

**POLITECNICO DI TORINO**

Collegio di Ingegneria Chimica e dei Materiali

**Corso di Laurea Magistrale  
in Ingegneria Chimica e dei Processi Sostenibili**

Tesi di Laurea Magistrale

**Prestazioni di biofiltri a servizio di impianti  
per il trattamento di rifiuti solidi e  
dell'industria alimentare**



**Relatore**

Prof.ssa Fulvia Chiampo

**Candidato**

Veronica Bonati

Luglio 2025

## Indice

<b>Indice delle figure</b> .....	III
<b>Indice delle tabelle</b> .....	V
<b>Indice degli acronimi</b> .....	VI
<b>1. Introduzione</b> .....	1
<b>2. Normativa e metodiche di campionamento e analisi</b> .....	3
2.1 <i>Normativa comunitaria</i> .....	3
2.1.1 Le migliori tecniche disponibili (BAT) .....	4
2.2 <i>Normativa nazionale</i> .....	5
2.3 <i>Normativa regionale</i> .....	5
2.4 <i>Le emissioni odorigene e di inquinanti</i> .....	6
2.4.1 Gli strumenti per la misurazione delle emissioni .....	6
2.4.2 Gli odori .....	7
2.4.3 L'ammoniaca .....	8
2.4.4 Il solfuro di idrogeno .....	8
2.4.5 I Composti Organici Volatili (COV) .....	9
2.5 <i>Il campionamento e le analisi delle emissioni odorigene e di inquinanti</i> .....	9
2.5.1 Gli odori .....	9
2.5.2 L'ammoniaca .....	13
2.5.3 Il solfuro di idrogeno .....	13
2.5.4 I Composti Organici Volatili (COV) .....	14
<b>3. Il biofiltro</b> .....	15
3.1 <i>Dimensione, struttura e funzionamento del biofiltro</i> .....	16
3.2 <i>Il fine vita dei biofiltri</i> .....	21
3.3 <i>Vantaggi e svantaggi dei biofiltri</i> .....	21
<b>4. Le tipologie di impianti che utilizzano i biofiltri</b> .....	23
4.1 <i>Gli impianti per il trattamento dei rifiuti</i> .....	23
4.1.1 L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU .....	23
4.1.2 La discarica .....	26
4.2 <i>L'industria alimentare</i> .....	29
4.3 <i>I casi studio</i> .....	30
4.3.1 L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU .....	32
4.3.2 Le discariche .....	33
4.3.3 L'industria alimentare .....	36
<b>5. L'efficienza dei biofiltri</b> .....	39

5.1	<i>L'abbattimento degli odori</i> .....	39
5.1.1	L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU .....	39
5.1.2	La discarica .....	43
5.2	<i>L'abbattimento dell'ammoniaca</i> .....	44
5.2.1	L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU .....	44
5.2.2	L'industria alimentare .....	49
5.3	<i>L'abbattimento del solfuro di idrogeno</i> .....	50
5.3.1	L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU .....	50
5.3.2	L'industria alimentare .....	50
5.4	<i>L'abbattimento dei composti organici volatili non metanici (COVNM) e delle miscele di composti organici volatili (COV)</i> .....	51
5.4.1	La discarica .....	51
5.4.2	L'industria alimentare .....	54
5.5	<i>L'abbattimento del metano</i> .....	56
5.5.1	Le discariche .....	56
<b>6.</b>	<b>Conclusioni</b> .....	<b>67</b>
<b>7.</b>	<b>Bibliografia e sitografia</b> .....	<b>69</b>
	<b>Ringraziamenti</b> .....	<b>73</b>

## Indice delle figure

<b>Figura 1.1</b> Percentuali di emissione di (a) CO <sub>2</sub> e (b) CH <sub>4</sub> per settore in Italia nel 2022 .....	1
<b>Figura 1.2</b> Confronto tra i processi chimici, fisici e biologici per l'abbattimento degli inquinanti e degli odori nelle correnti gassose .....	2
<b>Figura 2.1</b> Esempio di camera a flusso .....	7
<b>Figura 2.2</b> Confronto tra la concentrazione degli odori misurata tramite olfattometro e la SOAV in scala logaritmica (Wu et al., 2015) .....	12
<b>Figura 2.3</b> Confronto tra il contributo chimico PC <sub>i</sub> (a) e il contributo dell'odore P <sub>i</sub> (b) nelle diverse stagioni e in diverse zone di una discarica a Beijing in Cina (rappresentate dalle sigle da S1 a S6). NCs: composti azotati; OCs: composti ossigenati; HCs: composti alogenati; RSCs: composti solforati (Wu et al., 2017).....	13
<b>Figura 3.1</b> Struttura del biofiltro .....	16
<b>Figura 3.2</b> Letto filtrante in materiale legnoso e compost .....	17
<b>Figura 3.3</b> Processo di ossidazione delle sostanze odorigene e inquinanti nel biofilm condotto dai microrganismi.....	18
<b>Figura 3.4</b> Sistema di distribuzione dell'aria .....	20
<b>Figura 4.1</b> Schema dell'impianto per il trattamento della FORSU.....	24
<b>Figura 4.2</b> Schema dell'impianto TMB a flusso unico .....	24
<b>Figura 4.3</b> Schema dell'impianto TMB a flusso separato.....	25
<b>Figura 4.4</b> Schema del sistema di captazione del biogas e del percolato in discarica .....	27
<b>Figura 4.5</b> Schema di un biofiltro passivo per discarica (Duan et al., 2022, con modifiche). 28	
<b>Figura 4.6</b> Schema di un biofiltro attivo per discarica (Duan et al., 2022, con modifiche)....	29
<b>Figura 4.7</b> Foto di uno dei biofiltri dell'impianto di compostaggio situato in Germania (impianto B).....	32
<b>Figura 4.8</b> Discarica Uggeløse, Danimarca (impianto D). In rosa sono evidenziati i confini del biofiltro attivo, il quadrato blu in prossimità del biofiltro indica la posizione della stazione di pompaggio del gas di discarica, le linee tratteggiate blu indicano la posizione delle tubazioni per la raccolta e l'alimentazione del gas e le linee verdi rappresentano le tubazioni per la distribuzione del gas nel biofiltro (Duan et al., 2022).....	34
<b>Figura 4.9</b> Composizione percentuale dei gas di traccia in ingresso al biofiltro della discarica Podere il Pero (impianto E) (Pecorini et al., 2020) .....	35
<b>Figura 4.10</b> Discarica Glatved, Danimarca (impianto F). In verde sono evidenziati i biofiltri attivi. Il quadrato arancione indica la stazione di pompaggio e la freccia rossa indica la cella II-A da cui proviene il gas di discarica inviato ai biofiltri (Duan et al, 2021) .....	35
<b>Figura 4.11</b> Composizione percentuale dei gas di traccia in ingresso al biofiltro Glatved (impianto F).....	36
<b>Figura 4.12</b> (a) Materiale del biofiltro H1; (b) Materiale del biofiltro H2.....	37
<b>Figura 5.1</b> Concentrazione degli odori a monte e a valle dei biofiltri ed efficienze di rimozione degli odori per l'impianto B .....	40

<b>Figura 5.2</b> Concentrazione degli odori in ingresso e in uscita dal biofiltro per l'impianto C.	41
<b>Figura 5.3</b> Concentrazione degli odori a monte e a valle dei biofiltri ed efficienza di rimozione degli odori per l'impianto I .....	42
<b>Figura 5.4</b> Concentrazione degli odori per categoria di composti a monte e a valle del biofiltro per la discarica E (Pecorini et al., 2020) .....	44
<b>Figura 5.5</b> Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle di ciascun biofiltro ed efficienze di rimozione per l'impianto A1 .....	45
<b>Figura 5.6</b> Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle di ciascun biofiltro ed efficienze di rimozione per l'impianto A2 .....	46
<b>Figura 5.7</b> Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle del biofiltro per l'impianto C ...	47
<b>Figura 5.8</b> Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle di ciascun biofiltro ed efficienze di rimozione per l'impianto I.....	48
<b>Figura 5.9</b> Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle del biofiltro per l'impianto G ...	49
<b>Figura 5.10</b> Concentrazione di solfuro di idrogeno a monte e a valle del biofiltro per l'impianto C .....	50
<b>Figura 5.11</b> Concentrazione di solfuro di idrogeno a monte e a valle del biofiltro per l'impianto G .....	50
<b>Figura 5.12</b> Concentrazione di COV nella miscela a monte e a valle del biofiltro ed efficienza di rimozione per il caso H1 (a) e il caso H2 (b) .....	55
<b>Figura 5.13</b> Concentrazione di mercaptani a monte e a valle del biofiltro dell'impianto G ...	56
<b>Figura 5.14</b> Screening superficiale della concentrazione di metano della discarica D .....	57
<b>Figura 5.15</b> Concentrazione %v/v di CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> all'interno del materiale filtrante del biofiltro della discarica E (Pecorini et al., 2020).....	61
<b>Figura 5.16</b> Posizionamento delle sonde all'interno del materiale filtrante del biofiltro della discarica E (sezione laterale) (Pecorini et al., 2020) .....	61
<b>Figura 5.17</b> Schema del posizionamento delle camere a flusso sulla superficie del biofiltro (a); screening superficiale della concentrazione di metano in ppm (b) per il biofiltro della discarica F (Duan et al., 2021, con modifiche).....	62
<b>Figura 5.18</b> Pianta del biofiltro I-C3. Le linee rosse indicano le tubazioni per l'alimentazione del gas di discarica ai tubi per la sua distribuzione nel biofiltro, evidenziati in blu .....	63
<b>Figura 5.19</b> Concentrazioni di metano a monte e a valle del biofiltro per il caso I-F.....	64
<b>Figura 5.20</b> Concentrazioni di metano a monte e a valle del biofiltro per il caso II-F .....	64
<b>Figura 5.21</b> Profilo delle concentrazioni di CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> e N <sub>2</sub> e della temperatura nel letto del biofiltro nel punto di misurazione E8 della discarica F (Duan et al., 2022) .....	65
<b>Figura 5.22</b> Profilo della temperatura: campagne con portata pari a 26 Nm <sup>3</sup> /h (a) e campagne con portata pari a 31.7 Nm <sup>3</sup> /h (b), nei punti di emissione dove sono posizionate le camere a flusso fisse sul biofiltro della discarica F (Duan et al., 2021).....	66

## Indice delle tabelle

<b>Tabella 2.1</b> Documenti regionali relativi al trattamento delle emissioni gassose e odorigene degli impianti di compostaggio .....	6
<b>Tabella 2.2</b> Odori di diverse sostanze .....	7
<b>Tabella 2.3</b> $C_{OT}$ e $OT_{50}$ di alcuni composti odorigeni .....	11
<b>Tabella 3.1</b> Parametri ottimali del biofiltro .....	20
<b>Tabella 4.1</b> Sintesi impianti presi in esame .....	31
<b>Tabella 4.2</b> Caratteristiche dei biofiltri dei casi studio .....	38
<b>Tabella 5.1</b> Sintesi casi studio B, C e I .....	43
<b>Tabella 5.2</b> SOAV in ingresso e in uscita per categoria di composti ed efficienza di rimozione .....	43
<b>Tabella 5.3</b> Sintesi casi studio A1, A2, C, I .....	49
<b>Tabella 5.4</b> Concentrazione di n-butano, n-pentano e cicloesano a monte e a valle del biofiltro ed efficienze di rimozione per le discariche E ed F .....	51
<b>Tabella 5.5</b> Concentrazione di propilene a monte e a valle del biofiltro ed efficienza di rimozione per le discariche E ed F .....	52
<b>Tabella 5.6</b> Concentrazione di benzene, etilbenzene, toluene e o-xilene a monte e a valle del biofiltro ed efficienza di rimozione per le discariche E ed F .....	53
<b>Tabella 5.7</b> Concentrazione di CFC-12 a monte e a valle del biofiltro ed efficienza di rimozione per le discariche E ed F .....	53
<b>Tabella 5.8</b> Sintesi di alcune proprietà e delle efficienze di rimozione del biofiltro per ogni COVNM analizzato nel caso E e nel caso F .....	54
<b>Tabella 5.9</b> Caratteristiche dei casi studio H1 e H2 .....	56
<b>Tabella 5.10</b> Portate, concentrazioni e flusso di metano in ingresso e in uscita dal biofiltro per il caso I-D .....	58
<b>Tabella 5.11</b> Area totale e area di ciascuna zona in cui è stato diviso il biofiltro della discarica D .....	58
<b>Tabella 5.12</b> Portate, concentrazioni e flusso di metano in ingresso e in uscita dal biofiltro per il caso II-D .....	59
<b>Tabella 5.13</b> Portate e concentrazioni di $CH_4$ e $CO_2$ in ingresso e in uscita dal biofiltro per la discarica E .....	60
<b>Tabella 5.14</b> Sintesi dei casi studio D, E, F .....	66
<b>Tabella 6.1</b> Efficienza media di rimozione del biofiltro per tipologia di impianto e di inquinante .....	67

## Indice degli acronimi

AIA	Autorizzazione Integrata Ambientale
ARPA	Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale
ARTA	Agenzia Regionale per la Tutela dell'Ambiente
BAT	Best Available Technique
CEN	Comitato Europeo di Normazione
CFC	Clorofluorocarburi
COV	Composti Organici Volatili
COVNM	Composti Organici Volatili Non Metanici
CSS	Combustibile Solido Secondario
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme
EPA	Environmental Protection Agency
FID	Flame Ionization Detector (Rivelatore a ionizzazione di fiamma)
FPD	Flame Photometric Detector (Tecnica di rivelazione a fiamma fotometrica)
FORSU	Frazione Organica del Rifiuto Solido Urbano
GWP	Global Warming Potential
IPPC	Integrated Pollution and Prevention Control
ISPRA	Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
MTD	Migliori Tecniche Disponibili
OAV	Odour Activity Value
OI	Odour Intensity (Intensità dell'odore)
PMC	Piano di Monitoraggio e Controllo
RSU	Rifiuto Solido Urbano
SOAV	Somma dell'Odour Activity Value
TMB	Trattamento Meccanico e Biologico
TOC	Carbonio Organico Totale
UFC	Unità Formanti Colonie
UO	Unità Odorigene
VAS	Valutazione Ambientale Strategica
VIA	Valutazione Integrata Ambientale

# 1. Introduzione

L'aria è una miscela gassosa composta principalmente da azoto, ossigeno e argon. L'azoto compone circa il 78% in volume della miscela, l'ossigeno poco meno del 21% e l'argon lo 0.93%. In atmosfera l'aria contiene anche una percentuale variabile di vapore acqueo che dipende dalle condizioni meteorologiche presenti in un determinato luogo. In quantità inferiori sono presenti altre sostanze, come l'anidride carbonica, il metano, i composti organici volatili non metanici (COVNM), l'ammoniaca, gli ossidi dell'azoto e dello zolfo, etc. Anche se presenti in quantità minori, queste sostanze non possono essere trascurate perché dannose per l'uomo e l'ambiente.

Alcune di queste, come la  $CO_2$ , il  $CH_4$  e gli  $NO_x$ , sono gas climalteranti, la cui presenza in atmosfera contribuisce al surriscaldamento globale perché sono capaci di assorbire la radiazione infrarossa proveniente dal sole e intrappolare il calore fra la superficie terrestre e gli strati dell'atmosfera.

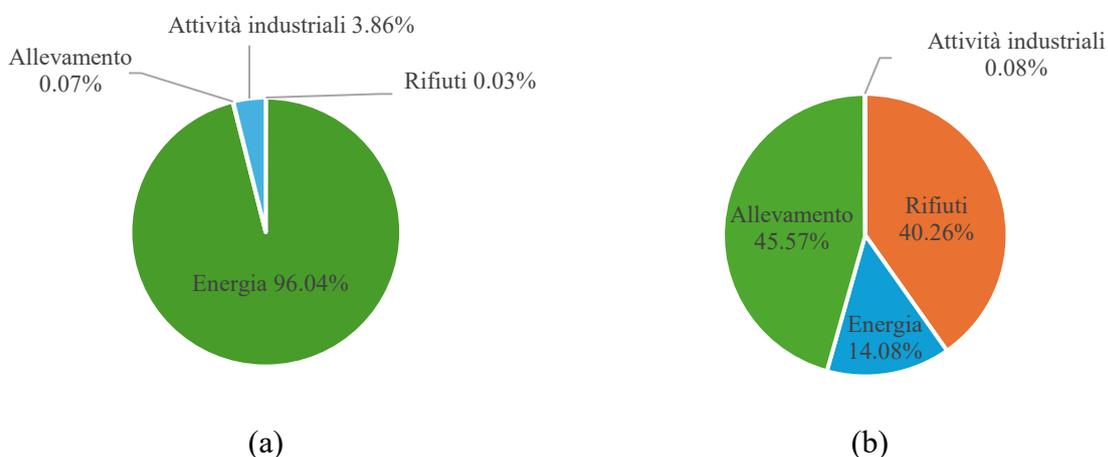
L' $NH_3$  è, invece, una sostanza acidificante che contribuisce alla formazione del particolato atmosferico secondario e, in particolare, del  $PM_{2.5}$ .

I composti organici volatili non metanici sono molecole organiche che hanno un'elevata volatilità, tra i quali si trovano composti alifatici, aromatici, alogenati e solforati. A seconda della sostanza e della sua concentrazione in aria, cambia la loro pericolosità per l'ambiente e l'uomo. Ad esempio, tra i composti alogenati sono presenti i clorofluorocarburi (CFC), che sono responsabili della riduzione dello stato di ozono nella stratosfera, mentre i composti solforati, oltre ad essere dannosi per la salute, sono sostanze altamente odorigene che possono provocare anche in basse concentrazioni fastidio e disagio alle persone che vivono nelle vicinanze dei punti di emissione.

Infine, possono essere presenti anche gli acidi, sia quelli carbossilici che gli idracidi, come il solfuro di idrogeno, le aldeidi e i chetoni.

Alcune di queste molecole si producono in piccole quantità a causa di processi naturali, ma la maggior parte ha origine dalle attività umane; le attività industriali, la produzione di energia elettrica, l'agricoltura e l'allevamento, e le attività relative allo smaltimento dei rifiuti (i trattamenti biologici dei rifiuti, le discariche, gli impianti di incenerimento) sono le principali sorgenti di emissione.

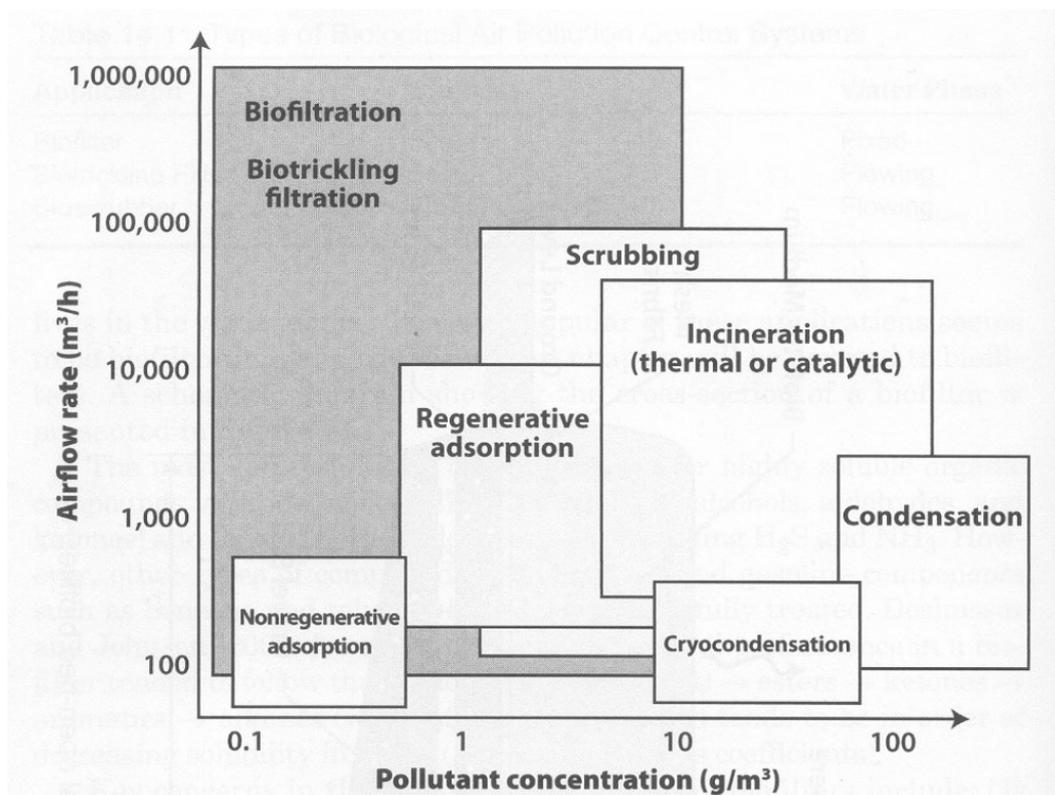
Come esempio, in figura 1.1 sono mostrate le percentuali italiane di emissione di  $CO_2$  (a) e  $CH_4$  (b) per settore del 2022 riportate sul sito dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), che in Italia è l'ente che si occupa di effettuare le stime e le misurazioni delle emissioni nazionali di gas serra e degli inquinanti atmosferici.



**Figura 1.1** Percentuali di emissione di (a)  $CO_2$  e (b)  $CH_4$  per settore in Italia nel 2022

Il monitoraggio e la riduzione delle emissioni di queste molecole e della loro concentrazione in atmosfera sono, quindi, di fondamentale importanza per proteggere la salute dell'uomo e l'ambiente. Nonostante sia meglio andare ad agire sulla fonte che origina gli inquinanti e gli odori, la maggior parte delle volte, vengono applicate tecnologie "end-of-pipe", che effettuano l'abbattimento prima dell'effettivo rilascio degli inquinanti in atmosfera per ridurre il carico. Questa operazione è comunque obbligatoria nel caso in cui le concentrazioni siano sottoposte a limiti normativi.

A livello industriale, negli anni sono state studiate e applicate varie tecnologie di rimozione delle emissioni di inquinanti e odori, le quali applicano trattamenti diversi di tipo chimico, fisico o biologico. I trattamenti chimici più usati sono l'ossidazione termica e l'ossidazione catalitica. Quelli fisici principali sono l'assorbimento, l'adsorbimento e la condensazione. Infine, quelli biologici comprendono i biofiltri, i filtri biotrickling, i bioscrubber e i bioreattori. In figura 1.2, viene fatto un confronto sull'utilizzo delle differenti tecnologie esistenti in relazione alla concentrazione di inquinanti e alla portata della corrente da trattare.



**Figura 1.2** Confronto tra i processi chimici, fisici e biologici per l'abbattimento degli inquinanti e degli odori nelle correnti gassose

L'obiettivo di questa tesi è analizzare e confrontare l'efficienza dei biofiltri nel trattare correnti gassose di diversa portata, composizione e provenienza. Nello specifico, verranno confrontate le prestazioni di alcuni biofiltri attivi su scala industriale nell'ambito del trattamento rifiuti e dell'industria alimentare.

Nei prossimi paragrafi verrà descritta la tecnologia del biofiltro, il suo funzionamento e si analizzeranno i vantaggi e gli svantaggi di questo sistema rispetto alle altre tecnologie conosciute per la rimozione degli odori e degli inquinanti dalle correnti gassose.

## 2. Normativa e metodiche di campionamento e analisi

Per regolare le emissioni in aria esistono diverse direttive europee che sono state poi attuate a livello nazionale tramite decreti. Alcune regioni, poi, stabiliscono a loro volta delle leggi regionali oppure, quando non sono presenti leggi nazionali come nel caso delle emissioni odorigene, decidono di introdurre linee guida o delibere regionali o provinciali a cui le aziende possono, nel primo caso, e devono, nel secondo, fare riferimento.

Per quanto riguarda i settori oggetto della tesi, ovvero quello per il trattamento rifiuti e quello dell'industria alimentare, nel primo caso esistono normative europee e nazionali che riguardano la gestione dei rifiuti e le emissioni prodotte dagli impianti di incenerimento e dalle discariche, mentre nel secondo caso, le norme riguardanti le emissioni rientrano nella normativa che fa riferimento all'inquinamento industriale.

I biofiltri, invece, non sono ancora sottoposti a normativa, né a livello europeo né nazionale. Non esiste, infatti, nessuna norma relativamente ai livelli di emissioni odorigene accettabili per non arrecare disagio alle persone presenti nell'impianto e a quelle che abitano nelle zone limitrofe.

### 2.1 Normativa comunitaria

Una delle più importanti direttive emanate dalla Unione Europea è la Direttiva 1996/61/CE che ha introdotto per la prima volta il concetto della prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento (IPPC, Integrated Pollution Prevention and Control) per le attività considerate ad alto impatto ambientale ed elencate nella direttiva stessa (Allegato I), tra le quali sono presenti quelle relative alla gestione dei rifiuti. La Direttiva prevede le “misure intese a evitare oppure, qualora non sia possibile, ridurre le emissioni delle suddette attività nell'aria, nell'acqua e nel terreno, comprese le misure relative ai rifiuti, per conseguire un livello elevato di protezione dell'ambiente nel suo complesso”.

Se l'impianto da installare presenta le caratteristiche riportate nell'Allegato I, esso deve rispettare determinati obblighi e richiedere una autorizzazione integrata ambientale (AIA) per poter operare o per poter effettuare modifiche sostanziali all'impianto. L'autorizzazione, che ha una validità di quattro anni (se l'azienda non ha certificazione EMAS, Eco-Management and Audit Scheme), deve contenere tutte le informazioni relative all'installazione dell'attività, tra le quali devono essere compresi i valori limite di concentrazione per le emissioni in aria e le misure per il monitoraggio delle emissioni in ambiente.

Il gestore dell'impianto ha l'obbligo di comunicare periodicamente, almeno una volta all'anno, all'autorità competente i risultati dei controlli effettuati sulle emissioni e una sintesi dei risultati così da poterli confrontare con i livelli di emissione associati alle Migliori Tecniche Disponibili (MDT o BAT, Best Available Technique).

Questa direttiva è stata sostituita dalla Direttiva 2008/1/EC, che è stata sostituita a sua volta due anni dopo.

Infatti, il 24 novembre 2010, è stata approvata la Direttiva 2010/75/UE riguardante le emissioni industriali all'interno dell'IPPC. Essa, oltre a stabilire le norme riguardanti la prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento prodotto dalle attività industriali, fissa le norme che servono per evitare o, dove non è possibile, per ridurre le emissioni industriali nell'aria, nell'acqua, nel terreno, e per impedire la produzione di rifiuti in ambito industriale, tramite l'applicazione delle Migliori Tecniche Disponibili o Best Available Technique (MTD o BAT). Questa Direttiva viene applicata alle attività industriali che causano inquinamento riportate nell'Allegato I della direttiva stessa.

Per quanto riguarda la gestione dei rifiuti, la Direttiva fa riferimento, tra gli altri, agli impianti per “lo smaltimento dei rifiuti non pericolosi, con capacità di oltre 50 Mg al giorno” e che fanno uso di una o più attività, tra cui il trattamento biologico e quello fisico-chimico, e “alle discariche di rifiuti che ricevono più di 10 Mg di rifiuti al giorno o con una capacità totale di oltre 25000 Mg, ad esclusione delle discariche per rifiuti inerti”.

Tra le attività industriali considerate in questo lavoro, sono menzionati i macelli, le attività per “lo smaltimento o il riciclaggio di carcasse e residui animali con una capacità di trattamento di oltre 10 Mg al giorno”, e le attività per il “trattamento e la trasformazione, diverse dal semplice imballo, di materie prime, sia trasformate in precedenza sia non trasformate e destinate alla fabbricazione di prodotti alimentari o mangimi”.

Un'altra normativa riguardante le emissioni in aria è la Direttiva 2008/50/CE relativa “alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa”. Essa istituisce misure volte a “definire e stabilire obiettivi di qualità dell'aria ambiente al fine di evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi per la salute umana e per l'ambiente nel suo complesso”, “valutare la qualità dell'aria ambiente negli Stati membri sulla base di metodi e criteri comuni”, “garantire che le informazioni sulla qualità dell'aria ambiente siano messe a disposizione del pubblico”, etc. In particolare, questa normativa considera le emissioni di biossido di zolfo, di biossido e ossido di azoto, di particolato, di piombo, di benzene, di monossido di carbonio e di ozono.

Questa Direttiva è stata parzialmente modificata dalla Direttiva 2015/1480/CE, e poi riformulata dalla Direttiva 2024/2881.

### 2.1.1 Le migliori tecniche disponibili (BAT)

Le BAT sono le migliori soluzioni tecniche impiantistiche, gestionali e di controllo con le quali è possibile garantire un alto livello di protezione dell'ambiente, che sono state introdotte per la prima volta dall'Unione Europea con la Direttiva 1996/61/CE. Queste tecniche possono essere applicate sia a livello di progettazione che di costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto. Esse devono essere disponibili, cioè devono essere state sviluppate su scala industriale, ed essere economicamente e tecnicamente attuabili. Inoltre, devono essere le “migliori”, ovvero quelle che sono state provate essere le più efficaci per garantire un elevato livello di protezione dell'ambiente.

Secondo la Direttiva 2010/75/EU, i valori limite di emissione e le altre condizioni delle autorizzazioni devono essere determinate sulla base delle conclusioni sulle BAT (BAT Conclusion), le quali forniscono le basi tecniche per stabilirle. Le conclusioni sulle BAT sono infatti un documento che contiene la descrizione delle migliori tecniche disponibili, le informazioni riguardanti la loro applicabilità, i livelli di emissione e di consumo associati ad esse, e il loro monitoraggio.

Le Conclusioni sulle BAT che riguardano gli argomenti di questa tesi, sono riportate nella Decisione di esecuzione (UE) 2018/1147 della Commissione del 10 agosto 2018 “che stabilisce le conclusioni sulle migliori tecniche disponibili (BAT) per il trattamento dei rifiuti, ai sensi della Direttiva 2010/75/UE”. Di seguito vengono riportati un paio di esempi di BAT presenti in questo documento. Una riguarda gli odori e il loro monitoraggio, mentre l'altra riguarda gli impianti per il trattamento biologico dei rifiuti; quest'ultima, è fondamentale, poiché è la BAT che introduce l'utilizzo del biofiltro per l'abbattimento delle emissioni nel settore del trattamento dei rifiuti.

La BAT 10 riguarda il monitoraggio periodico delle emissioni odorigene e le metodiche che possono essere usate per farlo. Essa è applicabile solo nei casi in cui la presenza di emissioni di odori è probabile e/o comprovata. Essa specifica che gli odori possono essere monitorati tramite norme EN, come ad esempio la EN 13725 sull'olfattometria dinamica, oppure tramite

le norme ISO, o altre norme nazionali o internazionali. La frequenza dei monitoraggi è indicata, invece, in un'altra BAT, e più precisamente nella BAT 12.

La BAT 34, che riguarda il trattamento biologico dei rifiuti, prevede di usare una o una combinazione di tecniche per ridurre le emissioni convogliate in atmosfera di polveri, composti organici, composti odorigeni, solfuro di idrogeno e ammoniaca. Le tecniche indicate dalla BAT sono l'adsorbimento, il biofiltro, il filtro a tessuto (usato nel trattamento meccanico-biologico dei rifiuti), l'ossidazione termica e il lavaggio ad umido con scrubber.

## *2.2 Normativa nazionale*

Il D.lgs. n.152 del 3 aprile 2006 è il principale testo normativo in materia ambientale. Esso disciplina “le procedure per la valutazione ambientale strategica (VAS), per la valutazione d'impatto ambientale (VIA) e per l'autorizzazione ambientale integrata (IPPC)”, “la gestione dei rifiuti e la bonifica dei siti contaminati”, “la tutela dell'aria e la riduzione delle emissioni in atmosfera”. Questo decreto è stato successivamente modificato ed integrato con il D.lgs. n.128 del 29 giugno 2010.

La Direttiva Europea 2008/50/CE, è stata attuata dal D.lgs. n.155 del 13 agosto 2010, mentre la Direttiva 2010/75/UE è stata attuata dal D.lgs. 46/2014.

L'AIA è, come previsto dalla Direttiva, “il provvedimento che autorizza l'esercizio di un'installazione promuovendo la progressiva adozione delle migliori tecniche disponibili in fase di progettazione, gestione, manutenzione e dismissione dei processi industriali” e “prevede le misure intese ad evitare o ridurre le emissioni nell'aria, nell'acqua e nel suolo, per conseguire un livello elevato di protezione dell'ambiente nel suo complesso, nel rispetto dei principi della tutela ambientale e dello sviluppo sostenibile”.

Essa è obbligatoria sia per gli esercizi già esistenti, sia per quelli nuovi, sia per quelli che subiscono modifiche consistenti, e viene rilasciata a livello statale o regionale in base al tipo di impianto rientrante nel D.lgs. 152/2006. Se l'impianto è di competenza statale i controlli sono effettuati da ISPRA, mentre, se è di competenza regionale, i controlli sono svolti dalle rispettive ARPA (Azienda Regionale per la Protezione Ambientale). La frequenza dei controlli dipende, invece, dalla tipologia di rischi legati all'impianto e può essere semestrale, annuale, biennale o triennale.

L'AIA e il Piano di Monitoraggio e Controllo (PMC), che è parte integrante dell'AIA, sono i documenti a cui si fa riferimento per la programmazione dei campionamenti e delle misure per le analisi.

Il PMC, che viene proposto e gestito dal gestore dell'impianto stesso, è un documento che definisce le attività di monitoraggio e controllo che devono essere effettuate al fine di verificare il corretto funzionamento e il rispetto delle norme ambientali e di sicurezza dell'impianto. Esso definisce gli obiettivi del controllo, la scelta del metodo di analisi e i parametri che indicano le prestazioni dell'impianto. Inoltre, deve prevedere, se necessario, l'individuazione delle azioni correttive da adottare nel caso in cui i limiti consentiti per legge siano superati.

## *2.3 Normativa regionale*

Per quanto riguarda le emissioni, in particolare quelle odorigene, provenienti dalla sezione di trattamento delle arie inquinate che si producono negli impianti di compostaggio, ciascuna Regione suggerisce, tramite linee guida, o fissa, tramite delibere regionali o provinciali, i valori limite e le tecniche per il monitoraggio e le analisi delle emissioni.

In tutti i casi, i metodi di verifica delle emissioni a valle dei sistemi di abbattimento si basano sulle norme tecniche UNI EN, come ad esempio la UNI EN 13725 per quanto riguarda le emissioni di odori. Queste norme verranno riprese più nel dettaglio nel paragrafo 2.5.

In tabella 2.1 sono riportati i documenti di riferimento riguardanti i biofiltri per gli impianti di trattamento biologico dei rifiuti di alcune Regioni italiane. Tra i documenti presenti in tabella, quello della Regione Lombardia è considerato il punto di riferimento principale e quello più avanzato in materia.

**Tabella 2.1** Documenti regionali relativi al trattamento delle emissioni gassose e odorigene degli impianti di compostaggio

<b>Regione</b>	<b>Documento di riferimento</b>
Abruzzo	Deliberazione Giunta regionale del 25 novembre 2005, n.1244, e “Linee Guida per il monitoraggio delle emissioni gassose provenienti dagli impianti di compostaggio e bioessiccazione” dell’ARTA Abruzzo
Basilicata	Legge Regionale del 23 settembre 2021, n.39 “Norme per la prevenzione e la limitazione delle emissioni odorigene”
Emilia-Romagna	Delibera della Giunta regionale del 24 ottobre 2011, n.1495 “Criteri tecnici per la mitigazione degli impatti ambientali nella progettazione e gestione degli impianti a biogas”
Lombardia	Deliberazione Giunta regionale 15 febbraio 2012, n.IX/3018 “Determinazioni generali in merito alla caratterizzazione delle emissioni gassose in atmosfera derivanti da attività a forte impatto odorigeno”
Provincia Autonoma di Trento	Deliberazione della Giunta Provinciale del 24 giugno 2016, n.1087 “Linee guida per la caratterizzazione, l’analisi e la definizione dei criteri tecnici e gestionali per la mitigazione delle emissioni delle attività ad impatto odorigeno”
Puglia	Legge Regionale del 16 luglio 2018, n.32 “Disciplina in materia di emissioni odorigene”
Sicilia	Ordinanza Commissariale del 29 maggio 2002, n.426 “Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio”
Veneto	Deliberazione della Giunta regionale del 25 febbraio 2005, n.568 “Norme tecniche ed indirizzi operativi per la realizzazione e la conduzione degli impianti di recupero e di trattamento delle frazioni organiche dei rifiuti urbani ed altre matrici organiche mediante compostaggio, biostabilizzazione e digestione anaerobica”

## 2.4 Le emissioni odorigene e di inquinanti

In questo lavoro si riporteranno solo le informazioni relative ai biofiltri e agli inquinanti che vengono abbattuti da questo sistema. Si considereranno le emissioni di odori, e, quando le concentrazioni degli inquinanti sono troppo elevate per poter essere considerate solo un disturbo di tipo olfattivo, si tratteranno le concentrazioni emesse di NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S, CH<sub>4</sub> e dei COVNM (composti organici volatili non metanici).

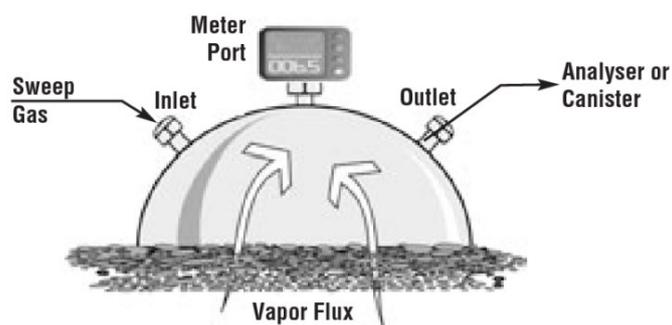
### 2.4.1 Gli strumenti per la misurazione delle emissioni

Per la misurazione delle emissioni, che viene fatta sulla superficie del biofiltro, vengono usati diversi strumenti di misura.

Per la raccolta dei campioni da analizzare successivamente in laboratorio, vengono usate le camere a flusso. Esse sono strumenti che permettono di misurare la quantità di gas che passa attraverso una superficie in un determinato periodo di tempo.

Le camere possono essere di tre tipi: statiche, dinamiche, o passive. Inoltre, possono essere stazionarie o non stazionarie a seconda che la concentrazione dei gas rimanga o meno costante nel tempo. Esse sono infine aperte se è presente una porta di sfiato per la regolazione della pressione, oppure chiuse.

La camera a flusso statica non stazionaria è formata da una camera in cui si accumula il gas, da una pompa che crea una differenza di pressione tra l'interno e l'esterno della camera così da far fluire i gas verso l'esterno della superficie, e da una porta che permette l'inserimento dello strumento per la raccolta del campione da analizzare o dell'analizzatore per ottenere una misura diretta.



**Figura 2.1** Esempio di camera a flusso

Per effettuare misure più dirette, sono utilizzati altri tipi di strumenti, come i rilevatori di fughe di gas, oppure gli analizzatori portatili, tipo i misuratori fotoacustici multigas, che sono meno precisi dell'analisi fatta in laboratorio, ma presentano il vantaggio di far avere subito un'idea del valore misurato.

#### 2.4.2 Gli odori

Gli odori sono la risposta alla percezione di determinate molecole gassose da parte di recettori, le cellule olfattive, presenti nel nostro naso.

Gli odori possono dipendere da diversi fattori. Possono essere, infatti, legati alle proprietà chimiche di una specifica molecola, oppure ad aspetti psico-fisici che si producono quando la molecola entra in contatto con i nostri recettori.

Gli odori sono causati principalmente dai composti organici volatili, ad esempio i mercaptani, o da sostanze inorganiche, come l'ammoniaca e i composti solforati, quali il solfuro di idrogeno e il biossido di zolfo.

Nella tabella 2.2 sono riportati gli odori di alcune sostanze gassose.

**Tabella 2.2** Odori di diverse sostanze

Categoria	Composto	Odore
Composti azotati	Ammoniaca	Forte e pungente
	Solfuro di idrogeno	Uova marce
Composti dello zolfo	Dimetilsolfuro	Cavolo marcio
	Solfuro di carbonio	Dolce, sgradevole
	Mercaptani	Cavolo marcio
Composti ossigenati	Acido acetico	Rancido, Pungente
Terpeni	Limonene	Agrumi

Le emissioni odorigene, sebbene non siano considerate una causa diretta di problemi di salute per l'uomo, sono fastidiose sia per gli operatori che lavorano nell'impianto sia per gli abitanti che vivono nei suoi pressi.

In Italia sono presenti delle norme regionali che riportano le soglie di accettabilità delle emissioni odorigene per i recettori nelle zone residenziali e non residenziali. Ad esempio, nella Delibera della Giunta Provinciale della Provincia di Trento viene indicato che, nelle aree residenziali, per i recettori ad una distanza maggiore di 500 m dalla sorgente, la concentrazione di odore percepita non dovrebbe superare l'1 UO<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>. Questo valore di soglia aumenta con il diminuire della distanza dalla sorgente: per una distanza compresa tra i 200 e i 500 m non deve superare le 2 UO<sub>E</sub>/m<sup>3</sup> e, per distanze inferiori a 200 m, non deve superare le 3 UO<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>.

Nonostante le tecnologie per l'abbattimento degli odori, può capitare che in casi particolari, tipo in giornate ventose, gli odori raggiungano la popolazione che vive nelle vicinanze. Questo porta le persone a lamentarsi e a diffidare dei tipi di impianto che sono fonte di odori e, in particolare, di quelli per il trattamento dei rifiuti.

È quindi importante poter misurare e valutare le emissioni odorigene per poter progettare i sistemi per il loro abbattimento affinché arrechino il minor fastidio.

I livelli di emissioni degli odori associati alle BAT per gli impianti di trattamento biologico dei rifiuti sono nel range di 200 – 1000 UO<sub>E</sub>/Nm<sup>3</sup>. Di conseguenza, la maggior parte delle Delibere Regionali riportano come concentrazione di odore al punto di emissione a valle del biofiltro, il valore massimo di 300 UO<sub>E</sub>/Nm<sup>3</sup>. Fa eccezione la Regione Emilia-Romagna che nel DGR n.1495 del 24 ottobre 2011, fissa come limite 400 UO<sub>E</sub>/Nm<sup>3</sup>.

#### 2.4.3 L'ammoniaca

L'ammoniaca è un gas incolore, irritante e tossico, che ha un odore forte e pungente. È solubile in acqua, e in presenza di ossigeno, può intaccare alcuni metalli, come l'alluminio, il rame, il nichel e le loro leghe. L'ammoniaca si forma naturalmente per decomposizione del materiale organico e dai fenomeni vulcanici. Invece, le fonti antropogeniche principali di questo inquinante sono le attività agricole e gli allevamenti, oltre allo smaltimento dei rifiuti.

I livelli di emissioni dell'ammoniaca associati alle BAT per gli impianti di trattamento biologico dei rifiuti sono nel range di 0.3 – 20 mg/Nm<sup>3</sup>.

Per il biofiltro, se la concentrazione di NH<sub>3</sub> a monte è troppo elevata (5-40 mg/Nm<sup>3</sup>), può essere necessario trattare la corrente gassosa con uno scrubber ad acqua o a soluzione acida prima della biofiltrazione per evitare di aumentare il pH.

Le Delibere Regionali, a seguito delle indicazioni relative alle BAT, prescrivono un valore di concentrazione in uscita di ammoniaca massimo che varia tra i 5 e i 10 mg/Nm<sup>3</sup> a seconda della Regione.

#### 2.4.4 Il solfuro di idrogeno

Il solfuro di idrogeno è un gas incolore, tossico ad elevate concentrazioni e idrosolubile, che ha delle proprietà debolmente acide e riducenti. Esso presenta il caratteristico odore di uova marce.

Ha, principalmente, origini naturali ed è infatti presente nelle emissioni di tipo vulcanico e che provengono dalle zone geotermiche, ma è prodotto anche dalle attività umane.

Alcune Regioni suggeriscono dei valori limite tramite linee guida. Ad esempio, riguardo agli impianti di compostaggio e quelli di bioessiccazione, la Regione Abruzzo indica come valore di soglia 3.5 mg/Nm<sup>3</sup>.

#### 2.4.5 I Composti Organici Volatili (COV)

L'articolo 268 del D.lgs. 152/2006 definisce come composto organico volatile (COV) “qualsiasi composto organico che abbia a 293,15 K una pressione di vapore di 0,01 kPa o superiore, oppure che abbia una volatilità corrispondente in condizioni particolari di uso”.

La Direttiva Europea n.2284 del 2016 ha poi definito i composti organici volatili non metanici (COVNM) come “i composti organici, diversi dal metano, che possono produrre ossidanti fotochimici per reazione con gli ossidi di azoto e in presenza di radiazioni solari”.

Questo evidenzia che i COVNM sono una delle cause dello smog fotochimico. Esso è un fenomeno di inquinamento, in cui i gas come gli NO<sub>x</sub> e i COVNM, a causa delle reazioni fotochimiche, favoriscono la formazione dell'ozono e il suo accumulo nella parte bassa dell'atmosfera, con effetti negativi sulla salute dell'uomo e sull'ambiente.

I COV possono essere biogenici, se di origine naturale come i terpeni, o antropogenici, se hanno origine dalle attività umane, ad esempio dai veicoli, dalle industrie e dai molti prodotti usati in edifici pubblici e privati.

I limiti sulle emissioni di COV sono di solito espressi in termini di carbonio organico totale (COT o TOC, Total Organic Carbon), a meno che non si faccia riferimento ad un composto specifico per i quali vengono, invece, usate le concentrazioni.

Anche in questo caso non sono presenti nella normativa limiti di emissione all'uscita del biofiltro. Possono, quindi, essere fissati a livello regionale dei valori indicativi. La Regione Abruzzo, ad esempio, indica come valore di soglia 50 mg/Nm<sup>3</sup>.

### 2.5 *Il campionamento e le analisi delle emissioni odorigene e di inquinanti*

Le emissioni possono essere di due tipi: convogliate o diffuse. Le prime si riferiscono ad un punto di emissione specifico, tipo un camino, un portone, etc. Per le seconde, invece, il punto di emissione è una superficie estesa, come il biofiltro o la superficie di una discarica.

#### 2.5.1 Gli odori

Le metodologie per il monitoraggio delle emissioni odorigene sono diverse. Si può fare la caratterizzazione chimica qualitativa e quantitativa per determinare la composizione della miscela attraverso la gascromatografia e la spettrometria di massa, oppure si può usare l'analisi dell'olfattometria dinamica, o si possono impiegare metodologie senso-strumentali come i nasi elettronici.

Poiché è complesso e costoso monitorare in continuo e direttamente le emissioni odorigene, di solito, si procede misurando la concentrazione delle molecole sorgenti di odori (C<sub>i</sub>, dove i è la singola sostanza presa in esame) tramite gascromatografia, e si converte, poi, questa misura nella concentrazione di odore (C<sub>OD</sub>), che ha come unità di misura l'Unità Odorigena/m<sup>3</sup> (UO/m<sup>3</sup>). Questa unità di misura è stata definita dal Comitato Europeo di Normazione (CEN): 1 OUE/m<sup>3</sup> (Unità Odorigena Europea) equivale a 123 µg di n-butanolo evaporato in un metro cubo di aria inodore.

Quando la concentrazione di odore è troppo bassa per poter ottenere dei risultati affidabili tramite l'impiego di persone per i test (olfattometria dinamica), o è inferiore alla sensibilità di strumenti quali gli olfattometri e i nasi elettronici (tecnologia ancora in fase di sviluppo), andare a misurare la concentrazione delle molecole e fare successivamente la conversione in quella di odore, è l'unica strada percorribile per poter compiere le analisi.

Per effettuare la conversione da una concentrazione all'altra, sono stati studiati e sono presenti in letteratura vari metodi. Uno di quelli più usati su scala industriale prevede di utilizzare l'Odour Activity Value (OAV) e la Somma delle Odour Activity Value (SOAV).

L'OAV fa riferimento ad una singola sostanza, mentre la SOAV è la somma dei  $OAV_i$  di ciascun composto odorigeno presente in una miscela gassosa. L'OAV e la SOAV vengono interpretati come concentrazioni di odore  $C_{OD}$  e hanno quindi come unità di misura  $l'UO/m^3$ .

$$SOAV = \sum OAV_i \quad (2.1)$$

Il metodo per il calcolo dell'OAV prevede che la concentrazione  $C_i$  misurata venga normalizzata tramite la concentrazione di soglia dell'odore  $C_{OT,i}$ , che è la concentrazione minima di una certa sostanza che può essere percepita chiaramente dall'uomo.

Per prima cosa è, quindi, necessario identificare le soglie dell'odore.

In Europa, questo viene fatto tramite l'olfattometria dinamica secondo la norma tecnica EN 13725:2022. Essa consiste nel sottoporre un test olfattometrico ad un gruppo di quattro persone. Il test prevede di far annusare una serie di campioni di sostanze odorigene, diluiti via via fino a quando il 50% delle persone non è in grado di distinguere tale campione da altri inodori. I campioni devono essere analizzati nella camera olfattometrica entro 30 h da quando sono prelevati. Il limite di questo metodo è il fatto che non permette di identificare la tipologia di odore.

Nella maggior parte dei casi, per i calcoli pratici, vengono utilizzati i valori di soglia che sono disponibili in letteratura. Quelli più frequentemente usati sono quelli calcolati da Nagata (2003), ma non sono gli unici esistenti; infatti, diversi studi presentano i loro calcoli per valutare i  $C_{OT}$  di varie sostanze. In alcuni casi i valori sono simili tra di loro, mentre in altri sono molto differenti.

La tabella 2.3 mette in evidenza questo aspetto. Di seguito sono, infatti, riportati la  $C_{OT}$  misurata da Wu et al. (2017), la  $C_{OT}$  ricavata da Nagata (2003) e la  $OT_{50}$  riportata nelle "Linee guida per il monitoraggio delle emissioni gassose provenienti dagli impianti di compostaggio e bioessiccazione" dell'ARTA Abruzzo. Quest'ultima rappresenta la concentrazione minima a cui è possibile percepire l'odore con il 50% di probabilità, mentre le altre due non specificano una probabilità minima. La  $C_{OT}$  di Nagata è quella che viene riportata sia nella DGR della Regione Lombardia che nella DGP della Provincia Autonoma di Trento.

La concentrazione soglia degli odori non deve essere confusa con i valori limite di soglia (TLV), ovvero i valori limite delle concentrazioni a cui possono essere sottoposte le persone all'interno di un ambiente lavorativo per un determinato periodo di tempo senza che ci siano conseguenze temporanee o permanenti sulla loro salute e che riguardano, quindi, i rischi sanitari.

**Tabella 2.3** C<sub>OT</sub> e OT<sub>50</sub> di alcuni composti odorigeni

Categoria	Composto	Cor (µg/m <sup>3</sup> ) (Wu et al., 2017)	Cor (µg/m <sup>3</sup> ) (Nagata, 2003)	OT <sub>50</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) (ARTA Abruzzo)
Alcani	Ottano	485900	7910	-
	Decano	27450	3593	-
Aromatici	Benzene	8624	8595	-
	Toluene	3365	1239	-
	o-xilene	3284	2482	-
Composti alogenati	Tetracloroetilene	28417	5217	-
Composti azotati	Ammoniaca	365	1040	26.6
Composti ossigenati	Etanolo	3662	976	-
	Acetone	48136	99428	47500
	Acido acetico	884	14.7	2500
Composti dello zolfo	Solfuro di idrogeno	0.419	0.569	0.7
	Dimetilsolfuro	0.28	7.59	25
	Solfuro di carbonio	3551	651	24.3
Terpeni	Limonene	255	211	-

Il problema principale di questo metodo per il calcolo delle concentrazioni soglia di odore è la discrepanza tra gli strumenti e i metodi di misurazione che cambiano a seconda di chi svolge le prove, così come cambiano le persone sottoposte al test e, quindi, la loro percezione degli odori e la loro formazione per poter svolgere l'esame. Nei test svolti da Wu et al. (2017), ad esempio, i campioni sono stati presentati partendo da quello più diluito, mentre in quelli di Nagata gli esaminatori sono stati sottoposti prima a quello più concentrato. Inoltre, i metodi di misura usati nei due laboratori sono anch'essi diversi: in quello di Nagata, ad esempio, il numero di persone sottoposte al test è pari a 6 e i campionamenti sono avvenuti in un periodo di tempo lungo 12 anni.

Una volta ottenuta la C<sub>OT</sub>, essa viene usata per calcolare la massa specifica dell'odore m<sub>OD</sub> (mg/UO). La m<sub>OD</sub> si calcola con la seguente formula:

$$m_{OD,i} = C_{OT,i}/C_{OD,0}, \quad (2.2)$$

dove C<sub>OD,0</sub> = 1 UO/m<sup>3</sup> è l'unità della concentrazione di odore che si ottiene quando la m<sub>OD</sub> diffonde in 1 m<sup>3</sup> di aria pura.

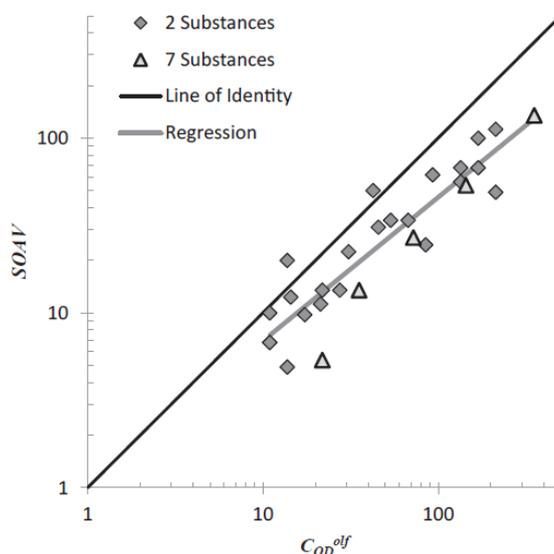
L'OAV è quindi calcolato come il rapporto tra la concentrazione della sostanza e la massa specifica dell'odore, come mostrato di seguito:

$$OAV_i = C_i/m_{OD,i} \quad (2.3)$$

Uno studio (Wu et al., 2015) ha evidenziato le criticità nell'utilizzare questo metodo.

Infatti, andando a confrontare la concentrazione dell'odore misurata tramite l'olfattometro e quella calcolata con la SOAV, si è visto che quest'ultima è sottostimata con un errore pari a circa il 43%. Inoltre, l'errore aumenta all'aumentare della concentrazione delle sostanze odorogene.

La figura 2.2 mostra, infatti, che la linea di regressione dei valori calcolati si trova al di sotto della linea d'identità e non è parallela ad essa.



**Figura 2.2** Confronto tra la concentrazione degli odori misurata tramite olfattometro e la SOAV in scala logaritmica (Wu et al., 2015)

Altri metodi più elaborati mostrano risultati migliori, ma essi non sono ancora stati applicati su grande scala proprio a causa dei calcoli più complessi.

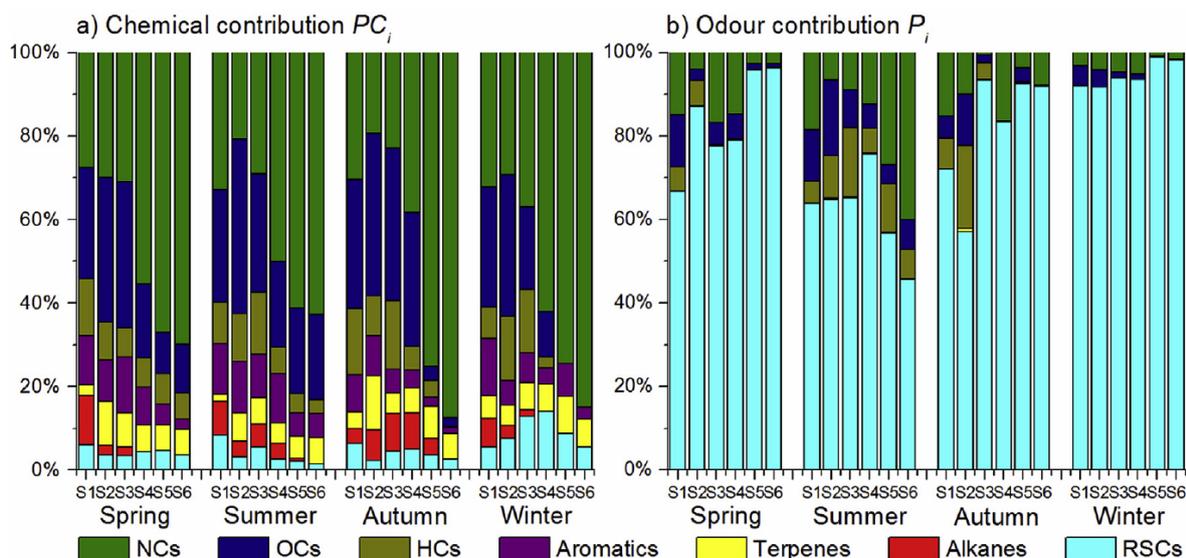
Conoscendo il valore dell'OAV e della SOAV è possibile calcolare il contributo dell'odore  $P_i$  di una singola sostanza rispetto alla miscela in cui è presente, facendo il rapporto:

$$P_i = OAV_i / SOAV \quad (2.4)$$

Questo parametro è fondamentale per dimostrare l'importanza di convertire le concentrazioni in massa delle sostanze della miscela, nelle concentrazioni degli odori tramite i  $C_{OT}$ . Infatti, una sostanza presente in elevata concentrazione in una miscela gassosa non necessariamente contribuirà di più in termini di odore e verrà percepita dall'uomo in maniera distinta e più forte rispetto alle altre in minore concentrazione.

La figura 2.3 evidenzia questo aspetto: mette a confronto il contributo chimico  $PC_i$ , inteso come percentuale di ciascuna categoria di composti presenti nella miscela, con il loro contributo dell'odore  $P_i$ , anch'esso espresso in percentuale. I grafici mostrano infatti che i composti solforati, nonostante siano presenti in bassa concentrazione nella miscela, sono i composti che contribuiscono di più in termini di emissioni odorogene e, quindi, sono quelli che saranno percepiti maggiormente dal nostro naso. Altre sostanze, invece, come i composti ossigenati e gli alcani, pur essendo presenti in maggiore concentrazione, sono percepiti come un leggero odore o non percepiti per nulla.

Questo è coerente con i valori delle concentrazioni di soglia presenti in tabella 2.3. Se il valore di soglia è basso, significa che, anche in piccole concentrazioni, il composto è facilmente percepibile, mentre, se il valore è alto, significa che, per poter percepire quella sostanza, è necessaria una sua concentrazione molto elevata.



**Figura 2.3** Confronto tra il contributo chimico  $PC_i$  (a) e il contributo dell'odore  $P_i$  (b) nelle diverse stagioni e in diverse zone di una discarica a Beijing in Cina (rappresentate dalle sigle da S1 a S6). NCs: composti azotati; OCs: composti ossigenati; HCs: composti alogenati; RSCs: composti solforati (Wu et al., 2017)

Un altro parametro importante è l'intensità dell'odore (OI, Odour Intensity). Essa è la proprietà che rappresenta la forza dello stimolo olfattivo e che ne esprime l'effetto quando la concentrazione dell'odore è maggiore di quella di soglia. L'OI è un valore che va da 0, che equivale a nessuno odore, fino a 5, che rappresenta, invece, un odore molto forte.

Nel capitolo 5 sull'efficienza di abbattimento delle emissioni, oltre alla normativa europea EN 13725, vengono citate le linee guida tedesche VDI 3881 del 1986, che sono il precursore della normativa europea stessa. Questo documento tecnico, redatto dall'Associazione degli Ingegneri Tedeschi, riguarda appunto l'olfattometria dinamica e la determinazione delle concentrazioni soglia degli odori.

### 2.5.2 L'ammoniaca

La norma tecnica usata per effettuare le misurazioni e le analisi sulla concentrazione di ammoniaca è la UNI EN ISO 21877:2020 "Metodo manuale per la determinazione della concentrazione di massa dell'ammoniaca" in forma gassosa negli effluenti gassosi da sorgenti stazionarie di emissione degli impianti industriali.

Il metodo di misura è stato validato in un intervallo di concentrazione che va dagli 8  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  ai 65  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  e il principio di misura si basa sull'assorbimento in soluzione di  $\text{H}_2\text{SO}_4$ .

Un altro metodo usato in Italia è l'UNICHIM 632:1984, che è, tuttavia, stato ritirato il 9 ottobre 2019 e sostituito dalla norma tecnica sopra riportata.

### 2.5.3 Il solfuro di idrogeno

Per la determinazione delle emissioni di solfuro di idrogeno il metodo usato in Italia è l'UNICHIM 632:1984.

Per le emissioni dall'industria alimentare, viene anche utilizzato il metodo 15 dell'Environmental Protection Agency (EPA), che riguarda la determinazione dell' $\text{H}_2\text{S}$ , del  $\text{COS}$  e del  $\text{CS}_2$  da fonti stazionarie. Il metodo si basa sulla gascromatografia con rivelazione a fiamma fotometrica (FPD, Flame Photometric Detector).

#### 2.5.4 I Composti Organici Volatili (COV)

Per l'analisi dei COV negli impianti per il trattamento dei rifiuti vengono usate la UNI EN 12619:2013 per la "determinazione della concentrazione di massa del carbonio organico totale in forma gassosa" o la UNICHIM 631. La prima prevede di utilizzare un rivelatore a ionizzazione di fiamma (FID, Flame Ionization Detector), mentre la seconda prevede di fare il campionamento su fiala di carbone attivo per poi effettuare l'analisi in laboratorio.

Per analizzare il singolo COVNM viene, invece, usata la UNI CEN/TS 13649:2015 per la "determinazione della concentrazione in massa di singoli composti organici in forma gassosa", la quale si basa sull'adsorbimento su fiale e successiva estrazione con solventi o desorbimento termico, e gascromatografia.

Un altro metodo usato per la determinazione dei composti organici volatili in aria è quello presentato nella norma US EPA TO-15, nella quale il gas viene raccolto e successivamente analizzato con gascromatografia e/o spettrometria di massa in laboratorio.

Per il metano viene, invece, usata la UNI EN ISO 25140:2010 per la "determinazione della concentrazione di metano", la quale utilizza la gascromatografia ad alta risoluzione con rivelatore FID oppure la gascromatografia insieme alla spettrometria di massa.

### 3. Il biofiltro

Il biofiltro è una delle tecnologie usate per il trattamento biologico di correnti odorigene e di correnti contenenti inquinanti. Esso è un reattore a letto fisso contenente materiale biologicamente attivo che tramite un processo ossidativo condotto da microrganismi aerobici, permette di abbattere gli inquinanti e gli odori. Alcuni degli inquinanti in grado di essere rimossi sono: l'ammoniaca, il solfuro di idrogeno e i composti maleodoranti dello zolfo, i composti organici alifatici sia saturi che insaturi e i composti alifatici alogeno-sostituiti.

È importante che le sostanze da rimuovere siano facilmente degradabili e non siano tossiche per i microrganismi. Molecole organiche più complesse sono degradate difficilmente, anzi, spesso non vengono ossidate a CO<sub>2</sub>, ma formano molecole a catena più corta facendone aumentare la loro concentrazione all'uscita. I composti aromatici sono, ad esempio, difficilmente degradati dai microrganismi, mentre gli alcheni sono ossidati più facilmente rispetto agli alcani grazie alla presenza del doppio legame. La concentrazione degli inquinanti presenti nella corrente è anche di fondamentale importanza perché concentrazioni elevate di una determinata sostanza, tipo l'ammoniaca o il solfuro di idrogeno, possono andare a modificare il pH all'interno del materiale provocando danni alla crescita delle popolazioni microbiche.

Il biofiltro viene applicato a correnti con una concentrazione relativamente bassa di inquinanti, nonostante le portate possano essere molto elevate. Infatti, poiché il sistema si basa su un processo biologico le cinetiche sono molto più lente rispetto a quelle di un processo ossidativo chimico.

I biofiltri vengono, dunque, impiegati in diverse tipologie di impianto. Ad esempio, in quelle legate al trattamento dei rifiuti, come il compostaggio o il trattamento meccanico e biologico (TMB), oppure in prossimità o nella copertura stessa delle discariche per l'ossidazione del gas di discarica diluito. Inoltre, sono usati, anche se meno frequentemente, nelle industrie alimentari, in particolare in quelle che si occupano del trattamento degli scarti animali, e in altri settori che non verranno trattati in questo lavoro, tipo gli impianti per il trattamento delle acque reflue. Si può notare come questi siano tutti tipi di impianto che producono correnti altamente odorigene, ma con un carico inquinante relativamente basso.

Il biofiltro può essere di due tipi: passivo o attivo. Il primo, chiamato anche biowindow, è un sistema progettato in modo tale che il gas da trattare attraversi il letto filtrante senza che esso venga aspirato e inviato tramite un ventilatore o una pompa. Questa tipologia è solitamente applicata nelle discariche, dove il materiale filtrante viene posto su tutta o su una parte della copertura con lo scopo di ossidare il gas perso prima che arrivi in atmosfera.

Nel secondo caso, invece, la corrente è inviata al biofiltro tramite un sistema di ventilatori.

Il biofiltro attivo trova, quindi, applicazione negli impianti in cui sono presenti zone che devono essere mantenute in depressione per evitare la fuoriuscita incontrollata di odori e inquinanti, come negli impianti per il trattamento dei rifiuti e nell'industria alimentare.

Il biofiltro attivo è dunque un sistema che permette un maggiore controllo dell'abbattimento degli inquinanti poiché è possibile variare la portata in ingresso.

Le portate trattabili dal biofiltro hanno un range molto ampio. Nelle discariche la portata di corrente gassosa da trattare ha come ordine di grandezza decine di Nm<sup>3</sup>/h, mentre per le altre due tipologie di impianto il biofiltro può arrivare a trattare anche più 100000 Nm<sup>3</sup>/h.

La presenza del sistema di ventilatori garantisce una migliore distribuzione della miscela gassosa su tutta l'area del biofiltro, andando a ridurre la possibilità di formazione di zone in cui la concentrazione in uscita di inquinanti è molto più elevata che in altre. In questo lavoro, si andranno ad analizzare tutti i casi in cui sono presenti biofiltri attivi.

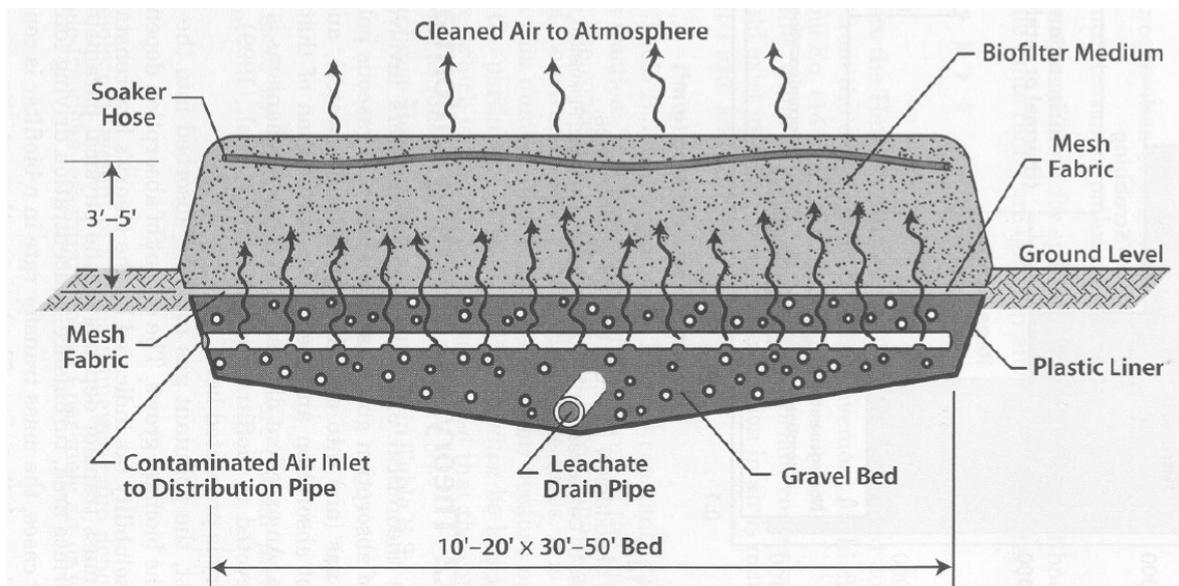
Date le grandi dimensioni della superficie del biofiltro, le emissioni sono di tipo diffuso, ovvero sono distribuite su tutta la superficie e avvengono in continuo, 24h al giorno, 365 giorni l'anno. Nonostante ciò, il loro monitoraggio è effettuato in discontinuo.

### 3.1 Dimensione, struttura e funzionamento del biofiltro

Il biofiltro ha dimensione variabile, e maggiore è la portata da trattare, più ampia dovrà essere la superficie. Le discariche sono quelle che solitamente presentano i biofiltri con superficie maggiore, la quale può raggiungere anche i 4000 m<sup>2</sup>, nonostante le portate siano relativamente basse (20-100 Nm<sup>3</sup>/h). Gli impianti di compostaggio e TMB, invece, hanno biofiltri con area superficiale pari o inferiore a 1000 m<sup>2</sup>. Infine, nell'industria alimentare, nonostante le portate siano dell'ordine delle centinaia di Nm<sup>3</sup>/h, i biofiltri possono avere dimensioni più piccole rispetto agli altri impianti, anche dell'ordine di qualche m<sup>2</sup>.

I biofiltri possono essere divisi in moduli, in cui ciascuno lavora indipendentemente dall'altro. In questo modo vengono facilitate le operazioni di manutenzione perché si interviene su sistemi più piccoli e, nel caso in cui sia necessario sostituire il materiale del letto, gli altri continuerebbero a funzionare e si eviterebbe di dover fermare l'impianto o di rilasciare in atmosfera aria non trattata.

La struttura del biofiltro è formata da più livelli: in basso è presente il sistema per la distribuzione del gas, poi è presente una struttura che funge da supporto per il materiale filtrante del letto, che può essere una griglia metallica, una maglia in fibra oppure sabbia, e infine è presente il letto del biofiltro, ovvero quello composto dalla biomassa in cui avviene il processo di ossidazione. Il primo strato ha un'altezza di circa 0.30 m, mentre il letto ha un'altezza che può variare tra 0.80 e 2 m. In figura 3.1, viene mostrato lo schema della struttura del biofiltro.



**Figura 3.1** Struttura del biofiltro

Il letto del biofiltro è formato da un cumulo di materiale strutturante a matrice organica che funge da supporto per la crescita delle popolazioni microbiche, ed è posto all'interno di una struttura di contenimento, solitamente in calcestruzzo o in materiale metallico. Per biofiltri di dimensioni ridotte, cioè pochi metri quadrati di superficie, la struttura può anche essere in legno.

Il materiale strutturante deve essere poroso per permettere il passaggio della corrente da trattare. Deve avere infatti un'elevata porosità, pari a circa al 40-60%, e una bassa densità volumetrica per permettere il passaggio della corrente gassosa ed evitare perdite di carico

troppo elevate. Grandi perdite di carico, infatti, incrementerebbero i consumi energetici del sistema di ventilazione/compressione per l'insufflazione dell'aria nel biofiltro.

Il letto è composto tendenzialmente da materiale legnoso, radici e corteccia, di varia pezzatura, ma piuttosto grossolana. Infatti, la pezzatura non deve essere fine per evitare l'occlusione degli spazi in cui passa la miscela gassosa da trattare. In alcuni casi, il materiale legnoso viene mescolato a compost maturo in percentuale 1:1 in volume. In altri, invece, il letto è composto solamente da compost. In quest'ultimo caso, il materiale deve essere comunque grossolano e privo di polveri per evitare i già citati problemi di occlusione. Nel mix della biomassa potrebbe anche essere usata della torba. Esistono casi in cui il letto può presentare due strati di diverso materiale, uno più grossolano in basso e uno più fine nella parte superiore.

È requisito fondamentale che la matrice organica sia inerte, affinché non sia dannosa per i microrganismi.

Lo strato filtrante deve, inoltre, avere anche una certa resistenza strutturale nel tempo per garantire sempre il passaggio dell'aria da trattare ed evitare la perdita di porosità.

In figura 3.2 è mostrato un biofiltro composto da materiale legnoso e compost all'interno della sua struttura di contenimento.



**Figura 3.2** Letto filtrante in materiale legnoso e compost

I microrganismi che si sviluppano all'interno del biofiltro possono essere batteri e/o funghi. I primi sono i principali responsabili dell'abbattimento dei COV, mentre i secondi, oltre ad essere capaci di rimuovere i COV, possono eliminare anche altre sostanze.

Studi sulla conta microbica hanno misurato che in media ci sono  $10^5$ - $10^6$  Unità Formanti Colonie/g (UFC/g) all'interno della biomassa del biofiltro (Shareefdeen et al., 2003). Questo valore può ridursi di un ordine di grandezza verso la superficie del letto perché la crescita microbica è minore a causa della diminuzione del carico organico da degradare. I microrganismi aerobici, infatti, in presenza di ossigeno, utilizzano le sostanze organiche e non organiche presenti nella corrente che entra nel biofiltro come fonte di nutrienti ed energia e le convertono in anidride carbonica e acqua, oppure in molecole organiche più semplici. È possibile che gli inquinanti siano metabolizzati dai microrganismi anche attraverso vie enzimatiche alternative.

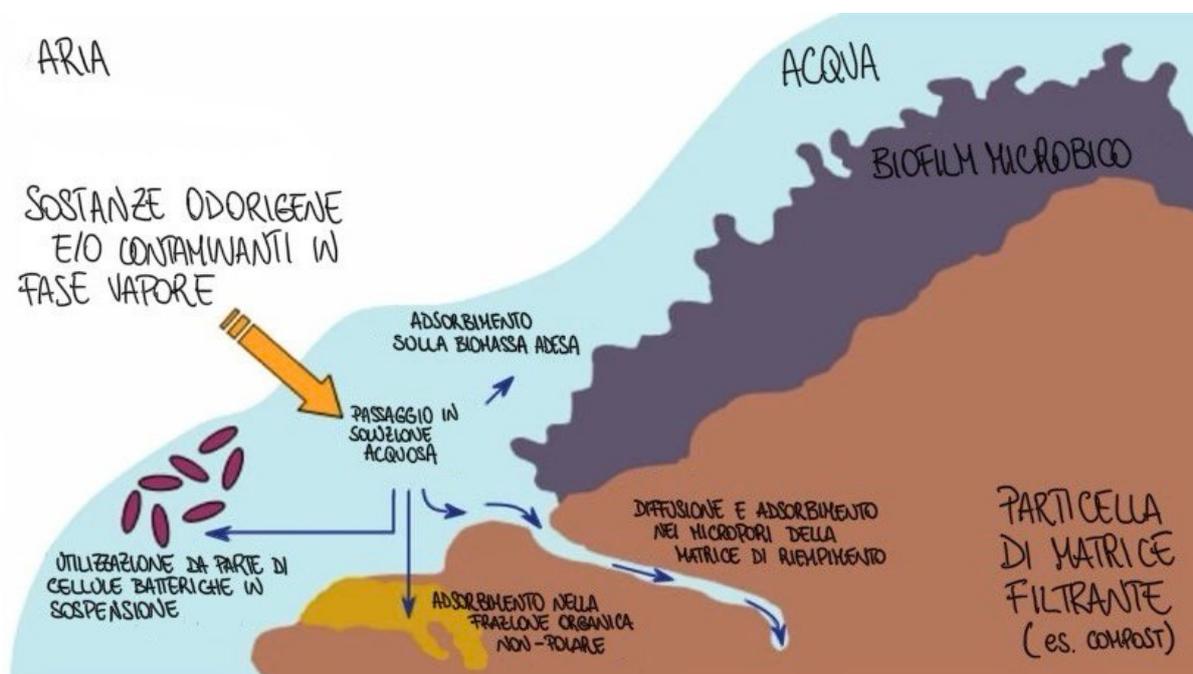
Dato che il sistema è posto all'aperto, la temperatura all'interno del biofiltro è influenzata da quella ambiente. Nel caso delle discariche, essa dipende anche dalla temperatura del gas di scarica che è più elevata (può raggiungere i 50°C) di quella esterna perché proveniente da processi anaerobici. I principali microrganismi presenti all'interno della biomassa sono, quindi, mesofili perché sono quelli che più facilmente sopravvivono nei range di temperatura operativo del biofiltro. Infatti, essi possono lavorare in un range compreso tra i 20 e i 40°C, che è anche l'intervallo ottimale di temperatura che dovrebbe esserci all'interno della biomassa per il corretto funzionamento del sistema. Lavorare al di fuori di questo intervallo, provoca un rallentamento sostanziale delle cinetiche di reazione. In teoria, più la temperatura interna del biofiltro si aggira intorno ai 37°C, migliore è l'attività microbica, ed è infatti a queste temperature che si hanno i valori più elevati di UFC/g.

L'attività microbica avviene all'interno di un film di acqua che si forma sulla matrice solida di materiale strutturante. L'inquinante contenuto nella corrente gassosa, quando entra in contatto con l'interfaccia gas/liquido, diffonde all'interno dello strato acquoso fino al biofilm microbico. I microrganismi, presenti nel biofilm e in parte in sospensione nello strato di acqua, metabolizzano le molecole di interesse e le trasformano in molecole più semplici, non pericolose e non odorigene.

Le molecole che si formano durante l'ossidazione aerobica diffondono poi dal biofilm al film d'acqua e, successivamente, nella fase gassosa all'interfaccia.

Il processo è mostrato in figura 3.3.

Affinché i microrganismi abbiano un tempo sufficiente per la diffusione e la degradazione degli odori e degli inquinanti, il tempo di residenza del flusso gassoso all'interno del biofiltro dovrebbe essere superiore ai 36 s e il carico superficiale, cioè il flusso di gas che attraversa l'unità di superficie del biofiltro, non dovrebbe superare i 200 Nm<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> h) (Linee Guida dell'ARTA Abruzzo).



**Figura 3.3** Processo di ossidazione delle sostanze odorigene e inquinanti nel biofilm condotto dai microrganismi

L'area superficiale specifica deve, quindi, essere ampia per avere il maggior numero possibile di zone in cui possa formarsi il film acquoso per la crescita dei microrganismi e la diffusione degli inquinanti.

Proprio per questo motivo, è di fondamentale importanza il mantenimento del livello di umidità adeguato. Una scarsa percentuale di acqua nella biomassa può portare alla formazione di zone secche, le quali a loro volta hanno due conseguenze principali: la prima è la presenza di aree superficiali inutilizzate per l'abbattimento degli odori e degli inquinanti dato che non sono presenti le condizioni per lo sviluppo dei microrganismi, e la seconda è la formazione di vie preferenziali in cui scorre più facilmente l'aria non trattata perché in queste zone la sezione di passaggio è maggiore.

Una percentuale di acqua troppo elevata invece può provocare elevate pressioni all'interno della matrice organica, l'occlusione di alcune aree del letto con conseguente sviluppo di condizioni anaerobiche, e, infine, l'assorbimento da parte dell'acqua dei nutrienti del mezzo filtrante e degli inquinanti, i quali anziché essere ossidati, si trasferiscono nella fase liquida andando a produrre percolato, che dovrà essere trattato.

Il contenuto ottimale di umidità del mezzo filtrante dovrebbe rientrare nel range del 40-60% in peso. Una percentuale inferiore al 40% rallenterebbe il processo di degradazione, e sotto al 20% di umidità, l'attività microbica cessa. Il biofiltro ha, quindi, bisogno di un apporto d'acqua per metro cubo compreso fra i 40 e i 60 L/giorno, che può avvenire tramite sistemi di irrigazione automatici o manuali posti sulla superficie del letto filtrante, oppure attraverso l'aria da trattare, mandandola ad uno scrubber o ad un umidificatore prima del suo ingresso al biofiltro.

Dato che i microrganismi sono aerobici, è fondamentale che all'interno del biofiltro sia presente una quantità adeguata di ossigeno per far avvenire correttamente i processi di ossidazione. Questo non risulta essere un problema, ad esempio negli impianti di compostaggio o di bioessiccazione e nell'industria alimentare, perché l'aria ne contiene già una sufficiente quantità. Tuttavia, poiché nelle discariche il processo che avviene al loro interno è anaerobico e non può essere presente ossigeno, il gas non contiene un quantitativo di O<sub>2</sub> sufficiente a garantire l'ossidazione aerobica del biofiltro. È quindi necessario insufflare aria oppure miscelare la corrente da trattare con aria per incrementare la quantità di ossigeno prima del suo ingresso al sistema.

Il pH all'interno del biofiltro deve essere mantenuto a valori intorno alla neutralità, circa 6-8. Scostamenti da questo range inibiscono la crescita microbica. In particolare, poiché la maggior parte del processo di ossidazione avviene nei primi strati di materiale in basso, se la corrente alimentata non ha un pH adeguato, in questa zona i microrganismi non riuscirebbero a sopravvivere e l'efficienza generale del biofiltro calerebbe drasticamente. È importante, quindi, misurare il pH della corrente a monte del biofiltro perché, in caso non fosse nell'intorno dei valori ottimali, è possibile intervenire per correggerlo.

Per garantire la sopravvivenza dei microrganismi e il corretto funzionamento del biofiltro è, quindi, necessario mantenere sotto controllo e all'interno del range richiesto i parametri di processo precedentemente discussi e riassunti in tabella 3.1.

**Tabella 3.1** Parametri ottimali del biofiltro

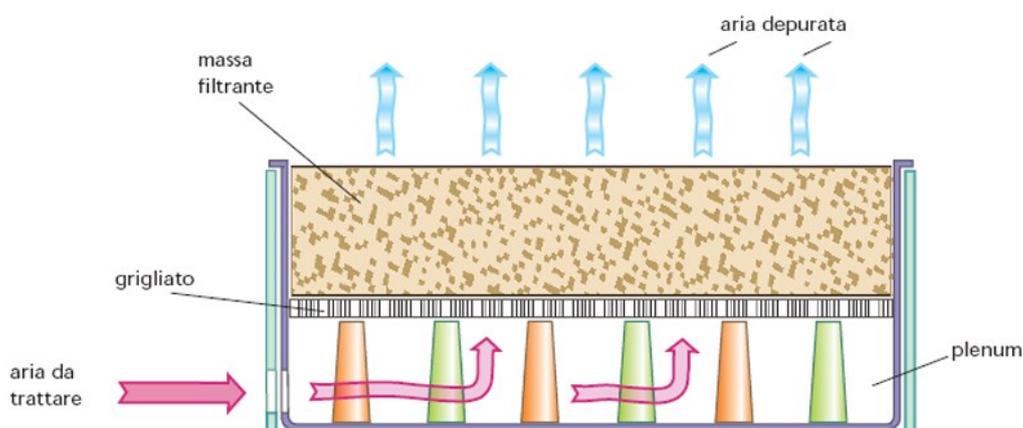
Parametri	Valori	Unità di misura
Temperatura	20-40	°C
pH	6-8	[-]
Umidità	40-60	% in peso
Porosità	40-60	%
Perdite di carico	~ 50	mmH <sub>2</sub> O
Tempo di residenza	> 36	s
Carico superficiale	< 200	Nm <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /h

Per effettuare le analisi, anche in continuo, possono essere usate delle sonde, che, collegate a sistemi di controllo, monitorano questi parametri. La sonda per la temperatura è posta all'interno della biomassa del biofiltro, l'umidità, invece, viene solitamente misurata nella condotta di adduzione e sulla superficie del letto, mentre il controllo del pH del biofiltro avviene nei pozzetti di raccolta del percolato.

L'aria da trattare viene alimentata dal basso, e poi diffonde verso l'alto attraverso la matrice organica. È importante assicurare una distribuzione omogenea del flusso gassoso affinché il carico inquinante sia uniformemente presente in tutto il volume del biofiltro. È necessario, quindi, avere un buon sistema di distribuzione del gas sotto il letto, e controllare che la biomassa non si compatti per evitare la formazione di vie preferenziali.

I metodi più frequenti per alimentare l'aria da trattare sono due: insufflarla in una camera vuota al di sotto del supporto del letto, oppure distribuirla tramite un sistema di tubazioni forate poste in uno strato di ghiaia, o di altro materiale inerte, lungo tutta la lunghezza e larghezza del biofiltro, come mostrato in figura 3.1.

Nel primo caso l'aria viene insufflata da un lato, si distribuisce nella camera e poi risale nel biofiltro. Questo metodo ha lo svantaggio che l'aria tende comunque ad accumularsi nella zona più vicina all'ingresso, andando a sovraccaricarla. Per risolvere questo problema possono essere applicate due soluzioni diverse: una prevede l'inserimento nella camera di ostacoli, come quelli mostrati in figura 3.4, per permettere al flusso d'aria di essere distribuito più uniformemente al di sotto del letto, mentre l'altra consiste nel costruire il biofiltro leggermente in pendenza così che l'aria, muovendosi verso l'alto, raggiunga anche le zone più lontane dal punto di alimentazione.

**Figura 3.4** Sistema di distribuzione dell'aria

Nelle discariche, in presenza di biofiltri attivi, il gas viene aspirato dalle tubazioni per la raccolta del gas di discarica e inviato a quelle forate di distribuzione poste sotto il letto del biofiltro.

Nel caso in cui le correnti da trattare provengano da diverse parti di un impianto, è utile equalizzarle per assicurare una omogenea distribuzione del carico di inquinanti, soprattutto quando il biofiltro presenta più unità, ciascuna con la propria alimentazione.

Il biofiltro, nella maggior parte dei casi, è aperto. È possibile che sopra ai biofiltri venga installata una copertura che ha lo scopo di proteggere dall'irraggiamento in estate, così che l'umidità venga mantenuta al valore richiesto ed evitare eccessivi consumi di acqua, e dalla pioggia in inverno, al fine di evitare il fenomeno opposto, ovvero l'allagamento del biofiltro.

La scelta dell'utilizzo della copertura dipende dalle condizioni climatiche dell'area in cui si trova il biofiltro e, per località in cui la piovosità media è elevata, viene consigliato di farne uso. Viene suggerito di usare la copertura anche nei casi in cui il sistema sia nelle vicinanze di un centro urbano per ridurre la dispersione delle emissioni, soprattutto se è frequente la presenza di vento.

La presenza di acqua nel biofiltro e il fatto che è un sistema aperto, e quindi soggetto a fenomeni meteorologici, fanno sì che si formi il percolato, un liquido che contiene gli inquinanti assorbiti durante il suo passaggio attraverso la matrice organica.

Per legge il percolato deve essere captato e trattato in maniera opportuna direttamente sul posto o tramite l'invio in fognatura.

### *3.2 Il fine vita dei biofiltri*

Il materiale del biofiltro ha una durata complessiva di 4-6 anni. Più il materiale è biologicamente resistente alla degradazione, più il biofiltro ha vita lunga. Un biofiltro composto da materiale ligneo di vario tipo ha una durata maggiore rispetto a quello formato da solo compost.

Nonostante la resistenza strutturale del letto, con il passare degli anni la gravità tende a compattare il materiale, diminuisce la sua porosità, e questo causa un aumento delle perdite di carico e un calo dell'efficienza. Una volta raggiunto il limite massimo di perdite di carico ammissibili, dell'ordine di 250 mmH<sub>2</sub>O, il materiale di cui è composto il letto deve essere sostituito.

Per questi motivi, è necessario fare ogni 1-2 anni la manutenzione ordinaria del sistema che consiste nel reintegro del materiale filtrante.

Al termine della sua vita utile il materiale diventa rifiuto. Prima dello smaltimento vengono effettuate analisi chimiche per verificare che non siano presenti delle sostanze pericolose che lo catalogherebbero come rifiuto pericoloso.

### *3.3 Vantaggi e svantaggi dei biofiltri*

Come già menzionato, uno dei limiti di questa tecnologia è che la concentrazione di inquinanti nella corrente da trattare non deve essere troppo alta a causa delle cinetiche più lente, dovute al fatto che la biofiltrazione è un processo biologico. Tuttavia, nei campi in cui trova applicazione, il biofiltro ha efficienze di rimozione elevate e piuttosto costanti nel tempo che variano tra il 60 e il 95% (Lelicińska-Serafin et al., 2019), ed è capace di lavorare in un range molto ampio di portate (20-120000 Nm<sup>3</sup>/h).

Il principale vantaggio dei biofiltri è che gli inquinanti sono eliminati dalla corrente e trasformati in molecole più semplici e sicure per la salute, come l'anidride carbonica e l'acqua.

Nelle tecnologie che impiegano processi fisici come l'assorbimento e l'adsorbimento, invece, gli inquinanti vengono solo trasferiti dalla corrente d'aria in un altro mezzo e quindi il problema dell'abbattimento degli inquinanti viene spostato e non risolto.

I processi chimici, quali l'ossidazione termica e quella catalitica, degradano effettivamente le molecole, ma a scapito di temperature di processo molto elevate. La prima deve raggiungere temperature superiori a 800°C e, poiché la quantità di inquinanti non è sufficiente a mantenere la combustione, nella maggior parte dei casi, è necessario l'utilizzo di combustibili ausiliari che fanno aumentare di molto i costi del processo e le emissioni di CO<sub>2</sub>.

Nel secondo caso, le temperature sono inferiori, (si può lavorare anche a 160°C a seconda del tipo di catalizzatore usato), ma la presenza del catalizzatore fa aumentare i costi.

I biofiltri, invece, poiché lavorano a temperature più basse (10-40°C) e a pressione atmosferica, sono molto più economici.

In aggiunta, la produzione di CO<sub>2</sub> derivante dall'impiego dei biofiltri non è paragonabile a quella che si produce tramite combustione perché le concentrazioni di inquinanti ossidati sono normalmente più basse.

Dato che il biofiltro lavora a temperatura e pressione ambiente, e poiché non richiede una manutenzione eccessiva, a livello economico è una tecnologia poco costosa. I costi più elevati derivano dal consumo energetico necessario per il funzionamento del sistema di ventilazione/compressione per l'insufflazione dell'aria.

Inoltre, poiché la matrice è fatta di sostanza legnosa o compost e richiede di essere cambiata minimo ogni 2-3 anni, il costo per il materiale stesso del biofiltro è relativamente basso.

In aggiunta, il biofiltro è un sistema che, con qualche accorgimento relativamente all'umidità del letto, risulta essere resistente a diverse condizioni ambientali, permettendo di avere durate elevate.

Il principale svantaggio dei biofiltri è il fatto che sono sistemi per i quali è difficile controllare le condizioni operative. Essi hanno, infatti, superfici molto ampie e, nonostante si cerchi di mantenere i parametri di processo ai valori ottimali, è un sistema altamente influenzato dalle condizioni ambientali.

Inoltre, sebbene si facciano saltuariamente delle analisi specifiche, non si conoscono le famiglie di batteri e funghi presenti all'interno del sistema, come queste interagiscano tra di loro e come esse si distribuiscano nella matrice organica.

Un ulteriore svantaggio è il fatto che richiede grandi spazi per la sua costruzione a causa del fatto che la superficie può essere notevole quando le portate da trattare sono elevate.

Tenendo presente i vantaggi che gli svantaggi appena menzionati, per i campi di applicazione che si andranno ad analizzare nei prossimi paragrafi, i biofiltri riescono a garantire il rispetto dei limiti di emissione e sono preferiti ad altre tecnologie proprio per la loro economicità e semplicità gestionale.

## 4. Le tipologie di impianti che utilizzano i biofiltri

I settori nei quali vengono impiegati più frequentemente i biofiltri per l'abbattimento degli odori e degli inquinanti sono quello del trattamento dei rifiuti e quello dell'industria alimentare perché sono quelli che hanno maggiori problemi legati alla produzione di emissioni odorigene.

### 4.1 *Gli impianti per il trattamento dei rifiuti*

Le tre tipologie di impianti trattate in questo paragrafo sono quelle per il trattamento della Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU), quello per il trattamento meccanico e biologico (TMB) dei Rifiuti Solidi Urbani (RSU) non pericolosi e le discariche.

Nei successivi paragrafi i primi due saranno trattati insieme perché in entrambi il principale processo che influenza la composizione dell'aria inviata al biofiltro per il trattamento, è l'ossidazione aerobica. In aggiunta il biofiltro riceve anche le arie esauste delle zone in cui avviene lo smistamento dei rifiuti e i processi meccanici a cui sono sottoposti.

Dunque, i biofiltri per queste tipologie di impianto devono abbattere una miscela gassosa contenente le stesse categorie di inquinanti.

I biofiltri a servizio delle discariche, invece, devono trattare una miscela gassosa che si produce a seguito di un processo anaerobico e quindi la sua composizione è diversa e non può essere confrontata con quella degli altri due impianti.

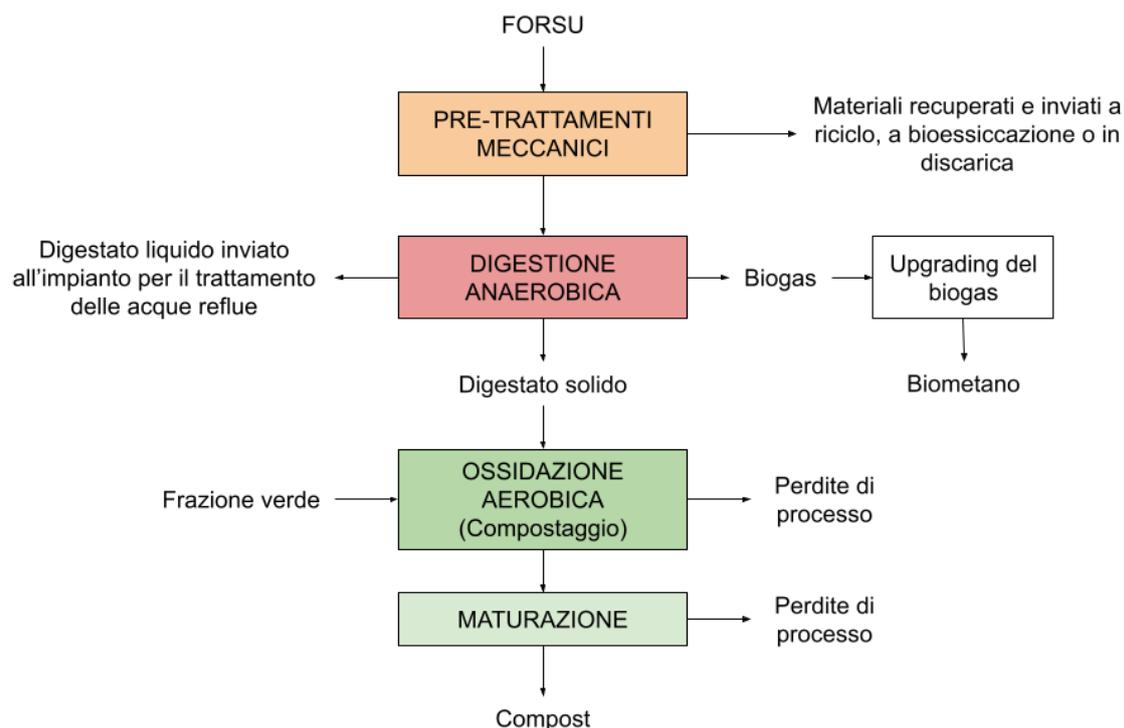
#### 4.1.1 L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU

L'impianto per il trattamento della FORSU è un impianto in cui i rifiuti organici subiscono una serie di processi e trasformazioni con lo scopo di essere stabilizzati.

Se tra i processi a cui sono sottoposti è presente la digestione anaerobica, è possibile produrre biometano, mentre se i rifiuti sono sottoposti a stabilizzazione aerobica si può ottenere compost.

Gli impianti spesso presentano entrambi i processi. In questo caso, i rifiuti organici che arrivano all'impianto grazie alla raccolta differenziata, vengono sistemati nella zona di ricezione e per prima cosa subiscono dei pretrattamenti di tipo meccanico per ridurre la loro dimensione e rimuovere i materiali che non sono adatti ad ottenere una miscela ottimale per la digestione anaerobica. In questa fase vengono recuperati eventuali materiali che possono essere riciclati, mentre gli altri possono essere sottoposti a bioessiccazione, e sono poi inviati in discarica. Nei reattori per la digestione anaerobica si produce il biogas, una miscela formata principalmente da metano e anidride carbonica (circa 60% in volume di  $\text{CH}_4$  e 40% in volume di  $\text{CO}_2$ ), che, attraverso un processo di upgrading, può essere trasformato in biometano, una miscela che deve avere una quantità minima di  $\text{CH}_4$  pari al 95%. In questi reattori si produce anche il digestato, una miscela liquida contenente frazione organica solida. La parte solida del digestato, dopo essere stata separata da quella liquida, viene, insieme alla frazione verde, composta principalmente da scarti ligneo-cellulosici, sfalci e potature, inviata alla sezione di ossidazione aerobica o sezione di compostaggio. La parte liquida viene, invece, inviata all'impianto di trattamento delle acque reflue. Durante la fase di ossidazione aerobica, i microrganismi degradano la sostanza organica per renderla più stabile. A seguito dell'ossidazione, la biomassa subisce il processo di maturazione, alla fine del quale, se sono rispettati tutti i parametri che per legge la definiscono adatta a scopi agronomici, può essere venduta come compost.

La figura 4.1 riassume gli step che avvengono all'interno di questo tipo di impianto.

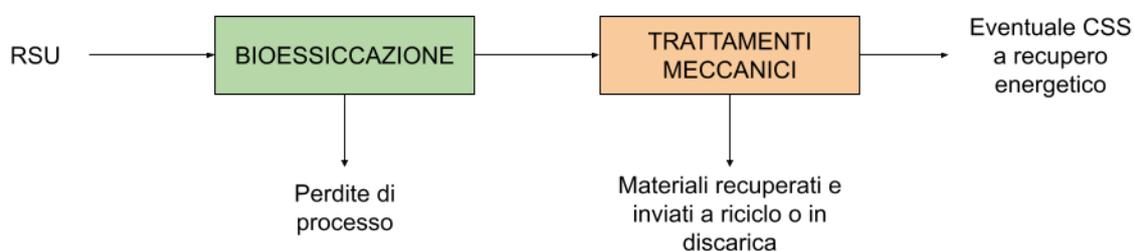


**Figura 4.1** Schema dell'impianto per il trattamento della FORSU

L'impianto TMB è un impianto che effettua dei trattamenti preliminari sui rifiuti solidi urbani con lo scopo di produrre combustibile solido secondario (CSS) da inviare a recupero energetico, di stabilizzare la componente organica dei rifiuti prima del suo conferimento in discarica e di recuperare eventuali materiali da inviare a riciclo. Esistono due tipi di impianto TMB: l'impianto a flusso unico e l'impianto a flusso separato.

Nell'impianto TMB a flusso unico, l'intero rifiuto viene sottoposto a bioessiccazione, o stabilizzazione biologica, e, successivamente, subisce dei trattamenti meccanici. Nella prima fase viene ridotta l'umidità e la sostanza organica (perdite di processo), mentre nella seconda, i trattamenti meccanici, quali la vagliatura, la triturazione, la separazione magnetica e la separazione ottica, permettono di ottenere i materiali che possono essere recuperati.

La figura 4.2 mostra lo schema dell'impianto.

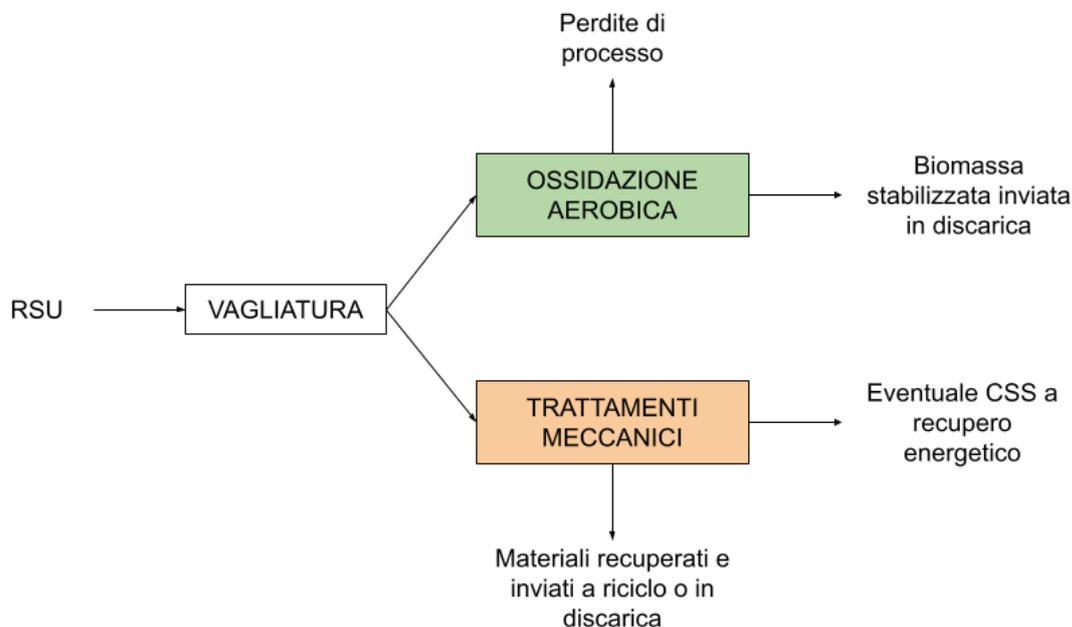


**Figura 4.2** Schema dell'impianto TMB a flusso unico

Nell'impianto TMB a flusso separato, invece, l'RSU viene, per prima cosa, sottoposto a vagliatura. Il sottovaglio, che è composto principalmente dalla frazione organica, è inviato alla fase di ossidazione aerobica, dove si hanno perdite di processo, e la biomassa stabilizzata che si ottiene può essere inviata in discarica. Il sopravaglio, invece, subisce gli stessi trattamenti

meccanici descritti sopra e, alla fine, si ottiene la stessa tipologia di prodotti: materiali ferrosi, plastiche, carta ed eventuale CSS.

La figura 4.3 mostra lo schema dell'impianto.



**Figura 4.3** Schema dell'impianto TMB a flusso separato

Come anticipato, in queste tipologie di impianto la maggior parte delle emissioni odorigene e di inquinanti si forma durante lo spostamento e lo stoccaggio dei rifiuti in ingresso, durante i pretrattamenti e durante i trattamenti biologici.

Infatti, il processo di ossidazione aerobica che converte la matrice organica è accompagnato dalla formazione di inquinanti di tipo organico (COV) e di sostanze odorigene derivanti dalla presenza di composti dello zolfo, dell'azoto e del carbonio non completamente ossidati. La non completa ossidazione è causata, in particolare, dalla presenza di zone anaerobiche anziché aerobiche all'interno dei cumuli di materiale organico. Queste si formano quando l'aerazione della biomassa, necessaria a fornire l'ossigeno per i microrganismi aerobici, non è sufficiente.

L'aria derivante dal processo di compostaggio è satura di acqua, ha una temperatura di 20-40°C e una concentrazione di odori che di solito si aggira intorno alle decine di migliaia di unità odorigene (UO) per metro cubo, ma che può raggiungere e superare anche le 100000 UO/m<sup>3</sup>.

Per quanto riguarda i COV, invece, i prodotti principali del processo di degradazione aerobica della biomassa sono: gli alcoli, gli esteri, i chetoni e le aldeidi.

I principali composti odorosi identificati negli impianti di compostaggio e TMB sono:

- I composti dello zolfo (solfuro di idrogeno, disolfuro di carbonio, dimetilsolfuro, vari mercaptani, etc.)
- L'ammoniaca e i composti dell'azoto (metilammina, dimetilammina, etc.)
- Gli acidi grassi volatili (acido acetico, acido propionico, acido butirrico, etc.)
- I chetoni e le aldeidi (acetone, acetaldeide, etc.)

Proprio a causa della presenza delle sostanze odorigene, gli ambienti in cui avviene l'ossidazione biologica, oltre alle altre aree in cui vengono trattati i rifiuti, devono essere

confinati in capannoni, i quali devono rimanere il più possibile chiusi e mantenuti in depressione per evitare la fuoriuscita dell'aria contaminata.

Deve, inoltre, essere previsto un determinato numero di ricambi d'aria all'ora per la sicurezza degli operatori che lavorano in questi spazi, e l'aria aspirata da questi ambienti viene convogliata alla sezione di trattamento in cui è presente il biofiltro.

Spesso nella sezione per il trattamento d'aria, al biofiltro viene anteposto uno scrubber che effettua un lavaggio con acqua, e in alcuni casi anche con altre sostanze, come l'acido solforico, affinché inizi ad avvenire la rimozione di determinati inquinanti e, in particolare, dell'ammoniaca. Grazie allo scrubber anche una piccola parte delle sostanze odorigene della corrente gassosa viene assorbita dal liquido di processo della colonna (circa il 25%).

Inoltre, come già menzionato nel paragrafo precedente lo scrubber ha anche la funzione di umidificare la corrente da trattare per un migliore funzionamento del biofiltro.

#### 4.1.2 La discarica

La discarica è il luogo dove avviene lo stoccaggio definitivo dei rifiuti che non possono essere recuperati in nessun altro modo. In discarica, i rifiuti subiscono un processo di digestione anaerobica perché si trovano in un ambiente in assenza di ossigeno. Durante la digestione anaerobica i rifiuti vengono degradati dai microrganismi anaerobici che, come conseguenza, producono biogas. A differenza dei digestori anaerobici, nelle discariche, il processo di digestione non è controllato e avviene in tempi molto lunghi. Il gas di discarica prodotto si forma continuamente per un periodo che dura dai 10 ai 50 anni. La maggior parte del CH<sub>4</sub> e della CO<sub>2</sub> si produce nei primi 20 anni dalla chiusura della discarica, ma le emissioni continuano anche negli anni successivi, sebbene in quantità minori.

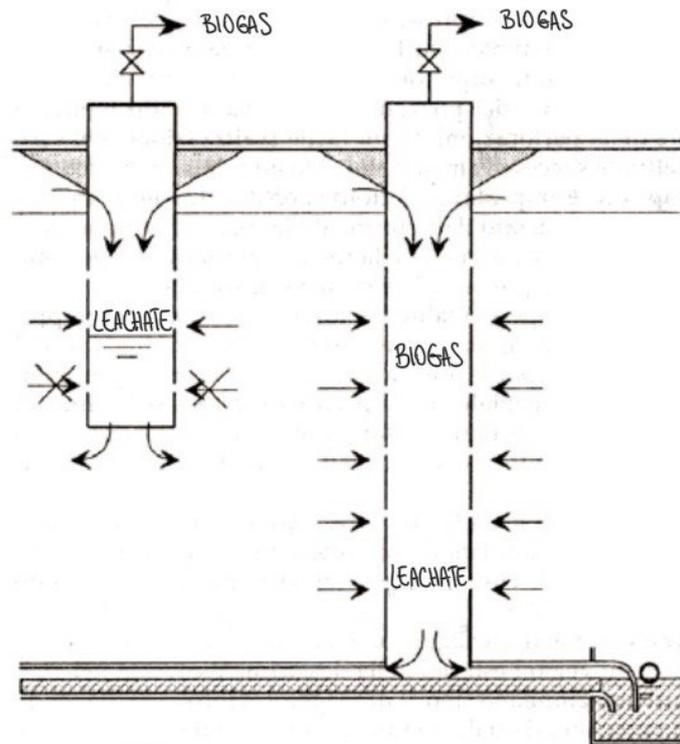
Inoltre, a causa dell'acqua presente nei rifiuti e delle infiltrazioni dell'acqua piovana, si forma anche il percolato. Per evitare che esso vada a contaminare il sottosuolo e le falde acquifere, è necessario che la discarica sia posta in un sito che presenti già naturalmente un terreno con permeabilità molto bassa. Per una maggiore protezione, viene, poi, aggiunta una barriera impermeabile composta da strati di diversi materiali. Gli strati sono composti, in ordine dal basso verso l'alto, da argilla compatta, da una geomembrana (un telo di materiale plastico) e da un mix di ghiaia e sabbia dove sono posizionate le tubazioni per il drenaggio del percolato.

Una volta che tutto il volume della discarica è stato riempito, essa viene chiusa e viene posta la copertura finale, che ha lo scopo di isolare i rifiuti dall'ambiente esterno e minimizzare le infiltrazioni di acqua che farebbero aumentare la produzione di percolato.

La discarica può essere divisa in aree, chiamate celle, le quali sono riempite in momenti diversi. Quando una cella viene chiusa, si passa a quella successiva. Può quindi capitare che in una discarica molto grande ci siano diverse celle, sia attive, che inattive, di età diverse.

Il biogas che si produce viene raccolto tramite un sistema per la sua captazione. Infatti, è importante che il biogas non sia rilasciato in atmosfera perché è infiammabile, oltre al fatto che CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> sono gas responsabili dell'effetto serra. Il metano ha, infatti, un Global Warming Potential (GWP) su 100 anni, il quale è un numero che indica la capacità di un composto di intrappolare calore rispetto alla CO<sub>2</sub> (GWP = 1) nell'arco di 100 anni, pari a 25. Questo significa che a parità di quantità emessa, il metano contribuisce 25 volte di più all'incremento dell'effetto serra rispetto all'anidride carbonica.

Nella miscela sono presenti anche altre molecole in concentrazioni inferiori, < 1% di gas in traccia (COVNM, composti solforati, etc.).



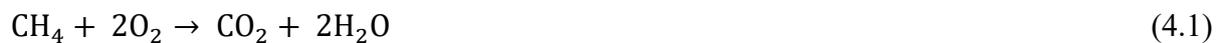
**Figura 4.4** Schema del sistema di captazione del biogas e del percolato in discarica

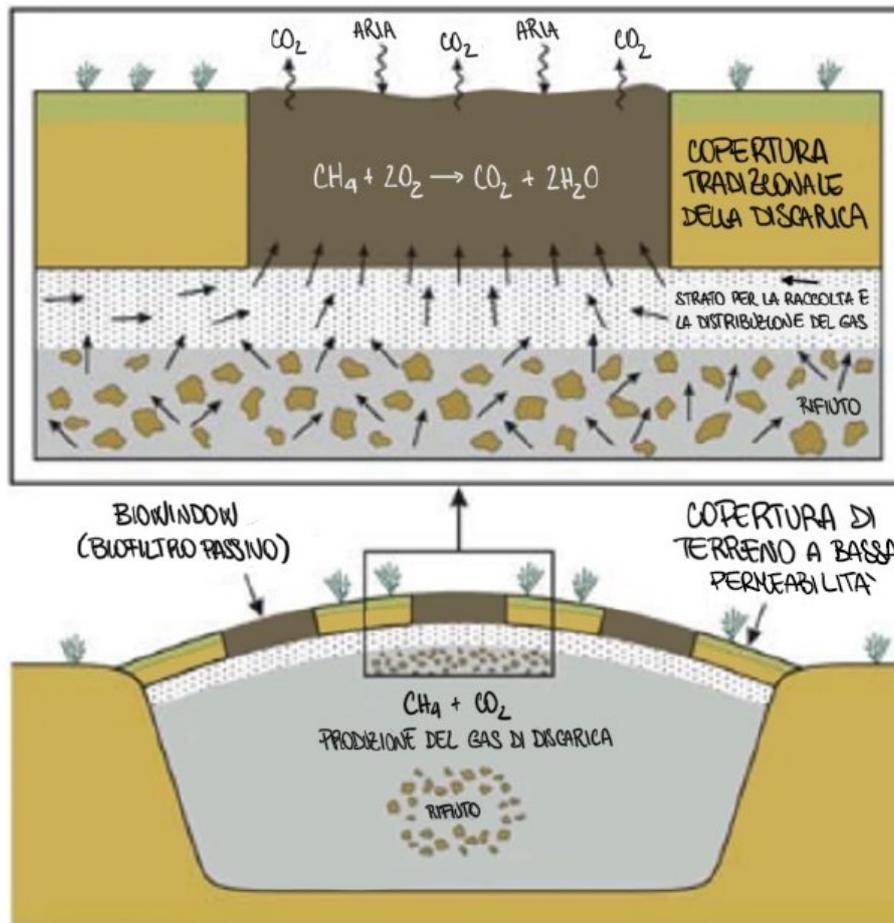
Il biogas raccolto può essere bruciato direttamente nelle torce, per evitare la diffusione del metano, oppure, dopo opportuni trattamenti può essere usato in altri modi al fine di ottenere un recupero energetico. Ad esempio, esso può essere bruciato in una caldaia convenzionale per la produzione di acqua calda o vapore.

Con il passare degli anni la quantità di biogas prodotto diminuisce.

Ad un certo punto, il gas di discarica non sarà alimentato alla torcia, ma al biofiltro passivo (figura 4.5), che è la tecnologia più utilizzata per trattare portate molto basse in quanto costituisce una valida alternativa sia sul piano economico che dell'efficienza. Esso è fatto di materiale permeabile al gas ed è posto sulla copertura finale della discarica o della singola cella.

Il gas, passandovi attraverso subisce un processo di ossidazione aerobica e viene convertito in CO<sub>2</sub> e acqua secondo la seguente reazione:





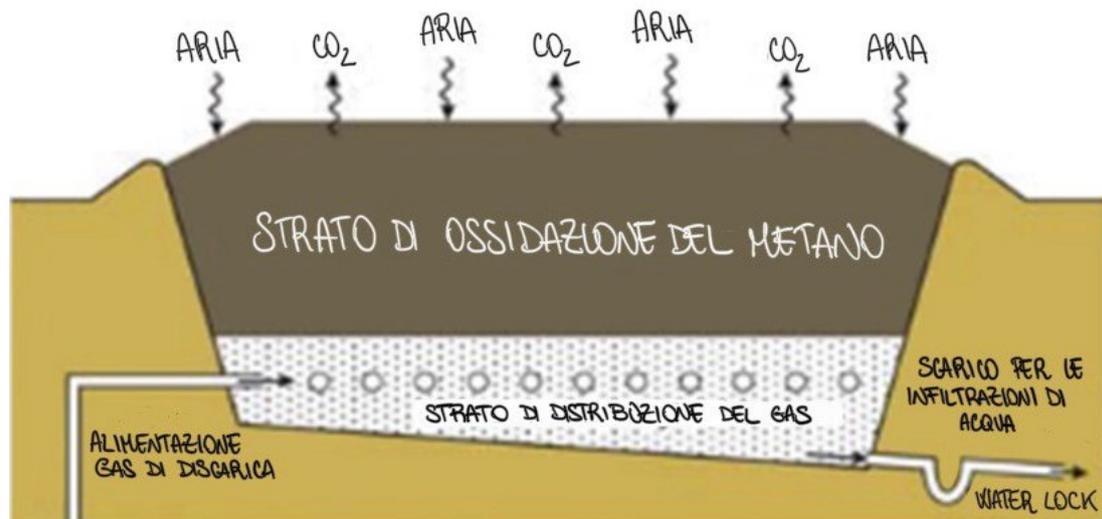
**Figura 4.5** Schema di un biofiltro passivo per discarica (Duan et al., 2022, con modifiche)

Tuttavia, nei biofiltri passivi, si sono rilevati alcuni problemi come la carenza di ossigeno, una distribuzione del gas non uniforme con conseguente sovraccarico di alcune parti del biofiltro e la presenza di vie preferenziali che riducono le prestazioni del sistema.

Inoltre, non conoscendo la quantità di gas di discarica in ingresso, è complesso calcolare le efficienze di abbattimento.

Per questo motivo, in alcuni casi è preferito l'impiego dei biofiltri attivi (figura 4.6). Essi possono trovarsi sempre sulla copertura della discarica, oppure essere costruiti e posizionati separatamente vicino ad essa.

In questo caso, il gas di discarica viene aspirato dalle tubazioni per la raccolta del biogas, mescolato con aria per fornire l'ossigeno necessario per il processo aerobico, e, infine, inviato allo strato di distribuzione del gas del biofiltro nel quale è presente il sistema di tubazioni forate per la sua distribuzione.



**Figura 4.6** Schema di un biofiltro attivo per discarica (Duan et al., 2022, con modifiche)

## 4.2 L'industria alimentare

L'industria alimentare è una fonte importante di inquinanti e odori. Essi sono causati principalmente dalla produzione di COV, ammoniaca, solfuro di idrogeno e mercaptani.

Il trattamento dell'aria presente in questi ambienti è fondamentale sia per la salute dei lavoratori dell'impianto che per le persone che abitano nelle vicinanze. Oltre al fastidio legato ai cattivi odori, chi è sottoposto ad elevate concentrazioni di questi inquinanti può riscontrare problemi di salute, come mal di testa, nausea, irritazione degli occhi e delle vie respiratorie.

Nell'industria associata agli allevamenti o al trattamento degli scarti e dei sottoprodotti animali, i cattivi odori si formano principalmente nelle aree dove viene tenuto il bestiame, dovuto purtroppo all'incremento del numero di animali in uno spazio confinato, e nelle zone di stoccaggio del letame e degli scarti. In queste ultime, la causa degli odori è da attribuire alla degradazione anaerobica incompleta delle proteine e dei carboidrati, la quale produce acidi grassi volatili, ai composti contenenti azoto, in particolare l'ammoniaca, e ai composti dello zolfo, come il solfuro di idrogeno e i mercaptani. I primi si formano principalmente come intermedi metabolici o prodotti finali dell'ossidazione microbica di diversi batteri, tra cui il Clostridium e gli Eubatteri. L'ammoniaca, invece, si forma a partire dall'urea prodotta dagli animali, dai nitrati e dall'ossidazione anaerobica degli amminoacidi a carico di batteri, come lo Streptococco e i Batteroidi. I composti dello zolfo, come il disolfuro di carbonio, il dimetilsolfuro e il dimetildisolfuro, si producono a causa del processo di riduzione del solfato dei microrganismi, mentre viene prodotto solfuro di idrogeno a causa dell'ossidazione anaerobica degli amminoacidi contenenti zolfo. I disolfuri sono, poi, facilmente convertibili in mercaptani.

Negli impianti che producono prodotti di tipo alimentare, gli inquinanti che si formano sono, di solito, una miscela di composti organici, tipo aldeidi, chetoni, alcoli e acidi, e di composti inorganici, come l'ammoniaca, il solfuro di idrogeno e i mercaptani.

Nei processi alimentari, principalmente quelli termici e quelli di fermentazione, le reazioni chimiche e biologiche producono anche COV che possono ulteriormente contribuire ai cattivi odori, a meno che queste non siano condotte in apparecchiature chiuse.

Alcune delle reazioni che portano alla formazione dei composti organici volatili sono la degradazione degli zuccheri e dei lipidi, sia per ossidazione termica indotta che per autoossidazione degli acidi grassi polinsaturi, e la reazione di Maillard.

La reale composizione della miscela di COV è, poi, influenzata dal tipo di materiale che viene processato, se è fresco o se è uno scarto, da come viene stoccato e dal processo che subisce.

Ad esempio, negli impianti che si occupano della lavorazione degli scarti animali, che sono la tipologia presentata nei casi studio considerati di seguito, si producono principalmente ammoniaca, composti dello zolfo, aldeidi a catena medio-lunga, ammine, acidi organici a catena corta (da C-3 a C-6), chetoni, composti aromatici e idrocarburi alifatici.

### *4.3 I casi studio*

In questo lavoro vengono analizzati e confrontati il funzionamento e l'efficienza dei biofiltri per il trattamento di correnti d'aria di diversa portata, composizione e provenienza. Queste correnti sono, infatti, aspirate da diverse tipologie di impianti che emettono inquinanti differenti.

I nove impianti presi in esame fanno parte di due diverse categorie di industria: quella per il trattamento dei rifiuti e quella alimentare. Queste tipologie sono, infatti, quelle per i quali i biofiltri sono maggiormente impiegati.

I siti presi in esame sono situati in diverse zone dell'Europa (Italia, Germania, Danimarca e Polonia) e in Canada.

Tutti i biofiltri considerati sono applicati su scala industriale.

Per semplicità, ciascun impianto verrà rinominato con una lettera dell'alfabeto maiuscola.

Nella tabella 4.1, sono riassunti i casi studiati. Alcuni degli impianti, i quali presentano due casi diversi, in cui variano, ad esempio, le portate massime in ingresso, la grandezza o il materiale del biofiltro, ma che fanno riferimento allo stesso sito, sono indicati con la stessa lettera accompagnata da un numero diverso per ognuno.

Per ogni lettera vengono evidenziati l'impianto di riferimento e la sua tipologia, il luogo nel quale esso è situato e le sostanze che vengono rimosse dal biofiltro.

Sono riportate anche alcune note con degli approfondimenti e le fonti dei dati utilizzati.

**Tabella 4.1** Sintesi impianti presi in esame

<b>Nome impianto</b>	<b>Tipo di impianto</b>	<b>Luogo</b>	<b>Sostanze principali rimosse</b>	<b>Note e fonti</b>
A1	Impianto TMB di rifiuti solidi urbani non pericolosi	Biella, Piemonte, Italia	NH <sub>3</sub>	4 biofiltri (E2, E3, E4, E5)
A2	Impianto TMB di rifiuti solidi urbani non pericolosi	Biella, Piemonte, Italia	NH <sub>3</sub>	4 biofiltri (E6, E7, E8, E9)
B	Impianto di compostaggio	Germania	Odori	Schlegelmilch et al. (2005)
C	Impianto di trattamento FORSU e verde strutturante	Vercelli, Piemonte, Italia	Odori, NH <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> S	-
D	Discarica inattiva	Zealand settentrionale, Danimarca	CH <sub>4</sub>	Cell III è la cella della discarica che è stata presa in esame. Duan et al. (2022)
E	Discarica inattiva	Arezzo, Toscana, Italia	Odori, CH <sub>4</sub> , COVNM	Pecorini et al. (2020)
F	Discarica attiva	Jutland settentrionale, Danimarca	CH <sub>4</sub> , COVNM	Cell II-A Duan et al. (2021, 2022)
G	Industria alimentare	Hickson, Ontario, Canada	NH <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> S, mercaptani	Shareefdeen et al. (2003)
H1	Industria alimentare	Polonia	COVNM	Uguale dimensione del biofiltro, ma diverso materiale del letto e diversa portata alimentata
H2	Industria alimentare	Polonia	COVNM	Lelicińska-Serafin et al. (2019)
I	Impianto di trattamento FORSU e frazione verde	Nord Italia	Odori, NH <sub>3</sub>	-

#### 4.3.1 L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU

A1 e A2 rappresentano un impianto TMB per il trattamento dei RSU non pericolosi situato in provincia di Biella. Oltre ai processi tipici per un impianto TMB a flusso unico, in questo avviene anche il compostaggio della frazione organica e del verde (scarti ligneo-cellulosici, sfalci, patate), con produzione della Frazione Organica Stabilizzata (FOS) e la sua maturazione.

A1 fa riferimento a 4 biofiltri, ciascuno di 200 m<sup>2</sup> di superficie, che lavorano in parallelo e che trattano una corrente con l'aria proveniente dalla sezione di biostabilizzazione e dalle zone di ricezione e stoccaggio dei rifiuti. La portata totale massima autorizzata è pari a 80000 Nm<sup>3</sup>/h.

A2 fa riferimento ad altri 4 biofiltri, ciascuno di 250 m<sup>2</sup> di superficie, che lavorano in parallelo e che trattano l'aria aspirata dal capannone dove avvengono la selezione dei rifiuti, il compostaggio e la maturazione. In questo caso la portata totale massima autorizzata è pari a 100000 Nm<sup>3</sup>/h.

Tutti e 8 i biofiltri sono aperti. Il letto filtrante è composto da materiale legnoso di varia pezzatura e compost, e ha un'altezza pari a 1.15 m. Ogni 1-2 anni avviene il reintegro del materiale di riempimento e ogni 4-6 anni il materiale viene sostituito per intero.

Il gestore effettua verifiche periodiche sulle emissioni di ammoniaca e solfuro di idrogeno. Per tutte le campagne di campionamento disponibili, la concentrazione del solfuro di idrogeno sia in ingresso che in uscita era molto più bassa del limite di sensibilità dello strumento di misura e quindi non si sono potute calcolare le efficienze di rimozione.

L'impianto B è un impianto per la produzione di compost situato in Germania, in cui vengono monitorate le emissioni di odori.

Il sistema di biofiltrazione (figura 4.7) è formato da due biofiltri che lavorano in parallelo, ciascuno con una superficie pari a 400 m<sup>2</sup>. La portata massima trattata è pari a 85000 Nm<sup>3</sup>/h e, prima di essere inviata ai biofiltri, viene umidificata tramite uno scrubber.

I biofiltri sono aperti e formati da materiale legnoso, radici e corteccia, di varia pezzatura.



**Figura 4.7** Foto di uno dei biofiltri dell'impianto di compostaggio situato in Germania (impianto B) (Schlegelmilch et al., 2005a)

L'impianto C è un impianto di trattamento della FORSU situato in provincia di Vercelli. Nell'impianto è presente un biofiltro con sezione pari a 840 m<sup>2</sup> che può operare con una portata massima autorizzata pari a 109500 Nm<sup>3</sup>/h.

Il biofiltro è aperto, e i dati pubblici non riportano il materiale di cui è fatto il letto filtrante.

L'aria da trattare è l'aria di processo della fase di compostaggio, insieme a quella aspirata dal capannone del pretrattamento della FORSU.

Vengono effettuate analisi per il monitoraggio delle emissioni odorogene, dell'ammoniaca e del solfuro di idrogeno.

L'impianto I è adibito al trattamento della FORSU e della frazione verde ed è situato nel Nord Italia. La FORSU viene pretrattata e inviata ai reattori per la digestione anaerobica che producono biogas che viene trasformato in biometano. Il digestato uscente da questa fase e la frazione verde, vengono sottoposti ad ossidazione aerobica e maturazione per ottenere compost.

La corrente d'aria inviata ai biofiltri viene estratta dai locali in cui vengono effettuati i pretrattamenti, l'ossidazione aerobica e la maturazione.

Sono presenti 3 biofiltri di uguale dimensione, ciascuno con area pari a 200.2 m<sup>2</sup>, che lavorano in parallelo e a cui viene inviata una portata massima totale di aria da trattare uguale a 120000 Nm<sup>3</sup>/h.

Prima di essere sottoposta a biofiltrazione, la corrente viene lavata con acqua e acido solforico in uno scrubber per rimuovere la maggior parte dell'ammoniaca e umidificare l'aria.

I biofiltri non presentano copertura, né un sistema automatico di irrigazione. Il letto filtrante, spesso 2 m, è formato da materiale legnoso di varia pezzatura.

Vengono effettuate analisi per il controllo delle emissioni di odori e di ammoniaca.

#### 4.3.2 Le discariche

L'impianto D è una discarica inattiva, chiamata Uggeløse, e situata in Danimarca (figura 4.8).

È stata creata nel 1977 ed è rimasta operativa fino al 1987. Ha una superficie di 82000 m<sup>2</sup> e non presenta sistemi attivi per il recupero del gas di discarica. Negli anni sono state conferite le seguenti tipologie di rifiuti: materiale da costruzione, rifiuti industriali, scarti da giardino, terreno contaminato, fanghi, etc.

La cella presa in esame nello studio è la Cell III e le analisi a cui si fa riferimento sono state effettuate a giugno 2021, cioè 34 anni dopo la chiusura della discarica.

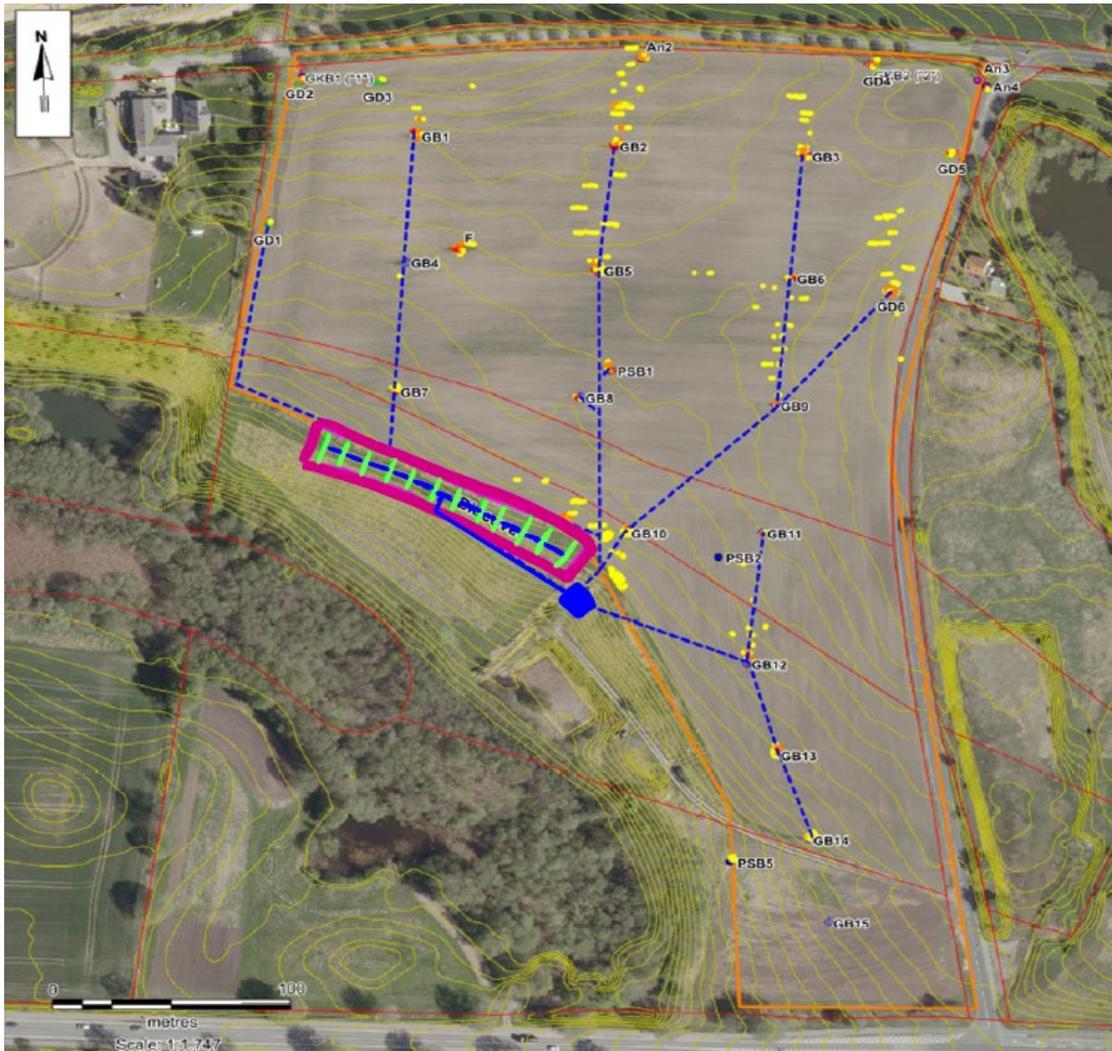
Il biofiltro è aperto, ha una superficie pari a 1930 m<sup>2</sup> ed è in leggera pendenza (3‰) (delimitato in rosa nella figura 4.8).

Alla base presenta uno strato di ghiaia di 30 cm di spessore in cui si trovano le tubazioni per la distribuzione del gas (linee verdi in figura 4.8) e la superficie in contatto con il letto filtrante ha una forma a "zig-zag" per prevenire l'accumulo di percolato. Il letto ha un'altezza di 0.80 m ed è fatto da compost maturo.

La stazione di pompaggio (quadrato blu in figura 4.8) invia il gas nella zona centrale del biofiltro dove viene distribuito grazie ad una delle tubazioni di raccolta del gas (linee tratteggiate blu in figura 4.8) che attraversa il biofiltro nella sua lunghezza per portare il gas ai tubi di distribuzione posizionati invece perpendicolarmente ad essa.

La portata alimentata è mantenuta costante e pari a 20 Nm<sup>3</sup>/h e la composizione media del gas in ingresso al biofiltro è la seguente: 43% CH<sub>4</sub>, 24% CO<sub>2</sub>, 4% O<sub>2</sub> e 29% N<sub>2</sub>. Poiché la percentuale di ossigeno presente nella miscela non è sufficiente per l'ossidazione aerobica che deve avvenire nel biofiltro, è stata addizionata una determinata portata di aria.

Per il biofiltro di questo impianto si studia l'efficienza di abbattimento del metano.



**Figura 4.8** Discarica Uggeløse, Danimarca (impianto D). In rosa sono evidenziati i confini del biofiltro attivo, il quadrato blu in prossimità del biofiltro indica la posizione della stazione di pompaggio del gas di discarica, le linee tratteggiate blu indicano la posizione delle tubazioni per la raccolta e l'alimentazione del gas e le linee verdi rappresentano le tubazioni per la distribuzione del gas nel biofiltro (Duan et al., 2022)

L'impianto E è una discarica inattiva, chiamata Podere il Pero, situata ad Arezzo in Toscana. È stata operativa per 20 anni dal 1994 al 2014 e, durante questo periodo, vi sono stati conferiti rifiuti urbani e, in generale, rifiuti non pericolosi, come i fanghi degli impianti di trattamento acque reflue. È presente un sistema di 52 pozzi per la raccolta del gas di discarica che viene, poi, inviato a recupero energetico o bruciato in una torcia.

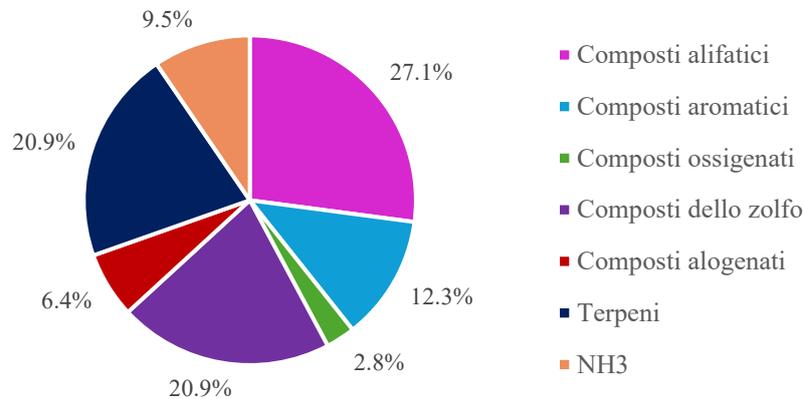
Per ridurre le emissioni superficiali, è stato successivamente installato un biofiltro attivo.

Esso ha una superficie di 270 m<sup>2</sup> e presenta una copertura in PVC e un sistema di irrigazione per il controllo dell'umidità.

Il letto filtrante ha un'altezza di 1.5 m ed è formato da compost e 1:5 v/v da sabbia per migliorare la struttura. Sotto al letto filtrante è presente uno strato di 0.4 m di ghiaia in cui sono presenti le tubazioni per la distribuzione del gas. Il fondo del biofiltro è leggermente in pendenza per favorire la raccolta del percolato.

Il gas di discarica alimentato proviene dalla parte più vecchia della discarica. La portata inviata al biofiltro è uguale a 20.3 Nm<sup>3</sup>/h, con una concentrazione di CH<sub>4</sub> pari a 20% v/v, di CO<sub>2</sub> pari a 13.5% v/v e di O<sub>2</sub> pari a 10.5% v/v. Nella miscela sono anche presenti tracce di altri gas nelle percentuali mostrate in figura 4.9.

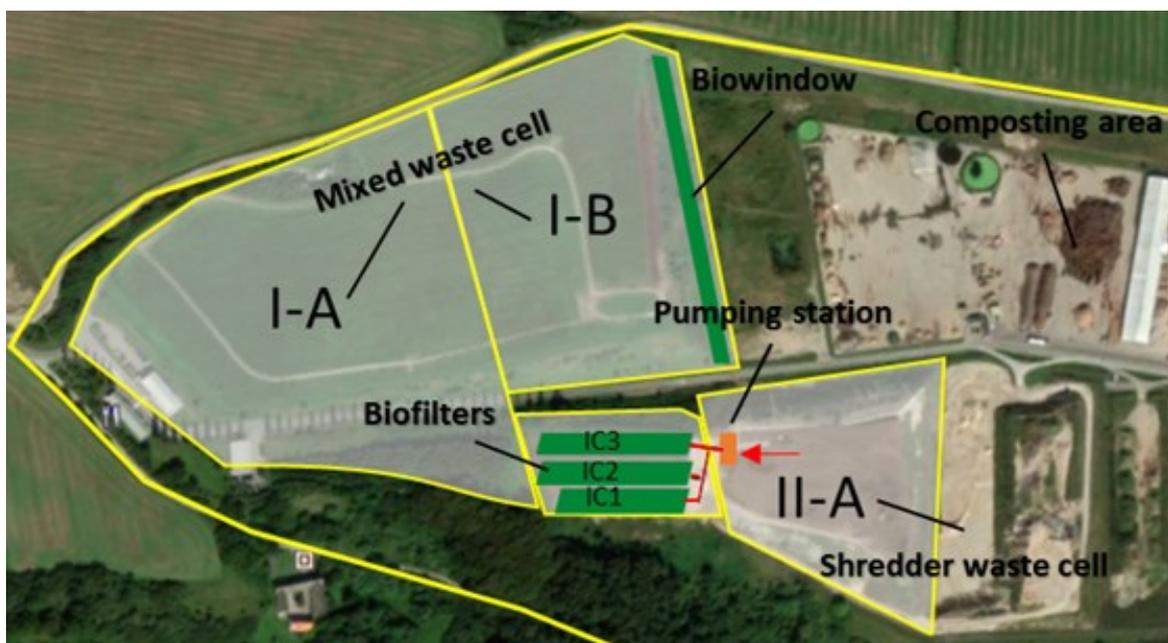
Il monitoraggio delle emissioni di metano, COVNM e odori è stato effettuato per circa 2 anni, dalla fine del 2016 fino all'inizio del 2019.



**Figura 4.9** Composizione percentuale dei gas di traccia in ingresso al biofiltro della discarica Podere il Pero (impianto E) (Pecorini et al., 2020)

L'impianto F è una discarica attiva dal 1981, chiamata Glatved, e situata in Danimarca (figura 4.10). Ha una superficie di 407000 m<sup>2</sup> e presenta sistemi attivi per il recupero del gas di discarica. Inizialmente questi sistemi erano stati progettati per il recupero del biogas e la produzione di energia elettrica. Tuttavia, a causa della scarsa qualità del gas, dovuta ad una bassa percentuale di metano, sono stati installati i biofiltri per il trattamento del gas prima del suo rilascio in atmosfera. In questa discarica, infatti, sono stati conferiti negli anni rifiuti relativi al settore delle costruzioni e rifiuti non riciclabili. Dal 1997, però, in Danimarca è stato proibito il conferimento in discarica di rifiuti organici che potessero essere utilizzati per l'incenerimento.

Negli anni a seguire, quindi, il rifiuto portato in discarica si è ridotto al solo materiale non adatto ad essere bruciato, e questo ha causato una produzione di gas di discarica di inferiore qualità.



**Figura 4.10** Discarica Glatved, Danimarca (impianto F). In verde sono evidenziati i biofiltri attivi. Il quadrato arancione indica la stazione di pompaggio e la freccia rossa indica la cella II-A da cui proviene il gas di discarica inviato ai biofiltri (Duan et al, 2021)

I biofiltri presenti nell'impianto fanno riferimento alla cella chiusa II-A.

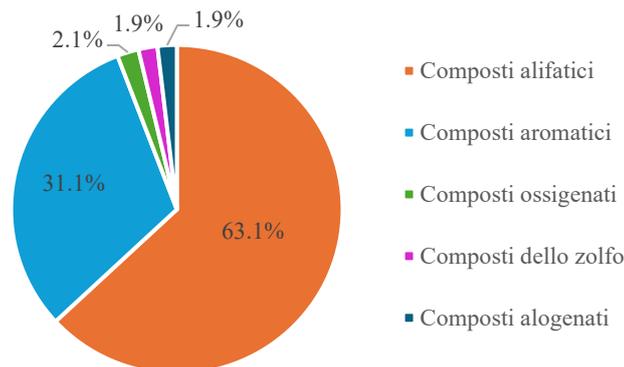
Il sistema di biofiltrazione è formato da 3 biofiltri aperti che hanno una superficie totale di 3950 m<sup>2</sup>. Le analisi, però, sono state effettuate su uno solo dei tre biofiltri, l'I-C3, che ha una superficie di 1400 m<sup>2</sup>.

Alla base, ciascun biofiltro presenta uno strato di ghiaia di 0.30 m in cui si trovano le tubazioni per la distribuzione del gas. Il letto filtrante ha un'altezza di 0.80 m ed è fatto da compost maturo.

Per favorire l'ossidazione aerobica, il gas di scarica è stato miscelato con aria e poi distribuito equamente tra i tre biofiltri. La portata alimentata all'intero sistema di biofiltrazione durante il periodo in cui sono state fatte le analisi per la verifica dell'efficienza di abbattimento del metano, per un totale di 4 campagne di campionamento, è stata mantenuta costante e uguale a 78 Nm<sup>3</sup>/h per le prime due campagne, mentre per le altre due incrementata e mantenuta costante a 95 Nm<sup>3</sup>/h.

La composizione media del gas di scarica durante le quattro campagne di campionamento si è mantenuta circa costante, con il 20% v/v di metano, l'8% v/v circa di ossigeno e il 7% v/v circa di anidride carbonica. Nella miscela erano inoltre presenti 300-400 mg/Nm<sup>3</sup> di composti organici, tra cui alcani, alcheni, composti aromatici, composti alogenati, composti ossigenati e composti dello zolfo nelle percentuali mostrate in figura 4.11.

In questo impianto sono state analizzate le efficienze di abbattimento del CH<sub>4</sub> e dei COVNM.



**Figura 4.11** Composizione percentuale dei gas di traccia in ingresso al biofiltro Glatved (impianto F) (Duan et al, 2021)

#### 4.3.3 L'industria alimentare

G è un impianto canadese per la lavorazione di sottoprodotti animali provenienti dagli allevamenti, dai macelli e dall'industria alimentare con lo scopo di trasformarli in prodotti utili, come ad esempio grassi e oli. Proprio per i tipi di processi che avvengono, è frequente che ci siano problemi legati ai cattivi odori. Essi sono principalmente causati dalla produzione di ammoniaca, solfuro di idrogeno e mercaptani; infatti, queste sono le molecole per le quali sono state fatte le analisi per verificare l'efficienza del biofiltro.

Il biofiltro è aperto e ha una superficie di 214 m<sup>2</sup>. Il letto filtrante è composto da vario materiale legnoso. Quando sono stati fatti i campionamenti, il letto aveva un'umidità media intorno al 60% e un pH pari circa a 6.

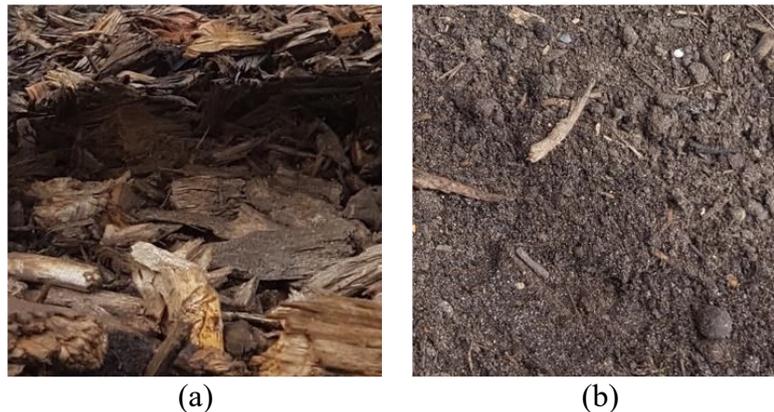
All'ingresso l'aria viene umidificata grazie ad un sistema di ugelli al fine di mantenere un'umidità relativa maggiore del 98%. La portata alimentata è pari a 25500 Nm<sup>3</sup>/h.

H è un impianto simile al precedente, specializzato nella produzione di grassi animali e vegetali, situato in Polonia.

Le analisi sono state effettuate su due biofiltri aperti della stessa dimensione ma con diverso materiale del letto filtrante. I due biofiltri sono molto più piccoli rispetto ai precedenti: hanno, infatti, una superficie pari a circa 4 m<sup>2</sup>. Tuttavia, poiché essi lavorano a servizio dell'impianto, sono stati considerati a scala industriale.

H1 fa riferimento al biofiltro costituito per il 50% da materiale legnoso con dimensione che varia tra 20 e 80 mm e per il restante 50% da corteccia di pino, mentre H2 fa riferimento al biofiltro formato dal 50% di materiale legnoso e corteccia e per il restante 50% da compost. Un esempio dei diversi materiali filtranti è mostrato in figura 4.12.

Entrambi i letti hanno un'altezza di 1.1-1.2 m.



**Figura 4.12** (a) Materiale del biofiltro H1; (b) Materiale del biofiltro H2  
(Lelicińska-Serafin et al., 2019)

Quando sono state effettuate le campagne di campionamento, il biofiltro H1 aveva un'umidità media intorno al 63% e un pH medio di 6.8. H2, invece, aveva un'umidità media inferiore (circa 47%) e un pH medio più elevato (7.5). La portata trattata era pari a 382 Nm<sup>3</sup>/h per H1 e 322 Nm<sup>3</sup>/h per H2.

Prima dell'ingresso al biofiltro, la corrente viene umidificata per raggiungere la saturazione, ad ha una temperatura variabile tra 0 e 40°C. Il sistema presenta anche uno scrubber prima di ciascun biofiltro.

Le analisi hanno misurato la concentrazione dei COV totali, ma non sono state fornite informazioni sulla tipologia di composti presenti nella miscela di gas.

Nella tabella 4.2 sono riassunte le caratteristiche dei biofiltri per ciascun impianto preso in esame. Sono riportati: il numero di biofiltri del sistema di biofiltrazione per ogni impianto, l'area totale della superficie dei biofiltri, l'altezza del letto filtrante, il materiale di cui sono composti i biofiltri, l'indicazione se è presente la copertura e la portata volumetrica autorizzata o massima.

Nella colonna dell'area totale del biofiltro tra parentesi sono indicate le dimensioni dei singoli biofiltri per i sistemi di biofiltrazione nei quali ne sono presenti più di uno.

**Tabella 4.2** Caratteristiche dei biofiltri dei casi studio

<b>Nome</b>	<b>Numero di biofiltri [-]</b>	<b>Area totale dei biofiltri [m<sup>2</sup>]</b>	<b>Altezza dei biofiltri [m]</b>	<b>Materiale dei biofiltri [-]</b>	<b>Presenza di copertura sui biofiltri</b>	<b>Portata volumetrica autorizzata/massima [Nm<sup>3</sup>/h]</b>
<b>A1</b>	4	800 (200)	1.15	Compost e/o legno	No	80000
<b>A2</b>	4	1000 (250)	1.15	Compost e/o legno	No	100000
<b>B</b>	2	800 (400)	-	Materiale legnoso di varia pezzatura	No	85000
<b>C</b>	1	840	-	-	No	109500
<b>D</b>	1	1930	0.8	Compost maturo	No	20
<b>E</b>	1	270	1.5	Compost + 1:5 v/v sabbia	Si, copertura in PVC	20.3
<b>F</b>	3	3950 (1176; 1358; 1400)	0.8	Compost maturo	No	75 - 95
<b>G</b>	1	214	-	Materiale legnoso	No	25500
<b>H1</b>	1	3.96	1.1 - 1.2	Materiale legnoso in pezzi 50% + corteccia 50 %	No	382
<b>H2</b>	1	3.96	1.1 - 1.2	Materiale legnoso e corteccia in pezzi 50% + compost 50%	No	322
<b>I</b>	3	600.6 (200.2)	2	Materiale legnoso di varia pezzatura	No	120000

## 5. L'efficienza dei biofiltri

Come detto in precedenza, in questo studio è stato effettuato un confronto tra le efficienze dei biofiltri attivi nell'abbattere gli odori e gli inquinanti in impianti diversi, ma appartenenti allo stesso settore, per dimostrare la loro applicabilità in condizioni differenti.

Le efficienze percentuali di abbattimento sono state calcolate secondo la seguente formula, in cui  $C_{IN}$  rappresenta la concentrazione di inquinante in ingresso e  $C_{OUT}$  quella uscente:

$$\text{Efficienza [\%]} = \frac{(C_{IN} - C_{OUT})}{C_{IN}} * 100 \quad (5.1)$$

A seconda di come vengono effettuate le misurazioni,  $C_{OUT}$  può essere riferita ad un valore singolo, oppure alla media di tutte le misurazioni effettuate per un singolo biofiltro o per tutti i biofiltri presenti. Maggiori dettagli sono forniti nei paragrafi seguenti.

Per le emissioni odorigene la concentrazione ha come unità di misura l'OU/Nm<sup>3</sup>, oppure può essere sostituita in ingresso e in uscita dal biofiltro dai valori di OAV o dalla SOAV.

La concentrazione degli inquinanti è, invece, espressa in g/Nm<sup>3</sup>, mg/Nm<sup>3</sup> oppure in µg/Nm<sup>3</sup>. Per il metano, in un caso, le concentrazioni sono riportate in ppm.

### 5.1 L'abbattimento degli odori

#### 5.1.1 L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU

I casi studio riguardanti gli impianti di compostaggio e TMB per i quali sono disponibili i dati relativi alle emissioni odorigene sono il B, il C e l'I (tabella 4.2).

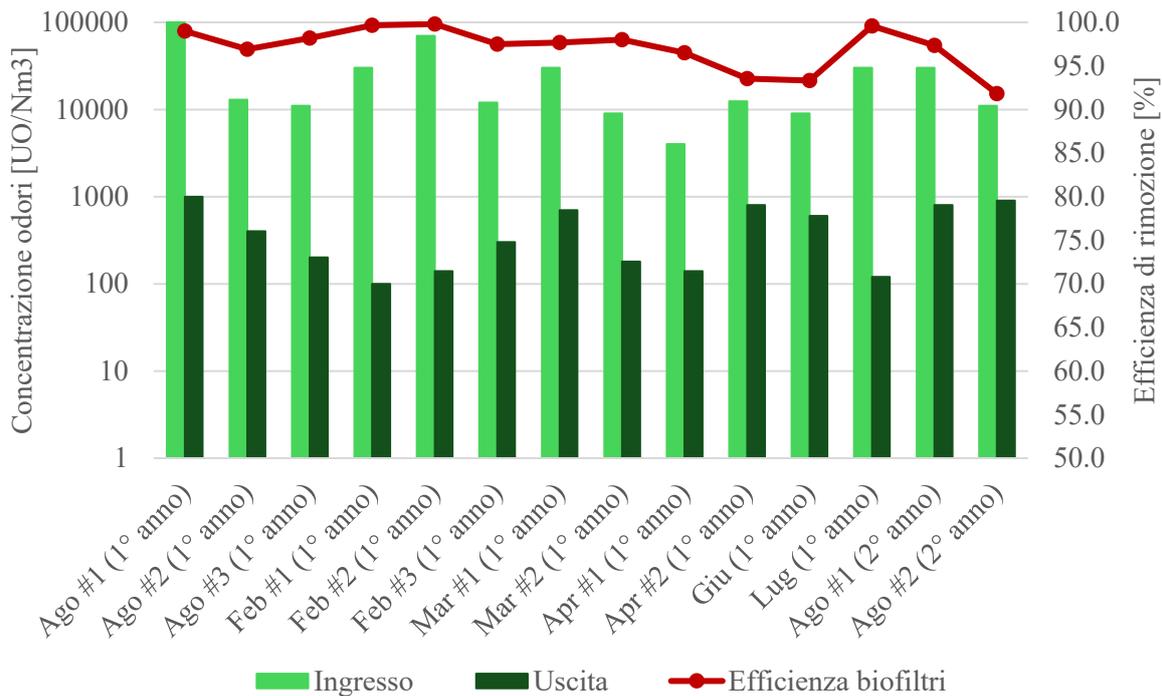
Nell'impianto B le campagne di campionamento per i due biofiltri sono state fatte sia durante i mesi estivi che quelli invernali, per un totale di 14 campagne (Schlegelmilch et al., 2005).

La concentrazione degli odori è stata misurata tramite un olfattometro secondo la EN 13725 (2003) e le linee guida tedesche VDI 3881 (1986) e i composti odorigeni sono stati identificati tramite gascromatografia.

Poiché non viene specificato a quale biofiltro facciano riferimento le misure trovate, nei grafici e nei calcoli si fa riferimento all'intero sistema di biofiltrazione che comprende entrambi i biofiltri.

La figura 5.1 mostra i risultati ottenuti e le efficienze di rimozione degli odori per le campagne di campionamento effettuate nell'arco di 13 mesi, da agosto del primo anno fino ad agosto, compreso, dell'anno successivo.

In alcuni mesi sono state fatte 2-3 campagne e, per questo motivo, nel grafico sono state numerate.



**Figura 5.1** Concentrazione degli odori a monte e a valle dei biofiltri ed efficienze di rimozione degli odori per l'impianto B

Per tutte le campagne, le efficienze di rimozione sono risultate superiori al 91%.

Per concentrazioni in ingresso molto elevate ( $> 70000$  UO/Nm<sup>3</sup>), i due biofiltri mostrano migliori prestazioni a febbraio (campagna #2) rispetto che ad agosto (1° anno, campagna #1), ovvero quando la temperatura esterna è inferiore.

Anche a valori di concentrazione in ingresso più bassi (compresi tra 9000 e 13000 UO/Nm<sup>3</sup>), nei mesi di febbraio (campagna #3) e marzo (campagna #2) si ottiene un valore medio di efficienza di rimozione degli odori più elevato, e pari a 97.8%, rispetto a quello dei mesi di giugno e agosto (campagna #2 e #3 di agosto del primo anno e campagna #2 di agosto del secondo anno) che è invece pari a 95.1%. Il biofiltro sembra, quindi, lavorare meglio nei mesi in cui le temperature esterne sono inferiori.

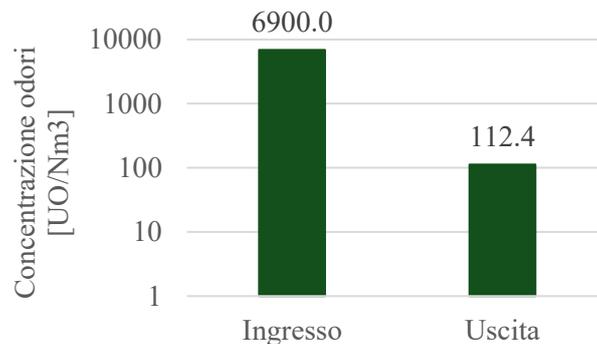
Si può notare dal grafico che nell'arco dei 13 mesi l'efficienza ha, in generale, un andamento decrescente, nonostante rimanga comunque elevata; durante le campagne effettuate nei primi mesi estivi, l'efficienza media è pari al 98%, mentre in quella dell'estate successiva scende al 95.5%. Con il passare del tempo, infatti, il materiale tende a compattarsi per gravità e a ridurre gli spazi per il passaggio dell'aria e di conseguenza il biofiltro peggiora le sue prestazioni.

È probabile quindi che, nel caso delle concentrazioni tra 9000 e 13000 UO/Nm<sup>3</sup>, la differenza di efficienza di rimozione degli odori dipenda da questo piuttosto che dalla differenza di temperatura. Infatti, prendendo come esempio la terza (agosto #3, 1° anno) e l'ultima campagna (agosto #2, 2° anno), entrambe effettuate ad agosto (per le quali ci si aspetta quindi che la temperatura esterna sia simile), ed entrambe con una concentrazione in ingresso di circa 11000 UO/Nm<sup>3</sup>, si può notare che l'efficienza di abbattimento degli odori della prima campagna è più elevata (98.2%) rispetto a quella della seconda (91.8%).

Inoltre, non essendo disponibili dati per i mesi di dicembre e gennaio, nei quali le temperature sono più rigide, non si può affermare che a temperature più basse corrispondano migliori prestazioni.

Nell'impianto C è stata fatta una sola campagna di analisi nel mese di novembre, in cui è stata misurata la concentrazione degli odori all'ingresso del biofiltro e in nove punti diversi in uscita sulla superficie secondo la UNI EN 13725:2004. La temperatura dell'aria al punto di prelievo in uscita era pari a 12.6°C, mentre la sua umidità era al 98%.

La figura 5.2 mostra la concentrazione degli odori in ingresso e in uscita, e quest'ultimo valore è stato calcolato come media aritmetica delle misurazioni ottenute nei nove punti di campionamento.



**Figura 5.2** Concentrazione degli odori in ingresso e in uscita dal biofiltro per l'impianto C

La media dei valori di concentrazione misurati a valle è uguale a 112.4 UO/Nm<sup>3</sup>.

Analizzando nel dettaglio i dati delle concentrazioni in ciascun punto di campionamento, si nota che ci sono zone in cui la concentrazione è compresa tra 75-95 UO/Nm<sup>3</sup> e altre in cui invece è pari a 170 UO/Nm<sup>3</sup>, evidenziando quindi zone che lavorano meglio di altre.

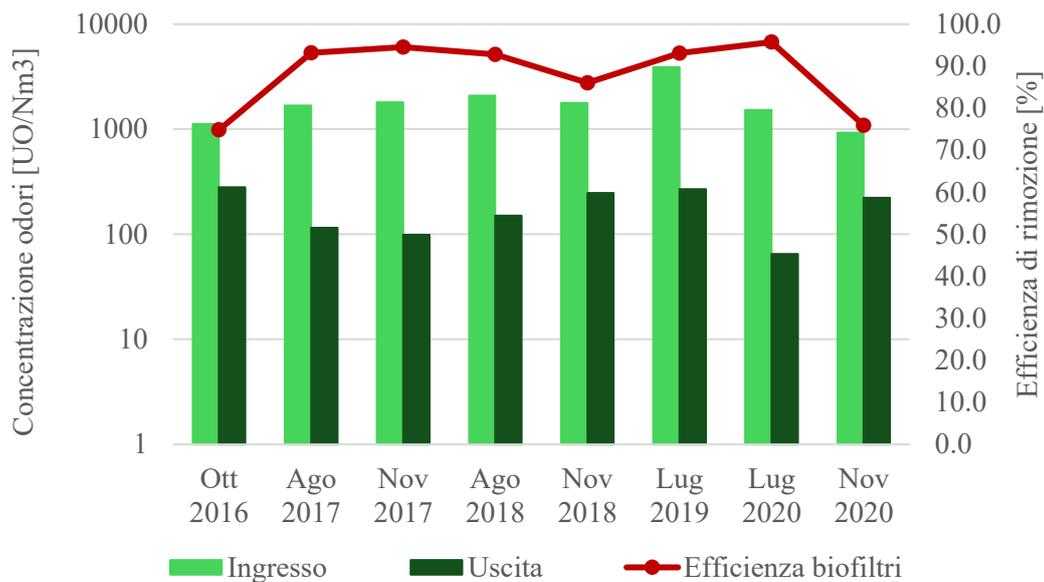
Non essendo disponibili altre informazioni, e in particolare quelle relative alla posizione dei punti di prelievo, non è possibile fare ulteriori considerazioni.

In ogni caso, l'efficienza complessiva è molto alta e pari al 98.4%.

Per l'impianto I, sono state fatte 8 campagne di campionamento in un periodo di 4 anni, nei mesi autunnali e in quelli estivi. Per ciascuna campagna di campionamento è stato fatto un prelievo a monte e due prelievi a valle di ciascuno dei tre biofiltri secondo la normativa EN 13725.

La temperatura al punto di prelievo in uscita era compresa tra i 9 e i 34.5 °C.

La figura 5.3 mostra la concentrazione degli odori in ingresso al sistema di biofiltrazione, la media delle concentrazioni in uscita misurate nei 6 punti sulla superficie dei biofiltri e l'efficienza totale di abbattimento dei tre biofiltri.



**Figura 5.3** Concentrazione degli odori a monte e a valle dei biofiltri ed efficienza di rimozione degli odori per l'impianto I

Per questo impianto, l'efficienza di rimozione degli odori varia tra il 74.8 e il 95.7%.

In questo caso, a differenza dell'impianto B, l'efficienza media di rimozione dei mesi più caldi (luglio e agosto), che è pari al 93.7%, è maggiore rispetto a quella dei mesi di ottobre e novembre, nei quali la temperatura esterna è più bassa e per i quali l'efficienza è, invece, pari all'82.8% (fanno eccezione le campagne del 2017 per le quali le efficienze medie di rimozione sono risultate simili e intorno al 94%).

Ad esempio, sia nel 2018 che nel 2020, a luglio e agosto, nonostante le concentrazioni in ingresso fossero più elevate, l'efficienza di abbattimento degli odori è risultata maggiore rispetto a quella di novembre. In autunno sono state misurate temperature in uscita molto più basse (la media è intorno ai 15°C) che in estate (media di circa 30°C). Se la temperatura delle emissioni in uscita è di circa 15°C, significa che all'interno del letto i valori saranno simili, con conseguente rallentamento delle cinetiche di ossidazione, e questo potrebbe essere uno dei motivi per cui si sono riscontrate efficienze minori nei mesi autunnali.

La capacità di rimozione degli odori del biofiltro è comunque buona. Si può notare come il biofiltro sia in grado di abbattere anche picchi di concentrazione in ingresso, come è successo a luglio 2019.

Nel grafico si nota un andamento oscillante dell'efficienza che aumenta e diminuisce circa ogni due anni. È probabile che gli aumenti corrispondano al periodo dopo l'effettuazione della manutenzione ordinaria del letto con il reintegro del materiale, che viene fatta per limitare la perdita di prestazioni nel tempo.

Nella tabella 5.1 è riportata una sintesi dei tre casi studio. Le informazioni disponibili sono le seguenti: numero di campagne di campionamento, metodica usata per il campionamento e l'analisi della concentrazione di odore, il numero di biofiltri per ciascun impianto, l'area totale della superficie dei biofiltri, il carico superficiale in ingresso ad ogni biofiltro, espresso come rapporto tra la portata entrante misurata durante le campagne di campionamento e la superficie dei biofiltri (nel caso di più campagne è riportata la media aritmetica), il tempo di contatto, anch'esso calcolato con la portata effettiva in ingresso all'impianto, la temperatura nei punti di emissione e l'efficienza media per ciascun caso.

**Tabella 5.1** Sintesi casi studio B, C e I

Caso studio	B	C	I
<b>N° campagne di campionamento [-]</b>	14	1	8
<b>Metodo per l'analisi e il campionamento</b>	EN 13725	UNI EN 13725:2004	EN 13725
<b>Numero dei biofiltri [-]</b>	2	1	3
<b>Area totale dei biofiltri [m<sup>2</sup>]</b>	800	840	600.6
<b>Carico superficiale medio [Nm<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>]</b>	106	70	136
<b>Tempo di contatto [s]</b>	-	-	53
<b>T della corrente in uscita [°C]</b>	-	12.6	9 - 34.5
<b>Efficienza media di rimozione [%]</b>	97	98.4	74.8 – 95.7

In tutti e tre i casi le efficienze sono alte. Il biofiltro dell'impianto I presenta l'efficienza di rimozione degli odori inferiore, e questo potrebbe essere dovuto al fatto che il carico superficiale è il più elevato dei tre.

Anche il tempo di contatto è un parametro che influenza l'efficienza di rimozione, ma, poiché per il caso C e B non sono riportati i valori dello spessore del letto del biofiltro, non è possibile fare dei confronti.

L'impianto B è quello che presenta le più alte concentrazioni di odori sia in ingresso che in uscita, ma, nonostante ciò, le efficienze sono buone (> 90%).

Rispetto ai casi italiani, per i quali le concentrazioni finali rientrano nei limiti autorizzati, l'impianto tedesco ha dei valori a monte e a valle del biofiltro molto più elevati, nonostante essi rientrino nel range massimo riportato nelle Conclusioni sulle BAT (1000 UO/Nm<sup>3</sup>).

### 5.1.2 La scarica

Per le scariche l'unico caso studio che presenta delle analisi riguardanti l'abbattimento degli odori è il caso E, per il quale è stata effettuata una sola campagna di campionamento usando un olfattometro e secondo il metodo dell'olfattometria dinamica (EN 13725:2003).

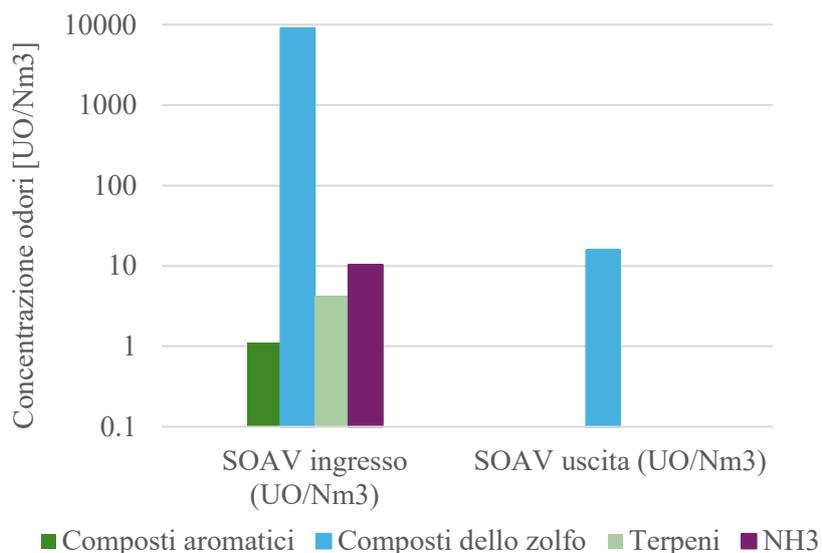
A differenza dei casi precedenti, sono disponibili i valori di OAV e SOAV a monte e a valle del biofiltro per ciascuna classe di composti, come mostrato in tabella 5.2 e in figura 5.4.

Per il calcolo dei valori di OAV e SOAV è stata utilizzata la concentrazione soglia degli odori proposta da Wu et al. (2017).

In tabella 5.2 sono riportate anche le efficienze di rimozione per ciascuna categoria di composti presi in esame.

**Tabella 5.2** SOAV in ingresso e in uscita per categoria di composti ed efficienza di rimozione

Categoria di composti	SOAV ingresso [UO/Nm <sup>3</sup> ]	SOAV uscita [UO/Nm <sup>3</sup> ]	Efficienza di rimozione [%]
<b>Composti aromatici</b>	1.1	0.1	90.9
<b>Composti dello zolfo</b>	9039.1	15.9	99.8
NH <sub>3</sub>	10.3	0	100
Terpeni	4.2	0.1	97.6



**Figura 5.4** Concentrazione degli odori per categoria di composti a monte e a valle del biofiltro per la discarica E (Pecorini et al., 2020)

I risultati confermano quanto detto nei precedenti capitoli: i composti dello zolfo, nonostante non siano predominanti nella miscela gassosa (20.9%, figura 4.9), danno valori della SOAV molto più elevati (3 ordini di grandezza maggiori) rispetto a tutte le altre classi di composti. Infatti, essi hanno una concentrazione soglia degli odori molto più bassa (3-4 ordini di grandezza inferiore, tabella 2.3). Nonostante ciò, il biofiltro mostra ottime capacità di rimozione dei composti dello zolfo, con una efficienza pari al 99.8%.

I composti alifatici, aromatici, e ossigenati, in termini di concentrazione degli odori, erano presenti in concentrazioni molto basse, inferiori ai limiti di rilevabilità. Di conseguenza non sono stati riportati nel grafico e non si sono potute calcolare le efficienze.

I composti alogenati, che hanno una concentrazione in ingresso molto bassa e pari a 0.1 UO/Nm<sup>3</sup>, non vengono rimossi dal biofiltro. Tuttavia, poiché in ingresso il loro contributo in termini di odore rispetto agli altri composti è pari a 0.001%, è stato trascurato.

Per l'ammoniaca il biofiltro ha un'efficienza di rimozione del 100%.

Nel complesso le efficienze di abbattimento sono ottime con valori superiori al 90%.

## 5.2 L'abbattimento dell'ammoniaca

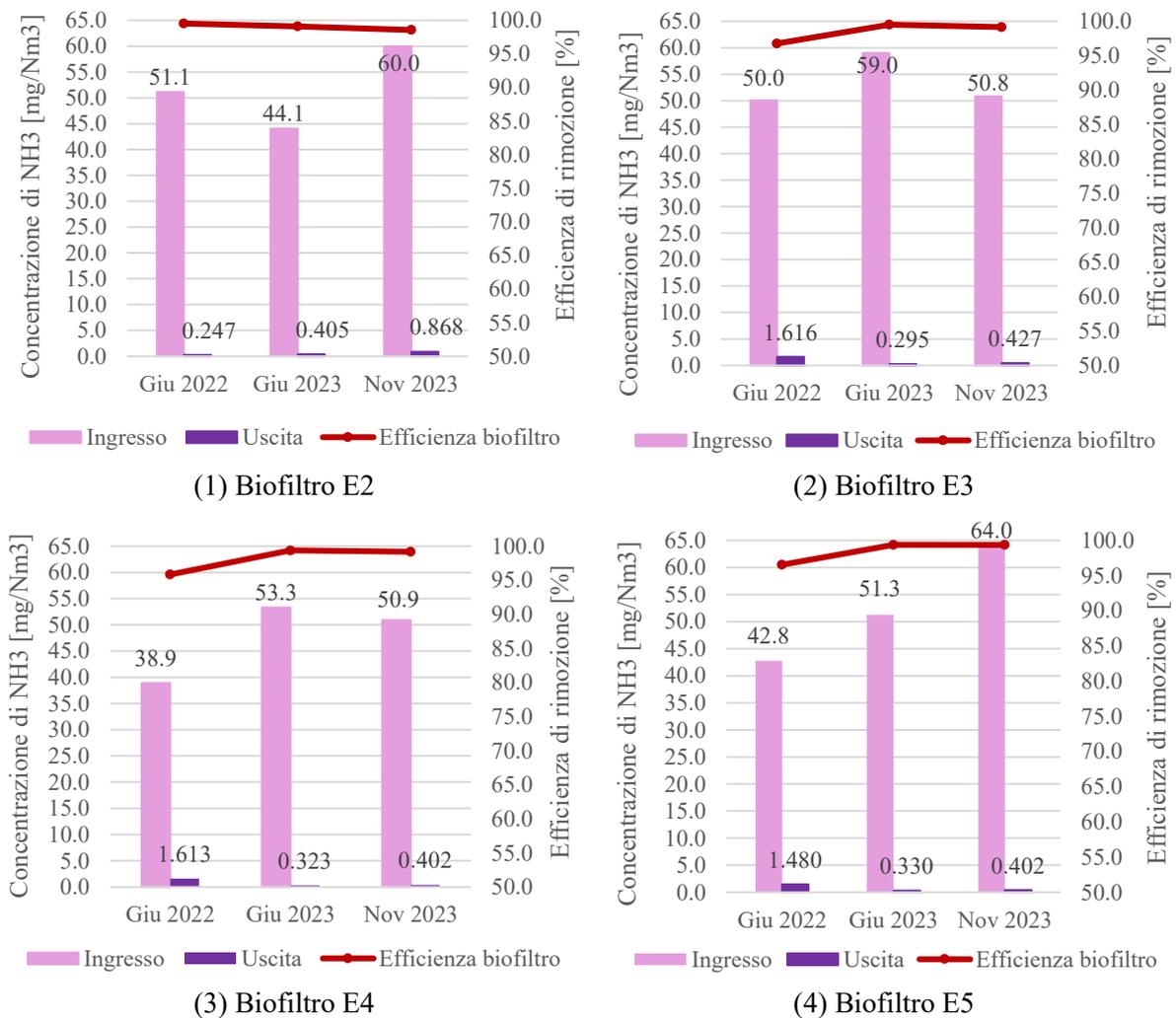
### 5.2.1 L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU

I casi studio riguardanti gli impianti di compostaggio e TMB per i quali sono state effettuate le analisi relative all'ammoniaca sono: A1, A2, C e I (tabella 4.2).

Per il caso A1 sono state effettuate 3 campagne di campionamento per ognuno dei 4 biofiltri nell'arco di due anni, a giugno 2022 e 2023 e a novembre 2023. È stata fatta una misurazione a monte e sono state eseguite 10 misurazioni a valle sulla superficie di ciascun biofiltro secondo la norma tecnica UNI EN ISO 21877:2020. Nei casi in cui erano presenti valori di emissione inferiori alla rilevabilità dello strumento, questi non sono stati considerati per il calcolo della media delle concentrazioni e, quindi, dell'efficienza di rimozione.

La temperatura nei punti di emissione variava tra i 5 e i 38 °C.

I grafici nella figura 5.5 riportano la concentrazione di ammoniaca a monte, la media delle concentrazioni misurate nei 10 punti a valle e le efficienze di rimozione per ognuno dei quattro biofiltri, indicati come E2, E3, E4, E5.



**Figura 5.5** Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle di ciascun biofiltro ed efficienze di rimozione per l'impianto A1

L'efficienza di rimozione dell'ammoniaca per tutte le campagne è ottima e superiore all'95% per tutti i biofiltri e l'efficienza media di ciascun biofiltro è superiore al 98%. E2 ha la capacità di abbattimento maggiore, con un'efficienza media di rimozione pari al 99.1% che rimane circa costante durante le tre campagne effettuate nell'arco dei due anni, E3 ha un'efficienza di abbattimento pari al 98.5%, E4 al 98.2% e E5 al 98.4%.

In generale, sembrerebbe che ci sia una tendenza ad avere maggiori riduzioni di inquinante quando le concentrazioni in ingresso sono più elevate: quando la concentrazione è più alta, una maggiore quantità di inquinanti viene assorbita nell'umidità del materiale.

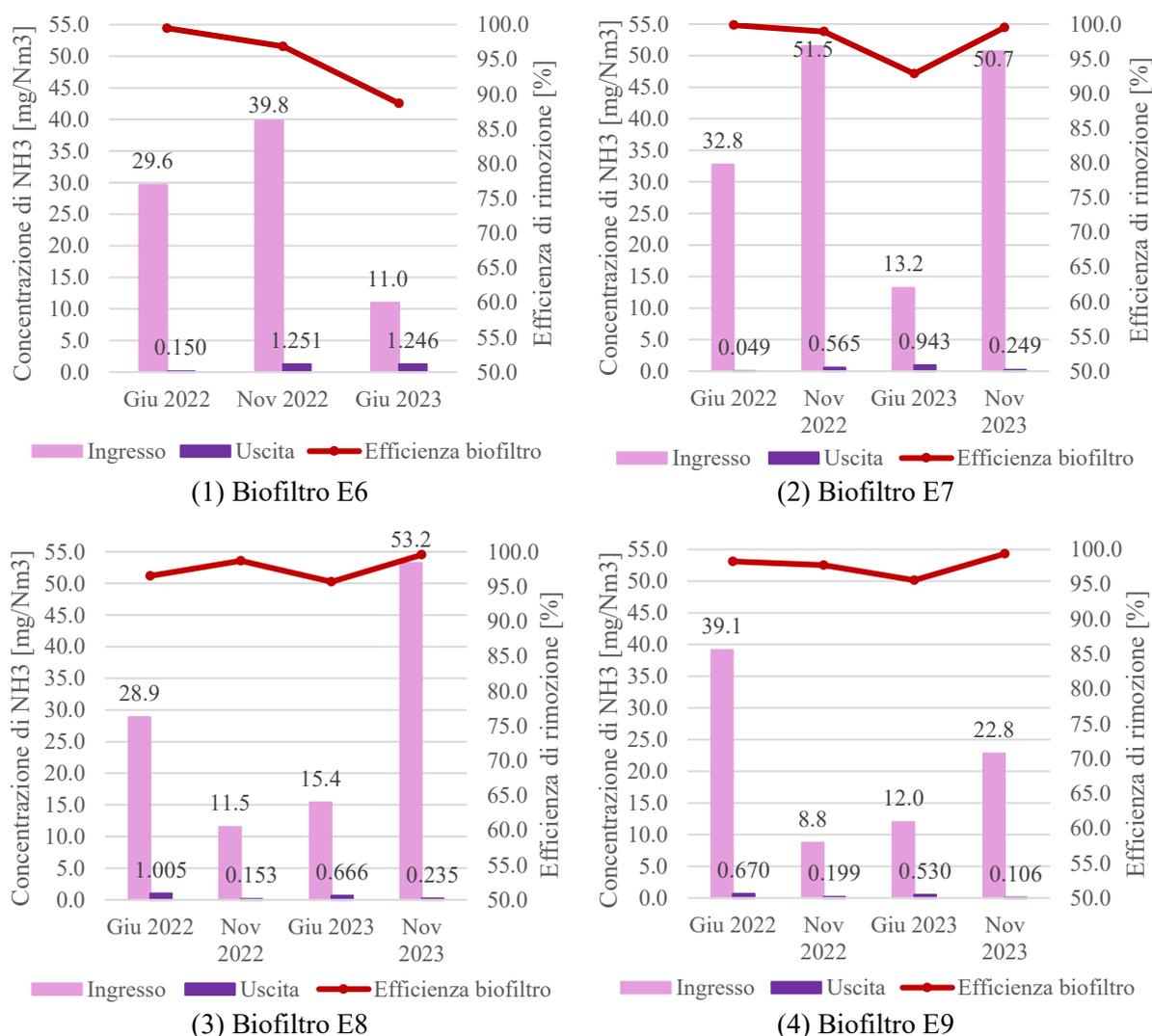
L'efficienza di abbattimento non sembrerebbe dipendere dalla stagionalità: infatti, sia a giugno che a novembre i valori sono simili, nonostante le temperature registrate a novembre si aggirino intorno ai 5°C e quelle in estate intorno ai 37°C.

I valori di concentrazione in uscita sono tutti al di sotto dei limiti massimi prescritti dalle normative regionali.

Per il caso A2 sono state effettuate 4 campagne di campionamento per ognuno dei 4 biofiltri nell'arco di due anni, in estate, a giugno, e nei mesi di novembre. Anche per questo impianto è stata fatta una misurazione a monte e sono state eseguite 10 misurazioni a valle di ciascun biofiltro, sempre secondo la norma tecnica UNI EN ISO 21877:2020. Nei casi in cui erano presenti valori di emissione inferiori alla rilevabilità dello strumento, questi non sono stati considerati per il calcolo della media e dell'efficienza di rimozione dell' $\text{NH}_3$ . In particolare, per il biofiltro E6, durante i campionamenti di novembre 2023, tutte le misurazioni a valle sono risultate inaffidabili poiché inferiori alla sensibilità dello strumento. Per questo motivo non sono riportate nel grafico (1) della figura 5.6.

La temperatura nei punti di emissione variava tra gli 8 e i 39 °C.

I grafici nella figura 5.6 riportano il valore della concentrazione di ammoniaca a monte, la media delle concentrazioni misurate nei 10 punti a valle di ciascun biofiltro e indicati come E6, E7, E8, E9, e le rispettive efficienze di rimozione.



**Figura 5.6** Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle di ciascun biofiltro ed efficienze di rimozione per l'impianto A2

L'efficienza di rimozione dell'ammoniaca per tutte le campagne è buona e superiore all'88% per ogni biofiltro e l'efficienza media di ciascuno è superiore al 95%. E6 presenta l'efficienza media di abbattimento più bassa, pari al 95%, mentre E7, E8, E9 hanno valori medi di efficienza di rimozione pari a, rispettivamente, 97.8%, 97.6% e 97.7%.

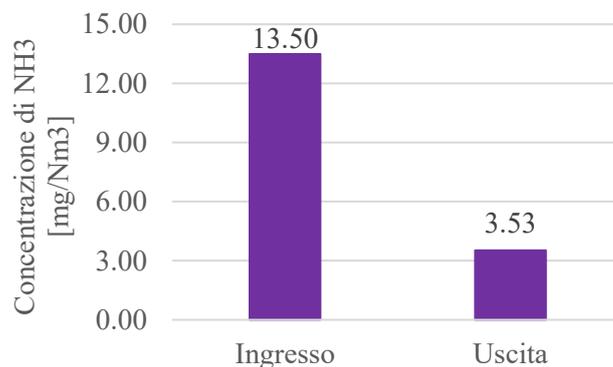
Anche in questi grafici si nota che il biofiltro tende ad avere una migliore capacità di rimozione quando la concentrazione in ingresso è più elevata.

I valori di concentrazione in uscita sono comunque tutti al di sotto dei limiti massimi prescritti dalle normative regionali.

Per il caso C è stata effettuata una sola campagna di campionamento nel mese di novembre, durante il quale sono state fatte una misura a monte e 9 misurazioni a valle del biofiltro secondo la normativa UNICHIM 632:1984.

La temperatura media al punto di emissione era pari a 12.6°C e la corrente aveva un'umidità relativa prossima alla saturazione (98%).

La figura 5.7 mostra la concentrazione in ingresso e la media dei valori di concentrazione ottenuti nei nove punti di campionamento in uscita dal biofiltro.



**Figura 5.7** Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle del biofiltro per l'impianto C

Come per le misure sulle emissioni odorigene di questo impianto, nei diversi punti della superficie del biofiltro in cui viene fatto il campionamento, la concentrazione non è costante, ma varia tra 0.5 e 6.5 mg/Nm<sup>3</sup>.

Quindi, sebbene l'efficienza media di rimozione risulti essere pari all'83.6%, in realtà alcune zone presentano un'efficienza molto più bassa (circa 50%) e altre più alta (95-96%).

Questo caso studio dimostra l'importanza di effettuare il monitoraggio in punti distribuiti sulla superficie del biofiltro per ottenere un quadro complessivo di come lavora il sistema, soprattutto quando esso ha superfici molto ampie.

Infatti, se fosse stata fatta una sola misurazione nel punto in cui è risultata l'efficienza più alta, o più bassa, si sarebbe fatta una sovrastima, o una sottostima, della capacità del biofiltro.

Inoltre, se fosse stata effettuata la misura solamente nel punto con la concentrazione più alta (6.5 mg/Nm<sup>3</sup>), secondo la normativa di alcune Regioni, sarebbe risultata fuori dai limiti di legge, nonostante la media delle concentrazioni, rappresentante l'andamento complessivo del biofiltro, li rispetti.

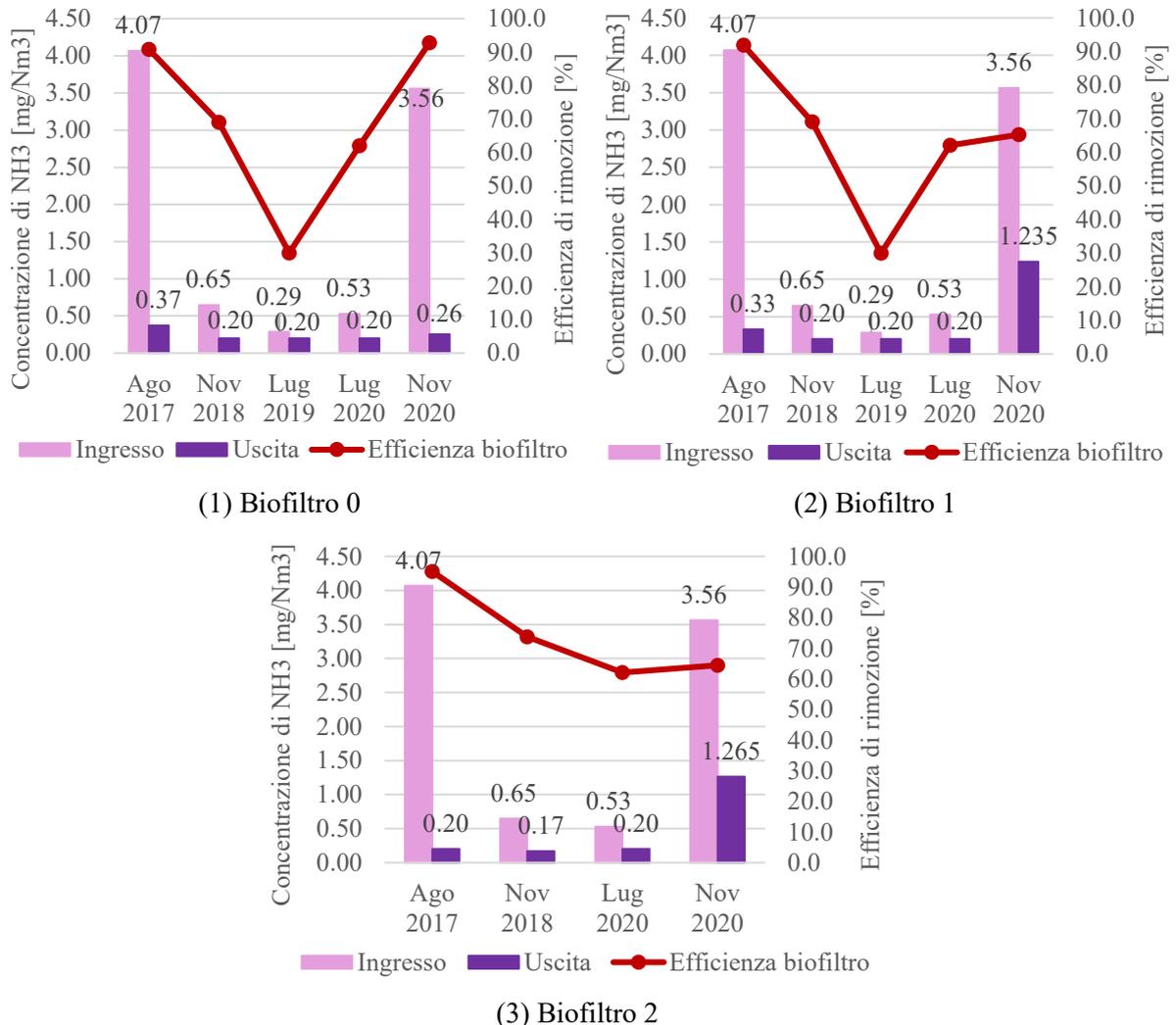
Per il caso I sono state fatte 5 campagne di campionamento in 4 anni, sia nei mesi estivi che in quelli autunnali. In ciascuna campagna è stato fatto un prelievo in ingresso agli scrubber, posti a monte della sezione di biofiltrazione, e due prelievi in uscita da ciascuno dei tre biofiltri, indicati con un numero da 0 a 2, secondo la normativa UNICHIM 632:1984.

A partire dai valori di concentrazione della corrente alimentata allo scrubber si sono calcolati quelli in ingresso al biofiltro, ipotizzando un'efficienza della torre di lavaggio pari a circa il 74%.

Per il biofiltro 2, non compare la campagna di analisi di luglio 2019, in quanto i risultati analitici erano risultati affetti da errori.

La temperatura al punto di prelievo in uscita variava tra i 9 e i 34.5°C.

I grafici nella figura 5.8 riportano la concentrazione di NH<sub>3</sub> in ingresso, la media dei due valori di concentrazione misurati in uscita da ciascun biofiltro e le efficienze di abbattimento.



**Figura 5.8** Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle di ciascun biofiltro ed efficienze di rimozione per l'impianto I

Per il biofiltro 0 le efficienze variano tra il 30 e il 92.8%, per il biofiltro 1 tra il 30 e il 91.9%, e per il 2 tra il 62.1 e il 95.1%.

La rimozione peggiora quando la concentrazione in ingresso è bassa. Si ipotizza che la causa sia dovuta al fatto che, poiché nello scrubber la quantità alimentata di acido solforico è costante, quando la concentrazione di ammoniaca è bassa, solo una piccola parte di acido solforico reagisce e la restante rimane nella fase liquida, con il risultato che il pH diminuisce.

Come conseguenza si acidifica il pH nella zona più bassa del biofiltro e questo può creare problemi ai microrganismi presenti nella parte inferiore del letto filtrante.

Le prestazioni dei biofiltri, anche in questo caso, non sembrerebbero dipendere dalla stagione e dalla temperatura esterna.

In tabella 5.3 è riportata una sintesi delle informazioni riguardanti i quattro casi studio. Il carico superficiale in ingresso al biofiltro è stato calcolato come rapporto tra la portata entrante misurata durante le campagne di campionamento e la superficie dei biofiltri (nel caso di più

campagne è riportata la media aritmetica). Anche per il calcolo del tempo di contatto è stata usata la portata effettiva entrante, e non quella massima o quella autorizzata.

**Tabella 5.3** Sintesi casi studio A1, A2, C, I

Caso studio	A1	A2	C	I
<b>N° campagne di campionamento [-]</b>	3 x 4 biofiltri	4 x 4 biofiltri	1	5 x 3 biofiltri
<b>Metodo per l'analisi e il campionamento</b>	UNI EN ISO 21877:2020	UNI EN ISO 21877:2020	UNICHIM 632:1984	UNICHIM 632:1984
<b>Carico superficiale medio [Nm<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>]</b>	30	34	70	136
<b>Tempo di contatto [s]</b>	136	123	-	53
<b>Materiale del biofiltro</b>	Compost e/o legno	Compost e/o legno	-	Materiale legnoso
<b>T della corrente in uscita [°C]</b>	5 - 38	8 - 39	12.6	9 - 34.5
<b>Efficienza media di rimozione [%]</b>	98.5	97	83.6	30 – 95.1

Come previsto, all'aumentare del rapporto tra la portata in ingresso e la superficie del biofiltro e al diminuire del tempo di contatto, le prestazioni dei biofiltri peggiorano.

Nonostante nel caso I le efficienze siano peggiori, le concentrazioni finali rispettano comunque i limiti normativi, così come accade anche negli altri impianti.

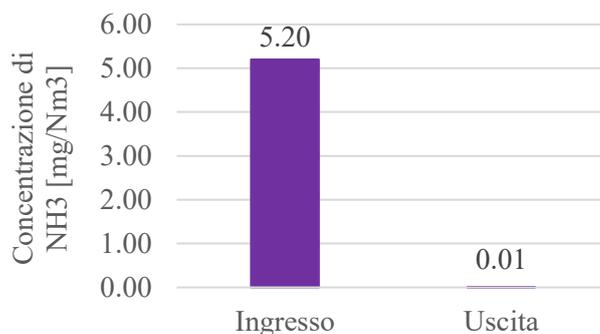
Dalla tabella si può notare che le prestazioni migliori si ottengono in quei biofiltri che per il materiale del letto, usano, oltre al legno, anche compost. Usare compost permette di avere un materiale più ricco di microrganismi e un'area specifica disponibile per la crescita dei microrganismi e la formazione del biofilm maggiore perché esso ha una granulometria inferiore rispetto al materiale legnoso in pezzi.

### 5.2.2 L'industria alimentare

Per quanto riguarda l'industria alimentare, solo nel caso G sono state effettuate analisi sull'abbattimento dell'ammoniaca. In particolare, è stata fatta una sola campagna di campionamento secondo il metodo 15 dell'EPA, con una misurazione a monte e una a valle del biofiltro.

La figura 5.9 mostra le concentrazioni di NH<sub>3</sub> in ingresso e in uscita dal biofiltro.

L'efficienza di rimozione risulta essere uguale al 99.9% e il valore di concentrazione in uscita rientra ampiamente nei limiti.



**Figura 5.9** Concentrazione di ammoniaca a monte e a valle del biofiltro per l'impianto G

### 5.3 L'abbattimento del solfuro di idrogeno

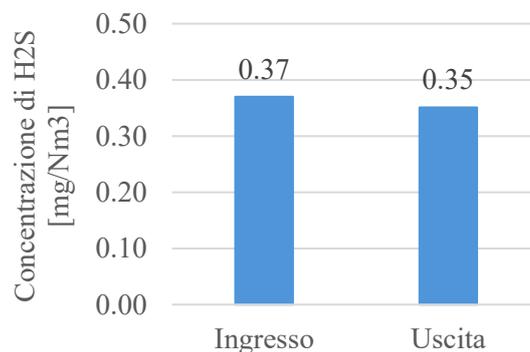
#### 5.3.1 L'impianto di trattamento della FORSU e l'impianto di trattamento meccanico e biologico dei RSU

Per quanto riguarda gli impianti di compostaggio e TMB per i quali sono state fatte analisi relativamente all'abbattimento del solfuro d'idrogeno, l'unico caso disponibile è il C.

È stata fatta una sola campagna di campionamento secondo la normativa UNICHIM 632:1984, e sono state effettuate una misurazione a monte e nove misurazioni in punti diversi a valle del biofiltro.

La temperatura nei punti di emissione era pari a 12.6 °C.

Nella figura 5.10 sono mostrate la concentrazione a monte del biofiltro e la media di quelle a valle.



**Figura 5.10** Concentrazione di solfuro di idrogeno a monte e a valle del biofiltro per l'impianto C

L'abbattimento dell'H<sub>2</sub>S per questo biofiltro è basso e l'efficienza di rimozione è uguale al 5.1%. La causa è probabilmente legata al fatto che la concentrazione è così bassa da non dare una sufficiente forza spingente per l'assorbimento del composto nel film liquido.

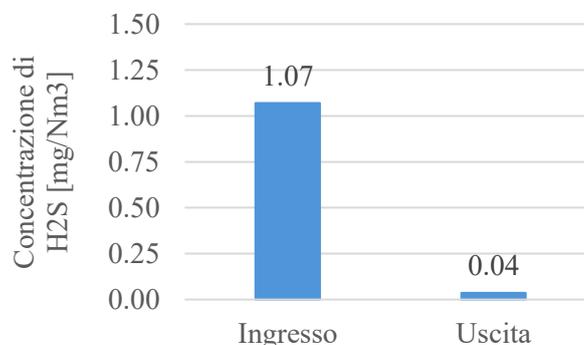
I valori sono, comunque, entro i limiti suggeriti dalle linee guida.

#### 5.3.2 L'industria alimentare

Per quanto riguarda l'industria alimentare solo nel caso G sono state effettuate delle analisi per lo studio dell'abbattimento del solfuro d'idrogeno. È stato fatto un solo campionamento secondo il metodo 15 dell'EPA, con una misurazione a monte e una a valle del biofiltro.

La figura 5.11 mostra le concentrazioni in ingresso e in uscita dal biofiltro.

L'efficienza risulta essere buona e uguale al 96.6%.



**Figura 5.11** Concentrazione di solfuro di idrogeno a monte e a valle del biofiltro per l'impianto G

## 5.4 L'abbattimento dei composti organici volatili non metanici (COVNM) e delle miscele di composti organici volatili (COV)

### 5.4.1 La discarica

Per quanto riguarda le discariche, i casi in cui è stato analizzato nel dettaglio l'abbattimento di specifici COVNM sono la discarica E e la F. In entrambi i casi, sono stati trovati più di 60 composti diversi appartenenti alle categorie degli alcani, degli alcheni, dei composti aromatici, di quelli alogenati, di quelli ossigenati e dei solforati. In particolare, i dati disponibili permettono di confrontare le concentrazioni in ingresso e uscita dal biofiltro e le efficienze di rimozione di specifici composti.

Per il caso E sono state fatte quattro campagne di campionamento, mentre per il caso F sono state fatte prima due campagne con una portata pari a 26 Nm<sup>3</sup>/h, e successivamente, due campagne con una portata maggiore e uguale a 31.7 Nm<sup>3</sup>/h.

Nel gas del caso studio E sono stati trovati 177 composti diversi. I campioni di gas da analizzare sono stati raccolti tramite l'utilizzo di una camera a flusso dinamica e successivamente sono stati analizzati in laboratorio secondo la metodica US EPA TO-15.

Nel gas del caso studio F sono stati trovati 92 composti diversi. I campioni di gas sono stati raccolti dalle camere a flusso e analizzati in laboratorio tramite gascromatografia. Poiché per le emissioni in uscita i dati pubblicati fornivano solo i valori dei flussi, le concentrazioni sono state ricavate ipotizzando che la portata in uscita fosse uguale a quella in ingresso.

La tabella 5.4 riporta le concentrazioni medie in ingresso e in uscita dal biofiltro di alcuni alcani e le loro efficienze di rimozione.

Il butano è un gas inodore, ma infiammabile, il pentano è una sostanza odorigena, i cui vapori sono infiammabili, e, infine, il cicloesano è anch'esso infiammabile e nocivo se inalato.

Sono, dunque, tre sostanze che non dovrebbero essere emesse in atmosfera e il biofiltro permette di rimuoverle.

**Tabella 5.4** Concentrazione di n-butano, n-pentano e cicloesano a monte e a valle del biofiltro ed efficienze di rimozione per le discariche E ed F

Caso		n-butano	n-pentano	cicloesano
E	Concentrazione in ingresso [µg/Nm <sup>3</sup> ]	1653	401	745
	Concentrazione in uscita [µg/Nm <sup>3</sup> ]	38	27	33
	Efficienza di rimozione [%]	97.7	93.3	95.6
F (26 Nm <sup>3</sup> /h)	Concentrazione in ingresso [µg/Nm <sup>3</sup> ]	8854	3299	6051
	Concentrazione in uscita [µg/Nm <sup>3</sup> ]	1835	626	336
	Efficienza di rimozione [%]	79.3	81.0	94.4
F (31.7 Nm <sup>3</sup> /h)	Concentrazione in ingresso [µg/Nm <sup>3</sup> ]	14295	4911	7633
	Concentrazione in uscita [µg/Nm <sup>3</sup> ]	6534	1207	341
	Efficienza di rimozione [%]	54.3	75.4	95.5

Nel caso E, il biofiltro opera correttamente e permette di ottenere elevate efficienze di rimozione (superiori al 93%). In particolare, il butano viene rimosso con più facilità rispetto al pentano perché è una molecola più semplice.

Per il caso F, la concentrazione in ingresso aumenta congruamente con l'aumento della portata totale alimentata al biofiltro. Per questo motivo le efficienze di abbattimento del secondo caso peggiorano. L'efficienza del cicloesano fa eccezione, e rimane pressoché uguale (95.5%).

A differenza del caso precedente, per il quale le concentrazioni di n-pentano e cicloesano sono un ordine di grandezza inferiori, si può notare un incremento di efficienza di rimozione all'aumentare della complessità dell'idrocarburo. La causa potrebbe derivare dal fatto che, in concomitanza con l'ossidazione delle molecole da parte dei microrganismi, avviene probabilmente anche la degradazione delle molecole a catena più lunga in molecole a catena più corta e più semplici, processo probabilmente favorito dalle concentrazioni più elevate.

Quindi queste ultime sono contemporaneamente convertite in idrocarburi più semplici e CO<sub>2</sub> e acqua, ma anche prodotte durante l'ossidazione di quelle a catena più lunga. Questo giustificerebbe il calo di efficienza di rimozione delle molecole più semplici, come il n-butano.

Per quanto riguarda gli alcheni, invece, è stato preso in esame solo il propilene.

La tabella 5.5, che riporta la concentrazione media in ingresso e in uscita dal biofiltro e le efficienze di rimozione, mostra che entrambi i biofiltri, sia quello della discarica E che quello della F, hanno un'ottima capacità di abbattimento di questo composto, superiore al 97%.

**Tabella 5.5** Concentrazione di propilene a monte e a valle del biofiltro ed efficienza di rimozione per le discariche E ed F

<b>Caso</b>		<b>Propilene</b>
<b>E</b>	<b>Concentrazione in ingresso [<math>\mu\text{g}/\text{Nm}^3</math>]</b>	1662
	<b>Concentrazione in uscita [<math>\mu\text{g}/\text{Nm}^3</math>]</b>	43
	<b>Efficienza di rimozione [%]</b>	97.4
<b>F (26 Nm<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Concentrazione in ingresso [<math>\mu\text{g}/\text{Nm}^3</math>]</b>	83700
	<b>Concentrazione in uscita [<math>\mu\text{g}/\text{Nm}^3</math>]</b>	118
	<b>Efficienza di rimozione [%]</b>	99.9
<b>F (31.7 Nm<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Concentrazione in ingresso [<math>\mu\text{g}/\text{Nm}^3</math>]</b>	92580
	<b>Concentrazione in uscita [<math>\mu\text{g}/\text{Nm}^3</math>]</b>	192
	<b>Efficienza di rimozione [%]</b>	99.8

Per i composti aromatici, sono stati confrontate le efficienze di rimozione del benzene, dell'etilbenzene, del toluene e dell'o-xilene. Tutte queste sostanze sono liquidi volatili e infiammabili a temperatura ambiente, oltre ad essere molecole odorigene.

La tabella 5.6 riporta i valori medi di concentrazione in ingresso e in uscita dal biofiltro e l'efficienza di rimozione per ciascun composto.

**Tabella 5.6** Concentrazione di benzene, etilbenzene, toluene e o-xilene a monte e a valle del biofiltro ed efficienza di rimozione per le discariche E ed F

Caso		benzene	etilbenzene	toluene	o-xilene
E	Concentrazione in ingresso [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	63	144	348	108
	Concentrazione in uscita [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	5	7	5	6
	Efficienza di rimozione [%]	92.7	95.3	98.6	94.6
F (26 $\text{Nm}^3/\text{h}$ )	Concentrazione in ingresso [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	4452	14490	18050	15790
	Concentrazione in uscita [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	687	308	2050	299
	Efficienza di rimozione [%]	84.6	97.9	88.6	98.1
F (31.7 $\text{Nm}^3/\text{h}$ )	Concentrazione in ingresso [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	4828	13795	19865	10960
	Concentrazione in uscita [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	710	21	687	125
	Efficienza di rimozione [%]	85.3	99.8	96.5	98.9

Entrambi i biofiltri mostrano buone capacità di abbattimento dei composti aromatici, con efficienze di rimozione sempre superiori all'84%.

In tutti e tre i casi, per l'etilbenzene, il toluene e l'o-xilene l'efficienza di rimozione è superiore rispetto a quella del benzene. Il gruppo etilico dell'etilbenzene e i gruppi metilici del toluene e dell'o-xilene probabilmente rendono più facile la degradazione di queste molecole.

Infine, per i composti alogenati, è stato analizzato l'abbattimento del CFC-12.

Il CFC-12 appartiene alla categoria dei clorofluorocarburi, è una sostanza pericolosa per l'ozonosfera ed è la causa dell'assottigliamento dello strato di ozono. In tabella 5.7 sono riportati i valori medi di concentrazione in ingresso e in uscita e l'efficienza di rimozione di questo composto.

**Tabella 5.7** Concentrazione di CFC-12 a monte e a valle del biofiltro ed efficienza di rimozione per le discariche E ed F

Caso		CFC-12
E	Concentrazione in ingresso [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	419
	Concentrazione in uscita [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	0
	Efficienza di rimozione [%]	100.0
F (26 $\text{Nm}^3/\text{h}$ )	Concentrazione in ingresso [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	380
	Concentrazione in uscita [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	106
	Efficienza di rimozione [%]	72.0
F (31.7 $\text{Nm}^3/\text{h}$ )	Concentrazione in ingresso [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	211
	Concentrazione in uscita [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	38
	Efficienza di rimozione [%]	82.1

Per il caso E il biofiltro riesce ad abbattere tutta la concentrazione di CFC-12 e, infatti, a valle del biofiltro non è stato rilevato.

Nel caso F le efficienze di rimozione sono inferiori, nonostante la concentrazione in ingresso sia più bassa di quella del caso precedente.

La tabella 5.8 riassume alcune proprietà dei biofiltri e le efficienze per tutti i composti che sono stati analizzati, così da poter fare delle considerazioni generali sulla capacità di abbattimento dei COVNM.

Nonostante le portate siano maggiori, dato che il biofiltro della discarica F ha una superficie maggiore, il carico superficiale medio è inferiore. Ci si aspetterebbe quindi che le efficienze di rimozione del caso F siano migliori rispetto al caso E, e, invece, questo accade solo per alcuni composti.

Va, però, tenuto in considerazione che le concentrazioni in ingresso del caso F, ad eccezione del CFC-12, sono uno o due ordini di grandezza più elevate rispetto a quelle del caso E, e questo può influenzare negativamente l'abbattimento soprattutto delle molecole più complesse.

**Tabella 5.8** Sintesi di alcune proprietà e delle efficienze di rimozione del biofiltro per ogni COVNM analizzato nel caso E e nel caso F

Caso studio		E	F	
Portate volumetriche [Nm <sup>3</sup> /h]		20.3	26	31.7
Carico superficiale medio [Nm <sup>3</sup> /h/m <sup>2</sup> ]		0.074	0.019	0.023
Categorie	Composti	Efficienza di rimozione [%]		
Alcani	n-butano	97.7	79.3	54.3
	n-pentano	93.3	81.0	75.4
	cicloesano	95.6	94.4	95.5
Alcheni	propilene	97.4	99.9	99.8
Composti aromatici	benzene	92.7	84.6	85.3
	etilbenzene	95.3	97.9	99.8
	toluene	98.6	88.6	96.5
	o-xilene	94.6	98.1	98.9
Composti alogenati	CFC-12	100.0	72.0	82.1

Confrontando l'abbattimento degli alcani con quello degli alcheni, si evidenzia come i secondi siano rimossi con efficienze più elevate che, per il caso F, arrivano quasi al 100%.

Questo è coerente con il fatto che i legami doppi degli alcheni sono più facili da rompere rispetto a quelli singoli. Inoltre, va anche tenuto presente il fatto che, rispetto agli idrocarburi alifatici saturi presi in esame, il propilene è una molecola a catena più corta che contiene solo tre atomi di carbonio ed è quindi più semplice da ossidare.

In generale, il biofiltro mostra buone prestazioni nel rimuovere i COVNM (nella maggior parte dei casi le efficienze di rimozione sono superiori al 90%), indipendentemente dalla categoria di composti, incluse le molecole complesse come i composti aromatici.

#### 5.4.2 L'industria alimentare

Per l'industria alimentare nei casi studio H1 e H2 viene analizzata l'efficienza di abbattimento di una generica miscela di COV perché non erano disponibili informazioni sulla composizione

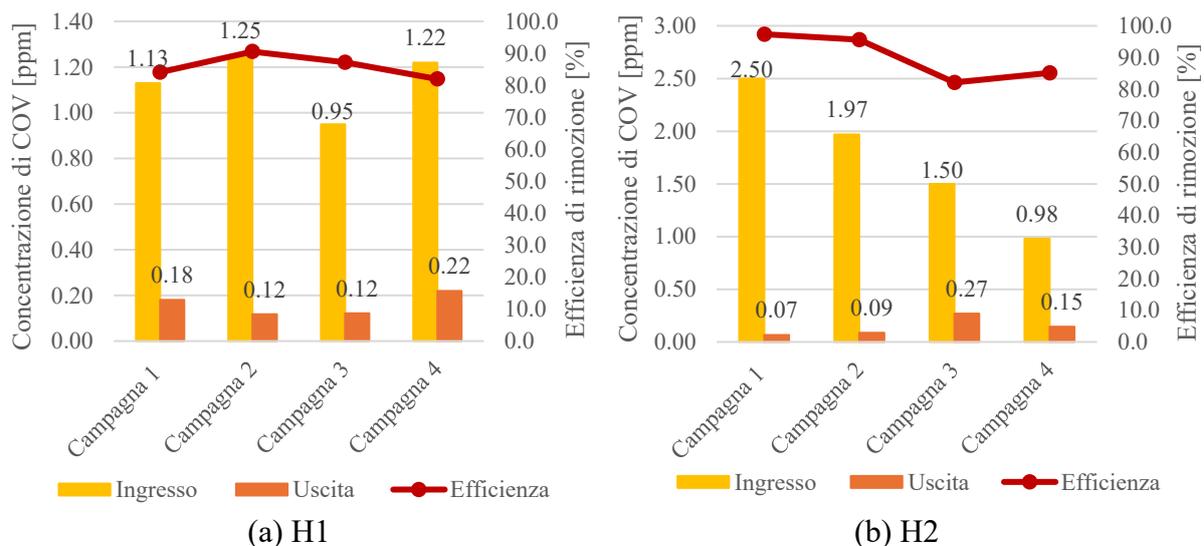
della corrente di gas alimentata al biofiltro. Tenendo conto delle tipologie di processi che avvengono in questo tipo di impianto (produzione di grassi animali e vegetali) non si è potuto escludere a priori che non fosse presente anche una certa quantità di metano nella miscela.

Per il caso G sono studiate le emissioni di COVNM, nello specifico, di mercaptani, che sono dei composti solforati.

Per H1 e H2 sono state fatte 4 campagne di campionamento in un periodo di circa un anno (2018-2019). In ingresso a ogni biofiltro sono state effettuate 3 misurazioni per ciascuna campagna, mentre in uscita sono state fatte 3 misurazioni per ognuno dei 10 punti di campionamento presi in esame e distribuiti sull'intera superficie del biofiltro. I prelievi di gas sono stati fatti tramite l'utilizzo di un tubo per il campionamento collegato ad un misuratore multigas in grado di determinare la composizione.

La temperatura media del gas in ingresso era nel range 0 - 40°C, mentre quella dei gas in uscita era pari a 22.5°C (era infatti compresa tra 10.1°C e 33.2°C). L'umidità dei gas emessi dal biofiltro era quasi a saturazione (98.1%).

Nella figura 5.12, sono riportate le concentrazioni medie di COV a monte e a valle del biofiltro e le efficienze di abbattimento per ognuna delle quattro campagne. Il grafico (a) fa riferimento a H1, e quindi al biofiltro che presenta materiale filtrante di tipo legnoso e corteccia, mentre il (b) si riferisce a H2, cioè al biofiltro che ha il letto fatto da un mix di materiale legnoso e compost.



**Figura 5.12** Concentrazione di COV nella miscela a monte e a valle del biofiltro ed efficienza di rimozione per il caso H1 (a) e il caso H2 (b)

In tutte le campagne l'efficienza è risultata superiore all'82%. L'efficienza media di rimozione è pari a 85.9% per il caso H1 e al 90.0% per il caso H2, nonostante le concentrazioni in ingresso del secondo siano maggiori.

Entrambi i biofiltri mostrano buone capacità di abbattimento dei COV. Tuttavia, la migliore efficienza del secondo biofiltro è sicuramente influenzata dal fatto che il carico superficiale è inferiore e il tempo di contatto maggiore, come riportato nella tabella riassuntiva 5.9.

Inoltre, anche la presenza di compost nel biofiltro influenza positivamente le capacità di abbattimento degli inquinanti. Infatti, poiché il compost ha una granulometria inferiore rispetto a quella del materiale legnoso in pezzi (figura 4.13), l'area disponibile per la crescita dei

microrganismi e la formazione del biofilm microbico è maggiore. Inoltre, sul compost è già presente una popolazione microbica aerobica.

Nonostante l'efficienza di rimozione del caso H2 sia superiore a quella del caso H1, si può notare che essa diminuisce nel tempo in maniera più accentuata: infatti, avendo il materiale minore granulometria, è più facile che avvengano fenomeni di compattazione e/o occlusioni del letto, soprattutto quando l'umidità del materiale è molto elevata, che causano una riduzione del passaggio del gas da trattare.

**Tabella 5.9** Caratteristiche dei casi studio H1 e H2

Caso studio	H1	H2
N° campagne di campionamento [-]	4	4
Carico superficiale medio [ $\text{Nm}^3/\text{h}/\text{m}^2$ ]	96.5	81.3
Materiale biofiltro	Materiale legnoso	50% Materiale legnoso e 50% compost
Tempo di contatto [s]	43	51
Efficienza media di rimozione [%]	85.9	90

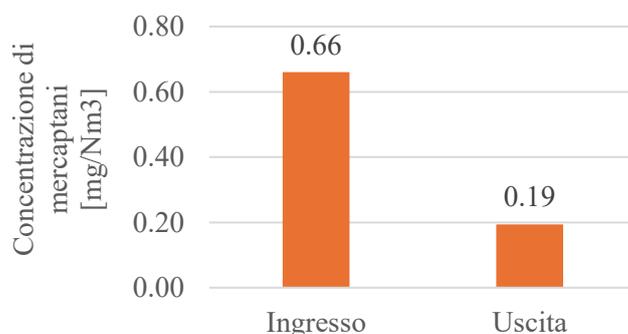
Per l'impianto G è stata effettuata una sola campagna di campionamento in cui si è analizzata la concentrazione di mercaptani, costituita principalmente da metilmercaptano.

Questi composti sono molecole odorigene che noi percepiamo con un intenso odore sgradevole.

Durante la campagna, la loro misurazione è stata fatta raccogliendo un campione di gas a monte del biofiltro e un campione di gas in nove punti diversi sulla superficie a valle.

Nella figura 5.13 sono mostrate la concentrazione a monte e la media delle concentrazioni misurate nei dieci punti a valle del biofiltro.

L'efficienza media di rimozione è pari al 70.7%.



**Figura 5.13** Concentrazione di mercaptani a monte e a valle del biofiltro dell'impianto G

## 5.5 L'abbattimento del metano

### 5.5.1 Le discariche

La capacità di abbattimento del metano viene studiata solamente nelle discariche e quindi nei casi D, E ed F (tabella 4.2).

Poiché nelle discariche viene misurato il flusso delle emissioni in uscita, espresso come  $g_{\text{CH}_4}/(\text{m}^2 \text{ d})$ , la concentrazione usata per il calcolo delle efficienze di abbattimento del  $\text{CH}_4$  è stata trovata ipotizzando che la portata di gas alimentata e quella in uscita dal biofiltro fossero

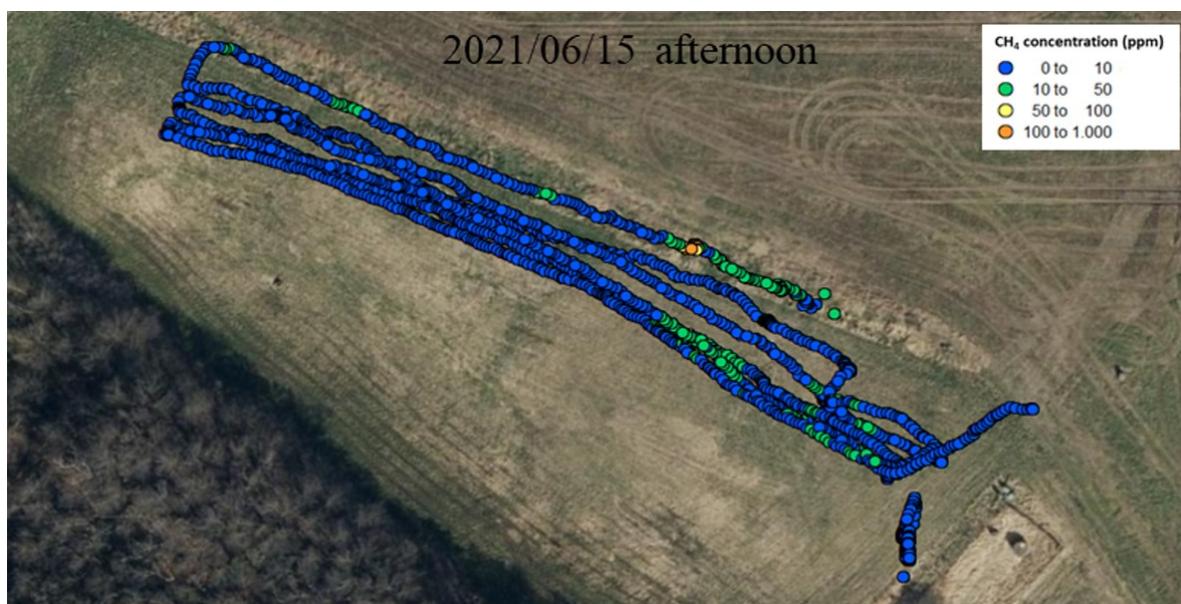
uguali. In alcuni casi è stato fatto uno screening superficiale grazie al quale erano disponibili anche i valori di concentrazione di CH<sub>4</sub> espressi in ppm.

Per la discarica D è stata fatta una sola campagna di campionamento (giugno 2021), durante la quale è stata effettuata una misurazione a monte del biofiltro per identificare la composizione del gas di discarica e una/due misurazioni in uscita in sei punti diversi della superficie.

La portata e la composizione in ingresso al biofiltro sono state misurate con un analizzatore portatile per i gas. I valori dei flussi superficiali in uscita dal biofiltro sono stati trovati tramite camere a flusso statiche collegate ad un analizzatore fotoacustico multigas.

Lo screening superficiale è stato effettuato tramite uno strumento per la rilevazione di fughe di gas che misura direttamente i valori della concentrazione di metano in ppm e la coordinata geografica del punto di misurazione.

I risultati dello screening sono mostrati in figura 5.14.



**Figura 5.14** Screening superficiale della concentrazione di metano della discarica D (Duan et al., 2022)

Lo studio dell'efficienza di abbattimento del metano è stato condotto seguendo due approcci diversi.

Nel primo (caso I-D) è stato usato un metodo integrale nel quale si è calcolato il valore medio dei flussi massici misurati nei sei diversi punti della superficie del biofiltro. Questo valore è stato considerato costante su tutta la superficie e, moltiplicandolo per l'area totale del biofiltro, si è ottenuta la portata massica giornaliera in uscita e, poi, la concentrazione.

La tabella 5.10 riporta la portata volumetrica totale di gas di discarica alimentata al biofiltro, la concentrazione % in volume di CH<sub>4</sub> nel gas, le portate volumetriche, le portate massiche e le concentrazioni di metano in ingresso e in uscita dal biofiltro e la media dei flussi di metano misurati nei sei punti di campionamento.

L'efficienza di rimozione del metano calcolata dai dati riportati in tabella 5.10 risulta essere pari al 51.8% e il biofiltro sembrerebbe non avere buone capacità di abbattimento del CH<sub>4</sub>.

**Tabella 5.10** Portate, concentrazioni e flusso di metano in ingresso e in uscita dal biofiltro per il caso I-D

	Ingresso	Uscita
<b>Portata volumetrica totale di gas alimentata al biofiltro [Nm<sup>3</sup>/h]</b>	20.0	20.0
<b>Concentrazione di metano [% v/v]</b>	43.2	20.8
<b>Portata volumetrica di metano [Nm<sup>3</sup>/h]</b>	8.6	4.2
<b>Portata massica di metano [g/h]</b>	6170	2975
<b>Concentrazione di metano [g/Nm<sup>3</sup>]</b>	308.4	148.8
<b>Flusso di metano [g/(m<sup>2</sup> d)] – media dei valori sperimentali</b>	-	37

Nel secondo (caso II-D) i calcoli sono stati fatti considerando la distribuzione superficiale dei campionamenti. Infatti, se si analizza la distribuzione dei flussi sulla superficie e si tiene conto dello screening superficiale (figura 5.14) risulta che solo una zona molto limitata presenta emissioni superiori alla media (punti gialli e arancioni) e, infatti, in pochi punti è stata trovata una concentrazione superiore ai 100 ppm.

Per tener in considerazione questo aspetto e per fare un'analisi più accurata, gli autori (Duan et al., 2022) hanno diviso il biofiltro in 3 zone sulla base dei valori dei flussi di emissione: basso flusso (< 1 g<sub>CH<sub>4</sub></sub>/(m<sup>2</sup> d)), alto flusso (> 5 g<sub>CH<sub>4</sub></sub>/(m<sup>2</sup> d)) e flusso medio (valori compresi tra i due precedenti). In tabella 5.11 sono riportate le aree corrispondenti a ognuna delle tre zone, espresse sia in m<sup>2</sup> che in percentuali.

**Tabella 5.11** Area totale e area di ciascuna zona in cui è stato diviso il biofiltro della discarica D

Area totale	Area a bassa emissione	Area a media emissione	Area ad alta emissione
1930 m <sup>2</sup>	1746 m <sup>2</sup>	173 m <sup>2</sup>	11 m <sup>2</sup>
	90.4 %	9 %	0.6 %

Fonte: Duan et al., 2022

Per calcolare le portate massiche e, di conseguenza le concentrazioni, è stata fatta la media dei valori di flusso disponibili, misurati con le sei camere a flusso, che rientravano nel rispettivo range. Ad esempio, per l'area a media emissione, è stata fatta la media dei flussi che presentavano un valore compreso tra 1 e 5 g<sub>CH<sub>4</sub></sub>/(m<sup>2</sup> d). I risultati sono riportati in tabella 5.12.

Nella stessa tabella sono anche indicati i valori di portata volumetrica di gas in ingresso e in uscita dal biofiltro per ciascun intervallo di flusso; questi ultimi sono stati calcolati ipotizzando una distribuzione omogenea del gas su tutta la superficie.

In tabella 5.12 sono anche presenti la concentrazione in volume di metano in ingresso, le portate massiche e le concentrazioni di metano in ingresso e in uscita da ciascun range di flusso.

**Tabella 5.12** Portate, concentrazioni e flusso di metano in ingresso e in uscita dal biofiltro per il caso II-D

	Ingresso	Uscita basso flusso (< 1 g/(m <sup>2</sup> d))	Uscita flusso medio (tra 1 g/(m <sup>2</sup> d) e 5 g/(m <sup>2</sup> d))	Uscita alto flusso (> 5 g/(m <sup>2</sup> d))
<b>Portata volumetrica totale di gas alimentata al biofiltro [Nm<sup>3</sup>/h]</b>	20.0	18.1	1.8	0.1
<b>Aree [%]</b>	-	90.4	9	0.6
<b>Concentrazione di metano [% v/v]</b>	43.2	-	-	-
<b>Portata massica di metano [g/h]</b>	6169	51.7	11.5	49.6
<b>Concentrazione di metano [g/Nm<sup>3</sup>]</b>	308.4	2.9	6.4	435.3
<b>Flusso di metano [g/(m<sup>2</sup> d)] – media dei valori sperimentali</b>	-	0.71	1.60	108.3

In rosso è evidenziata la concentrazione calcolata in uscita dalla zona ad alto flusso e si nota che questo valore non è realistico: infatti, non è possibile che la concentrazione di CH<sub>4</sub> in uscita sia più elevata di quella in ingresso.

Questo accade perché si è considerato che la portata alimentata al biofiltro fosse distribuita equamente su tutta la superficie e, di conseguenza, la portata volumetrica che attraversa gli 11 m<sup>2</sup> di area ad alto flusso (corrispondenti allo 0.6% dell'area totale) è molto bassa (0.1 Nm<sup>3</sup>/h). Quindi la concentrazione calcolata dividendo la portata molto elevata di metano (quasi uguale a quella dell'area a basso flusso) per una portata volumetrica molto bassa (due ordini di grandezza inferiore rispetto a quella dell'area a basso flusso) porta ad ottenere il valore in rosso.

Poiché questo valore riguarda solo lo 0.6% dell'intera superficie del biofiltro, si può ritenere trascurabile. Considerare questa concentrazione nei calcoli, porterebbe ad avere un errore sull'efficienza di rimozione inferiore all'1%. Infatti, se si tenesse conto dei valori di concentrazione di tutti i range di flusso nei calcoli della media pesata della concentrazione di metano uscente, essa sarebbe uguale a 5.8 g/Nm<sup>3</sup> e l'efficienza di rimozione risulterebbe pari al 98.1%,

Se, invece, si calcolasse la media pesata delle concentrazioni di metano uscenti rispetto alle sole aree a basso e medio flusso, la concentrazione che si otterrebbe, avrebbe un valore uguale a 3.2 g/Nm<sup>3</sup>, e l'efficienza di rimozione risulterebbe pari al 99%. Confrontando questo risultato con il precedente, si nota che l'errore è effettivamente modesto e che è possibile trascurare la zona ad alta emissione nei calcoli. Per questo motivo, nei confronti, viene utilizzato il valore di efficienza di rimozione pari al 99%

Le efficienze di rimozione trovate con questo approccio evidenziano che il biofiltro ha, diversamente da quanto calcolato per il caso I-D, ottime prestazioni.

Da questi due esempi si evidenzia la validità di fare il monitoraggio distribuito sulla superficie, soprattutto quando si trattano biofiltri con aree molto estese. Se si considerasse solo il primo approccio (I-D), si farebbe una sovrastima della concentrazione in uscita e si attribuirebbe all'intero biofiltro una capacità di abbattimento scarsa.

Inoltre, se solo una zona circoscritta del biofiltro presenta un problema (come in questo esempio), facendo più misurazioni è possibile che venga individuato e, di conseguenza, è possibile effettuare analisi di approfondimento per valutarne l'estensione.

È importante notare che è stato possibile dividere con precisione la superficie del biofiltro in zone diverse grazie ai risultati ottenuti dallo screening superficiale, senza i quali le misure effettuate tramite le sei camere a flusso non sarebbero state sufficienti. Le camere a flusso, infatti, hanno solitamente aree più piccole di un metro quadrato. Nei calcoli delle portate o delle concentrazioni delle emissioni, le misurazioni che vengono eseguite con questo sistema vengono proiettate ad aree molto più grandi, e non è garantito che il punto in cui avviene la misurazione con la camera a flusso sia rappresentativo anche delle zone limitrofe perché difficilmente la portata è distribuita omogeneamente su tutta l'area del biofiltro.

Nella discarica E sono state fatte 4 campagne di campionamento nell'arco di due anni per ognuna delle quali è stata eseguita una misurazione a monte del biofiltro e 99 misurazioni del flusso in uscita.

I campioni di gas di discarica sono stati presi a valle del ventilatore per l'alimentazione del gas al biofiltro e la composizione è stata misurata tramite uno strumento portatile ad infrarossi. Quando lo strumento non è stato in grado di rilevare la concentrazione, si è usata come alternativa la gascromatografia.

Il flusso dell'emissione in uscita è invece stato misurato tramite una camera a flusso statica sviluppata dall'autrice stessa dello studio (Pecorini et al., 2020).

Nella tabella 5.13 sono riportate le portate volumetriche, le portate massiche e le concentrazioni medie di metano e anidride carbonica in ingresso e in uscita dal biofiltro.

**Tabella 5.13** Portate e concentrazioni di CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> in ingresso e in uscita dal biofiltro per la discarica E

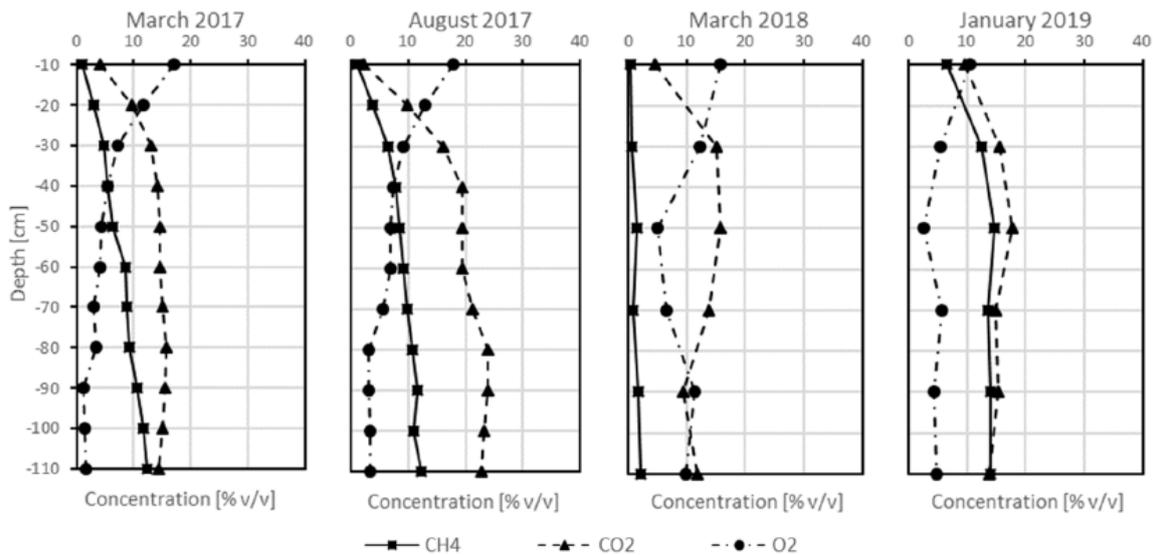
	CH <sub>4</sub>		CO <sub>2</sub>	
	Ingresso	Uscita	Ingresso	Uscita
<b>Portata volumetrica totale di gas alimentata al biofiltro [Nm<sup>3</sup>/h]</b>	20.3	20.3	20.3	20.3
<b>Concentrazione [% v/v]</b>	20% v/v	7.2% v/v	13.5% v/v	18.2% v/v
<b>Portata volumetrica [Nm<sup>3</sup>/h]</b>	4.1	1.5	2.7	3.7
<b>Portata massica [kg/h]</b>	2.9	1.0	5.4	7.3
<b>Concentrazione [g/Nm<sup>3</sup>]</b>	142.8	51.3	265	357.7

L'efficienza di rimozione del metano calcolata è pari al 64.1%.

Dato che il CH<sub>4</sub> viene convertito in CO<sub>2</sub>, la concentrazione di anidride carbonica in uscita è maggiore rispetto a quella in ingresso e questo dimostra che il processo all'interno del biofiltro avviene correttamente.

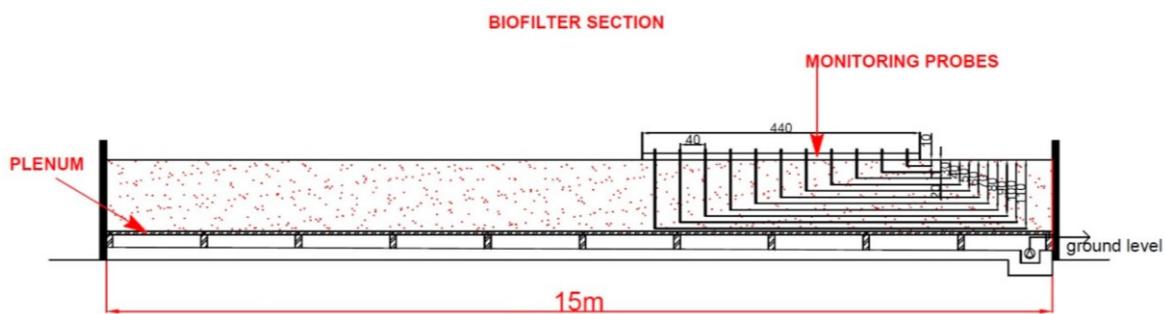
Analogamente all'I-D, anche in questo caso per il calcolo dell'efficienza di riduzione del metano viene utilizzato il valore medio dei flussi trovati dalle molteplici misurazioni. Non essendo disponibili le informazioni riguardanti la posizione in cui sono stati presi i campioni, non è stato possibile utilizzare l'approccio che tenesse conto della distribuzione dei dati sulla superficie, come è avvenuto nel caso II-D.

I profili di concentrazione di CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> all'interno del biofiltro e a varie altezze del letto, sono mostrati più nella figura 5.15.



**Figura 5.15** Concentrazione %v/v di CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> all'interno del materiale filtrante del biofiltro della discarica E (Pecorini et al., 2020)

Per effettuare questo tipo di analisi sono state inserite all'interno del materiale filtrante, a diverse profondità e a una determinata distanza l'una dall'altra, delle sonde come mostrato in figura 5.16.



**Figura 5.16** Posizionamento delle sonde all'interno del materiale filtrante del biofiltro della discarica E (sezione laterale) (Pecorini et al., 2020)

I grafici sopra riportati (figura 5.15) evidenziano gli andamenti della concentrazione di CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> all'interno del materiale filtrante. La concentrazione di metano diminuisce lungo lo spessore del biofiltro grazie all'ossidazione da parte dei microrganismi.

Nella parte inferiore del letto si nota che la concentrazione di ossigeno diminuisce perché i microrganismi usano parte dell'O<sub>2</sub> per ossidare il metano, mentre quella di anidride carbonica aumenta a seguito della conversione del CH<sub>4</sub>.

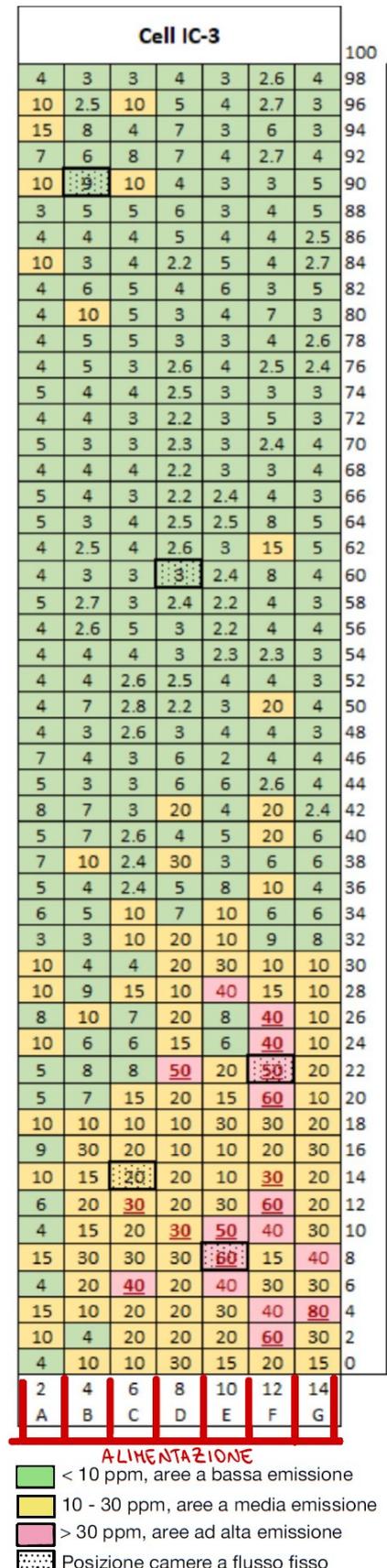
Per l'ultima discarica, quella del caso F, sono state fatte 4 campagne di campionamento, rispettivamente due con portata pari a 26 Nm<sup>3</sup>/h nel mese di maggio 2020 e due con portata pari a 31.7 Nm<sup>3</sup>/h nel mese di giugno 2020.

Per ciascuna campagna è stata effettuata una misurazione della composizione del biogas a monte del biofiltro tramite un analizzatore portatile per gas.

A valle sono stati misurati i flussi delle emissioni tramite camere a flusso collegate ad un analizzatore fotoacustico multigas. Tra le camere a flusso installate, cinque sono permanenti (in figura 5.17 (a) sono evidenziate in blu e in giallo) e sono quelle che vengono usate per la maggior parte delle analisi, in particolare per lo studio dei profili di temperatura, e 72 sono mobili (evidenziate in verde nella figura 5.17 (a)).

Cell Ic-3						
A98	B98	C98	D98	E98	F98	G98
A96	B96	C96	D96	E96	F96	G96
A94	B94	C94	D94	E94	F94	G94
A92	B92	C92	D92	E92	F92	G92
A90	B90	C90	D90	E90	F90	G90
A88	B88	C88	D88	E88	F88	G88
A86	B86	C86	D86	E86	F86	G86
A84	B84	C84	D84	E84	F84	G84
A82	B82	C82	D82	E82	F82	G82
A80	B80	C80	D80	E80	F80	G80
A78	B78	C78	D78	E78	F78	G78
A76	B76	C76	D76	E76	F76	G76
A74	B74	C74	D74	E74	F74	G74
A72	B72	C72	D72	E72	F72	G72
A70	B70	C70	D70	E70	F70	G70
A68	B68	C68	D68	E68	F68	G68
A66	B66	C66	D66	E66	F66	G66
A64	B64	C64	D64	E64	F64	G64
A62	B62	C62	D62	E62	F62	G62
A60	B60	C60	D60	E60	F60	G60
A58	B58	C58	D58	E58	F58	G58
A56	B56	C56	D56	E56	F56	G56
A54	B54	C54	D54	E54	F54	G54
A52	B52	C52	D52	E52	F52	G52
A50	B50	C50	D50	E50	F50	G50
A48	B48	C48	D48	E48	F48	G48
A46	B46	C46	D46	E46	F46	G46
A44	B44	C44	D44	E44	F44	G44
A42	B42	C42	D42	E42	F42	G42
A40	B40	C40	D40	E40	F40	G40
A38	B38	C38	D38	E38	F38	G38
A36	B36	C36	D36	E36	F36	G36
A34	B34	C34	D34	E34	F34	G34
A32	B32	C32	D32	E32	F32	G32
A30	B30	C30	D30	E30	F30	G30
A28	B28	C28	D28	E28	F28	G28
A26	B26	C26	D26	E26	F26	G26
A24	B24	C24	D24	E24	F24	G24
A22	B22	C22	D22	E22	F22	G22
A20	B20	C20	D20	E20	F20	G20
A18	B18	C18	D18	E18	F18	G18
A16	B16	C16	D16	E16	F16	G16
A14	B14	C14	D14	E14	F14	G14
A12	B12	C12	D12	E12	F12	G12
A10	B10	C10	D10	E10	F10	G10
A8	B8	C8	D8	E8	F8	G8
A6	B6	C6	D6	E6	F6	G6
A4	B4	C4	D4	E4	F4	G4
A2	B2	C2	D2	E2	F2	G2
A0	B0	C0	D0	E0	F0	G0

(a)

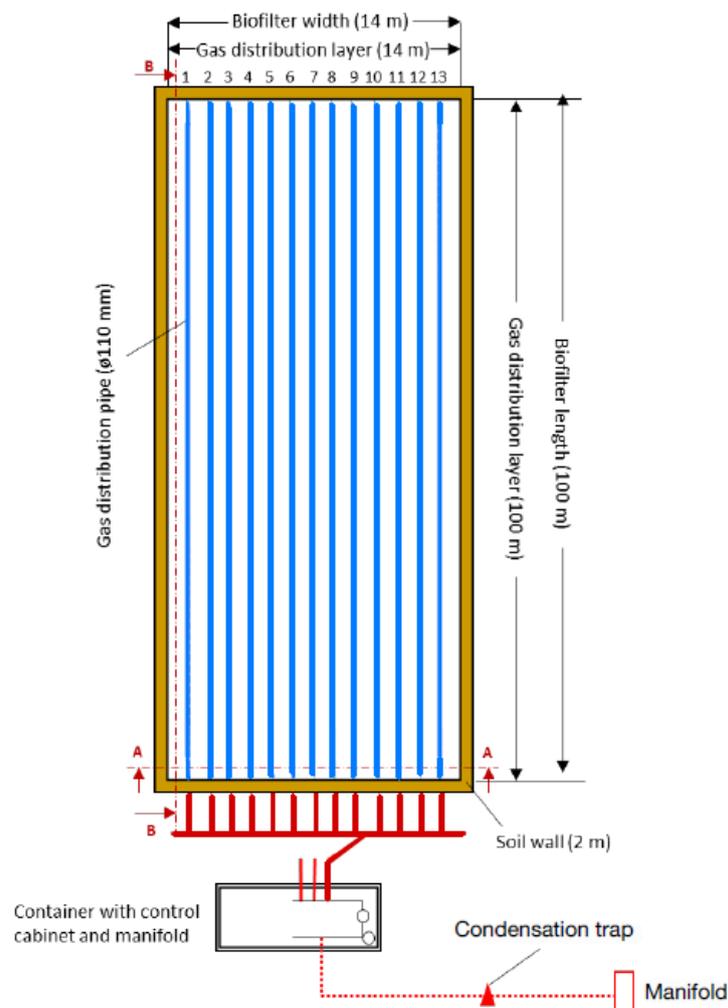


(b)

**Figura 5.17** Schema del posizionamento delle camere a flusso sulla superficie del biofiltro (a); screening superficiale della concentrazione di metano in ppm (b) per il biofiltro della discarica F (Duan et al., 2021, con modifiche)

In figura 5.17 (b), è mostrato lo screening della superficie del biofiltro effettuato durante un'ulteriore campagna con portata in ingresso pari a  $26 \text{ Nm}^3/\text{h}$  e concentrazione di metano nel gas da trattare del 20% v/v. Per effettuare lo screening, la superficie è stata divisa in 350 aree di  $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ , e, al centro di ciascuna area, è stata misurata la concentrazione di metano tramite uno strumento per rilevare le fughe di gas. Le aree evidenziate in verde presentano una concentrazione inferiore ai 10 ppm, quelle gialle una concentrazione compresa tra i 10 e i 30 ppm e quelle rosse una concentrazione maggiore di 30 ppm: sono state identificate dagli autori dello studio (Duan et al., 2021) come aree rispettivamente a bassa, media e alta emissione.

Dalla figura 5.17 (b) si può notare che la zona con i valori di concentrazione in uscita più alti è quella corrispondente al lato dove avviene l'alimentazione del gas (linee rosse in figura 5.17 e 5.18) ai tubi di distribuzione (linee blu in figura 5.18). Questo evidenzia problemi nel sistema di distribuzione del gas dovuti alle grandi dimensioni del biofiltro e al fatto che, poiché l'alimentazione è laterale, lungo il lato corto del biofiltro, il gas deve percorrere tutta la lunghezza del biofiltro (100 m) per raggiungere l'estremità opposta. Se l'alimentazione fosse nella zona centrale, così come accade per la discarica D (figura 4.8), probabilmente la distribuzione sarebbe più omogenea. Infatti, nonostante la dimensione del biofiltro sia maggiore, lo screening superficiale della discarica D mostra una concentrazione più uniforme sull'intero biofiltro.



**Figura 5.18** Pianta del biofiltro I-C3. Le linee rosse indicano le tubazioni per l'alimentazione del gas di discarica ai tubi per la sua distribuzione nel biofiltro, evidenziati in blu (Duan et al., 2021, con modifiche)

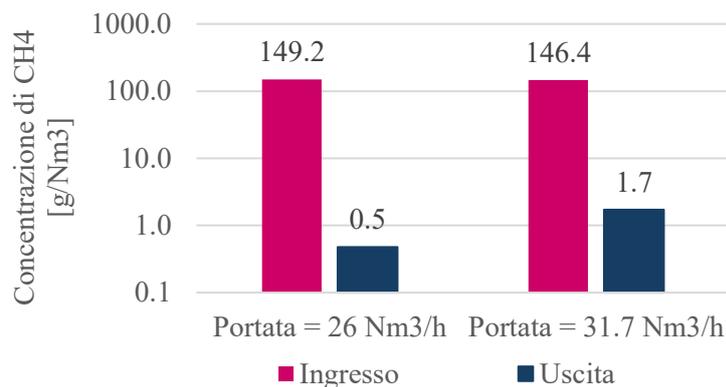
Per quanto riguarda il calcolo delle efficienze, si sono applicati due approcci diversi.

Nel primo caso (I-F) sono stati usati i flussi misurati con le camere a flusso fisse, mentre nell'altro (II-F) sono state usate le concentrazioni ottenute durante la campagna di screening superficiale.

Nel caso I-F la media dei risultati trovati con le camere a flusso fisse è stata usata per valutare la portata massica uscente dal biofiltro e per calcolare le concentrazioni medie.

Per le due campagne con portata pari a 26 Nm<sup>3</sup>/h sono state effettuate due misurazioni per camera, mentre nelle altre due campagne (portata uguale a 31.7 Nm<sup>3</sup>/h) sono state fatte tre misurazioni per ciascuna.

In figura 5.19 sono mostrate le concentrazioni medie di metano a monte e a valle del biofiltro per le campagne fatte.



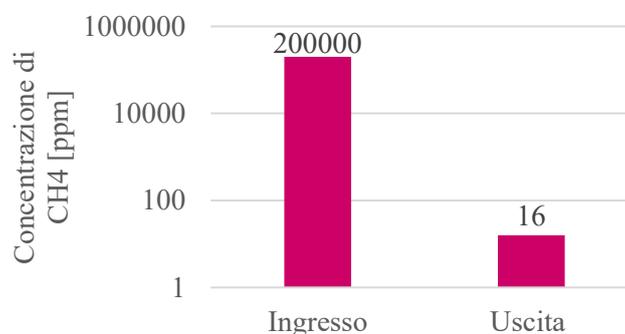
**Figura 5.19** Concentrazioni di metano a monte e a valle del biofiltro per il caso I-F

L'efficienza media di rimozione del metano è pari al 99.7% per le campagne a portata inferiore e al 98.8% per le campagne a portata maggiore. Si può notare un lieve peggioramento delle prestazioni all'aumentare della portata alimentata e del carico superficiale, nonostante la concentrazione in ingresso sia quasi la stessa.

Nel caso II-F la concentrazione di metano in ingresso è pari a 200000 ppm.

In figura 5.20 sono riportati i valori di concentrazione di CH<sub>4</sub> in ingresso e in uscita dal biofiltro; il valore in uscita è stato calcolato facendo la media dei 350 valori di concentrazione riportati nella figura 5.17 (b).

L'efficienza di rimozione del metano è pari al 99.99%.



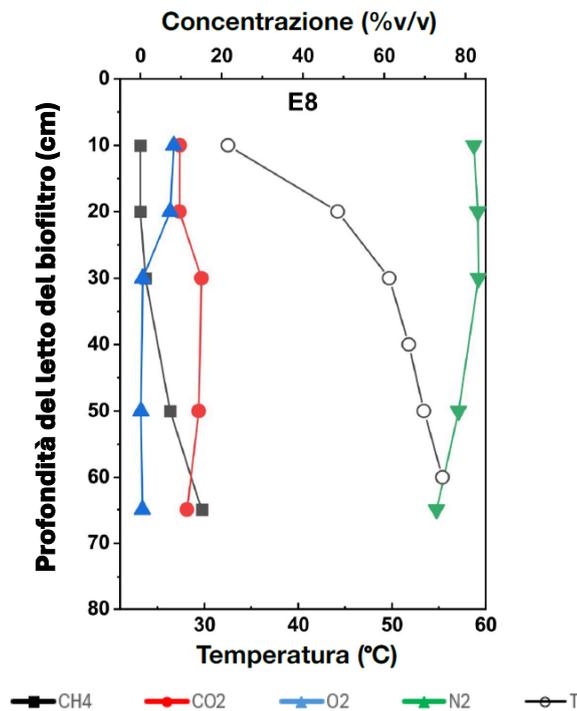
**Figura 5.20** Concentrazioni di metano a monte e a valle del biofiltro per il caso II-F

Nonostante la concentrazione non sia omogenea e ci siano zone in cui le emissioni sono più elevate di altre, l'efficienza di rimozione calcolata con il valore medio risulta già essere ottima. Quindi non è necessario approfondire i calcoli considerando l'area del biofiltro divisa in zone a seconda della concentrazione emessa, perché sarebbe in ogni caso superiore al 99%.

In figura 5.21 sono mostrati i profili di concentrazione a diverse altezze del letto del biofiltro e i risultati risultano coerenti con quelli del caso E (figura 5.15).

La concentrazione di metano diminuisce verso la superficie perché esso viene ossidato dai microrganismi, mentre quella di CO<sub>2</sub> aumenta nella parte inferiore a causa della conversione del metano per poi diminuire. L'ossigeno, al contrario, prima diminuisce perché consumato dai microrganismi, e poi aumenta a causa della minore conversione.

In questo grafico è mostrato anche il profilo dell'azoto che è presente nel gas da trattare in quanto, prima di essere alimentato al biofiltro, viene miscelato con aria. L'azoto è un gas inerte che non interviene nel processo di ossidazione e rimane pressoché costante lungo lo spessore del letto. Esso aumenta verso la superficie a causa della diminuzione di concentrazione di CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>.



**Figura 5.21** Profilo delle concentrazioni di CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> e N<sub>2</sub> e della temperatura nel letto del biofiltro nel punto di misurazione E8 della discarica F (Duan et al., 2022)

Il profilo di temperatura viene analizzato più nel dettaglio nella figura 5.22 (a) e (b). Ogni linea rappresenta le misurazioni in un diverso punto di emissione corrispondente a una delle camere a flusso fisse.

Come mostra la figura 5.17 (a), B90 è il punto di misurazione corrispondente alla camera a flusso posizionata il più lontano dall'alimentazione del gas di discarica, mentre E8 è il punto più vicino. Le emissioni tendono ad essere maggiori nella zona più vicina all'ingresso del gas e minori in quella più lontana, con qualche eccezione.

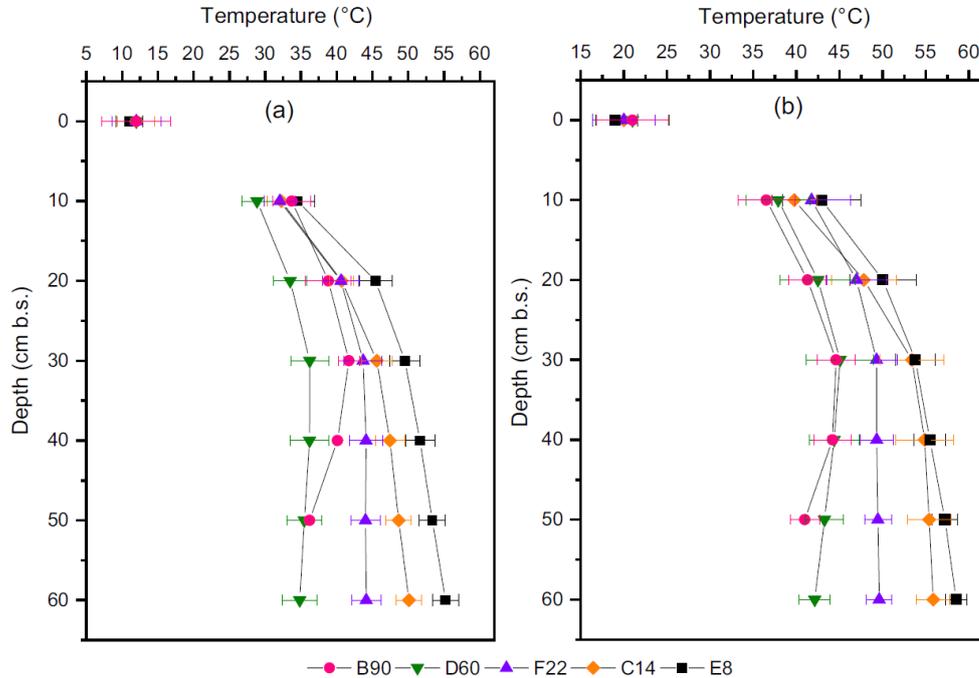
I profili di temperatura misurati nei punti di emissione più vicini all'ingresso (E8 e C14) sono spostati verso temperature più elevate rispetto agli altri perché sono a contatto con il biogas proveniente direttamente dalla discarica, e quindi più caldo. Quando raggiunge le zone più lontane dall'ingresso (D60 e B90), il gas si è raffreddato di una decina di gradi.

Poiché la superficie è a contatto con l'ambiente esterno, che ha una temperatura più bassa rispetto all'interno della biomassa di materiale filtrante, il gas si raffredda durante l'attraversamento dello spessore del letto e la temperatura decresce.

Durante le campagne con portata pari a 31.7 Nm<sup>3</sup>/h, effettuate a giugno, la temperatura esterna era compresa tra 15 e 27°C, mentre durante le altre due campagne le temperature

registrate erano inferiori (7-18°C). Pertanto, i valori di temperatura nella zona più vicina alla superficie nel grafico (b) sono più alti e, nel primo, caso vi è una diminuzione maggiore.

Ad esempio, confrontando il calo di temperatura che avviene tra i 10 e i 20 cm di profondità del letto per il punto di emissione E8, nelle campagne di maggio con quello delle campagne di giugno, esso è pari a 10°C nelle prime, mentre per le seconde è di circa 7°C.



**Figura 5.22** Profilo della temperatura: campagne con portata pari a 26 Nm<sup>3</sup>/h (a) e campagne con portata pari a 31.7 Nm<sup>3</sup>/h (b), nei punti di emissione dove sono posizionate le camere a flusso fisse sul biofiltro della discarica F (Duan et al., 2021)

In tabella 5.14 sono riassunti i dati principali e le efficienze medie per i casi D, E, F.

L'efficienza di abbattimento del metano risultata più bassa è quella della discarica E: infatti, questa discarica ha un carico superficiale maggiore.

I biofiltri del caso F e D, invece, mostrano delle ottime prestazioni, soprattutto nei casi in cui il monitoraggio è avvenuto in maniera distribuita su tutta la superficie del biofiltro.

**Tabella 5.14** Sintesi dei casi studio D, E, F

Caso studio	D		E	F		
<b>N° campagne di campionamento [-]</b>	1		4	2	2	1
<b>Carico superficiale [Nm<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>]</b>	0.010		0.075	0.019	0.023	0.019
<b>Metodo per l'analisi delle emissioni</b>	Camere a flusso statiche e analizzatore fotoacustico multigas		Camere a flusso statiche, strumento a IR e gascromatografia	Camere a flusso statiche e analizzatore fotoacustico multigas		Rilevatore di fughe di gas
<b>Efficienza media di rimozione del CH<sub>4</sub> [%]</b>	52 (I-D)	99 (II-D)	64.1	99.3 (I-F)		99.99 (II-F)

## 6. Conclusioni

I dati analizzati in questo studio hanno mostrato che, nella maggior parte dei casi e per una vasta tipologia di inquinanti odorigeni, le efficienze di rimozione da parte dei biofiltri sono buone e, in alcuni casi, ottime. Inoltre, si è visto che i biofiltri riescono a far rientrare le emissioni nei limiti imposti da normative ed enti autorizzatori.

La tabella 6.1 riassume le efficienze medie di rimozione da parte dei biofiltri in base al settore di applicazione e all'inquinante da rimuovere.

**Tabella 6.1** Efficienza media di rimozione del biofiltro per tipologia di impianto e di inquinante

<b>Efficienze di rimozione [%]</b>	<b>Compostaggio e TMB</b>	<b>Discarica</b>	<b>Industria alimentare</b>
<b>Odori</b>	93.6	90.9 - 100	-
<b>NH<sub>3</sub></b>	85.4	-	99.9
<b>H<sub>2</sub>S</b>	5.1	-	96.6
<b>CH<sub>4</sub></b>	-	64.1 - 99.99	-
<b>COVNM</b>	-	90.7	70.7
<b>Miscele di COV</b>	-	-	88

In generale, il biofiltro presenta ottime capacità di abbattimento degli odori sia per gli impianti di trattamento dei rifiuti che per le discariche e risulta affidabile per un ampio range di carichi superficiali (0.010 – 136 Nm<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>).

La rimozione dell'ammoniaca negli impianti di compostaggio e TMB è buona, mentre nell'industria alimentare è ottima. Le prestazioni diminuiscono leggermente quando aumenta il carico superficiale di inquinanti (impianti di compostaggio e TMB), ma il sistema riesce comunque a rilasciare in atmosfera quantità di NH<sub>3</sub> al di sotto dei limiti normativi, anche grazie all'ausilio di scrubber posti a monte del biofiltro stesso.

Il biofiltro, invece, non sembra essere efficace nell'abbattere il solfuro di idrogeno negli impianti di compostaggio e TMB, mentre presenta ottime prestazioni nell'industria alimentare.

Va però tenuto conto che, nel settore del trattamento dei rifiuti, in genere, la concentrazione iniziale di inquinante è inferiore rispetto a quella emessa dall'industria alimentare e i carichi superficiali sono maggiori. Probabilmente, il fatto che la concentrazione sia bassa non permette l'assorbimento del solfuro di idrogeno nell'umidità del materiale e, di conseguenza non viene degradato dai microrganismi. In ogni caso, in entrambi i settori, la concentrazione finale è bassa e rientra nei limiti normativi.

Le discariche hanno mostrato ottime prestazioni nell'abbattere i COVNM, mentre per l'industria alimentare si è ottenuto un risultato peggiore a causa del carico superficiale di inquinanti maggiore.

Il biofiltro ha mostrato anche ottime capacità di abbattimento della miscela di COV prodotta nell'industria alimentare.

Per quanto riguarda le emissioni di metano, è ben noto il dato preoccupante del contributo del settore dei rifiuti, soprattutto delle discariche. L'aver evidenziato le buone prestazioni dei biofiltri per l'abbattimento del metano emesso dalle discariche (per i casi E ed F sono intorno al 99%, per la discarica E sono inferiori, ma non si sono potuti fare i calcoli accurati), può fornire una soluzione a questo problema, considerato che il biofiltro non richiede costi e manutenzione eccessiva.

In questo studio, è stata evidenziata l'importanza di fare più campionamenti, distribuiti in punti diversi della superficie, affinché venga fatta un'analisi più precisa e rappresentativa

dell'intero biofiltro. È infatti stato mostrato che fare un campionamento in uno o pochi punti spesso non è indicativo delle prestazioni di tutto il sistema e c'è il rischio di non riuscire a identificare eventuali problemi e di sottostimare o sovrastimare la capacità di abbattimento degli inquinanti.

Il monitoraggio dovrebbe essere fatto aumentando i punti di misura raccolti con le camere a flusso statiche così che ciascuno di essi rappresenti una porzione di superficie del biofiltro, come fatto nella discarica F (figura 5.17 (a)) dove sono presenti 76 camere a flusso. In alternativa, dato che questo metodo richiede più tempo e maggiori costi per l'analisi (soprattutto se viene utilizzata la gascromatografia), si potrebbe accoppiare uno screening superficiale ad un numero inferiore di misurazioni fatte con le camere a flusso, così come è avvenuto nelle discariche D e F.

Il vantaggio di quest'ultimo metodo risiede nel fatto che, per fare lo screening, vengono impiegati strumenti di misura più facili da usare, come i rilevatori di fughe di gas o gli analizzatori fotoacustici multigas, che permettono di evidenziare la distribuzione delle emissioni sull'intero biofiltro e di identificare eventuali zone che emettono concentrazioni elevate di inquinanti.

Lo svantaggio di questi strumenti è che sono meno precisi, hanno limiti legati alla loro sensibilità e non riescono a rilevare concentrazioni basse.

Nei casi in cui le concentrazioni sono molto basse è preferibile usare la gascromatografia per la loro determinazione perché è un metodo più accurato.

Per il monitoraggio degli odori si stanno studiando metodi per l'implementazione dei nasi elettronici a livello industriale che raccoglierebbero i dati sulle loro emissioni in continuo così da controllare che esse rimangano sempre nei limiti previsti dalla normativa. Essendo un controllo in continuo, i nasi rileverebbero anche eventuali anomalie nel funzionamento del biofiltro, permettendo di intervenire tempestivamente, diversamente da quanto accade con i metodi in discontinuo.

Al momento, però, essi non vengono usati perché hanno i seguenti svantaggi: sono difficili da addestrare e sono molto sensibili alle fluttuazioni di umidità e temperatura, e non forniscono per ora misure precise.

Si è visto, poi, che l'utilizzo di compost come materiale per il letto del biofiltro incrementa la capacità di rimozione degli inquinanti rispetto al letto composto solo da materiale legnoso di varia pezzatura grazie alla maggiore area disponibile per la crescita microbica e per la formazione del biofilm, e grazie al fatto che sono già presenti microrganismi aerobici.

Negli anni sono stati fatti studi con lo scopo di migliorare ulteriormente l'efficienza di rimozione di sostanze odorigene, utilizzando il biofiltro accoppiato ad altri sistemi di abbattimento degli inquinanti come i filtri a membrana. Nello studio di Lelicińska-Serafin et al. (2019), sono state effettuate analisi delle emissioni di inquinanti dopo aver coperto la superficie del biofiltro con un filtro a membrana semi-permeabile. Rispetto al caso senza membrana, le efficienze di rimozione dei VOC sono risultate incrementate del 7-9%, ottenendo valori anche superiori al 99%. L'aspetto negativo dell'utilizzo delle membrane è legato all'aumento dei costi.

In conclusione, la biofiltrazione non ha un impatto eccessivo sull'ambiente, soprattutto in termini di produzione di CO<sub>2</sub>, e, per questo motivo, oltre che per le buone capacità di abbattimento degli inquinanti e per l'economicità, potrebbe essere utile studiare la sua applicazione anche in altri settori in cui è necessario trattare correnti gassose di inquinanti odorigeni presenti in basse concentrazioni.

## 7. Bibliografia e sitografia

ARPA Piemonte, 2023. *Pubblicazione metodi di campionamento ed analisi delle emissioni*.  
Disponibile su: <https://www.arpa.piemonte.it/media/5323>  
[Consultato il giorno 10 maggio 2025]

ARPAL, *Valutazioni e controlli ambientali: VIA, VAS, VIS, IPPC, AIA*.  
Disponibile su: <https://www.arpal.liguria.it/tematiche/impianti/valutazioni-controlli-ambientali-via-vas-vis-ippc.html#aia-autorizzazione-integrata-ambientale>  
[Consultato il giorno 8 maggio 2025]

ARTA Abruzzo, *Linee guida per il monitoraggio delle emissioni gassose provenienti dagli impianti di compostaggio e bioessiccazione*

Associazione degli Ingegneri Tedeschi, 1986. *VDI 3881 del 1986 "Olfattometria - Determinazione della soglia d'odore"*

Azienda Smaltimento Rifiuti Area Biellese S.p.A., 2022. *Polo Tecnologico Relazione Annuale*.  
Disponibile su: <https://webdav.provincia.biella.it/AIA/ASRAB%20SpA%20Polo%20Tecnologico/Dati%20ambientali%202022/>

Azienda Smaltimento Rifiuti Area Biellese S.p.A., 2023. *Polo Tecnologico Relazione Annuale*.  
Disponibile su: <https://webdav.provincia.biella.it/AIA/ASRAB%20SpA%20Polo%20Tecnologico/Dati%20ambientali%202023/>

Decisione di esecuzione (UE) 2018/1147 della Commissione Europea, del 10 agosto 2018 che stabilisce le conclusioni sulle migliori tecniche disponibili (BAT) per il trattamento dei rifiuti ai sensi della direttiva 2010/75/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, GU L208/38 del 17.8.2018

Decreto Legislativo del 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale"

Decreto Legislativo del 13 agosto 2010, n. 155 "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa"

Decreto Legislativo del 29 giugno 2010, n. 128 "Modifiche ed integrazioni al decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, a norma dell'articolo 12 della legge 18 giugno 2009, n. 69"

Decreto Legislativo del 4 marzo 2014, n. 46 "Attuazione della direttiva 2010/75/UE relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento)"

Direttiva 1996/61/EC del Consiglio dell'Unione Europea, del 24 settembre 1996, sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento, GU L 257 del 10.10.1996

Direttiva 2008/1/CE del Parlamento Europeo e Consiglio dell'Unione Europea, del 15 gennaio 2008, sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento, GU L 24/8 del 29.1.2008

Direttiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo e Consiglio dell'Unione Europea, del 21 maggio 2008, relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, GU L 152/1 del 11.06.2008

Direttiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo e Consiglio dell'Unione Europea, del 24 novembre 2010, relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento), GU L 334 del 17.12.2010

Direttiva 2015/1480 della Commissione, del 28 agosto 2015, che modifica vari allegati delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio recanti le disposizioni relative ai metodi di riferimento, alla convalida dei dati e all'ubicazione dei punti di campionamento per la valutazione della qualità dell'aria ambiente, GU L 226/4 del 29.8.2015

Direttiva 2016/2284 del Parlamento Europeo e Consiglio dell'Unione Europea, del 14 dicembre 2016, concernente la riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici, che modifica la direttiva 2003/35/CE e abroga la direttiva 2001/81/CE, GU L 344 del 17.12.2016

Direttiva 2024/2881 del parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2024, relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa (rifusione), GU L del 20.11.2024

Duan Z., O'Connor Reinbach Hansen, P., Scheutz, C., Kjeldsen, P., Mitigation of methane and trace gas emissions through a large-scale active biofilter system at Glatved landfill, Denmark, *Waste Management*, 2021, 126, pp. 367-376

Duan, Z., Scheutz, C., Kjeldsen, P., Mitigation of methane emissions from three Danish landfills using different biocover systems, *Waste Management*, 2022, 149, pp. 156-167

Ente Italiano di Normazione, 2010. *UNI EN ISO 25140:2010 "Emissioni da sorgente fissa - Metodo automatico per la determinazione della concentrazione di metano utilizzando un rivelatore a ionizzazione di fiamma (FID)"*

Ente Italiano di Normazione, 2013. *UNI EN 12619:2013 "Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione di massa del carbonio organico totale in forma gassosa - Metodo in continuo con rivelatore a ionizzazione di fiamma"*

Ente Italiano di Normazione, 2015. *UNI CEN/TS 13649:2015 "Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione in massa di singoli composti organici in forma gassosa - Metodo per adsorbimento seguito da estrazione con solventi o desorbimento termico"*

Ente Italiano di Normazione, 2020. *UNI EN ISO 21877:2020 "Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione di massa dell'ammoniaca - Metodo manuale"*

Ente Italiano di Normazione, 2022. *UNI EN 13725:2022 "Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica e della portata di odore"*

Environmental Protection Agency (EPA), 2017. *Method 15 - Determination of hydrogen sulfide, carbonyl sulfide, and carbon disulfide emissions from stationary sources*. Disponibile su: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2017-08/documents/method\\_15.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2017-08/documents/method_15.pdf) [Consultato il giorno 10 maggio 2025]

EST S.R.L Scienze e Tecnologie per l'Ambiente, 2021. *CAMERA DI FLUSSO (FLUX CHAMBER) E SCREENING DEI GAS INTERSTIZIALI*. Disponibile su: <https://www.estambiente.it/camera-di-flusso-screening-presenza-gas-interstiziali-flux-chamber/> [Consultato il giorno 10 maggio 2025]

ISPRA, 2021. *Metodi analitici riportati nei piani di monitoraggio e controllo ISPRA per impianti AIA statali*. Disponibile su: [https://www.isprambiente.gov.it/files2021/controlli-ambientali/rev-01-01-10-2021\\_metodi\\_analitici\\_riportati\\_nei\\_pmc\\_ispra\\_impianti\\_aia\\_statali-1.pdf](https://www.isprambiente.gov.it/files2021/controlli-ambientali/rev-01-01-10-2021_metodi_analitici_riportati_nei_pmc_ispra_impianti_aia_statali-1.pdf) [Consultato il giorno 10 maggio 2025]

ISPRA, *Inventario Nazionale*  
Disponibile su: <https://emissioni.sina.isprambiente.it/inventario-nazionale/>  
[Consultato il giorno 05 maggio 2025]

Leindorf de Almeida J., Dumouchel, J., Jisla das Neves Santos, J., Dulac, Y., Cabral, A. R., Héroux, M., Construction, monitoring, and efficiency of a biofilter treating a high flow, lean, landfill gas, *Waste Management*, 2024, 190, pp. 455-464

Lelicińska-Serafin, K., Rolewicz-Kalińska, A., Manczarski, P., VOC Removal Performance of a Joint Process Coupling Biofiltration and Membrane-Filtration Treating Food Industry Waste Gas, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16, 3009

Nagata, Y., Measurement of Odor Threshold by Triangle Odor Bag Method, *Meas. Rev.*, 2003, pp. 118-127

Pecorini I., Rossi, E., Iannelli, R., Mitigation of Methane, NMVOCs and Odor Emissions in Active and Passive Biofiltration Systems at Municipal Solid Waste Landfills, *Sustainability*, 2020, 12, 3203

Provincia Autonoma di Trento, Deliberazione della Giunta Provinciale del 24 giugno 2016, n.1087 “Linee guida per la caratterizzazione, l’analisi e la definizione dei criteri tecnici e gestionali per la mitigazione delle emissioni delle attività ad impatto odorigeno”

Provincia di Biella, Determinazione N.1557 del 10/06/2010, *Rinnovo dell’Autorizzazione Integrata Ambientale per il complesso IPPC Polo Tecnologico in Comune di Cavaglià*  
Disponibile su:  
<https://webdav.provincia.biella.it/AIA/ASRAB%20SpA%20Polo%20Tecnologico/>

Provincia di Vercelli, Determinazione Dirigenziale N.448 del 16/05/2023, *Provvedimento di aggiornamento per riesame, con valenza di rinnovo, e modifica non sostanziale dell’autorizzazione integrata ambientale n. 2602 del 30/10/2015 e SS.MM.II.*

Disponibile su: [https://municipium-images-production.s3-eu-west-1.amazonaws.com/s3/8142/allegati/UFFICIO%20AIA-IPPC/t-r\\_riesame-  
aia\\_det\\_dete\\_448\\_2023.pdf](https://municipium-images-production.s3-eu-west-1.amazonaws.com/s3/8142/allegati/UFFICIO%20AIA-IPPC/t-r_riesame-<br/>aia_det_dete_448_2023.pdf)

Rappert, S., Müller, R., Odour compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries, *Waste Management*, 2005, 25, pp. 887-907

Regione Abruzzo, Deliberazione Giunta Regionale del 25 novembre 2005, n. 1244 “L.R. 28.04.2000, n. 83, art. 19. Direttive regionali concernenti le caratteristiche prestazionali e gestionali richieste per gli impianti di trattamento dei rifiuti urbani”

Regione Basilicata, Legge Regionale del 23 settembre 2021, n. 39 "Norme per la prevenzione e la limitazione delle emissioni odorigene"

Regione Emilia-Romagna, Delibera della Giunta Regionale del 24 ottobre 2011, n. 1495 “Criteri tecnici per la mitigazione degli impatti ambientali nella progettazione e gestione degli impianti a biogas”

Regione Lombardia, Deliberazione Giunta regionale del 15 febbraio 2012, n. IX/3018 “Determinazioni generali in merito alla caratterizzazione delle emissioni gassose in atmosfera derivanti da attività a forte impatto odorigeno”

Regione Piemonte, *Scheda informativa Valutazioni Ambientali*  
Disponibile su: <https://www.regione.piemonte.it/web/temi/ambiente-territorio/ambiente/valutazioni-ambientali/valutazioni-ambientali>  
[Consultato il giorno 8 maggio 2025]

Regione Puglia, Legge Regionale del 16 luglio 2018, n. 32 “Disciplina in materia di emissioni odorigene”

Regione Sicilia, Ordinanza Commissariale del 29 maggio 2002, n. 426 “Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio”

Regione Veneto, Deliberazione della Giunta regionale del 25 febbraio 2005, n.568 “Norme tecniche ed indirizzi operativi per la realizzazione e la conduzione degli impianti di recupero e di trattamento delle frazioni organiche dei rifiuti urbani ed altre matrici organiche”

Schlegelmilch M., Herold, T., Streese, J., Hensel, A., Stegmann, R., The potential to reduce emissions of airborne microorganisms by means of biological waste gas treatment systems, *Waste Management*, 2005a, 25(9), pp. 955-964

Schlegelmilch, M., Streese, J., Biedermann, W., Herold, T., Stegmann, R., Odour control at biowaste composting facilities, *Waste Management*, 2005, 25, pp. 917-927

Shareefdeen, Z., Herner, B., Webb, D., Wilson, S., Biofiltration eliminates nuisance chemical odors from industrial air streams, *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 2003, 30, pp. 168-174

Territorio e Risorse S.r.l., 2020. *Relazione Annuale Autorizzazione Integrata Ambientale Impianto di Compostaggio di Santhià*,  
Disponibile su:  
[https://www.provincia.vercelli.it/s3prod/uploads/ckeditor/attachments/1/5/3/3/0/4/Relazione\\_annuale\\_AIA\\_2020\\_PUBBLICA.pdf](https://www.provincia.vercelli.it/s3prod/uploads/ckeditor/attachments/1/5/3/3/0/4/Relazione_annuale_AIA_2020_PUBBLICA.pdf)

Ufficio stampa Provincia Autonoma di Trento, 2016. *Linee guida per la caratterizzazione, l'analisi e la definizione dei criteri tecnici e gestionali per la mitigazione delle emissioni delle attività ad impatto odorigeno*

UNICHIM, 1984. MU632:84 "Misure alle emissioni - Flussi gassosi convogliati - Determinazione dell'ammoniaca Metodo colorimetrico con reattivo di Nessler (EM/21)"

UNICHIM 631 "Determinazione delle sostanze organiche volatili - Metodo gascromatografico"

US Environmental Protection Agency, 1999. *Method TO-15 "Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air"*

Wu, C., Liu, J., Zhao, P., Piringer, M., Schauburger, G., Conversion of the chemical concentration of odorous mixtures into odour concentration and odour intensity: A comparison of methods, *Atmospheric Environment*, 2015, 127, pp. 283-292

Wu, C., Liu, J., Zhao, P., Li, W., Yan, L., Piringer, M., Schauburger, G., Evaluation of the chemical composition and correlation between the calculated and measured odour concentration of odorous gases from a landfill in Beijing, China, *Atmospheric Environment*, 2017, 164, pp. 337-347

ZERO SPRECO, AISA Impianti S.P.A., 2023, *Metodiche di monitoraggio ambientale sugli impianti di trattamento rifiuti*,

Disponibile su: [https://www.zerospreco.com/assets/pdf/Ceccherini\\_Le-migliori-tecniche-per-labbattimento-degli-odori-negli-impianti-di-rifiuti.pdf](https://www.zerospreco.com/assets/pdf/Ceccherini_Le-migliori-tecniche-per-labbattimento-degli-odori-negli-impianti-di-rifiuti.pdf)

[Consultato il giorno 10 maggio 2025]

## **Ringraziamenti**

Vorrei ringraziare la mia relatrice, la professoressa Chiampo, per avermi sostenuto nella scrittura della tesi nonostante i diversi imprevisti, e per essere sempre stata disponibile ad aiutarmi. Vorrei anche ringraziarla per tutto ciò che mi ha insegnato durante il suo corso, che è stato uno dei miei preferiti.

Ringrazio tutta la mia famiglia per avermi supportato sia a livello emotivo che economico in questi anni passati lontano da casa.

Infine, vorrei anche ringraziare tutti gli altri professori del mio corso per i loro insegnamenti che mi hanno aiutato a scegliere cosa fare nella mia futura carriera lavorativa.