diffusi. Questi prevedono la realizzazione di un letto fisso di materiale biofiltrante che può essere alloggiato direttamente dentro il terreno alla profondità desiderata oppure operante come unità esterna. Per questa tecnologia il gas da trattare è addotto all'unità filtrante sfruttando il sistema di estrazione già presente in discarica e principalmente può operare in due configurazioni, come mostrato anche in Figura 11: *up-flow*, ovvero con flusso che entra dal basso e fuoriesce dalla parte superiore, o *down flow*, ovvero con flusso che attraverso il materiale filtrante dall'alto verso il basso. In genere la configurazione *up-flow* risulta quella più diffusa.

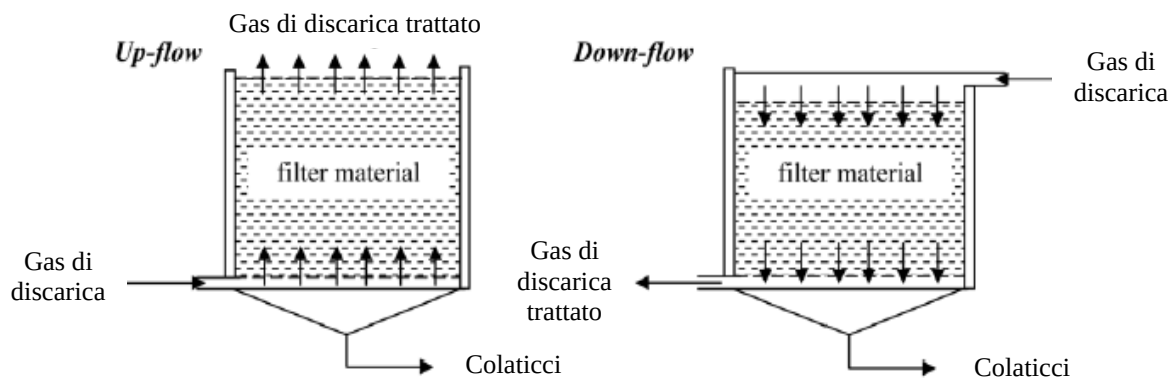


Figura 11 Configurazione di funzionamento dei biofiltri, Scheutz et al., 2009

2.4.3. Fattori che influenzano le performance delle tecnologie

Si descrivono nel paragrafo seguente i fattori che maggiormente influenzano l'efficienza di ossidazione del metano delle tecnologie di biofiltrazione.

Sia per i sistemi di biofiltrazione attivi che passivi si può dire che il principale parametro che influisce sul funzionamento e sulle performance è il carico di metano da trattare. Di non secondaria sono le condizioni climatiche sito-specifiche. Infatti, l'attività batterica, come riportato nel paragrafo 2.1.2, dipende da numerosi fattori. Fra questi l'umidità del substrato di crescita risulta essere fondamentale per il mantenimento delle condizioni adeguate allo

sviluppo dei microorganismi e soprattutto in tutti quei siti in cui sono installati sistemi di biofiltrazione passivi che non possiedono un sistema di bagnatura automatico che regola l'umidità del materiale filtrante deve essere analizzato l'andamento delle precipitazioni stagionali. Inoltre, anche il processo è influenzato anche dalla variazione della temperatura ambientale e della pressione atmosferica.

Riassumendo, si riporta lo schema che verrà seguito nella trattazione:

- A. Carico di metano in ingresso
- B. Variazione della pressione atmosferica
- C. Temperatura del filter media
- D. Caratteristiche del filter media

A. Carico di metano in ingresso

Molti studi, mostrano che le performance di un sistema di biofiltrazione è influenzato dal carico di metano in ingresso al sistema stesso. Infatti, all'aumentare del carico di metano diminuisce la concentrazione e la diffusione dell'ossigeno atmosferico nei pori del materiale filtrante, diventando quindi limitante per le flore batteriche aerobiche metanotrofe (NSW, 2009).

Nella Figura 12, si riporta l'effetto della variazione del carico di metano sull'efficienza di funzionamento del biofiltro attivo studiato nell'ambito del Progetto LIFE RE Mida. In particolare, il grafico mostra che l'efficienza di ossidazione, valutata con il bilancio di massa riportato nel paragrafo 6.2, dipende dal carico di CH_4 in ingresso, espresso in gCH_4/m^2 di biofiltro. Le due variabili sono legate da una legge di tipo esponenziale, con un valore di R^2 pari a 0.62. Si può osservare che per bassi valori del carico, inferiori a $5 \text{ g/m}^2\text{h}$, l'efficienza di ossidazione si mantiene sempre al di sopra dell'85%, mentre c'è un'elevata variabilità se il carico è compreso tra $5\text{-}15 \text{ g/m}^2\text{h}$ ed una diminuzione drastica delle performance se il metano da trattare è superiore a $15 \text{ g/m}^2\text{h}$.

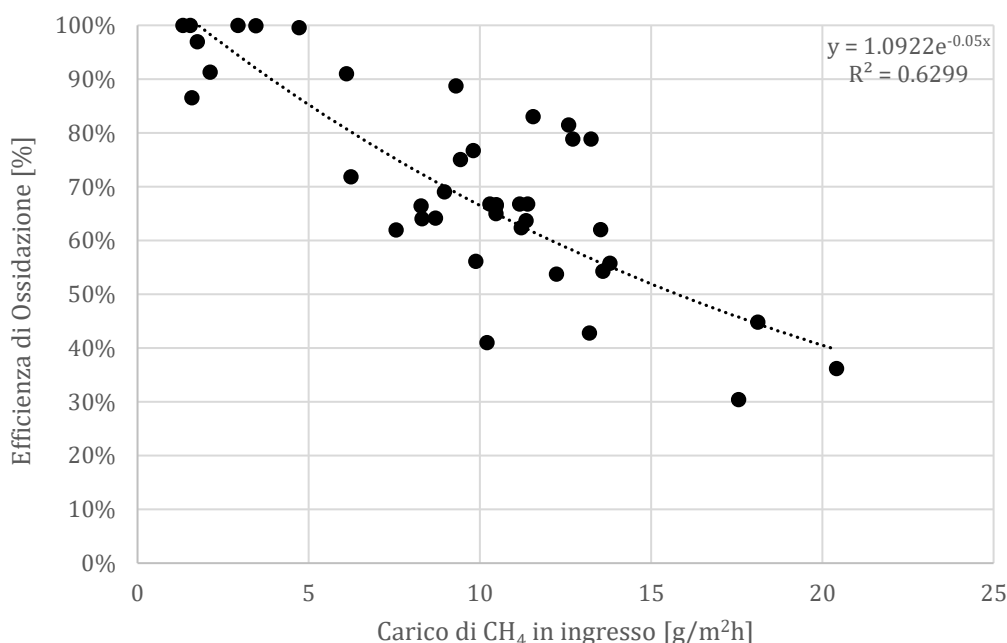


Figura 12 Influenza del carico di metano sulle performance del biofiltro (LIFE RE Mida)

Le evidenze emerse in precedenza sono confermate anche nei grafici di Figura 13 e Figura 14 che riportano la variazione del rateo di ossidazione (Oxidation Rate) in funzione del carico di metano. Il grafico in Figura 13 mostra che, considerando le campagne di monitoraggio svolte, il raggiungimento del valore di ossidazione massimo, indicato dalla retta 100% Oxidation, si raggiunge solo per valori inferiori a 5 gCH₄/m²h, che, se superato, determina una diminuzione ed un'elevata variabilità delle performance di funzionamento.

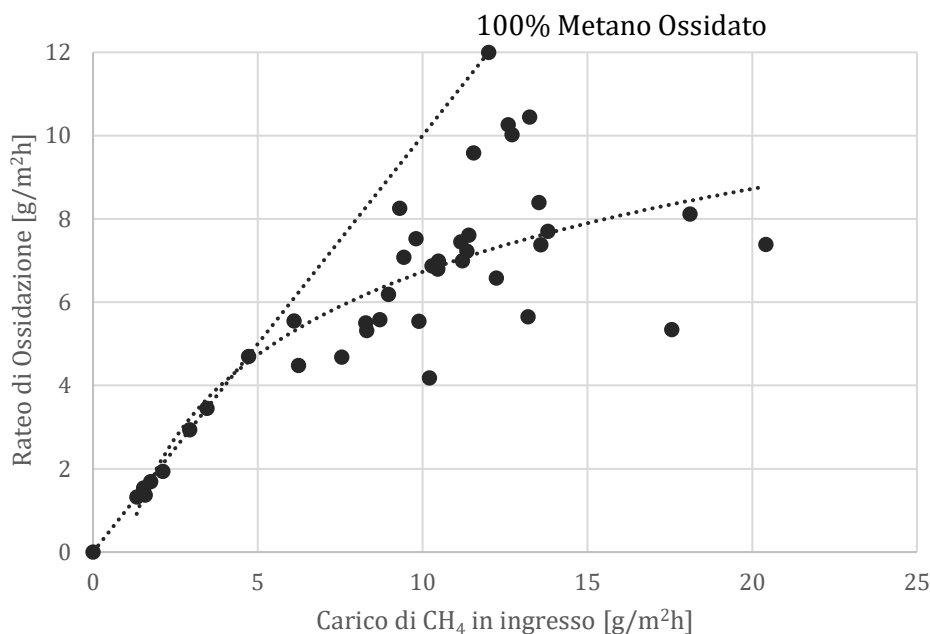


Figura 13 Influenza del carico di metano sulle performance del biofiltro – (LIFE RE Mida)

Per valutare, la variazione dell'efficienza di funzionamento all'interno del sistema di biofiltrazione si è valutato il valore del rateo di ossidazione per ciascun punto in cui è stata effettuata la misura di flusso emissivo. Ciò ha permesso di evidenziare delle zone del biofiltro che sono sovraccaricate e per le quali si osservano performance peggiori rispetto a punti in cui il carico di metano è risultato inferiore a 5 gCH₄/m²h.

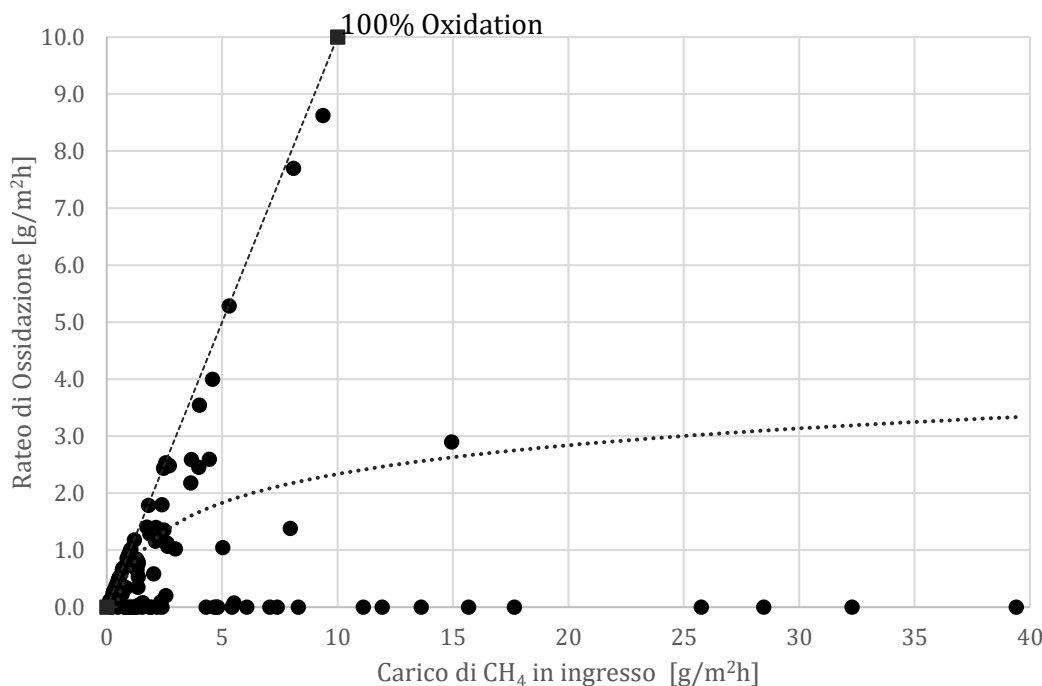


Figura 14 Influenza del carico di metano sulle performance del biofiltro (LIFE RE Mida)

Di conseguenza, risulta importante valutare la quantità, la qualità del gas da trattare e la variabilità di entrambe le variabili ed effettuare il dimensionamento in maniera cautelativa considerando come tali fluttuazioni si ripercuotono sull'efficienza di funzionamento.

B. Pressione atmosferica

Per i sistemi passivi un parametro molto importante da valutare per capire come variano le performance di funzionamento, è la variazione della pressione atmosferica. Infatti, come riportato nel paragrafo 1.1.1 la diffusione del gas di scarica attraverso il sistema di copertura dipende prevalentemente da meccanismi di diffusione e di avvezione. Dalla revisione della letteratura scientifica, è emerso che le emissioni di CH₄ sono legate al gradiente della pressione atmosferica da una relazione lineare, di proporzionalità inversa (Gebert & Grongroft, 2005). Inoltre, anche la composizione del gas di scarica è variabile in funzione dell'alternanza della fase di alta e bassa pressione. Nella Figura 15 è riportato tale dipendenza relativo ad un biofiltro passivo, studiato dagli autori Gebert et al., 2005. Osservando il grafico emerge che nei momenti di bassa pressione, la pressione del gas di scarica è positiva ed elevata e la concentrazione di metano in ingresso al sistema è in aumento, mentre quando la pressione atmosferica aumenta la portata di gas di scarica in ingresso diminuisce ed in alcuni casi c'è un'inversione del funzionamento che consente l'ingresso dell'O₂ all'interno del sistema di biofiltrazione.

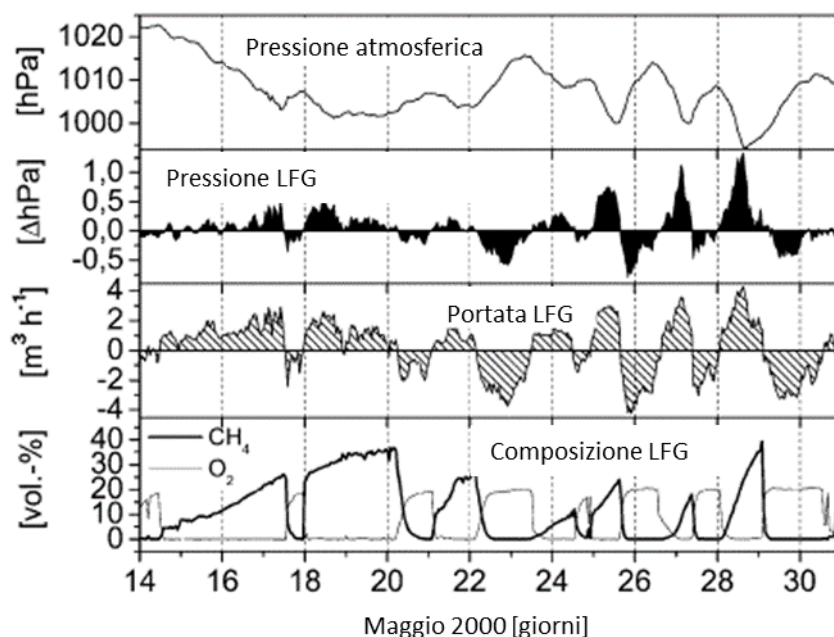


Figura 15 Influenza della pressione atmosferica sulla pressione e sulla composizione del gas di discarica (Gebert et al., 2005)

Pertanto, si consiglia, se possibile, si monitorare la variazione della portata e della composizione del gas di discarica in funzione della pressione atmosferica per almeno un anno (NSW, 2009), e tenere conto di tale variabilità nella fase successiva di dimensionamento.

C. Temperatura del filter media

Fra i parametri di processo da considerare risulta di particolare importanza, al fine di conoscere l'andamento del fenomeno in atto, l'analisi dei profili di temperatura del mezzo filtrante, che, tuttavia è a sua volta funzione dei seguenti parametri:

C.1 temperatura ambientale

- precipitazioni
- umidità atmosferica

C.2 intensità dell'attività del processo microbiologico

- profili di temperatura
- effetto sulle performance

C.1 Temperatura ambiente

La temperatura ambiente, come precedentemente riportato, influenza la temperatura del materiale filtrante che, qualitativamente, indica l'intensità dell'attività batterica presente all'interno del sistema di biofiltrazione. La temperatura ambiente varia sia giornalmente sia stagionalmente e di conseguenza influenza l'attività batterica e le prestazioni di funzionamento.

Nel caso di sistemi interrati, come nelle biowindows studiate per il Progetto LIFE RE Mida, la dipendenza della variazione della temperatura del materiale filtrante con quella atmosferica è minore rispetto a sistemi emersi, come può essere nel caso del biofiltro attivo.

Relativamente al biofiltro, la Figura 16 riporta l'andamento della temperatura media del materiale filtrante misurata a differenti altezze e della temperatura ambientale, linea grigia

tratteggiata. Il grafico mostra che la temperatura del media filtrante segue la variazione stagionale della temperatura ambientale. Pertanto, si dovrà considerare un buon isolamento della vasca in cui è alloggiato il materiale filtrante.

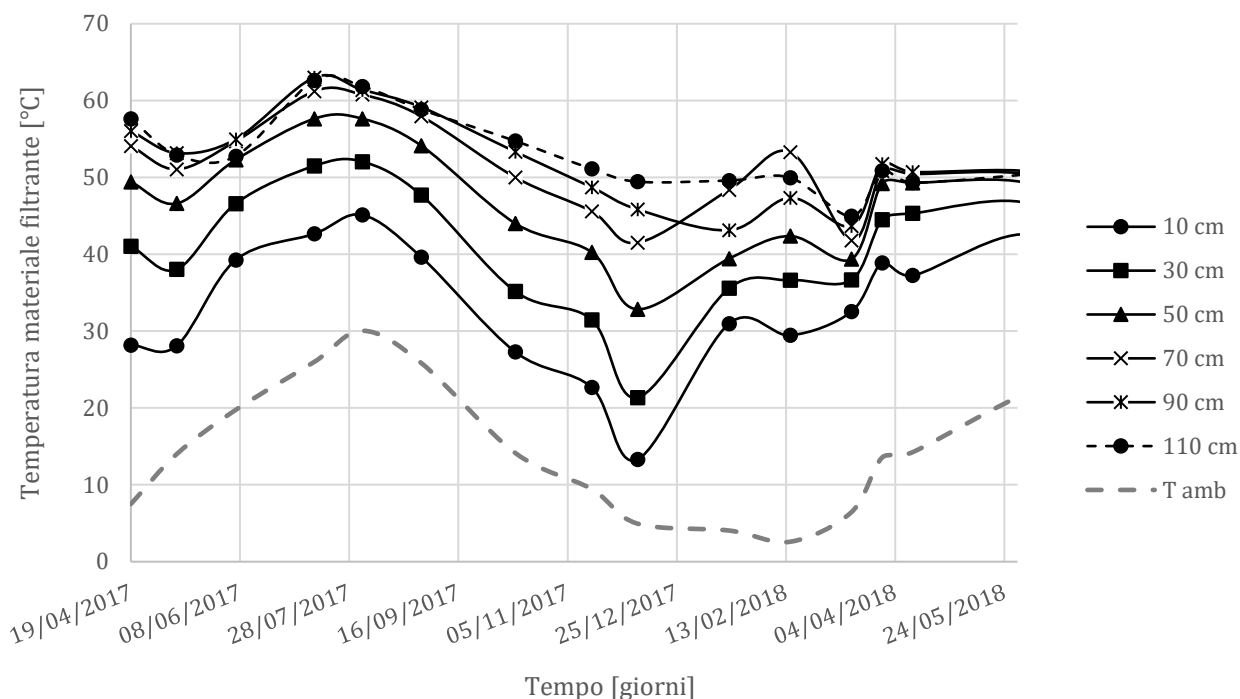


Figura 16 Variazione della temperatura del materiale filtrante in funzione della temperatura ambiente (LIFE RE Mida)

Precipitazioni

Le precipitazioni sono un parametro che influenza la temperatura del materiale filtrante perché in funzione della quantità di pioggia e della porosità del materiale filtrante, l'afflusso meteorico può infiltrarsi nello strato filtrante e far diminuire la temperatura (NSW, 2009).

In climi caldo-umidi devono essere considerati quanti l/m² possono essere generati da una pioggia efficace e con tempo di ritorno elevato (NSW, 2009). Come tempo di ritorno (T_R) dell'evento piovoso è sufficiente considerare tempi di ritorno rappresentativi delle reali condizioni di precipitazione in grado di determinare la completa ostruzione dei pori del media filtrante e la conseguente inibizione del processo di ossidazione del metano (NSW, 2009).

Pertanto, per evitare che si verifichino queste condizioni e avere una buona conducibilità idraulica è bene scegliere come materiale filtrante un materiale con elevata porosità e che sia affiancato da un buon materiale drenante, come la sabbia.

Relativamente alle biowindows, installate presso la discarica di Le Fornaci, in Tabella 8 si riportano i valori dell'efficienza di ossidazione e della precipitazione efficace cumulata caduta in una settimana. In particolare, dall'analisi dei dati è emerso una relazione di proporzionalità inversa fra queste due variabili. Infatti, nonostante le precipitazioni consentano di mantenere un contenuto di umidità adeguato nel materiale filtrante, valori troppo elevati portano ad una minore diffusione dei gas, sia dell'O₂ atmosferico in ingresso dall'alto, sia del metano che proviene dal fondo, e ciò si traduce in una riduzione dell'efficienza.

Tabella 8 Biowindows – Precipitazioni, flussi emissivi ed efficienza di ossidazione (LIFE RE Mida)

Monitoring campaign	CH _{4in} [%]	Average CH ₄ flux out [moli/m ² d]	48 h accumulated precipitation [mm]	1-week accumulated precipitation [mm]	Eff [%]	Temperature amb [°C]
26/01/2017	21.52%	2.87	0	0	82%	3.25
22/02/2017	25.29%	8.06	1.4	10.6	79%	7.20
23/03/2017	24.04%	3.77	0.2	0.2	97%	11.60
26/04/2017	25.00%	0.77	0	0	98%	13.15
17/05/2017	25.82%	2.47	0	0.6	91%	18.85
07/06/2017	17.92%	2.02	0	0	91%	18.60
19/07/2017	19.74%	1.69	0	0	82%	22.80
02/08/2017	18.13%	2.22	0	10.2	69%	29.40
31/08/2017	25.82%	1.34	0	0	94%	25.05
19/10/2017	14.62%	0.70	0	1.4	90%	14.10
23/11/2017	13.78%	0.62	0.0	0.2	95%	11.50
20/12/2017	13.08%	2.19	0	26.8	93%	1.80
25/01/2018	16.93%	1.45	0	2.6	92%	8.35
22/02/2018	21.03%	7.91	0.4	35	83%	3.15
14/03/2018	15.94%	17.11	12.2	44	83%	10.00

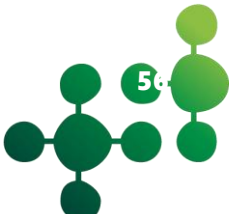
C. 3 Intensità dell’attività del processo microbiologico

Attraverso la misura della temperatura del materiale filtrante si può valutare indirettamente l’intensità dell’attività microbica. Come riportato anche in Scheutz et al., 2009 in uno strato di materiale filtrante la maggior attività batterica si riscontra fra i 20-40 cm di profondità dalla superficie. Infatti, a questa profondità, si presentano le condizioni ottimali, soprattutto in termini di concentrazione di ossigeno, per l’ossidazione biologica del metano da parte delle flore batteriche. Per tale motivo, la ricostruzione dei profili di temperatura all’interno del materiale filtrante è di particolare interesse nella valutazione delle performance del dispositivo. Di seguito sono presentati i profili di temperatura registrati lungo l’altezza delle biowindows realizzate nell’ambito del progetto LIFE RE Mida.

Profili di temperatura

Dall’analisi del grafico in Figura 17 emergono le seguenti evidenze:

- per tutti i dispositivi l’attività batterica è massima proprio fra i 20-50 cm di profondità, come riportato precedentemente,
- il range di temperatura registrato nello strato di massima attività batterica è variabile fra il valore minimo di 29°C ed il massimo, leggermente al di sopra dei valori di riferimento riportati in Tabella 5, di 55°C,
- l’attività batterica è presente e rilevabile per ogni stagionalità: per il dispositivo indicato con il numero 11, i valori più bassi si ottengono in inverno, mentre i massimi sono stati registrati in autunno ed in estate, mentre valori ottimali in primavera.Figura 17 Profili di temperatura - biowindows (LIFE RE Mida)



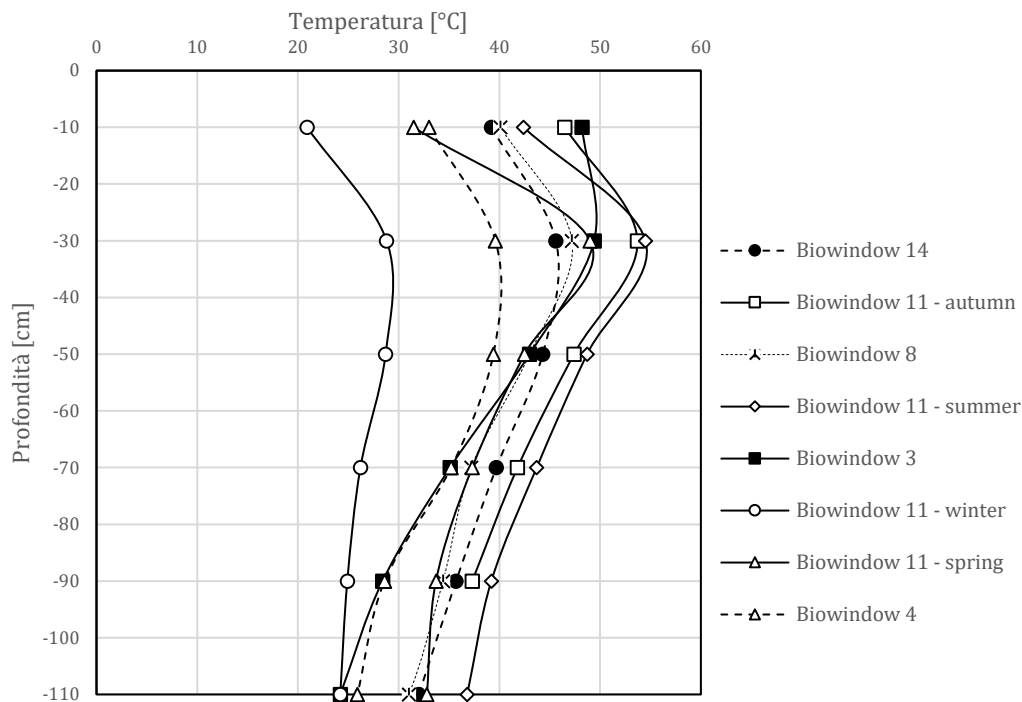


Figura 17 Profili di temperatura - biowindows (LIFE RE Mida)

Effetto sulle performance

Relativamente al biofiltro, in Figura 18 si mostra l'effetto della temperatura del materiale filtrante sul rateo di ossidazione. In particolare, si osserva che i massimi ratei di ossidazione (6-8 g/m²h), si hanno per temperatura comprese tra 30-40°C. Pertanto, per ottenere le massime performance la temperatura del materiale filtrante dovrà essere compreso in questo range che risulta essere anche quello ottimale per avere la massima attività batterica. Inoltre, emerge che valori di temperatura del materiale filtrante al di sopra di 30°C indicano l'attivazione delle reazioni di ossidazione.

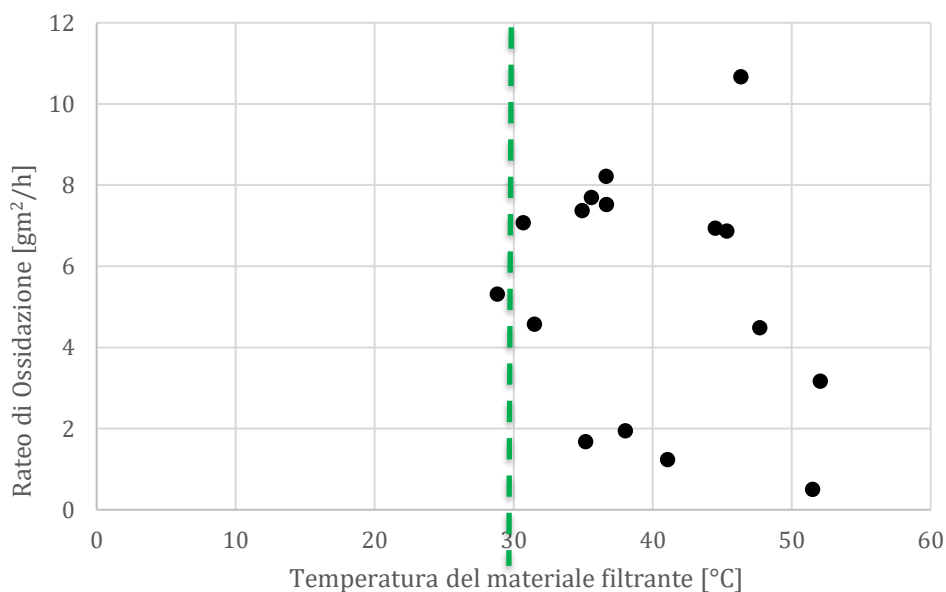


Figura 18 Influenza della temperatura del materiale filtrante sul rateo di ossidazione (LIFE RE Mida)

3. Valutazione di fattibilità

3.1. Valutazioni di applicabilità dei sistemi di biofiltrazione

Al fine di definire l'applicabilità dei sistemi di biofiltrazione al sito in esame è necessario prendere in considerazione i seguenti aspetti:

- quantitativi: rilevamento/monitoraggio della portata di biogas e di metano prodotto ed estratto dall'impianto, flusso emissivo superficiale di metano;
- qualitativi: caratterizzazione del biogas (contenuto di CH₄, H₂S, composti organici volativi non metanici e composti odorigeni), eventuali impatti odorigeni prodotti sul sito;
- tecnici ed economici: disponibilità logistica e sostenibilità economica

Al fine di determinare quando il gas di discarica non possiede più le caratteristiche idonee per essere bruciato in torcia si procede tramite bilancio entalpico annuale, da applicare come riportato nel paragrafo 1.2.

Una volta verificata la possibilità di applicare i sistemi di biofiltrazione, si dovrà procedere ad uno studio sito-specifico di maggior dettaglio, consistente in:

1. Caratterizzazione iniziale del sito:
 - a. identificare le caratteristiche dei rifiuti smaltiti nel sito di indagine (tipologia/composizione merceologica, volumi annuali conferiti),
 - b. determinare la curva di produzione del gas di discarica,
 - c. confrontare la curva ottenuta con i risultati precedentemente ottenuti dal gestore; per evidenziare anche fluttuazioni nella produzione del gas,
 - d. confermare la produzione di gas di discarica nel sito effettuando misurazioni in campo e svolgendo il monitoraggio della composizione e del flusso, la temperatura e il flusso totale di emissioni di LFG (metodologia della camera di accumulo statica - Pecorini 2010),
 - e. valutare le emissioni di NMVOCs e di composti odorigeni (H₂S) per descrivere una situazione iniziale,
 - f. studiare le variazioni climatiche locali mediante un'analisi dei dati registrati dalle stazioni meteorologiche (se presenti sul sito) al fine di:
 - i. valutare come le variazioni climatiche influiscono sul processo di ossidazione biologica,
 - ii. quantificare le precipitazioni per valutare l'influenza sull'umidità della matrice filtrante e la produzione di eventuali colatici,
2. stabilire qual è la tipologia di copertura installata sulla superficie della discarica (variabile in funzione della fase operativa in atto presso l'impianto) e valutarne lo stato (presenza di fratture che permettono l'ingresso di aria atmosferica o la fuoriuscita di gas),
3. valutare l'idoneità della volumetria e della forma finale della discarica per individuare i punti più in quota, in cui la migrazione del gas è facilitata (sistemi di biofiltrazione passivi – biowindows,
4. valutare la disponibilità, dell'idoneità e dei costi dei materiali da utilizzare come media filtranti,

5. valutare la fattibilità tecnica ed economica di realizzare un sistema di captazione nel sito, nel caso in cui non fosse presente e valutare la possibilità di effettuare una Valutazione di Rischio per capire gli impatti della discarica sul territorio circostante,

In Figura 19 è riportato il diagramma decisionale, da seguire nella fase di valutazione e scelta del dispositivo di biofiltrazione da realizzare presso il proprio impianto. Dopo aver valutato la produzione residua del gas di discarica, controllato l'efficiente funzionamento della torcia ed aver verificato che il sistema di captazione e la copertura siano mantenute correttamente, si valuti il valore medio delle emissioni diffuse di metano. Concentrandosi sul caso di **discariche in post-gestione**, se le emissioni medie risultano superiori a **0.5 NICH₄/m²h** ed in impianto è presente un sistema di estrazione attivo allora si valuti la realizzazione di un sistema di biofiltrazione attivo. D'altra parte, se in impianto non è installato un sistema di captazione e sono presenti hot-spots emissivi si valuti l'applicazione di sistemi di biofiltrazione passivi. Infine, se le emissioni superficiali di metano risultano inferiori ad un valore medio di **0.3 NICH₄/m²h** (valutato su almeno 50 punti di campionamento sulla superficie della discarica) ed in impianto è presente un sistema di captazione attivo del gas, si valuti la realizzazione di un sistema di biofiltrazione attiva rispetto ad un sistema di tipo passivo.

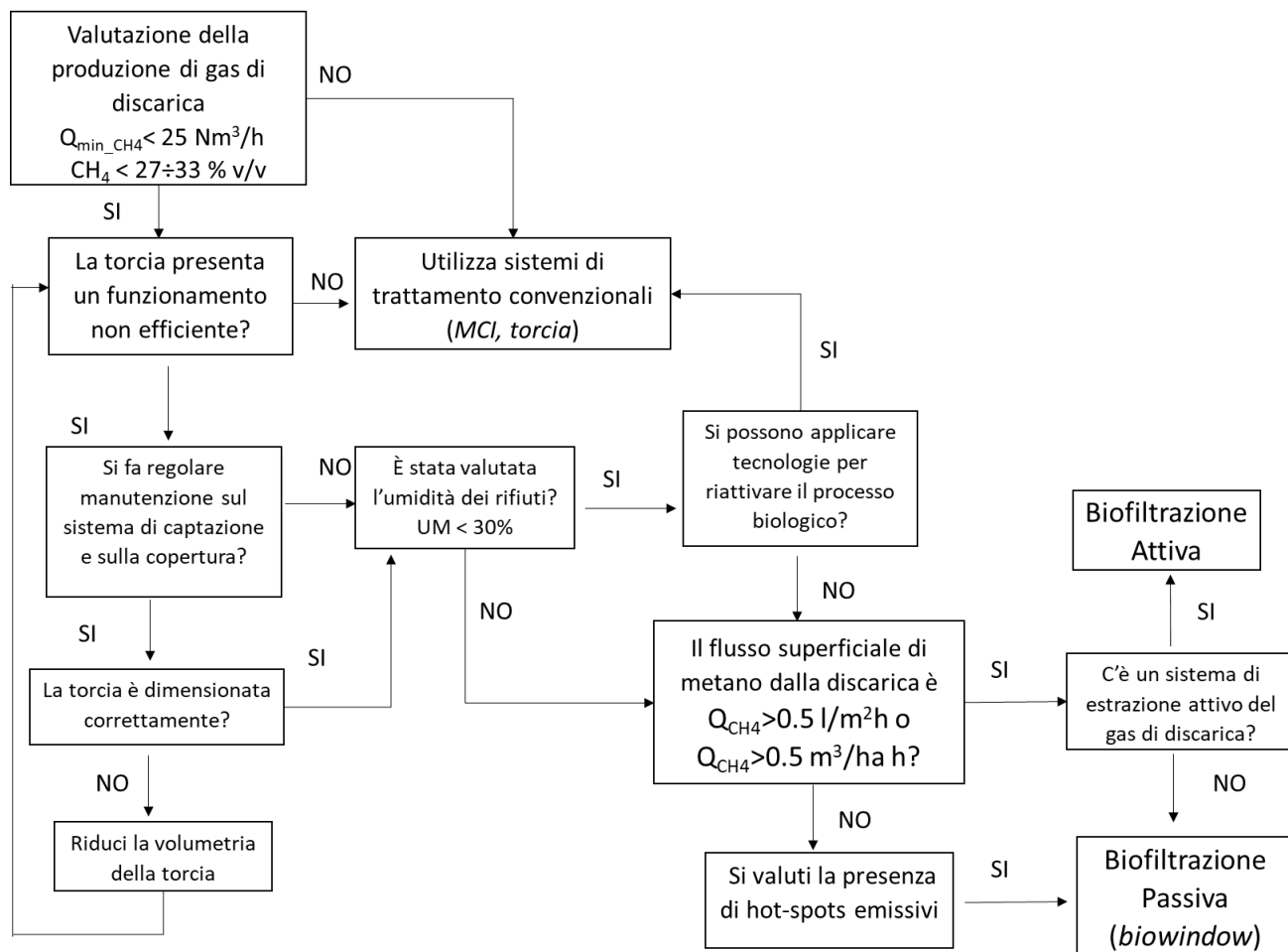


Figura 19 Diagramma decisionale per l'applicazione di tecnologie di biofiltrazione

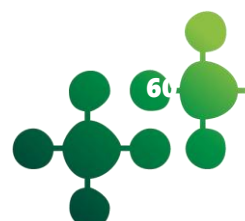
3.2. Dati necessari per un corretto dimensionamento

La procedura da seguire per effettuare un corretto dimensionamento dei sistemi di biofiltrazione viene riportata di seguito:

- i. determinare la **produzione e la qualità del gas di discarica** sito-specifica (Nm^3/h) e confermare che risulti confrontabile con le misurazioni effettuate con monitoraggi in campo. Attraverso le campagne di monitoraggio in campo determinare:
 - **flusso emissivo superficiale**, comprese le fluttuazioni in entrambi. Il monitoraggio dovrebbe essere effettuato per un periodo di tempo tale da consentire la valutazione delle fluttuazioni nella composizione e nel flusso del gas,
 - il **numero di pozzi** di captazione del biogas posti in opera, definire la **composizione e i valori del flusso** di gas captato per ogni sottostazione presente in impianto (se possibile), al fine di **individuare le aree** dell'impianto **con le caratteristiche idonee** all'applicazione dei sistemi di biofiltrazione,
 - determinare il carico s
- ii. valutare le **caratteristiche** e l'idoneità di potenziali **materiali biofiltranti** (anche effettuando prove di laboratorio se necessario): stabilità, porosità, capacità di ritenzione idrica, conducibilità del gas, presenza di materiali contaminanti, rapporto carbonio/azoto adeguato.

In seguito alla fase di dimensionamento vera e propria effettuare anche le considerazioni riportate nei punti seguenti:

- i. valutare se le dimensioni e le prestazioni del sistema di biofiltrazione (attivo o passivo) richiesto per il sito sono adeguate, e scegliere il pacchetto filtrante tenendo conto:
 - del carico di metano in ingresso e la sua influenza sulle prestazioni del biofiltro,
 - delle condizioni climatiche locali,
- ii. Determinare le dimensioni ed il layout del sistema di drenaggio o di diffusione del gas al sistema di biofiltrazione,
- iii. Preparare la documentazione per la costruzione, il funzionamento, il monitoraggio e la manutenzione del sistema, includendo:
 - Layout e/o planimetria, che mostra la posizione del sistema di drenaggio del gas e del biofiltro,
 - dettagli del sistema di drenaggio e di adduzione del gas (e.g. sezione trasversale degli scarichi), delle modalità di collegamento dei collettori di alimentazione del biofiltro, dettagli sulle tempistiche del monitoraggio dei pozzetti di raccolta colattici del biofiltro, (e.g. planimetria, profilo o sezione tipica, caratteristiche del media filtrante e degli altri materiali necessari per la costruzione del dispositivo), dettagli sui dispositivi di monitoraggio (e.g. sonde di temperatura, sonde per il monitoraggio del gas interstiziale, porta campionatrice per valutare la composizione del gas in ingresso, sistema di misurazione della portata)
 - specifiche tecniche per i lavori di costruzione,
 - piano di gestione e controllo del sistema.



3.3. Scelta del media filtrante

È necessario confermare le caratteristiche e l'adeguatezza del materiale filtrante, descritte nelle precedenti sezioni, anche attraverso lo svolgimento di prove e test di laboratorio se necessario: porosità e capacità di campo, tessitura e stabilità strutturale, presenza di nutrienti e di sostanza organica, pH, stabilità della sostanza organica.

Dalla revisione della letteratura scientifica emerge che il compost, ottenuto dalla stabilizzazione aerobica di varie tipologie di substrato (frazione organica di RSU, fanghi di depurazione etc.), possiede molteplici caratteristiche idonee al suo utilizzo come matrice biofiltrante (Huber-Humer et al., 2009).

Le motivazioni che portano a indicare il compost come un buon mezzo filtrante possono riscontrarsi nelle caratteristiche fisiche e chimiche del materiale (Huber-Humer et al., 2009). Una delle migliori qualità del compost è l'elevato contenuto di materiale organico, che determina condizioni favorevoli per lo sviluppo dei microrganismi, ma si devono considerare anche l'elevata superficie specifica, l'elevata capacità di campo, l'elevata porosità ed una tessitura tale da favorire la diffusione dei gas in profondità, la bassa conducibilità termica e di conseguenza il buon effetto isolante (Huber-Humer et al., 2009). Allo stesso tempo, sono richiesti due requisiti essenziali al compost: la stabilità e la maturità. Infatti, il tasso di utilizzo di CH₄ nel compost maturo è superiore rispetto a terreni coesivi e poveri di sostanza organica, come i terreni minerali argillosi, che in genere sono utilizzati per le coperture di discarica (Huber-Humer, 2004). Inoltre, il compost che non è pienamente maturo e ben strutturato può portare, in assenza di ossigeno (<3%) o vuoti saturi di acqua e sviluppo di condizioni anaerobiche, alla produzione di CH₄ invece che all'ossidazione.

Per procedere alla scelta di un idoneo materiale filtrante è necessario effettuare (Huber-Humer et al., 2009):

- (I) pre-indagine in laboratorio per verificare l'idoneità del materiale e la capacità di ossidazione (prove a scala di laboratorio e se necessario a scala pilota, svolgendo test in colonna),
- (II) un monitoraggio in campo per avere indicazioni qualitative del processp di ossidazione in situ che avviene negli strati di copertura,
- (III) misurare le emissioni e valutare le corrispondenti prestazioni dei dispositivi di biofiltrazione, successivamente alla messa in opera.

Dovranno inoltre essere effettuate misure per la valutazione della stabilità del materiale, in particolare quando si utilizza compost. Si rimanda alla Tabella 9 per i parametri ed i valori di riferimento da considerare per la caratterizzazione di un materiale biofiltrante.

4. Dimensionamento dei sistemi di biofiltrazione

Nel capitolo seguente vengono fornite una serie di indicazioni per il dimensionamento del sistema di biofiltrazione che si basano sia sui risultati raggiunti nell'ambito del progetto LIFE RE Mida, sia su altri studi svolti nella letteratura scientifica. I paragrafi successivi riassumono i parametri che devono essere considerati nel dimensionamento delle tecnologie di biofiltrazione e forniscono indicazioni qualitative e quantitative per ottenere performance elevate.

Tali indicazioni risultano valide sia in caso di sistemi di biofiltrazione attivi che passivi. Tuttavia, per i sistemi di biofiltrazione passiva le condizioni ambientali sito-specifiche devono essere analizzate in maniera approfondita e lo spessore dello strato filtrante sarà funzione dei risultati ottenuti. Nel caso di siti con climi caldo-umidi, meglio prevedere uno spessore dello strato filtrante pari a circa 1 m in modo da permettere l'infiltrazione e di conseguenza il drenaggio dell'acqua e avere un'omogenea distribuzione dell'umidità all'interno del media filtrante. Nel caso di climi caldo-secchi, meglio prevedere uno spessore maggiore per lo strato bioattivo al fine di limitare l'evaporazione del contenuto di acqua alla zona superficiale.

4.1. Diffusione del gas

4.1.1. Strato drenante

Lo **strato diffusivo** alla base del sistema di biofiltrazione (dreno di fondo) deve essere installato per prevenire la saturazione del supporto. Lo spessore dello strato dipende sia dalla dimensione e dalla permeabilità del materiale filtrante sia dalla permeabilità dell'aggregato.

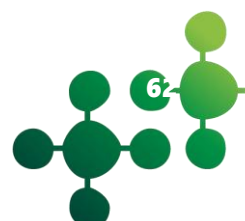
Il dreno di fondo deve presentare le seguenti caratteristiche:

- granulometria elevata/porosità, diametro nominale 40-50 mm e porosità 40-50% v/v
 - ghiaia 16/32 o 32/64,
- 30-50 cm di altezza dello strato filtrante
- meno del 5% di fine (<1 mm)
- alta permeabilità/conducibilità al gas ($k > 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$)
- fisicamente e chimicamente stabile e/o durevole

Dagli studi effettuati, tali caratteristiche consentono una diffusione omogenea del gas verso lo strato biofiltrante superiore. Infatti, una condizione di anisotropia è da evitare per non avere problemi di sovraccarico e conseguente formazione di sostanze esopolimeriche (EPS) nel materiale filtrante, che potrebbero portare ad un impaccamento dello stesso.

Tra i materiali idonei alla realizzazione dello strato drenante sono ricompresi gli inerti di recupero (calcestruzzo riciclato, mattoni e piastrelle) e i materiali di riciclaggio, come rifiuti da costruzione riciclati con granulometria definita. Deve essere garantita la stabilità a lungo termine per quanto riguarda la granulometria e la stabilità chimica (specialmente in un'atmosfera ricca di CO_2). Negli studi internazionali materiali di scarto come pneumatici sminuzzati (Barlaz et al., 2004) o anche diversi tipi di rottura del vetro e cocci (Bogner et al., 2005) sono stati usati come strato di distribuzione del gas.

Infine, per evitare che nel dreno di fondo possa penetrare del materiale filtrante, fra i due strati dovrà essere installato uno **strato di separazione** costituito da materiale geotessile (georete).



4.1.2. Collettori e soffiante

Le tubazioni all'interno del dreno di fondo devono avere adeguate caratteristiche tecniche: ovvero devono essere materiali appropriati per l'uso previsto, pertanto principalmente possono essere utilizzati tubazioni in polietilene ad alta densità (HDPE).

Per limitare e ridurre gli effetti dovuti alla variazione della temperatura ambiente, in particolari in quelle zone climatiche in cui le temperature atmosferiche normalmente scendono sotto i 10 °C o superano i 30 °C, le tubazioni dovranno essere incassate nel terreno. Per le tubazioni provvisorie sopraelevate sarà necessario isolare le tubazioni in funzione della temperatura del gas di scarica e delle condizioni climatiche sito-specifiche.

Il sistema di alimentazione del gas dovrà incorporare un pozzetto di monitoraggio e controllo del flusso di gas di scarica, ove possibile, per consentire il monitoraggio della composizione e del flusso di gas di scarica verso il biofiltro. Nella progettazione del pozzetto di monitoraggio, si dovrà considerare la possibilità di arrestare il flusso del gas di scarica al biofiltro.

Nel caso sistemi di biofiltrazione attivi deve essere dimensionata anche una soffiante per spillare una portata voluta dal sistema di biofiltrazione. La scelta della soffiante deve essere effettuata conoscendo la portata di gas che il biofiltro dovrà trattare e la pressione di mandata del gas, al fine di permettere l'omogenea distribuzione del carico di metano in ingresso al sistema di biofiltrazione.

Al fine di effettuare un corretto dimensionamento della soffiante stessa e dei collettori si forniscono di seguito alcuni criteri dimensionali.

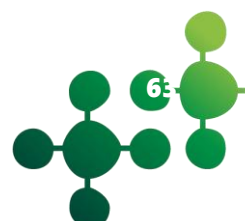
Le principali variabili che influiscono sulla diffusione del gas all'interno del biofiltro sono:

- la sezione del collettore principale (A) e dei collettori secondari (A_1),
- la sezione di uscita del fluido (A_2),
- la differenza di pressione (Δp) del gas, nelle tubazioni, rispetto alla pressione atmosferica.

La relazione riportata di seguito, equazione (1), esprime la portata di fluido attraverso una luce, nel caso ideale e con gas perfetto. La formula è formalmente identica al caso ideale e fluido incomprimibile salvo la presenza di un coefficiente correttivo, Φ_c , *fattore di comprimibilità*, utilizzato per considerare le comprimibilità del fluido. Nel caso in esame, il gas di scarica viene spinto dalla soffiante nel collettore principale (D_n 110 mm) e successivamente, in una configurazione in serie, entra in 9 ulteriori tubazioni. In uscita dalla soffiante la pressione del gas è maggiore di quella atmosferica, ma nelle tubazioni, si verificano perdite di carico dovute al moto ed alla fuoriuscita del fluido attraverso i fori dei collettori. Di conseguenza si osserva una diminuzione di Δp ($p_{01}-p_2$) ed una diminuzione della portata di gas (m_i) alimentata al biofiltro nel moto del fluido dal collettore principale alla fine dal collettore. Pertanto, sopperire alla diminuzione di Δp ($p_{01}-p_2$) e per consentire al fluido di mantenere una portata costante attraverso la luce di uscita è necessario aumentare la sezione della luce stessa, nell'equazione in (1) A_2 , e, se possibile, aumentare la sezione del collettore.

$$\dot{m}_i = \Phi_c A_2 \sqrt{2\rho_{01}(p_{01} - p_2)} \quad (1)$$

Inoltre, al fine di consentire un più omogenea distribuzione del flusso nell'intero sistema di biofiltrazione e ridurre le perdite di carico dovute al moto del fluido, si suggerisce di aumentare gradualmente la sezione dei collettori secondari allontanandosi dalla soffiante. Infine, si



indicano le dimensioni massime della sezione dei collettori e dei fori di uscita del gas dai collettori secondari:

- Diametro nominale massimo dei collettori (D_n): 32 mm,
- Sezione dei fori (Φ): 6 mm,
- Numero dei fori per collettore (n) inferiore a 60,

Ulteriori dettagli per una corretta messa in opera sono riportati nel paragrafo 5.1- 4e 5.2- 1.

Le indicazioni suggerite derivano da simulazioni realizzate nell'ambito del progetto LIFE RE Mida, per valutare l'efficienza del sistema di distribuzione del gas installato all'interno del biofiltro e dai risultati delle attività di monitoraggio, che attraverso la ricostruzione dei flussi superficiali ha permesso di osservare un'anisotropia nella distribuzione del flusso e pertanto di intervenire su tale criticità.

4.2. Media filtrante

Lo **strato bioattivo** nel quale avvengono i processi di ossidazione biologica avrà uno spessore variabile e dipendente dalle caratteristiche del materiale e dalle condizioni meteorologiche della zona climatica (precipitazioni, presenza di periodi siccitosi o inverni rigidi) in cui è situato l'impianto, come si è specificato nel paragrafo 2.4.3. In particolare, lo spessore dello strato attivo deve essere compreso fra 0.8-1.2 m. Sebbene nella letteratura scientifica siano riportati spessori del materiale filtrante anche inferiori di 80 cm, per le condizioni climatiche dell'Europa centrale, le Linee Guida austriache, consigliano uno spessore finale dello strato di almeno 90 cm. Inoltre, devono essere considerati anche i processi naturali di consolidamento e mineralizzazione, che nei primi anni si verificano in maniera significativa e che possono determinare una diminuzione pari al 20% dello spessore. Per un ottimale dimensionamento dello strato devono essere considerati anche i valori di permeabilità e porosità e infine lo spessore dello strato non deve essere eccessivo per non limitare l'ingresso di ossigeno. Le Linee Guida austriache indicano valori di 2-2.5 m come spessore massimo per materiali filtranti realizzati con compost e addizionati con materiale strutturante (sabbia), mentre per i materiali a grana fine o per i compost non maturi e per i quali si potrebbero verificare condizioni di carenza di ossigeno lo spessore massimo è significativamente inferiore

Il materiale filtrante dovrebbe avere le caratteristiche discusse in dettaglio nel paragrafo 3.3 e rispettare alcuni parametri di riferimento che sono riportati in Tabella 9. Si specifica, che i valori riportati sono relativi al compost, in quanto rappresenta nella letteratura scientifica il materiale più utilizzato come substrato per l'ossidazione biologica grazie alle sue caratteristiche fisiche-chimiche e apporto di nutrienti.

Nel caso in cui si utilizzi come materiale biofiltrante il compost è indispensabile addizionarlo ad uno strutturante per impedire la compattazione eccessiva dello strato e permettere alla matrice filtrante di avere la porosità ed il volume dei vuoti tali da consentire l'ingresso di O_2 dall'alto e la diffusione di CH_4 dal basso. I principali materiali strutturanti che vengono impiegati sono trucioli di legno (Scheutz et al., 2009), cortecce (Kettunen et al., 2006) e sabbia (Kettunen, et al., 2006, Scheutz, et al., 2009, Huber-Humer, et al., 2009).

La presenza di sostanza organica e di nutrienti, che possono essere rilasciati lentamente dal materiale filtrante ed essere resi di conseguenza disponibili per la biomassa è un aspetto fondamentale da considerare. Tuttavia, è importante che la sostanza organica risulti stabile, sia in condizioni aerobiche che anaerobiche. Relativamente alla stabilità in condizioni aerobiche

dovrà essere fatto riferimento al test dell'Indice Respiriometrico Dinamico (IRD), mentre in condizioni anaerobiche si dovrà effettuare la prova di biometanazione o Biochemical Potential Test. Il valore dell'IRD dovrà essere valutato utilizzando il metodo A indicato nella norma UNI/TS 11184:2016, ovvero normalizzando l'umidità del campione in analisi per ottenere le condizioni ottimali per la crescita e lo sviluppo delle flore batteriche, indicato in Tabella 9 con l'acronimo IRDP (Indice Respiriometrico Dinamico Potenziale). La valutazione della stabilità anaerobica verrà invece studiata secondo la metodica del Biochemical Methane Potential – BMP proposta dagli autori (Pecorini et al., 2016).

Il progetto LIFE RE Mida ha mostrato che un rapporto compost/sabbia 5:1 risulta ottimale per lo svolgimento delle reazioni di ossidazione biologica, consentendo una buona permeabilità all'acqua, una buona porosità per la diffusione dei gas, elevata capacità di campo per mantenere adeguati contenuti di umidità nella matrice, buono contenuto di sostanza organica e nutrienti.

Tabella 9 Valori di riferimento per la caratterizzazione di un materiale biofiltrante

Parametro	U.M.	Valore di riferimento	Metodo di analisi
pH	-	6.5-8.8*	Metodi di analisi del Compost, Regione Piemonte, 1998
Conducibilità	mS/cm	<4*	ANPA 9 Man 3 2001
Porosità	% v/v	60-70	-
Permeabilità	m s ⁻¹	k>10 ⁻⁵	-
Capacità Idrica Massima (Water Holding Capacity – WHC)	% DM	50-130*	UNI/TS 11184:2016
Umidità	% w/w	30-40%	UNI EN 14346:2007 – Metodo A
Stabilità biologica	Aerobica - IRDP mgO ₂ /kg _{TVS} h ⁻¹	< 1000	UNI/TS 11184:2016
	Anaerobica - BMP NlCH ₄ /kg _{TS}	20	Pecorini et al., 2016
Solfati - SO ₄ ²⁻	mg/kg DM	> 500*	EPA 9056A 2007 EPA 300.1 1997
Azoto ammoniacale NH ₄ ⁺ – N	mg/kg DM	< 400*	Metodi di analisi del Compost, Regione Piemonte, 1998 ANPA 14 Man 3 2001
C/N	-	15°	
Azoto Totale - N _{total}	%DM	> 0.5*	
Azoto Organico	%DM	-	Metodi di analisi del Compost, Regione Piemonte, 1998 EPA 3051 2007 + EPA 6010C 2007
Fosforo totale - P _{total}	%DM	> 0.3*	
TOC	%DM	>7*	Metodi di analisi del Compost, Regione Piemonte, 1998

UNI EN 13137:2002

UNI 10780:1998

Metalli

mg/kg DM

Cu < 60 mg/kg

EPA 3051 2007 + EPA 6010C
2007

*riferito a materiale compost Huber-Humer et al., 2009

°Huber-Humer & Lechner, 2001

4.2.1. Regolazione dell'umidità: gestione delle piogge e dei colaticci

Mantenere una corretta umidità del letto filtrante è indispensabile per raggiungere ed in seguito mantenere delle elevate efficienze di ossidazione. Come specificato nei paragrafi precedenti, il contenuto di umidità e la capacità di campo del materiale filtrante sono caratteristiche fondamentali per lo svolgimento delle reazioni ossidative da parte delle flore batteriche metanotrofe.

Relativamente al compost, nella revisione della letteratura scientifica e anche in seguito a test in colonna svolti nell'ambito del progetto LIFE RE Mida, è emerso che valori ottimali di umidità sono nell'intorno del 30% in peso. Al di sotto di tali valori, emerge che le flore batteriche sono in stress idrico. Inoltre, il sistema di bagnatura è stato impostato e dimensionato per consentire il raggiungimento ed il mantenimento di tali livelli di umidità. In particolare, è risultato necessario garantire una portata di 60 l/min per 5 minuti quattro volte al giorno.

Ulteriori considerazioni da tenere presenti sono le seguenti:

- considerare l'effetto della variazione climatica sull'umidità e considerare la necessità di installare un sistema di irrigazione per mantenere livelli adeguati di umidità,
- valutare e quantificare l'acqua necessaria per l'irrigazione,
- installazione di un dreno di fondo per favorire la fuoriuscita di eventuali colaticci e non avere la saturazione del mezzo filtrante,
- prevedere l'eventuale installazione di una copertura per il controllo delle acque meteoriche,
- nel caso di sistemi di biofiltrazione passiva (e.g. *biowindows*) la presenza di vegetazione può aiutare a ridurre le perdite di acqua per evaporazione nel caso di periodi siccitosi o in climi più aridi, può inoltre favorire l'ossidazione biologica (Ndanga et al., 2013)

4.3. Carico in ingresso e performance attese

Dai risultati delle prove sperimentali svolte nell'ambito del Progetto LIFE RE Mida e anche da vari studi di letteratura è emerso che il carico di metano influenza l'efficienza del sistema di biofiltrazione, sia esso attivo o passivo, seguendo una relazione di proporzionalità inversa, come riportato in Figura 12.

In Tabella 10 si riportano i valori del rateo di ossidazione del metano che deve essere considerato per effettuare un corretto dimensionamento del sistema di biofiltrazione in funzione del carico di metano ed in funzione dell'efficienza di ossidazione. Poiché il carico di metano da trattare è uno dei parametri che maggiormente influenza le performance di funzionamento, dovrà essere verificata sia la quantità che la qualità del gas di scarica che potrà essere prodotto nel tempo nell'impianto in esame, per assicurare che si rispettino le condizioni di funzionamento definite nella fase di dimensionamento (NSW 2009). Inoltre, la costruzione dei dispositivi, come sarà descritto più in dettaglio nel paragrafo 5, dovrà essere effettuata considerando la possibilità di apportare in modo semplice e veloce modifiche al

sistema per consentire, (e.g. nel caso di sottostima del carico da trattare) di adattarne le dimensioni. Infatti, l'eventuale sovraccarico di carico inquinante può portare alla formazione di sostanza esopolimeriche (EPS), che potrebbero impaccare il materiale filtrante, creare delle vie preferenziali di passaggio del gas, non consentire un'omogenea distribuzione del gas e diminuire l'efficienza globale di funzionamento.

Tabella 10 Performance di funzionamento per definiti carichi di metano da trattare (LIFE RE Mida)

Ox. Efficiency [%]	CH ₄ load [g/m ² h]	Ox. Rate [g/m ² h]
90%	3.8	3.43
80%	6.2	5.0
70%	9.2	6.27

Relativamente al dimensionamento di sistemi di biofiltrazione passivi, come le biowindows, per considerare la variabilità del carico in ingresso ed evitare sovraccarichi all'unità di trattamento nei casi in cui non è possibile quantificare la produzione residua di gas di scarica e la sua qualità a causa della mancanza, presso la discarica, di sistemi per il monitoraggio di tali parametri, si utilizzi un coefficiente di sicurezza e si aumentino le dimensioni della sezione di 50 cm per lato.

In entrambi i dispositivi di biofiltrazione si è inoltre osservato che deve essere presente una concentrazione minima di ossigeno del 7% v/v affinché i processi di ossidazione biologica possano avvenire e si registrino le precedenti efficienze di ossidazione.

I parametri fondamentali da considerare per effettuare un corretto dimensionamento di un sistema di biofiltrazione attivo e passivo, sono riportati in Tabella 11. Si osservi, che in questo caso i valori dei tempi di attraversamento del letto filtrante risultano mediamente nell'ordine dei 9-10 minuti, ovvero molto più elevati dei valori solitamente indicati nel dimensionamento di biofiltri per il trattamento delle aree esauste proveniente da impianti in cui sono svolti processi di compostaggio.

In particolare, per valutare il tempo medio di residenza (T_r) si utilizzi la formula seguente riportata nelle *Linee Guida per il Monitoraggio delle emissioni gassose provenienti dagli impianti di compostaggio e bioessiccazione*, redatte da ARTA Abruzzo:

$$T_r(\text{min}) = 60/C_s$$

Dove C_s è il carico specifico volumetrico di metano in ingresso al biofiltro per unità di volume dei pori del materiale filtrante disponibile all'attraversamento del gas in Nm³/m³h e dato dal prodotto del volume del biofiltro per la porosità del materiale filtrante.

Tabella 11 Riepilogo dei parametri per il dimensionamento dei prototipi di ossidazione biologica

Parametri di dimensionamento	Unità di misura	Valore di riferimento	
Carico specifico volumetrico	[Nm ³ CH ₄ /m ³ h]	0.049	
Tempo medio di residenza	[min]	9	
Oxidation Rate	[gCH ₄ /m ² h]	5	
Oxidation Efficiency	[%]	80	
Carico volumetrico VOC	mg/m ³ h	biofiltro attivo	1.18
		biowindows	0.73
Capacità di rimozione VOC	[%]	70	
Altezza del letto filtrante	[m]	1.2 ÷ 1.5	

5. Realizzazione dei sistemi di biofiltrazione

Per procedere nella realizzazione dei sistemi di biofiltrazione si consiglia di seguire un processo che prevede le seguenti attività:

- la gestione e la supervisione dei lavori deve essere effettuata da chi ha sufficiente esperienza e le adeguate qualifiche, oltre a conoscere l'impianto e le modalità di realizzazione del *capping* (in particolare nel caso di biofiltri passivi come le *biowindows*).
- si devono organizzare e pianificare i lavori da svolgere, che saranno oggetto di progettazione e la cui realizzazione sarà preventivamente sottoposta a procedimento autorizzativo ai sensi delle parti II e/o IV del d.lgs. 152/2006,
- si suddividono in fasi le attività previste. Con particolare riferimento alla realizzazione di sistemi di biofiltrazione passivi, che prevedono la rimozione di una parte del *capping* fino al raggiungimento dei rifiuti, sebbene tale pratica non sembrerebbe attualmente prevista dal d.lgs 36/2003, può tuttavia essere applicata in siti in bonifica o in impianti realizzati ed entrati in post-gestione prima dell'applicazione della normativa, come è suggerito anche nei documenti tecnici della Commissione Europea (*Landfill Gas Control - Guidance on the landfill gas control requirements of the Landfill Directive*) e considerando anche che determinate soluzioni tecniche non previste dalla norma (es. *capping* alternativi) sono già state e sono normalmente autorizzate sulla base di valutazioni tecniche preventive che dimostrino l'equivalenza rispetto a quanto previsto dalla norma stessa,
- si deve fare riferimento al documento di valutazione del rischio redatto nell'ambito del progetto e deve essere reso disponibile.

Relativamente all'autorizzazione di tali sistemi, si dovrà provvedere a richiederne l'autorizzazione all'utilizzo all'interno dell'A.I.A. dell'impianto di discarica, prevedendo opportuni limiti di controllo delle concentrazioni di metano o sulle emissioni, come attualmente è stato fatto da alcune amministrazioni a livello nazionale, per ulteriori dettagli Si rimanda al paragrafo 1.3.4.

Ulteriori indicazioni relative alla costruzione alle modalità di realizzazione dei dispositivi sono presentate di seguito.

5.1. Accorgimenti tecnici

La costruzione di sistemi biofiltrazione prevede le generiche attività di costruzione, che principalmente sono riassumibili in:

1. attività di movimentazione terra (scavo, riempimento, compattazione),
2. realizzazione di una platea in calcestruzzo,
3. realizzazione di una vasca di contenimento del materiale filtrante (nel caso di sistemi di biofiltrazione attivi),
4. installazione di un sistema di alimentazione del gas al biofiltro attivo:
 - realizzare un sistema di fori dai risultati ottenuti dal dimensionamento del sistema di alimentazione e provvedere a svolgere il lavoro prima dell'installazione,
 - utilizzare una tubazione fessurata per incamiciare i collettori forati per evitare lo schiacciamento del collettore nella fase di messa in opera del dreno di fondo e del materiale filtrante,

- utilizzare collettori e tubazioni fessurate di materiale che abbia elevata resistenza al punzonamento (PEAD – Polietilene ad Alta Densità),
- 5. gestione dei materiali di riempimento (ghiaia, compost, sabbia, georete)
- 6. realizzazione del plenum di fondo,
- 7. installazione di materiali geotessili,
- 8. realizzazione di un sistema di copertura per limitare l'afflusso delle acque meteoriche e controllare la bagnatura del materiale attraverso la predisposizione di un sistema di irrigazione (sistema attivo)
- 9. installazione di un sistema di irrigazione del materiale filtrante
- 10. realizzazione di un sistema di gestione dei colatici che potrebbero essere prodotti dall'irrigazione del biofiltro e che altrimenti si accumulerebbero sul fondo: prevedere una guardia idraulica, un pozzetto di raccolta ed una pompa ad immersione per l'eventuale svuotamento del pozzetto.

Relativamente alla costruzione delle *biowindows*, che prevedono l'asportazione di una parte della copertura superficiale è inoltre necessario seguire le seguenti indicazioni:

- pianificare le attività da svolgere,
- fare in modo che i materiali necessari (*filter media*, strutturante, ghiaia per il dreno di fondo, argilla per la realizzazione di argini, casseforme per il contenimento del materiale) siano consegnati all'impianto prima che siano iniziati i lavori,
- realizzare argini per il controllo dell'afflusso delle acque piovane nel dispositivo filtrante (per limitare la produzione di colatici),
- durante la fase di scavo dello strato di copertura esistente della discarica, considerare le attività di smaltimento appropriato del materiale di scavo (DPR n. 120 del 13 giugno 2017), potrebbe inoltre essere opportuno prevedere forme di contestuale utilizzo delle terre e rocce prodotte per realizzare opere di completamento e sistemazione superficiale (es. rinfilanchi laterali delle *biowindows*, arginelli di protezione dall'azione delle acque meteoriche dilavanti ecc.). Nel caso in cui lo scavo debba rimanere aperto per qualche tempo potrebbe essere necessario erigere una recinzione temporanea intorno alla fossa per impedire l'accesso e potenziali incidenti,
- procedere nella costruzione della *biowindows* nelle seguenti modalità:
 - posizionare la cassaforma nello scavo,
 - realizzazione del dreno di fondo, depositando sull'ammasso dei rifiuti l'aggregato scelto (ghiaia o altre tipologie di materiali inerti, come specificato in precedenza),
 - posizionare sul dreno di fondo i materiali in geotessile (ad esempio georete) per conservare l'integrità dello strato drenante. Qualora la *biowindows* venga realizzata sulla sommità di pozzi di dimensioni superiori a 150 mm utilizzare in sostituzione della georete una griglia in ferro zincato o altro materiale rigido resistente all'aggressione di vapori acidi, con una adeguata portanza geotecnica onde evitare il collasso della *biowindow* stessa.
 - preparare il materiale filtrante (nel caso in cui sia necessario aggiungere due materiali diversi, compost e sabbia, compost e trucioli di legno),
 - completare la realizzazione riempiendo la cassaforma con materiale filtrante e riducendo al minimo la compattazione.
 - Ricolmare lo spazio esterno presente fra lo scavo e il bordo esterno della *biowindow* andando a riempire con bentonite ed argilla disciolta fresata; infine

bagnare il tutto per garantire una buona sigillatura evitando che il biogas fuoriesca dal bordo esterno.

5.2. Potenziali criticità

Durante la realizzazione dei dispositivi di biofiltrazione (biofiltri attivi o *biowindows*) si possono presentare alcune criticità, che sono riportate in letteratura e che si sono verificate anche durante le attività svolte nell'ambito del progetto.

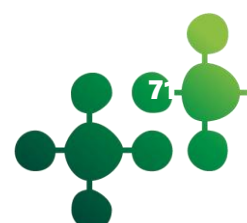
Di seguito sono pertanto elencate una serie di accortezze da seguire nella fase di costruzione, affinché le criticità che eventualmente possono presentarsi non vadano a compromettere le performance di funzionamento dei dispositivi filtranti.

1. Garantire una distribuzione omogenea del gas in ingresso:

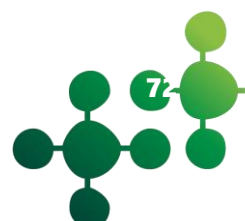
- Evitare l'installazione di un sistema di collettori a pettine, ma eventualmente prevedere l'adduzione con due collettori principali per l'alimentazione,
- Nella fase di dimensionamento del sistema di diffusione del gas tenere delle perdite di carico nel sistema di collettori, del numero e della sezione dei fori realizzati per diffondere il gas nel plenum di ghiaia, come riportato nel paragrafo 4.1.2,
- limitare la dimensione dei sistemi di biofiltrazione e prevedere la realizzazione del dispositivo in moduli indipendenti con dimensione massima di **100 m²** (ARTA - Abruzzo, 2013). Al massimo dovranno essere realizzate 3 moduli di tale dimensione. Si costruiscano i moduli in maniera da eseguire un *by-pass* di ciascuna sezione nel caso in cui sia necessario eseguire le operazioni di manutenzione straordinaria, con particolare riferimento al cambiamento o rivoltamento del mezzo filtrante,
- nel caso in cui verifichi che il numero di fori risulti troppo elevato e la portata di gas esca completamente attraverso i fori presenti nella prima metà delle tubazioni è necessario ridurre il numero di fori almeno nella prima delle tubazioni. Ciò porterà ad un leggero miglioramento, tuttavia risulta inutile ridurre ulteriormente il numero dei fori. Nel caso in cui il miglioramento non risulti evidente, la configurazione migliore è quella che porta all'esclusione di metà tubazioni oltre al dimezzamento del numero di fori nella prima metà. In questo caso, la portata che attraversa ogni tubo aumenterà significativamente e, nonostante la portata che attraversa i primi fori sia nettamente più alta, verrà registrata anche una portata anche negli ultimi fori.

2. Evitare che il materiale utilizzato non sia compattato nella messa in opera:

- nel corso del riempimento il materiale deve essere depositato da un'estremità e poi conseguentemente in arretramento, evitando che il mezzo utilizzato per la messa in opera compatti il materiale già depositato,
- meglio evitare di utilizzare macchinari pesanti,
- l'umidità del materiale utilizzato non deve essere eccessiva perché se il materiale è troppo umido, può portare a una compattazione indesiderata, al contrario se il materiale risulta troppo secco i processi di ossidazione microbica potrebbero essere inibiti per lunghi periodi di tempo.



3. Mantenere un'umidità del materiale filtrante omogenea e raggiungere un'umidità ottimale 30-40%:
 - mettere in opera un sistema di irrigazione a terra con sprinkler, preferibilmente di tipologia *pop-up*, che sono risultati i migliori rispetto a prove effettuate con sprinkler diffusivi installati su un sistema di irrigazione a pioggia.



6. Gestione, monitoraggio e mantenimento dei sistemi di biofiltrazione

L'attività di monitoraggio del sistema di biofiltrazione ha molteplici finalità:

- la caratterizzazione ed il controllo dei processi di ossidazione biologica e di abbattimento di composti NMVOCs e odorigeni;
- la valutazione delle performance e determinazione delle efficienze di funzionamento dei sistemi di ossidazione biologica,
- decidere le attività di manutenzione da svolgere per mantenere o migliorare le performance di funzionamento

6.1. Piano di monitoraggio e controllo

In seguito alla realizzazione dei sistemi di biofiltrazione, si deve predisporre un piano di monitoraggio e controllo, che consenta di raggiungere gli obiettivi specificati in precedenza. Nella fase iniziale di lavoro dei dispositivi è necessario svolgere con una maggiore frequenza (settimanale o quindicinale) le attività di monitoraggio con lo scopo di valutare meglio l'andamento del processo durante la fase di acclimatazione delle flore batteriche metanotrofe. Al termine di questa prima fase, si può stabilire una frequenza di monitoraggio mensile che consenta di controllare monitorare e gestire il processo ormai a regime.

Nel caso di studio, è stato considerato un mese come periodo necessario all'acclimatazione delle flore batteriche metanotrofe (fase di *Start-up*) e che potesse portare al raggiungimento della fase stazionaria. Le attività di monitoraggio che sono state svolte per i due dispositivi di biofiltrazione studiati, suddivise nella fase di *Start-up* e Gestione, e per le quali sono indicate le frequenze di monitoraggio sono riportate in Tabella 12. Tali attività sono ulteriormente suddivisibili in due categorie:

1. Monitoraggio di Routine

- ricostruzione dei profili di concentrazione degli inquinanti gassosi (CH_4 , CO_2 , H_2S),
- ricostruzione dei profili di concentrazione di O_2 ;
- determinazione della composizione del gas di scarica in ingresso,
- determinazione dei flussi emissivi superficiali,
- ricostruzione dei profili di temperatura,
- acquisizione in continuo delle condizioni metereologiche,

2. Monitoraggio Occasionale

- Screening dei composti NMVOCs nel gas in ingresso e emesso dai dispositivi,
- Caratterizzazione del materiale filtrante,
- Caratterizzazione di colaticci (se presenti)

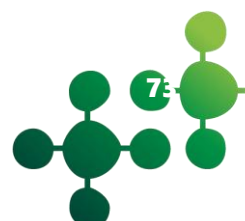


Tabella 12 Piano di monitoraggio e controllo dei sistemi di biofiltrazione (LIFE RE Mida)

Monitoraggio dei sistemi filtranti			
Analisi svolte	Frequenza		
	Fase di Start-up	Fase di Gestione	Metodologia di misura
Materiale filtrante: (profondità di campionamento 0-20cm, 20-50cm, 50-70 cm, >70 cm) - pH - Umidità - Materia organica - TKN - TOC - P_{tot} - NH₄-N - NO₃-N - SO₄ Percolato: BOD₅, TOC, COD, SO₄, N-NH₄, acido nitrico e nitroso, metalli e contenuto di solidi Controllo della superficie del biofiltro, possibili crepe, incrostazioni e secchezza del materiale	Fase iniziale di caratterizzazione del materiale filtrante (nessuna profondità specifica)	- Mensilmente - Mensilmente - Mensilmente - Annuale - Annuale - Annuale - Annuale - Annuale - Annuale Annuale Mensilmente	- APAT (2001) - TS/TVS EN 4346:2006 - TKN, NH₄-N NO₃-N - ANPA 14 Mar 3 2001 - UNI EN 13137:2002 - EPA 3051 2007 + EPA 6010C 2007 - EPA 9056A 2007, EPA 300.1 1997
Analisi del gas residuale in ingresso ai sistemi di filtrazione (CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , H ₂ S)	Continuo	Continuo* Mensile°	Analisi con IR* Analizzatore IR da campo°
Profili di temperatura del materiale filtrante: - in superficie - in profondità	Mensile	Mensile	Sonda termometrica a penetrazione
Acquisizione delle condizioni climatiche	Continuo	Continuo	Centraline meteo, SIR Toscana: - TOS11000083* - TOS03002742°
Individuazione di zone anaerobiche nella matrice filtrante	Ad ogni campagna di monitoraggio	Mensilmente	Analizzatore IR da campo
Controllo del flusso di gas di discarica (landfill gas, LFG) in uscita e in ingresso (per valutare la reazione dei sistemi di filtrazione alle variazioni del carico in ingresso)	Ad ogni campagna di monitoraggio	Mensilmente	Camera di accumulo statica e analizzatore IR da campo

Monitoraggio dei sistemi filtranti

Analisi svolte	Frequenza		
	Fase di Start-up	Fase di Gestione	Metodologia di misura
Ricostruzione dei profili di concentrazione del gas 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110 e 130 cm	Ad ogni campagna di monitoraggio	Mensilmente	Analizzatore IR da campo
Rilevamento delle emissioni di NMVOCs e odorigeni	-	Annuale	Camera di accumulo dinamica per screening VOC (U.S. EPA TO 11A 1999), H ₂ S - NIOSH 6013:1994, e olfattometria dinamica (UNI EN 13725:2004)

*riferito al sistema di biofiltrazione attivo, °riferito al sistema di biofiltrazione passivo

6.1. Monitoraggio dei parametri di processo

L'adempimento del Piano di Monitoraggio e controllo prevede, per alcune attività l'installazione di un sistema di campionamento fisso all'interno del sistema di biofiltrazione. In particolare, la conoscenza dei **profili di concentrazione** degli inquinanti prevede la predisposizione di linee di campionamento, che consentano di indagare il processo per l'intera altezza dello strato filtrante. La disposizione spaziale delle linee di campionamento deve essere tale da consentire di valutare le modalità di distribuzione del gas all'interno del biofiltro. Il numero e la posizione di linee di campionamento dipendono dalla superficie del dispositivo. Nel caso di sistemi di biofiltrazione attiva, dovrebbero essere installate almeno 6 linee di campionamento quando l'area è maggiore di 250 m². Relativamente ai sistemi di biofiltrazione passiva i profili dovrebbero essere ricostruiti almeno in duplicato per dispositivi con superficie maggiore o uguale a 4 m².

Per valutare l'intensità dell'attività batterica si fa ricorso alla determinazione dei **profili di temperatura** lungo lo spessore dello strato filtrante attraverso l'utilizzo di sensori di temperatura. Gli strumenti di misura della temperatura, essenzialmente termocoppie possono essere fisse in determinate zone del dispositivo e collegate ad un sistema di acquisizione o alternativamente può essere utilizzata una **sonda termometrica a penetrazione**, che consente di determinare la temperatura del materiale ad altezze ed in zone prestabilite, ma modificabili.

Come specificato nel paragrafo 2.1.2 i microrganismi metanotrofi risultano per loro natura sensibili alle condizioni ambientali. È quindi di interesse approfondire lo studio delle **condizioni meteoclimatiche** per valutare come la variazione influisce sulle efficienze di trattamento del sistema biofiltrante. Pertanto, oltre ad una valutazione preliminare delle condizioni meteorologiche sito specifiche, i parametri da monitorare in continuo risultano:

- Temperatura atmosferica,
- Umidità dell'aria,

- Precipitazioni cumulate giornaliere,
- Pressione atmosferica.

Si specifica che, per i sistemi di biofiltrazione attiva per i quali è previsto un sistema di copertura e di bagnatura controllata non si considerano le precipitazioni, tuttavia è di interesse effettuare campionamenti della matrice filtrante per consentire di gestire le fasi di irrigazione, controllare l'umidità della matrice filtrante, capire se vengono prodotti colaticci e in che quantità e qualità. Al contrario, per i sistemi di biofiltrazione passiva è da prevedere un aumento della frequenza di campionamento in seguito ad eventi piovosi significativi (e.g. >20 mm di precipitazione efficace).

Considerando che l'applicazione delle tecnologie di biofiltrazione sperimentate verrà effettuata principalmente in discariche che non prevedono una guardiania permanente, per poter effettuare un monitoraggio che consenta di valutare il funzionamento dei dispositivi sia con metodi e parametri di facile applicazione e interpretazione e che consentano al tempo stesso di intervenire rapidamente e che sia sostenibili economicamente, si consiglia di:

- monitorare durante il monitoraggio **mensile** esclusivamente il parametro di **temperatura**, nei sistemi di **biofiltrazione passiva**,
- effettuare un controllo in **continuo** del gas residuale in ingresso esclusivamente nel caso dei **sistemi di biofiltrazione attivi**, installando una porta di campionamento sulla tubazione di mandata della soffiante,
- limitare ad una **frequenza semestrale** la caratterizzazione del gas residuale in ingresso ai **sistemi passivi** utilizzando le apposite sonde di campionamento alla massima profondità installate durante le attività di realizzazione dei dispositivi,

L'elaborazione dei dati campionati sarà quindi utile alla determinazione delle condizioni di funzionamento del sistema, alla correlazione fra le condizioni ambientali e le efficienze di trattamento stimate e all'individuazione di parametri forzanti il sistema, con le modalità riportate nel paragrafo 6.2.

6.2. Valutazione delle performance

L'insieme delle attività di acquisizione dati previste dal Piano di Monitoraggio, sono necessarie per controllare il funzionamento e valutare le performance dei sistemi di biofiltrazione. Considerando che il fine ultimo dei sistemi di ossidazione biologica è la riduzione delle emissioni di gas climalteranti, in particolare del CH₄, in atmosfera e l'abbattimento di composti organici non metanici, nocivi per la salute umana, le metodologie strumentali utilizzate per l'*assessment* sono mirate alla determinazione delle emissioni superficiali dai prototipi di tali composti. Nel seguito, se non altrimenti specificato, si intenderà con flussi emissivi le emissioni superficiali di CH₄.

Ad oggi, sono disponibili molti metodi per la stima dei flussi emissivi, tuttavia nessuno è indicato come riferimento e nella comunità scientifica i dibattiti sull'affidabilità delle metodologie proposte sono molteplici. Infatti, ciascun metodo presenta una serie di vantaggi e svantaggi collegati all'affidabilità e all'accuratezza della misura svolta. Generalmente, i metodi elencati di seguito, sono utilizzati per la stima delle emissioni diffuse in un impianto di discarica, ma possono anche essere facilmente adattabili allo svolgimento di misure sulla superficie di un modulo di biofiltrazione. Si distinguono tre livelli di valutazione delle emissioni superficiali:

- **l'ispezione visiva** della superficie prevede di individuare visivamente la presenza di crepe o fratture superficiali che si trasformano in punti con valori di flusso emissivo molto alto denominati *hot-spots*,
- una **valutazione qualitativa** utilizzando strumenti (e.g. rivelatori a ionizzatori di fiamma - FID), che consentono di ricostruire una mappa di isoconcentrazioni di metano misurando la concentrazione di metano in punti di una maglia prestabilita. Queste tipologie di misure rappresentano una fotografia dei flussi in specifiche condizioni ambientali e meteorologiche specifiche,
- una **valutazione quantitativa** dei flussi emissivi.

Relativamente alla **valutazione quantitativa** dei flussi emissivi, il metodo più largamente utilizzato è quello della camera di accumulo statica. Questo metodo prevede l'utilizzo di un volume di controllo chiuso che viene fatto aderire sulla superficie del biofiltro o della *biowindow* e permette di stimare il flusso superficiale di metano e CO₂, basandosi sulla regressione lineare dell'incremento di concentrazione dell'inquinante nel volume di controllo misurato in uno specifico intervallo di tempo. La concentrazione dell'inquinante nella camera viene misurata utilizzando uno strumento analizzatore gas infrarosso. Le metodologie utilizzate nel caso di studio sono quelle sviluppate e validate nell'ambito della tesi di dottorato relativa ai *Sistemi di monitoraggio delle emissioni diffuse di biogas da discarica per la ottimizzazione del sistema di gestione* di Pecorini (2010).

La stima del metano ossidato si effettua impostando un bilancio di massa del flusso di metano in ingresso e in uscita dai sistemi di ossidazione biologica.

$$\text{Efficienza globale } [\%] = \frac{\text{flusso specifico } CH_{4in} - \text{flusso specifico medio } CH_{4out}}{\text{flusso specifico } CH_{4in}}$$

$$\text{flusso specifico } CH_{4in} [Nm^3/m^2h] = \frac{Q_{biogas} \cdot [CH_{4in}]}{A_{biofiltro}}$$

$$Q_{biogas} = \text{portata di biogas ingresso biofiltro } [Nm^3/h]$$

$$[CH_{4in}] = \text{concentrazione di metano nel biogas } [\%v/v]$$

$$A_{biofiltro} = \text{area biofiltro } [m^2]$$

$$\text{flusso specifico medio } CH_{4out} [Nm^3/m^2h] = \text{flusso medio specifico di } CH_4 \text{ emesso superficialmente dal sistema di biofiltrazione}$$

Inoltre, attraverso la metodica della camera di accumulo statica è possibile determinare anche il valore della concentrazione di metano presente nel volume di controllo della camera, i cui valori guida sono indicati nel paragrafo 8.

Si verifica attraverso la valutazione dei flussi emissivi puntuali, che non ci siano zone preferenziali di uscita del gas.

Relativamente alla stima dei flussi emissivi dei composti organici volatili (NMVOCs), viene più frequentemente utilizzato il metodo della camera di accumulo dinamica. La metodologia utilizzata per il campionamento dei NMVOCs, riportata nel paragrafo 2.2., prevede che un flusso di aria noto (nel caso in esame è stato utilizzato azoto, N₂) venga fatto fluire all'interno di un volume di controllo noto. Le concentrazioni di gas nell'aria sono misurate prima e dopo l'attraversamento della camera ed il tasso di emissione dell'inquinante è calcolato in base alla variazione in concentrazione e al flusso. Secondo questo metodo la camera viene posizionata

sull'area da monitorare che solitamente, è rappresentato dai cosiddetti *hot-spot* o punti ad elevata emissione.

Anche in questo caso impostando un bilancio di massa sul flusso di ciascun composto all'ingresso del prototipo e all'uscita del volume di controllo della camera, viene valutato l'abbattimento di ciascun inquinante. Il flusso emissivo della sostanza dalla superficie può essere stimato a partire dal bilancio di massa schematizzato in Figura 20.

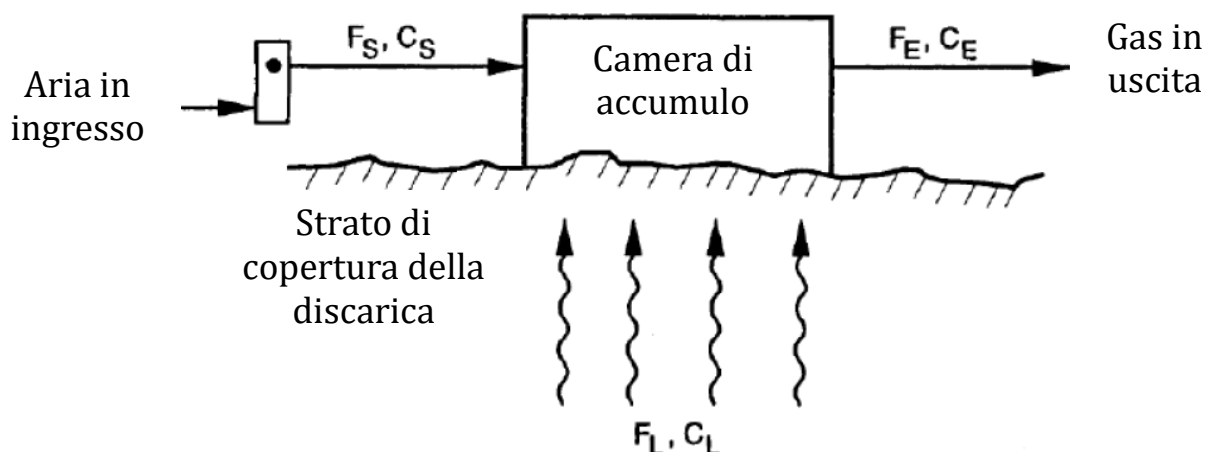


Figura 20 Schema per l'impostazione del bilancio di massa per la valutazione dell'abbattimento di NMVOCs. (U.S. EPA, 1995)

Relativamente ai valori di **temperatura** del materiale filtrante è da considerare che i batteri metanotrofi, come indicato nel paragrafo 2.1.2, lavorano principalmente fra 25 e 40 °C. Valori al di fuori di tale range possono essere indicatori di un peggioramento delle performance di funzionamento, tuttavia si deve considerare che:

- nel caso di sistemi di **biofiltrazione attivi** si possono raggiungere temperature mediamente più elevate in quanto l'ossigeno è maggiormente disponibile ed è presente nel gas di discarica che viene trattato,
- nel caso di sistemi di **biofiltrazione passivi** si possono riscontrare sia valori minori sia superiori a causa dell'effetto che la temperatura ambiente può avere sul processo biologico nei mesi invernali ed estivi.

Se per entrambi i dispositivi si osserva che il profilo di temperatura risulta avere valori incompatibili con il range indicato si dovrà provvedere ad attuare delle attività di manutenzione e a gestire le anomalie di funzionamento, come indicato nel paragrafo seguente.

6.3. Attività di manutenzione e gestione delle anomalie di funzionamento

Affinché le performance di funzionamento dei dispositivi di biofiltrazione possano mantenersi elevati è necessario svolgere delle attività di manutenzione. La frequenza dello svolgimento delle attività di manutenzione può essere valutata in seguito ai risultati delle campagne di monitoraggio.

Principalmente, si possono individuare due tipologie di attività di manutenzione dei dispositivi di biofiltrazione attivi e passivi:

Attività di **manutenzione ordinaria**:

- riportare a livello lo spessore dello strato filtrante nel caso in cui si fossero verificati degli abbassamenti dovuti alla compattazione del materiale,
- verificare che lo strato di ghiaia drenante non sia impaccato e consenta l'allontanamento delle acque meteoriche nel caso di sistema di biofiltrazione passivi e delle acque della bagnatura per i biofiltri attivi,
- smuovere lo strato filtrante superficiale nel caso in cui si formino delle croste superficiali in seguito a periodi siccitosi (in particolare per dispositivi passivi)
- rimozione di erbe infestanti che possono crescere sul letto filtrante;
- controllo della tenuta degli argini di contenimento perimetrali e della loro efficienza nell'allontanare le acque superficiali meteoriche, ed eventuale rifacimento (solo per biowindows).
- Verificare l'assenza di crepe e fessurazioni del terreno intorno al bordo esterno del cassone delle biowindows e, se presenti, ripristino mediante fresatura del terreno e riporto di argilla o bentonite.

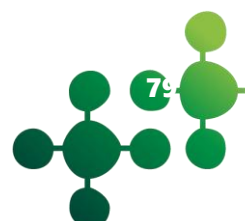
Attività di **manutenzione straordinaria**:

- ricondizionamento del *filter media*, ovvero l'omogeneizzazione attraverso il rivoltamento del materiale filtrante, nel caso in cui si osservi la presenza di compattazione eccessiva in alcune zone della matrice filtrante che determinano vie preferenziali per la migrazione del gas,
- sostituzione del materiale filtrante se si osserva:
 - una riduzione eccessiva delle performance del biofiltro (<60%)
 - un assestamento del materiale repentino, che può causare la riduzione della porosità può portare all'ostruzione del materiale filtrante indice di crescita batterica e formazione di EPS ed una conseguente diminuzione della diffusione di acqua e gas.

Di interesse particolare, sia da un punto di vista tecnico che economico, è la durata della vita del materiale filtrante. I fattori che influenzano la capacità di mantenere elevati valori del rateo di ossidazione di un determinato materiale filtrante, ed in particolare del compost, sono il carico di metano in ingresso, l'intensità e lo sviluppo all'interno del filter media delle flore batteriche metanotrofe e nel caso delle biowindows, particolare influenza ha anche l'avvicinarsi delle stagioni. In letteratura non sono disponibili molti dati relativi a questa tematica, tuttavia i risultati delle prove svolte in Australia alla discarica di Kelso, effettuate su biocoperture, indicano che il materiale filtrante può mantenere elevate capacità filtranti fino a tre anni dall'avvio del processo.

Le operazioni di manutenzione ordinaria e straordinaria, come riportato in anche da ARTA - Abruzzo, 2013, dovranno essere annotate in un registro per tenere uno storico delle attività svolte e dovrà essere tenuto a disposizione se richiesto dall'autorità preposta al controllo, dovrà essere dotato di pagine con numerazione progressiva e dovranno essere riportate:

- la data di effettuazione dell'intervento;
- il tipo di intervento (ordinario, straordinario, ecc.);
- la descrizione sintetica dell'intervento;
- l'indicazione dell'autore dell'intervento.





UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE
DIEF
DIPARTIMENTO
DI INGENGERIA
INDUSTRIALE



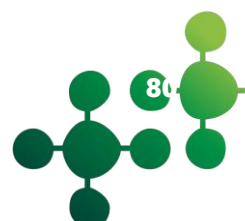
LIFE RE Mida
LIFE14 CCM/IT/000464
Duration: Jan 2016 – Dic 2018

Nel caso in cui si rilevi per una o più apparecchiature, connesse o indipendenti, un aumento della frequenza degli eventi anomali, le tempistiche di manutenzione e la gestione degli eventi dovranno essere riviste.

info@liferemida.it

www.liferemida.it

www.facebook.com/LIFEREMida



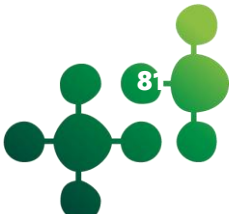
7. Stima dei costi

7.1. Realizzazione del sistema di biofiltrazione

Si riportano in Tabella 13 ed in Tabella 14 i costi previsti per la realizzazione dei sistemi di biofiltrazione, rispettivamente biofiltro attivo e biowindows passivo, realizzati nell’ambito del Progetto LIFE RE Mida.

Tabella 13 Costi di realizzazione e manutenzione prototipo di biofiltrazione attiva

Costi di realizzazione Biofiltro		
Tipologia costo di realizzazione	€/m³ - ton	Note
Costo totale prototipo su unità di volume di materiale filtrante da posare	329 €/m³	Costo totale prototipo su unità di volume di materiale filtrante da posare, Volume del prototipo pari a 486 m³ - 270 m²
Costo totale prototipo su unità di volume di materiale filtrante da posare	255.7 €/m³	Costo totale prototipo su unità di volume di materiale filtrante da posare, Volume del prototipo pari a 162 m³ – 90 m²
Realizzazione vasca Biofiltro in cemento armato	74.3 €/m³	Costo su materiale filtrante da posare
Compost	3 €/ton	Valore di mercato
Ghiaia	13.50 €/ton	Valore di mercato
Sabbia da unire con compost	20 €/ton	Valore di mercato
Costo di manutenzione e gestione Biofiltro		
Controllo generico tubazioni e sistema di adduzione gas al biofiltro: operatore specializzato	30.39 €/h	Manutenzione ordinaria Considerare un intervento settimanale di 4-5 h
Manutenzione sistema di bagnatura: idraulico	30 €/h	Manutenzione ordinaria Considerare un intervento giornaliero, due volte l’anno
Operazione di rivoltamento terreno: operatore specializzato	28.21 €/h	Manutenzione straordinaria Considerare un intervento biennale, di una durata di circa 10 giorni
Operazione di rivoltamento terreno: noleggio escavatore 410 €/sett.	410 €/settimana	Manutenzione straordinaria Considerare un intervento biennale, di una durata di circa 10 giorni



Relativamente al biofiltro, i costi riportati in Tabella 13, considerano anche le spese sostenute per l'acquisto della soffiante e della sottostazione dedicata, per l'installazione del quadro elettrico e del sistema di analisi del biogas, per l'installazione del sistema di bagnatura, che tuttavia dipenderanno dal fornitore e dalla dimensione del sistema di biofiltrazione da realizzare. Inoltre, sono inseriti anche i costi relativi alle attività di manutenzione ordinaria. Si osservi che in Tabella 13 è riportato anche il costo di realizzazione di un sistema di biofiltrazione attivo di un'area di 90 m².

Relativamente alle biowindows, i costi riportati in Tabella 14 considerano i costi sostenuti per la realizzazione dello scavo, l'installazione di casseforme in metallo per sostenere il materiale filtrante, la messa in opera ed il costo del dreno di fondo e del materiale filtrante, la georete, la sigillatura dello scavo con argilla bentonitica ed il materiale utilizzato per la realizzazione del sistema di monitoraggio dei dispositivi.

Tabella 14 Costi di realizzazione e manutenzione prototipo di biofiltrazione passivo

Costi di realizzazione Biowindows		
Tipologia costo di realizzazione	€/quantità - kg - m ² - m ³	Note
Costo totale singola biowindow su unità di superficie/volume di materiale filtrante da posare	187.2 €/m ³	Considerando i costi di realizzazione forniti dal Progetto LIFE RE Mida, e il volume del prototipo pari a 6.4 m ³
Casseri di lamiera zincata	380 €/pezzo	Considerando i costi di realizzazione forniti dal Progetto LIFE RE Mida
Bentonite per sigillare i bordi	1.55 €/kg di bentonite	Considerando i costi di realizzazione forniti dal Progetto LIFE RE Mida
Griglia metallica fondo 1500x1500 - 15x76 - 25x2	150 €/pezzo	Considerando i costi di realizzazione forniti dal Progetto LIFE RE Mida
Angolare di ferro verniciato 40x40x4x2080	7€/pezzo	Considerando i costi di realizzazione forniti dal Progetto LIFE RE Mida
Tubo rigido (materiale per monitoraggio)	0.85 €/pezzo	Considerando i costi di realizzazione forniti dal Progetto LIFE RE Mida
Tappo in plastica (materiale per monitoraggio)	0.29 €/pezzo	Considerando i costi di realizzazione forniti dal Progetto LIFE RE Mida
Compost	3 €/ton	Valore di mercato
Ghiaia	13.5 €/m ³	Valore di mercato

Sabbia da unire con compost	21.6 €/ton	Valore di mercato
Costo di manutenzione e gestione Biofiltro		
Rimozione erbacce con decespugliatore, nelle zone vicine alla biowindows.	28.57 €/h	Manutenzione ordinaria Considerare un intervento stagionale di circa 1-2 h
Costo operativo per manutenzioni piccole generiche	28.57 €/h	Manutenzione ordinaria Considerare un intervento stagionale di una giornata lavorativa
Manutenzione biennale biowindows: Manodopera operaio specializzato = 30€/h, Escavatore = 50 €/h, Minipala = 58€/h	138 €/h	Manutenzione straordinaria Considerare un intervento biennale di circa 5 giorni
Fornitura argilla per rifacimento arginelli	24.5 €/m ³	Manutenzione straordinaria L'intervento di rifacimento argini può essere considerato biennale
Fornitura rena grossa per rifacimento arginelli	21.6 €/ton	Manutenzione straordinaria L'intervento di rifacimento argini può essere considerato biennale

7.2. Dismissione del sistema di biofiltrazione

Si riportano di seguito i costi previsti per la rimozione del sistema di biofiltrazione attivo installato nell'ambito del Progetto RE Mida, descritto nei precedenti paragrafi.

Si prevede che la rimozione dei moduli biofiltranti consisterà nelle seguenti principali azioni:

1. rimozione e smaltimento del sistema di contenimento,
 - a. biofiltro attivo: disassemblaggio e recupero delle parti funzionanti del sistema di aspirazione e adduzione del gas al dreno di fondo
2. rimozione e smaltimento del materiale biofiltrante esausto,
3. rimozione e recupero del supporto grigliato a protezione dello strato diffusivo, del sistema di regolazione della bagnatura e del sistema aspirazione e adduzione del gas al dreno di fondo,
4. demolizione e smaltimento della eventuale platea di fondazione.

In particolare, si stima che complessivamente lo smaltimento del materiale biofiltrante sarà in media di 150 €/ton.

8. Valori guida

Il presente documento, come anticipato in Premessa, intende fornire ai gestori degli impianti di discarica ed alle autorità competenti una guida pratica per l'applicazione di tecnologie di trattamento del gas residuale di discarica con basso potere calorifico. Tuttavia, al fine di introdurre le tecnologie di ossidazione biologica come sistema di trattamento previsto dalla normativa tecnica di settore nella gestione del gas di discarica, si individuano le seguenti necessità:

- capire come inserire nel processo autorizzativo la messa in esercizio dei sistemi di biofiltrazione,
- comprendere quali siano le necessità di controllo ai fini autorizzativi e i criteri per inserire tali tecnologie fra le metodologie di trattamento del gas di discarica.

Relativamente al primo punto, dovrà essere richiesta l'autorizzazione all'utilizzo di tali sistemi all'interno dell'A.I.A. relativa all'impianto di discarica in esame. Questo percorso è stato seguito da alcune Amministrazioni italiane come riportato nel paragrafo 1.3.4.

Relativamente al secondo punto, di seguito si forniscono alcune indicazioni rispetto ad alcuni casi applicativi ed i valori guida necessari, ai fini autorizzativi, al controllo delle performance dei dispositivi di ossidazione biologica e per verificarne il corretto funzionamento.

In particolare, nel contesto italiano, sono emersi almeno due casi di applicazione della biofiltrazione per l'ossidazione biologica del metano:

- in Veneto, presso l'impianto di Reno De Medici (BL) è stato realizzato un impianto di biofiltrazione attivo del biogas ed è stato autorizzato in AIA nella fase di gestione operativa/post operativa dell'impianto, tuttavia non sono stati fissati limiti sulle emissioni o sull'efficienza di ossidazione, mentre presso l'impianto di Progeco Ambiente (VR) è attiva una sperimentazione con biofiltro su una porzione di discarica esaurita ed in assenza di sistema di captazione del biogas prodotto dai rifiuti. Tuttavia, la delibera della Regione Veneto DGRV 995/00 prevede che *"La libera dispersione in atmosfera del biogas è ammissibile solo se la portata del biogas estratto (riferita ad un contenuto di O₂ del 5%) è minore di 10m³/h, facendo funzionare l'impianto anche solo per 8 h/giorno"* imponendo di fatto dei limiti emissivi,
- la città Metropolitana di Torino ha autorizzato un impianto di biofiltrazione, per ossidazione biologica del metano, nell'ambito dell'A.I.A. relativa alla realizzazione di discariche di rifiuti non pericolosi ed è stato fissato un limite di emissione del metano in atmosfera nella concentrazione del 5% in volume, corrispondente al LEL o limite inferiore di esplosività della miscela aria-metano ed è stata imposta un'efficienza di ossidazione del 65%.

Invece, nel contesto europeo, sono state redatte Linee Guida relative all'applicazione dei sistemi di ossidazione biologica nell'ambito di studi effettuati in Germania, Austria e Danimarca da gruppi di ricerca che fanno parte del CLEAR-Group e condivise durante il *Sardinia Symposium 2017*. Tali linee guida forniscono, oltre ad indicazioni sul dimensionamento, sulla fase di realizzazione, le tecniche di monitoraggio e le performance di funzionamento, i valori limite per gli stessi sistemi di biofiltrazione. I valori guida indicati dai vari gruppi di lavoro riguardano quattro parametri:

- le concentrazioni di CH₄ superficiali,

- il flusso superficiale di CH_4 ,
- il rateo di ossidazione,
- l'efficienza di ossidazione.

Relativamente alle concentrazioni superficiali di CH_4 vengono i valori guida sono compresi tra un massimo di 2500 ppm (Linee Guida Tedesche) fino ad un minimo di 500 ppm (Afvalzorg, 2015), valore per il quale l'attività di monitoraggio viene interrotta dopo 10 anni se il 90° percentile assume valore inferiore a 500 ppm. Non sono specificati i valori del rateo di ossidazione, mentre i valori medi dell'efficienza di ossidazione sono compresi in un range di 75% e dell'80% (Linee Guida Tedesche e Linee Guida Basche).

Tenendo conto delle precedenti considerazioni e dei risultati ottenuti nell'ambito del Progetto LIFE RE Mida, emerge che i parametri per i quali si devono effettuare controlli per garantire un efficiente funzionamento dei sistemi di biofiltrazione sono: concentrazione superficiale di CH_4 , rateo di ossidazione, efficienza di ossidazione, concentrazione di odore superficiale, efficienza complessiva di abbattimento e temperatura ottimale del processo di biofiltrazione e relativa profondità all'interno della matrice filtrante. Tuttavia, prima dell'applicazione del sistema di biofiltrazione è necessario anche valutare le emissioni diffuse dall'impianto e distinguere nel caso in cui sia presente o meno un sistema di estrazione attivo. Come riportato nel paragrafo 3.1 nel grafo decisionale di Figura 19, se le emissioni diffuse risultano superiori a $0.5 \text{ NI}\text{CH}_4/\text{m}^2\text{h}$ si valuti la realizzazione di un sistema di biofiltrazione attivo se in impianto è presente un sistema di captazione e di un sistema di biowindows nel caso in cui non ci siano sistemi di estrazione. Si valuti la possibilità di inserire un sistema di biofiltrazione attivo se le emissioni diffuse risultano inferiori ad un valore medio di $0.3 \text{ NI}\text{CH}_4/\text{m}^2\text{h}$ (calcolato su almeno 50 punti di campionamento) e sono presenti hot-spot emissivi, ma in impianto è installato un sistema di biofiltrazione attivo. Poiché le due soluzioni tecnologiche studiate presentano caratteristiche tecniche e tecnologiche diverse e non sempre è possibile indicare valori di alcuni parametri validi per entrambi in Tabella 15 si riportano i valori guida e per alcuni di essi si differenzia fra sistemi di biofiltrazione attivi e passivi.

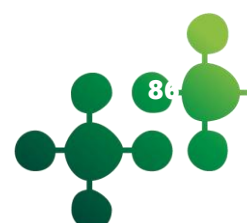
I valori guida della concentrazione superficiale sono stati individuati dal range di variazione del 90-esimo percentile della massima concentrazione di metano riscontrata nel volume di controllo della camera di accumulo quando le efficienze di ossidazione si sono mantenute circa dell'80% per entrambi i sistemi di biofiltrazione.

Il valore guida relativi al rateo e all'efficienza di ossidazione, rispettivamente $5 \text{ g}/\text{m}^2\text{h}$ e 80% sono stati ottenuti sulla base dei risultati delle campagne di monitoraggio e dalle azioni di dimensionamento, come riportato nel paragrafo 4.3.

Relativamente alle efficienze di abbattimento dei VOC e alle concentrazioni superficiali di odore i valori riportati derivano dai risultati delle molteplici campagne di monitoraggio svolte

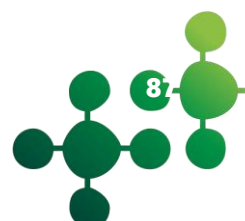
Tabella 15 Valori guida per sistemi di biofiltrazione – LIFE RE Mida

Valori guida		
Parametro	Sistemi attivi	Sistemi passivi
Concentrazione superficiale di CH ₄	1080÷3200 ppm	200÷2000 ppm
Rateo di ossidazione	5 g CH ₄ /m ² h	
Efficienza di ossidazione	≈ 80%	
Concentrazione di odore superficiale	< 300 UO/m ³	
Efficienza di abbattimento complessiva di VOC	≈ 70%	
Temperatura e profondità ottimali	21-40°C e 30-50 cm	10-40°C e 30-50 cm



Indice delle figure

<i>Figura 1 Evoluzione della composizione del gas di discarica nel tempo (Christensen e Kjeldsen, 1995).....</i>	<i>17</i>
<i>Figura 2 Bilancio di massa di CH₄ in discarica (Scheutz et al. 2009).....</i>	<i>20</i>
<i>Figura 3 Efficienza del sistema tradizionale di captazione del gas di discarica (Huber-Humer et al., 2008)</i>	<i>23</i>
<i>Figura 4 Gerarchia delle tecnologie di trattamento del gas di discarica</i>	<i>25</i>
<i>Figura 5 Complementarietà, integrazione e miglioramento della biofiltrazione nel trattamento del gas residuale di discarica</i>	<i>26</i>
<i>Figura 5 Numero discariche attive sul territorio nazionale (Catasto Rifiuti ISPRA - 2016)</i>	<i>33</i>
<i>Figura 6 Numero discariche RNP in post gestione e in bonifica nel territorio nazionale (Regione Toscana – LIFE RE Mida).....</i>	<i>34</i>
<i>Figura 8 Numero discariche RNP in post gestione e in bonifica nel territorio toscano (Regione Toscana – LIFE RE Mida).....</i>	<i>34</i>
<i>Figura 8 Range di operatività dei sistemi di trattamento del gas di discarica (tratto da Haase Energietechnik AG)</i>	<i>39</i>
<i>Figura 9 Biofiltrazione passiva del gas di discarica, Biowindow Concept – (Huber-Humer et al., 2008).....</i>	<i>50</i>
<i>Figura 10 Configurazione di funzionamento dei biofiltri, Scheutz et al., 2009</i>	<i>50</i>
<i>Figura 11 Influenza del carico di metano sulle performance del biofiltro (LIFE RE Mida)</i>	<i>51</i>
<i>Figura 12 Influenza del carico di metano sulle performance del biofiltro – (LIFE RE Mida)</i>	<i>52</i>
<i>Figura 13 Influenza del carico di metano sulle performance del biofiltro (LIFE RE Mida)</i>	<i>53</i>
<i>Figura 14 Influenza della pressione atmosferica sulla pressione e sulla composizione del gas di discarica (Gebert et al., 2005)</i>	<i>54</i>
<i>Figura 15 Variazione della temperatura del materiale filtrante in funzione della temperatura ambiente (LIFE RE Mida)</i>	<i>55</i>
<i>Figura 16 Profili di temperatura - biowindows (LIFE RE Mida)</i>	<i>57</i>
<i>Figura 17 Influenza della temperatura del materiale filtrante sul rateo di ossidazione (LIFE RE Mida)</i>	<i>57</i>
<i>Figura 18 Diagramma decisionale per l'applicazione di tecnologie di biofiltrazione</i>	<i>59</i>
<i>Figura 19 Schema per l'impostazione del bilancio di massa per la valutazione dell'abbattimento di NMVOCs. (U.S. EPA, 1995)</i>	<i>78</i>



Indice tabelle

Tabella 1 Composizione volumetrica media del gas di discarica, (Damiani e Gandolla 1992)	18
Tabella 2 Range di funzionamento delle torce	25
Tabella 3 Caratteristiche delle Best Available Technique (BAT) per il trattamento del gas di discarica residuale - EPA, 2011	40
Tabella 4 Influenza sulla concentrazione di O ₂ sull'attività batterica metanotrofa	42
Tabella 5 Influenza della temperatura sull'attività batterica metanotrofa	43
Tabella 6 Parametri forzanti il processo di ossidazione biologica: Valori di riferimento e di LIFE RE Mida	45
Tabella 7 Tecnologie di ossidazione biologica da applicare per ridurre le emissioni da impianti di discarica	48
Tabella 8 Biowindows – Precipitazioni, flussi emissivi ed efficienza di ossidazione (LIFE RE Mida)	56
Tabella 9 Valori di riferimento per la caratterizzazione di un materiale biofiltrante	65
Tabella 10 Performance di funzionamento per definiti carichi di metano da trattare (LIFE RE Mida)	67
Tabella 11 Riepilogo dei parametri per il dimensionamento dei prototipi di ossidazione biologica	68
Tabella 12 Piano di monitoraggio e controllo dei sistemi di biofiltrazione (LIFE RE Mida)	74
Tabella 13 Costi di realizzazione e manutenzione prototipo di biofiltrazione attiva	81
Tabella 14 Costi di realizzazione e manutenzione prototipo di biofiltrazione passivo	82
Tabella 15 Valori guida per sistemi di biofiltrazione – LIFE RE Mida	86

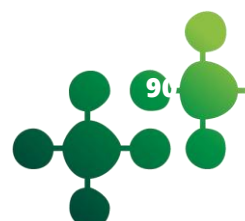


Bibliografia

- Afvalzorg. (2015). Practical Guidance Document Landfill Gas Emission Reduction.
- Allen, M., Braithwaite, A., & Hills, C. (1997). Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites. *Environmental Science and Technology*, 31 (4), 1054-1061.
- ARTA - Abruzzo. (2013). *Linee guida per il monitoraggio delle emissioni gassose provenienti dagli impianti di compostaggio e bioessiccazione*. Agenzia Regionale per la Tutela dell'Ambiente, ARTA - Abruzzo. Tratto da https://www.artaabruzzo.it/download/pubblicazioni/20130315_-_LG_monitoraggio_biofiltri.pdf
- Bacchi, D. (2016). *Analisi e caratterizzazione delle emissioni dagli impianti di smaltimento rifiuti e studio di tecnologie innovative di mitigazione degli impatti*. Ph. D thesis, Università degli Studi di Firenze, Dipartimento di Ingegneria Industriale - DIEF.
- Barlaz, M. G. (2004). Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environmental Science and Technology*, 38, 4891-4899.
- Bodelier, P., & Laanbroek, H. (2004). Nitrogen as regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology*, 47, 265-277.
- Boeckx, P., & Van Cleemput, O. (s.d.). Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: Influence of moisture content, temperature and nitrogen-turnover. *Journal of Environmental Quality*, 25, 178-183.
- Boeckx, P., Van Cleemput, O., & Villaralvol, I. (1996). Methane emission from a landfill and the methane oxidation capacity of its covering soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1397-1405.
- Bogner, J., & Spokas, K. (1993). Landfill CH₄: Rates, fates and role in global carbon cycle. *Chemosphere*, 26, 369-3863. doi:10.1016/0045-6535(93)90432-5
- Bogner, J.; Abdelrafie Ahamed, M.; Diaz, C.; Faaij, A.; Gao, Q.; Hashimoto, S.; Mareckova, K.; Pipatti, R.; Zhang T.; (2007). Climate Change: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation)*. (B. Metz, O. Davidson, P. Bosch, R. Dave, & L. Meyer, Redatto da) Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: University Press.
- Borjesson, G., Sundh, I., & Svensson, B. (2004). Microbial oxidation of CH₄ at different temperatures in landfill cover soils. *FEMS Microbiology Ecology*, 48, 305-312.
- Brosseau, J., & Heitz, M. (1994). Trace gas compounds from municipal landfill sanitary sites. *Atmospheric Environment*, 28 (2), 285-293.
- Byers, H., & Sly, L. (1993). Toxic effects of dichloromethane on the growth of methanotrophic bacteria. *FEMS Microbiology Ecology*, 12, 35-38.
- Chan, A., & Parkin, T. (2000). Evaluation of potential inhibitors of methanogenesis and methane oxidation in landfill cover soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1537-1545.



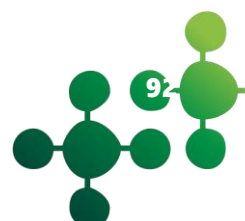
- Chanton J.P., P. D. (2009). Methane oxidation in landfill cover soils, is a 10% default value reasonable? *Journal of Environmental Quality*, 654-663.
- Christensen, T., & Kjeldsen, P. (1995). Landfill emissions and environmental impact: An introduction. *Proc. of Sardinia '95, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari: CISA Environmental Engineering Centre.
- Czepiel, P., Shorte, J., Mosher, B., Allwinw, E., McManus, J., Harris, R., . . . Lamb, B. (2003). The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. *Waste Management*, 593-598.
- D., B. (2016). *Analisi e caratterizzazione delle emissioni dagli impianti di smaltimento rifiuti e studio di tecnologie innovative di mitigazione degli impatti*. Ph.D thesis, Università degli Studi di Firenze, Dipartimento di Ingegneria Industriale - DIEF.
- De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., & Van Cleemput, O. (1999). Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environmental Science and Technology*, 33, 1854-1859.
- Denman, K., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., & Cox, P. (2007). Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the International Panel on Climate Change. *Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry*. (S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Chen Z., M. Marquis, K. Averyt, . . . H. Miller, Redatto da) UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Eklund, B., Andreson, E., Walker, B., & Burrows, D. (1998). Characterization of landfill gas composition at the Fresh Kills municipal solid-waste landfill. *Environmental Science and Technology*, 32, 2233-2237.
- El-Fadel, M., Findikakis, A., & Leckie, J. (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50, 1-25.
- Environment Agency and Scottish Environment Protection Agency. (2014). *Guidance on Landfill Gas Flaring*.
- Environment Agency Wales. (2010). *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions*. Tratto da https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/321614/LFTGN07.pdf
- EPA, O. (2011). *Management of Low Levels of Landfill Gas*. Tratto da https://www.epa.ie/pubs/advice/waste/waste/EPA%20Management_Of_Low_Levels_Of_Landfill_Gas.pdf
- EPA, U. S. (1995). *Determination of Landfill Gas Composition and Pollutant Emission Rates at Fresh Kills Landfill*. Final Report. Tratto da <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/9100HG9U.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=>
- Frenzel, P., & Bosse, U. (1996). Methyl fluoride, an inhibitor of methane oxidation and methane production. *FEMS, Microbiology Ecology*, 21, 25-36.



- Gebert, J., & Grongroft, A. (2005). Passive landfill gas emission-influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane oxidising biofilters. *Waste Management*, 245-251.
- Gebert, J., Groengroeft, A., & Miehlich, G. (2003). Kinetics of microbial landfill methane oxidation in biofilters. *Waste Management*, 23, 609-6019.
- Gebert, J., Harms, C., & Steinert, B. (2015). Full-scale implementation of methane oxidation windows on a mono-landfill: technical design and monitoring concept. *Proceedings Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 5 – 9 October 2015: 2015 by CISA Publisher, Italy.
- Gebert, J., Harms, C., & Steinert, B. (2015). Full-scale implementation of methane oxidation windows on a mono-landfill: technical design and monitoring concept.
- Gregory R.G., G. A. (2003). *Methane Emissions from Landfill Sites in the UK*. Final Report, Land Quality Management Ltd, DEFRA.
- Hansen, J., Makiko, S., Lacis, A., Ruedy, R., Tegen, I., & Matthews, E. (1998). Perspective: Climate forcings in the industrial era. *Proc. Natl. Acad. Sci*, 95, 12753-12758.
- Hanson, R., & Hanson, T. (1996). Methanotrophic Bacteria. *Microbiological Review* 60, 2, 439-471.
- Huber-Humer, M. (2004). Abatement of landfill methane emissions by microbial oxidation in biocovers made of compost. Institute of Waste Management, Vienna, A.
- Huber-Humer, M., & Lechner, P. (2009). Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management*, 2092-2104.
- Huber-Humer, M., Gebert, J., & Hilger, H. (2008). Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Management and Research*, 26, 33-46.
- Huber-Humer, M., Roder, S., & Lechner, P. (2009). Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management*, 29, 2092-2104.
- I., P. (2010). *Sistemi di monitoraggio delle emissioni diffuse di biogas da discarica per la ottimizzazione del Sistema di gestione*. Ph.D. Thesis, Università degli Studi di Firenze, Dipartimento di Energetica "Sergio Stecco".
- Jiang, H., Chen, Y., Jiang, P., Zhang, C., Smith, T., Murrell, J., & Xing, X.-H. (2010). Methanotrophs: Multifunctional bacteria with promising applications in environmental bioengineering. *Biochemical Engineering Journal*, 49, 277-288.
- Jim Penman (UK), M. G. (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- Kettunen, R., Einola, J., & Rintala, J. (2006). Landfill methane oxidation in engineered soil columns at low temperature. *Water Air and Soil Pollution* 1, 313-334.
- Kreileman, V., Bouwman, G. J., & Bouwman, A. F. (1994). Computing land use emissions of greenhouse gases. *Water, Air, and Soil Pollution*, 76, 231-258.
- Liu, Y., Lu, W., Li, D., Guo, H., Caicedo, L., Wang, C., . . . Wang, H. (2015). Estimation of volatile compounds emission rates from the working face of a large anaerobic landfill in China using a wind tunnel system. *Atmospheric Environment*, 111, 213-221.



- Liu, Y., Lu, W., Li, D., Guo, H., Caicedo, L., Wang, C., . . . Wang, H. (2015). Estimation of volatile compounds emission rates from the working face of a large anaerobic landfill in China using a wind tunnel system. *Atmospheric Environment*, 111, 213-221.
- Maurice, C., & Lagerkvist, A. (2004). Assessment of the methane oxidation capacity of soil. *Waste Management and Research*, 22, 42-48.
- Miller, L., Sasson, C., & Oremland, R. (1998). Difluoromethane, a new and improved inhibitor of methanotrophy. *Applied and Environmental Microbiology*, 64, 4357-4362.
- Ndanga, E. M., Cabral, A. R., Bradley, R., & Johnson, T. R. (2013). Potential effect of vegetation on methane oxidation efficiency of biocovers: laboratory and field experiment. *Proceedings of the Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium* (p. 214). Cagliari: CISA Publisher.
- NSW Government, E. C. (2009). *Handbook for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of passive landfill gas drainage and biofiltration system*. Department of Environment, Climate Change and Water NSW, University of NSW, School of Civil and Environmental Engineering.
- OVA - Österreichischer Verein für Altlastenmanagement. (2008). Leitfaden Methanoxidationsschichten. In A. Amann, T. Bogolte, M. Dos Santos, I. Hagenauer, M. Huber-Humer, w. Pauliny, . . . B. Wimmer. Tratto da http://www.altlastenmanagement.at/home/documents/ak_tl/Leitfaden_Methanox%200.docx.pdf
- Parker, T., Dottridge, J., & Kelly, S. (2002). *Investigation of the composition and emissions of trace components in Landfill Gas*. Environmental Agency UK, R&D Technical Report P1-438/TR.
- Pecorini, I., Baldi, F., Carnevale, E., & Corti, A. (2016). Biochemical methane potential tests of different autoclaved and microwaved lignocellulosic organic fractions of municipal solid waste. *Waste Management*, 56, 143-150.
- Prior, S., & Dalton, H. (1985). Acetylene as suicide substrate and active site probe for methane monooxygenase from *Methylococcus capsulatus*. *FEMS, Microbiology Ecology*, 29, 105-109.
- Rettenberger, G., & Stegmann, R. (1996). Landfill Gas Composition. In T. C. Christensen, *Landfilling of Waste: Biogas* (p. 51-59). London, UK: E & FN SPON.
- Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2003). Capacity for biodegradation of CFCs and HCFCs in a methane oxidative counter-gradient laboratory system simulating landfill soil covers. *Environmental Science and Technology*, 37, 5143-5149.
- Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2004). Environmental factors influencing attenuation of methane and hydrochlorofluorocarbons in landfill cover soils. *Journal of Environmental Quality*, 33, 72-79.
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J., De Visccher, A., Gebert, J., Hilger, H., . . . Spokas, K. (2009). Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management and Research*, 27, 409-455.
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J., Monrcet, M., Aran, C., Graff, C., & Moreau-le-Golvan, Y. (2006). Methane mass balance at three landfill site: what is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, 516-525.



- Staley, B. X. (2006). Release of trace organic compounds during the decomposition of municipal solid waste components. *Environmental Science and Technology*, 40, 5984-5991.
- Wilshusen, J., Hettiaratchi, J., De Visscher, A., & Saint-Fort, R. (2004). Methane oxidation and formation of EPS in compost: Effect of oxygen concentration. *Environmental Pollution*, 129, 305-314.
- Zou, S. C., Lee, S. C., Chan, C. Y., Ho, K. F., Wang, X. M., Chan, L. Y., & Zhang, Z. X. (2003). Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. *Chemosphere*, 51, 1015-1022.

