



Studio di comparazione tra l'incenerimento di rifiuti urbani residui e l'incenerimento di fanghi di depurazione combinato con la produzione di biometano da FORSU, in termini di emissione di composti aromatici e di composti odorigeni



Roma 28 Settembre 2018

Valerio Paolini, Marco Torre, Laura Tomassetti, Marco Segreto, Daniele Borin, Camilla Bisceglie, Francesco Petracchini

Direttore f.f.



Sommario

1	Sintesi dello studio	4
2	Introduzione e definizioni	5
2.1	Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	5
2.2	Composti organici volatili aromatici (BTEX)	8
2.3	Terpeni	8
2.4	Solfuro di idrogeno (H ₂ S)	8
3	Descrizione degli scenari in esame	9
3.1	Scenario attuale	9
3.2	Descrizione scenario futuro	10
4	Emissioni di idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	13
4.1	Emissioni di IPA da incenerimento di RUR (situazione attuale)	13
4.2	Emissioni di IPA scenario futuro	15
4.3	Confronto Emissioni IPA Soluzione attuale e futura	19
5	Emissioni di composti organici volatili aromatici (BTEX)	20
5.1	Emissioni di BTEX da incenerimento di RUR (Situazione Attuale)	20
5.2	Emissioni di BTEX Scenario futuro	22
5.3	Confronto emissioni fra i due casi	24
6	Emissioni di terpeni	25
6.1	Emissioni di terpeni nel CASO Attuale	25
6.2	Emissioni di terpeni impianto futuro	26
6.3	Confronto emissioni terpeni caso attuale e futuro	27
7	Emissioni di solfuro di idrogeno (H₂S)	28
7.1	Emissioni di H ₂ S nel CASO attuale	28



CNR - Consiglio Nazionale delle Ricerche

Istituto sull'Inquinamento Atmosferico

<http://www.iaa.cnr.it>

7.2	Emissioni di H₂S scenario futuro	29
7.3	Confronto emissioni H₂S.....	30
8	Conclusioni	31
9	Bibliografia	32



1 Sintesi dello studio

Lo scopo del presente studio è la analisi delle emissioni di composti **aromatici** e di composti **odorigeni** dall'utilizzo di un inceneritore per il trattamento dei fanghi di depurazione, in sostituzione dell'utilizzo dello stesso inceneritore per il trattamento di rifiuti urbani residui. Lo studio tiene inoltre in considerazione la produzione di biometano dalla frazione organica dei rifiuti solidi urbani, che avverrà nei pressi dell'inceneritore stesso.

Lo scenario attuale prende in considerazione due processi: l'emissione da incenerimento di rifiuti urbani residui e lo stoccaggio degli stessi. Lo scenario futuro prende in considerazione tre processi: l'incenerimento dei fanghi di depurazione, lo stoccaggio della frazione organica dei rifiuti solidi urbani, e l'emissione di off-gas dalla conversione in biometano degli stessi.

Tra i composti aromatici, sono considerati sia gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), sia i composti organici volatili aromatici (BTEX). Lo studio mostra che l'emissione di entrambe le classi di composti diminuirà nello scenario futuro rispetto allo scenario attuale. In particolare, la diminuzione dell'emissione di IPA è principalmente legata all'incenerimento dei fanghi di depurazione, più efficiente rispetto all'incenerimento di rifiuti urbani residui; la diminuzione dei BTEX è invece principalmente legata all'utilizzo di un filtro per l'abbattimento degli odori nella fase di stoccaggio dei rifiuti organici.

Tra i composti odorigeni, sono considerati sia i terpeni, sia il solfuro di idrogeno (H₂S). Per entrambe le categorie dei composti odorigeni, lo studio mostra che l'emissione diminuirà nello scenario futuro rispetto allo scenario attuale. Come per i BTEX, anche in questo caso la diminuzione è legata principalmente all'utilizzo del filtro per l'abbattimento degli odori nella fase di stoccaggio dei rifiuti organici.



2 Introduzione e definizioni

Per lo scopo di questo studio, si ritiene utile riportare le seguenti definizioni:

- **Composto aromatico:** composto contenente un anello aromatico, ovvero un insieme di atomi disposti in una struttura planare e aventi $4n+2$ (n intero positivo) elettroni condivisi tramite i loro orbitali p .
- **Composto odorigeno:** composto organico o inorganico avente caratteristiche olfattive percepibili dall'uomo

A tal proposito, si fa notare che i due aggettivi non possono essere utilizzati come sinonimi in quanto esistono numerosi composti odorigeni non aromatici. Ad esempio, il solfuro di idrogeno e i terpeni sono caratterizzati da un elevato potenziale odorigeno, pur non essendo aromatici. Analogamente, esistono inoltre alcuni composti aromatici la cui rilevanza ambientale non è legata al loro odore ma piuttosto alla loro tossicità. Ad esempio, l'odore del benzene e degli idrocarburi policiclici aromatici non è percepibile alle concentrazioni per le quali è previsto il limite di concentrazione in atmosfera.

In questo studio saranno prese in considerazione le seguenti classi di composti:

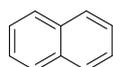
- **Composti aromatici:** idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e composti organici volatili monoaromatici (BTEX)
- **Composti odorigeni:** terpeni e solfuro di idrogeno

Nei paragrafi seguenti viene riportata una breve descrizione delle classi di composti in esame in questo studio.

2.1 Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono composti costituiti da più anelli benzenici condensati. Gli IPA sono prodotti dalla combustione incompleta di materiale carbonioso, e di conseguenza le sorgenti possono essere sia antropiche che naturali: combustione domestica di legno, carbone e gasolio, sigarette, emissioni da autoveicoli, emissioni da impianti termici come ad esempio impianti per la produzione di energia elettrica, emissioni dagli impianti siderurgici,

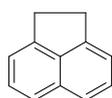
smaltimento dei rifiuti mediante trattamento termico, raffinazione dei combustibili, incendi ed eruzioni vulcaniche.



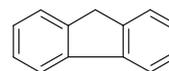
naftalene



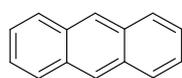
acenaftilene



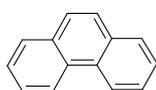
Acenaftene



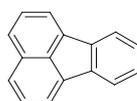
fluorene



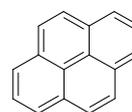
antracene



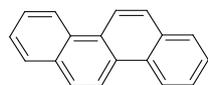
fenantrene



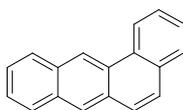
Fluorantene



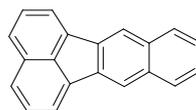
pirene



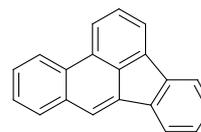
crisene



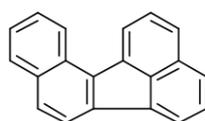
benzo[a]antracene



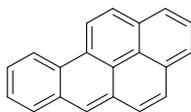
benzo[k]fluorantene



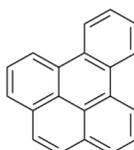
benzo[b]fluorantene



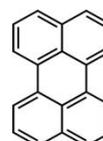
benzo[j]fluorantene



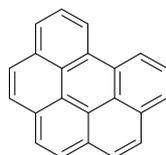
benzo[a]pirene



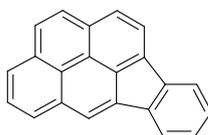
benzo[e]pirene



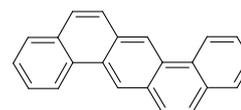
Perilene



benzo[g,h,i]perilene



indeno[1,2,3,c,d]pirene



dibenzo[a,h]antracene

Figura 1. Gli idrocarburi policiclici aromatici considerati in questo studio.



La concentrazione media in atmosfera degli IPA è in genere dell'ordine delle decine di ng m^{-3} , o delle centinaia in atmosfere molto inquinate. Nonostante questi valori siano molto bassi, gli IPA sono inquinanti di grande interesse per via del loro potere cancerogeno nei confronti dell'uomo: l'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) classifica il benzo[a]pirene all'interno dei composti di Categoria 1 ("cancerogeno per l'uomo"), e altri 10 IPA come "possibili" o "probabili cancerogeni". Questi 11 composti sono indicati nella Tabella 2.

Tabella. Idrocarburi policiclici aromatici inseriti nelle prime due classi della IARC [4]

Benzo[a]pirene	Categoria 1 (cancerogeno per l'uomo)
Dibenzo[a,h]antracene	Categoria 2A (probabile cancerogeno per l'uomo)
Dibenzo[a,l]pirene	Categoria 2A (probabile cancerogeno per l'uomo)
Benzo[a]antracene	Categoria 2B (possibile cancerogeno per l'uomo)
Benzo[b]fluorantene	Categoria 2B (possibile cancerogeno per l'uomo)
Benzo[j]fluorantene	Categoria 2B (possibile cancerogeno per l'uomo)
Benzo[k]fluorantene	Categoria 2B (possibile cancerogeno per l'uomo)
Crisene	Categoria 2B (possibile cancerogeno per l'uomo)
Dibenzo[a,h]pirene	Categoria 2B (possibile cancerogeno per l'uomo)
Dibenzo[a,i]pirene	Categoria 2B (possibile cancerogeno per l'uomo)
Indeno[1,2,3,c,d]pirene	Categoria 2B (possibile cancerogeno per l'uomo)

L'Agenzia Americana per la Protezione dell'Ambiente (EPA) ha indicato sedici IPA come inquinanti "di interesse prioritario": naftalene, acenaftilene, acenaftene, fluorene, fenantrene,



antracene, fluorantene, pirene, crisene, benzo[a]antracene, benzo[b]fluorantene, benzo[k]fluorantene, benzo[a]pirene, indeno[1,2,3,c,d]pirene, benzo[g,h,i]perilene e dibenzo[a,h]antracene [5]. Il Decreto Legislativo 155/2010 identifica il benzo(a)pirene come uno degli indicatori di qualità dell'aria fissandone il limite a 1 ng m^{-3} sulla media annuale.

2.2 Composti organici volatili aromatici (BTEX)

Tra i composti organici volatili aromatici, in questo studio saranno considerati i seguenti composti: benzene, toluene, etilbenzene e xileni. Si tratta di molecole contenenti un anello aromatico e presenti in atmosfera allo stato gassoso. La loro rilevanza ambientale è legata alla loro tossicità. In particolare, il benzene è classificato come Categoria 1 (cancerogeno per l'uomo) dalla IARC ed è un indicatore di qualità dell'aria per il Decreto Legislativo 155/2010, con un limite sulla media annuale pari a $5 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$.

2.3 Terpeni

I terpeni sono molecole di origine biologica derivanti da unità isopreniche. Pur non avendo proprietà tossiche nei confronti dell'uomo, sono spesso oggetto di interesse per via del loro odore e del loro contributo al fenomeno dello smog fotochimico. Alcuni terpeni sono tra le principali cause di odore legato allo stoccaggio dei rifiuti urbani. Sono inoltre tra le componenti che determinano l'odore caratteristico del biogas ottenuto dalla frazione organica dei rifiuti solidi urbani.

2.4 Solfuro di idrogeno (H_2S)

Il solfuro di idrogeno (H_2S), anche noto come acido solfidrico, è un composto inorganico tra le principali cause dell'odore sgradevole delle fognature e del biogas. La sua soglia olfattiva è molto bassa, e può pertanto essere percepito dall'uomo anche a concentrazioni inferiori a 0,01 parti per milione. In questo contesto, l' H_2S non costituisce un pericolo per la salute umana (il limite negli ambienti di lavoro è fissato a 10 parti per milione ovvero a una concentrazione oltre mille volte più alta della soglia olfattiva). Al contrario, l'interesse per questo composto è legato al suo impatto odorigeno.

3 Descrizione degli scenari in esame

3.1 Scenario attuale

Il termovalorizzatore di via Manin è composto di tre linee d'incenerimento parallele, ciascuna con potenzialità pari a un terzo di quanto autorizzato, che consentono di produrre energia elettrica (che, per la parte eccedente gli autoconsumi interni, è ceduta alla rete elettrica nazionale) ed energia termica (che è utilizzata per il teleriscaldamento della città di Sesto San Giovanni).



Figura 1 inceneritore di Sesto

Le emissioni relative allo scenario attuale sono state considerate analizzate per i diversi inquinanti le emissioni relative a:

- Emissioni da incenerimento di rifiuti urbani residui (RUR)
- Emissioni da stoccaggio rifiuti non differenziati

I dati utilizzati sono stati forniti dalla committenza e sono relativi alle relazioni annuali e ai monitoraggi eseguiti dalla società Core SPA pertanto sono dati reali e non stime.

3.2 Descrizione scenario futuro

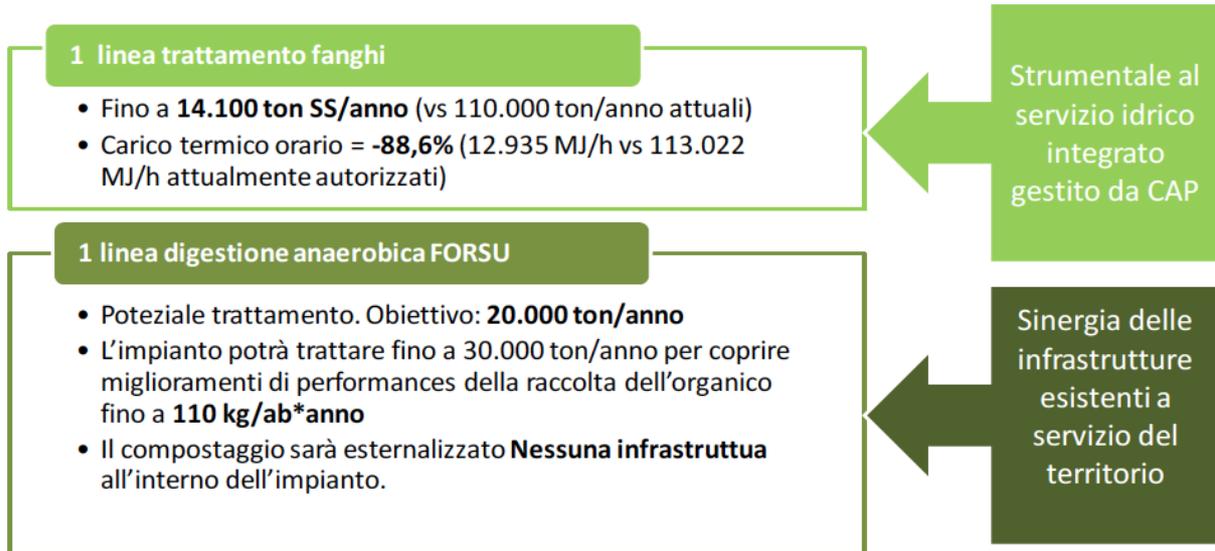
l'intervento sull'impianto di CORE prevede la creazione di un Polo per l'Innovazione nell'economia circolare, collegato in rete con gli altri impianti di depurazione gestiti da CAP, che consenta di sperimentare e implementare le innovazioni tecnologiche in continuo sviluppo, condividendo le scelte tecnologiche col territorio.

Nello specifico si prevedono le seguenti opere:

- un impianto per la valorizzazione dei fanghi di depurazione, strumentale al Servizio Idrico integrato;
- un impianto di trattamento della FORSU con produzione di biometano, proveniente da raccolta differenziata;
-

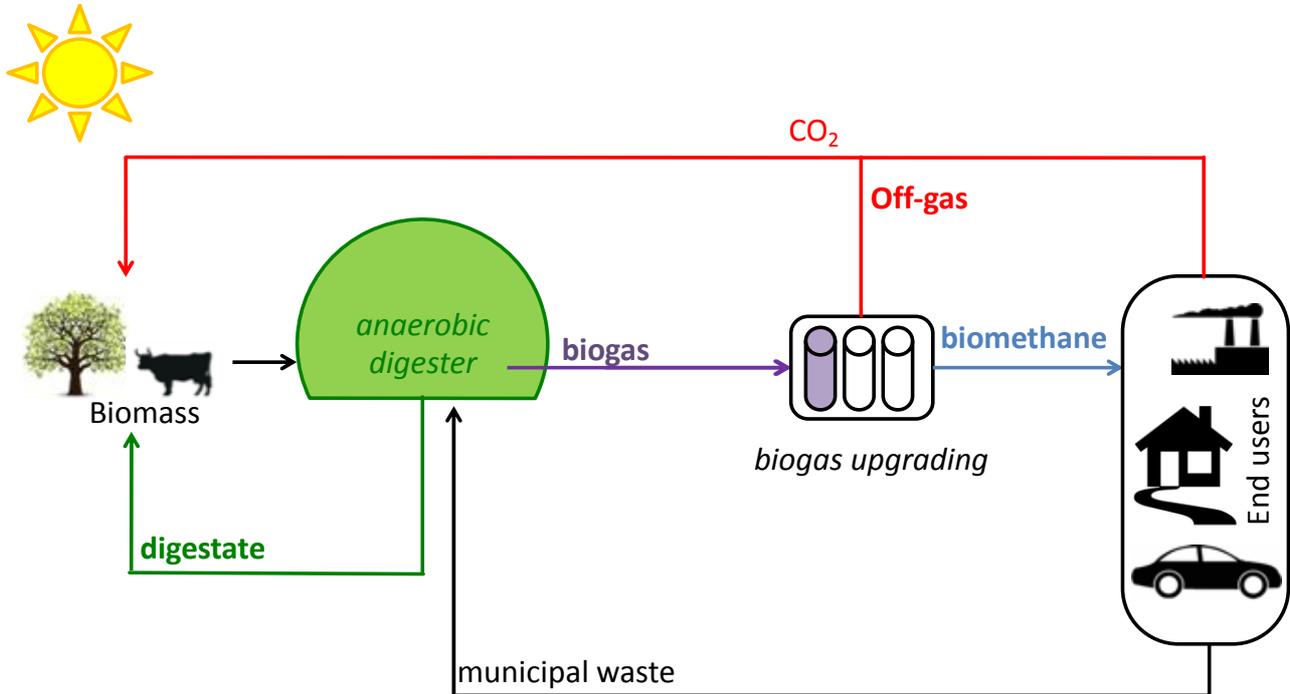


Figura 2



Il termovalorizzatore sarà dunque utilizzato per il trattamento termico dei fanghi di depurazione.

Inoltre, la frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) sarà trattata tramite digestione anaerobica e il biogas ottenuto sarà convertito in biometano. Il digestato prodotto nell'impianto viene trasportato al di fuori dell'impianto per essere avviato al compostaggio. Il processo di produzione di biometano da forsu non comporta combustione dei rifiuti. Il biogas prodotto dalla loro fermentazione è una miscela di metano e anidride carbonica che viene purificata ottenendo due effluenti gassosi: il biometano (metano al 96-98% analogo al gas naturale) e off-gas (anidride carbonica al 99%), come semplificato nella figura seguente.



In sintesi, nello scenario futuro sono prese in considerazione le seguenti emissioni:

- Emissioni da incenerimento di fanghi di depurazione
- Emissioni da stoccaggio rifiuti forsu
- Emissioni da off-gas

4 Emissioni di idrocarburi policiclici aromatici (IPA)

4.1 Emissioni di IPA da incenerimento di RUR (situazione attuale)

Per quanto riguarda l'emissione di IPA da incenerimento di rifiuti solidi urbani, un buon parametro di riferimento può essere costituito dai monitoraggi compiuti sull'impianto con sede a Via Manin, 181 – 20099 Sesto San Giovanni (MI) in gestione a CORE – Consorzio Recupero Energetici – S.P.A. Nel 2017 l'impianto ha funzionato su tre linee (Linea A, B e C) incenerendo 60326 tonnellate di rifiuti indifferenziati per un totale di 22577,5 ore di funzionamento. I dati di funzionamento per l'anno 2017 sono riportati in tabella:

<i>h TOT annue di attività</i>	h Linea A	h Linea B	h Linea C	MEDIA per linea
22577,5	7429	7467,5	7681	7526
<i>tonn Rifiuti inceneriti</i>	tonn Linea A	tonn Linea B	tonn Linea C	MEDIA per linea
60326	19908	19455	20963	20109
<i>Portata rifiuti in ingresso t/h</i>	t/ h Linea A	t/h Linea B	t/h Linea C	MEDIA per linea
	2,68	2,60	2,73	2,67

I dati sulle emissioni di IPA per il 2017 sono riportati nella Relazione Ambientale 2017 dell'ente gestore e sono riassunti in tabella:

Flusso di massa Linea A (g/a)	Flusso di massa Linea B (g/a)	Flusso di massa Linea C (g/a)
0,019879	0,0143	0,00162
Fattore di emissione Linea A (ng/t)	Fattore di emissione Linea B (ng/t)	Fattore di emissione Linea C (ng/t)
1	0,74	0,07748

Sono disponibili anche dati relativi alle emissioni di IPA per l'anno 2018 (riportate nella tabella seguente):

		g/h	mg/Kg
LINEA A	Lower Bound (media)	<0,0000104	<3,90 e-6
	Medium Bound (media)	<0,0000470	<1,76 e-5
	Upper Bound (media)	<0,0000906	<3,39 e-5
LINEA B	Lower Bound (media)	<0,0000101	<3,78 e-6
	Medium Bound (media)	<0,0000456	<1,71 e-5
	Upper Bound (media)	<0,0000881	<3,30 e-5
LINEA C	Lower Bound (media)	0,0000217	8,13 e-6
	Medium Bound (media)	0,0000568	2,13 e-5



Upper Bound (media)	0,0000965	3,61 e-5
---------------------	-----------	----------

Emissioni di IPA da stoccaggio rifiuti non differenziati

Per quanto riguarda gli IPA, come descritto nei paragrafi precedenti, si tratta di composti prodotti durante la combustione incompleta del materiale organico. Di conseguenza, **lo stoccaggio di rifiuti urbani non differenziati non può essere considerato una sorgente emissiva di questa classe di composti.**

4.2 Emissioni di IPA scenario futuro

Emissioni di IPA da incenerimento di fanghi di depurazione

Per quanto concerne le emissioni di IPA da incenerimento di fanghi di depurazione abbiamo a disposizione una letteratura più ricca, dati provenienti da Inventari di Emissione Nazionali e Internazionali e Relazioni Tecniche di impianti.

Una fonte interessante di dati è l'impianto di incenerimento di fanghi situato a Baciacavallo (PRATO). Nella Relazione Tecnica presentata da G.I.D.A. Spa, società gestore dell'impianto, in data 05/05/2017, e riferita alle emissioni dell'anno precedente, si evince che le quantità di IPA emessi sono ben al di sotto dei limiti di legge. Il dato è stato ottenuto campionando i fumi uscenti dal camino a valle del sistema di abbattimento dei fumi, il quale prevede una camera post-combustione, un lavaggio ad umido composto da uno scrubber Venturi e da una torre a piatti forati e, in ultimo, un sistema di filtri a maniche. Analogamente, anche nell'impianto di Sesto i fumi sono sottoposti a trattamento con scrubber ad umido e filtri a maniche per l'abbattimento delle polveri. L'abbattimento delle polveri dai fumi dell'inceneritore permette di ridurre sensibilmente anche l'emissione di microinquinanti associati alle polveri stesse, quali appunto gli IPA. È utile segnalare che, nell'impianto di Baciacavallo, prima dell'incenerimento, i fanghi vengono disidratati a mezzo di centrifughe previo condizionamento con un polielettrolita cationico: analogamente,

anche nell'impianto di Sesto i fanghi sono sottoposti ad un trattamento preventivo di essiccazione. In sintesi, le similarità tra i due impianti permettono di affermare che i fattori di emissione dell'impianto di Sesto potranno essere nello stesso ordine di grandezza dell'impianto di Baciacavallo, per il quale il fattore di emissione è pari a **0,00074 mg per Kg di rifiuto trattato**.

Un altro studio interessante riguarda le emissioni di IPA provenienti da un impianto pilota realizzato all'interno dell'area dell'impianto di trattamento delle acque reflue di Bari Ovest in Puglia (Mininni G., 2004). I fanghi in ingresso all'impianto pilota sono disidratati (circa 20% di contenuto solido) e provengono dallo stesso impianto di trattamento delle acque reflue. I fumi vengono campionati prima di passare nel sistema di filtraggio (costituito da un filtro a maniche e da un wet scrubber) e poi al camino. Viene addizionata aria prima della filtrazione per portare la temperatura dei fumi sotto 210°C allo scopo di preservare i filtri a manica.

I fattori di emissione degli IPA provenienti dall'impianto vengono riportati nella seguente tabella suddivisi per campionamento, prima della filtrazione e al camino, e per tipo di sistema di incenerimento (FBF = fornace a letto fluido o RKF= forno rotante):

FATTORI DI EMISSIONE (mg/Kg di rifiuto incenerito)	Numero del test, sistema di incenerimento, punto di prelievo
0,0347	TEST 1 Before Filtration FBF
0,0054	TEST 1 At the stack FBF
0,0133	TEST 2 Before Filtration FBF
0,00274	TEST 2 At the stack FBF
0,00187	TEST 1 Before Filtration RKF
0,00507	TEST 1 At the stack RKF



0,00189	TEST 2 Before Filtration	RKF
0,00509	TEST 2 At the stack	RKF

Uno studio realizzato a Incheon, Seo-Gu in Sud Korea (Park J.M., 2009) su tre impianti che trattano fanghi di depurazione tramite incenerimento in una fornace a letto fluido ha permesso di ottenere i dati di emissione riassunti in tabella:

Fattore di emissione (mg/kg)	Tipologia di campionamento	Sistema fumi	abbattimento
0,794	GAS in ingresso al camino IMPIANTO A	IMPIANTO dryer, electrostatic precipitator, scrubber	A: spray adsorber, wet
0,0011	GAS in uscita al camino IMPIANTO A		
0,0895	GAS in ingresso al camino IMPIANTO B	IMPIANTO dryer, electrostatic precipitator, scrubber	B: spray adsorber, wet
0,0547	GAS in uscita al camino IMPIANTO B		
1,27	GAS in ingresso al camino IMPIANTO C	IMPIANTO dryer, electrostatic precipitator,	C: spray adsorber,
0,993	GAS in uscita al camino IMPIANTO C		



In un lavoro realizzato a Shanghai in Cina (Zhang H., 2016) viene condotto uno studio sulle emissioni di IPA dall'incenerimento di fanghi in funzione della temperatura (50-1200°C). I fanghi analizzati provengono dall'impianto di trattamento di acque reflue di Shanghai (raccolti in Ottobre 2009, sono stati asciugati a 50°C per 4h e macinati). I campioni vengono poi riscaldati fino a 1200°C a intervalli di 50°C e mantenuti a temperatura per 20 min. Il fattore di emissione misurato risulta, in questo caso essere di **0,44 mg per Kg** di rifiuto incenerito.

Anche il National Pollutant Inventory- AUSTRALIA sezione "Emission Estimation Technique Manual for Sewage Sludge and Biomedical Waste Incineration" redatto da Dames e Moore in collaborazione con il NSW Autorità per la protezione dell'ambiente per conto del Governo del Commonwealth ci fornisce il dato grezzo di emissione di IPA riferito al territorio nazionale, valutando un valore per il fattore di emissione di **0,05 mg per Kg** di fango incenerito.

Nel documento dell'EMEP/EEA "Air pollutant emission inventory guidebook 2016 - Emission factors PARTE B CH 5.C.1.B "Industrial waste incineration including hazardous waste and sewage sludge" (category 5.C.1.b.iv Sewage sludge incineration) viene fornito un valore del fattore di emissione per gli IPA totali di **0,00129 mg per Kg** di fango incenerito. Un dettaglio dei fattori di emissione è riportato in tabella:

	Fattori di emissione (mg/Kg)
Benzo(a)pyrene	0,00051
Benzo(b)fluoranthene	0,00007
Benzo(k)fluoranthene	0,00061
Indeno (1,2,3-cd)pyrene	0,00010



Emissioni di IPA da stoccaggio di FORSU

Analogamente a quanto discusso nel paragrafo precedente in merito allo stoccaggio di rifiuti urbani residui, anche **lo stoccaggio di FORSU non può essere considerato una sorgente emissiva di questa classe di composti.**

Emissioni di IPA da off-gas

L'off-gas, ovvero l'anidride carbonica ottenuta dalla purificazione del biogas per ottenere biometano, può contenere composti organici presenti nel biogas stesso. Tuttavia, allo stato attuale delle conoscenze, non risulta la presenza di IPA nella digestione anaerobica di FORSU, trattandosi appunto di composti che si generano piuttosto nei processi di combustione. Di conseguenza, **l'off-gas non può essere considerato una sorgente emissiva di questa classe di composti**

4.3 Confronto Emissioni IPA Soluzione attuale e futura

In sintesi, le variazioni nelle emissioni di IPA tra lo scenario attuale e lo scenario futuro sono assimilabili alla variazione delle emissioni legate all'utilizzo del termovalorizzatore per il trattamento di fanghi di depurazione (scenario futuro) in sostituzione dei rifiuti urbani residui (scenario attuale). È verisimile prevedere dunque una **diminuzione** delle emissioni di IPA nello scenario futuro. Questo è dovuto ai fattori di emissione inferiori, legati a loro volta al maggiore potere calorifico dei fanghi rispetto ai RUR, che permette di ottenere una combustione più efficiente e dunque una minore formazione dei prodotti incompleti della combustione quali gli IPA. Occorre inoltre osservare che nello scenario futuro sarà trattata una quantità di fanghi minore rispetto alla quantità di RUR trattata nello scenario attuale.

5 Emissioni di composti organici volatili aromatici (BTEX)

5.1 Emissioni di BTEX da incenerimento di RUR (Situazione Attuale)

Sono pochi gli studi condotti finora sulla presenza di composti organici volatili nei fumi di un inceneritore). Questi composti BTEX (benzene, toluene, etilbenzene e xilene) si concentrano per lo più nel materiale solido uscente dal processo. Infatti, generalmente, **le emissioni di BTEX da processi di incenerimento e termovalorizzazione sono trascurabili** perché le elevate temperature raggiunte in questi impianti portano a una ossidazione completa di tutti i composti organici volatili, inclusi gli aromatici BTEX.

Una stima delle concentrazioni di questi composti sulle ceneri può essere riassunta in tabella, che si riferisce ad un monitoraggio delle ceneri dell'inceneritore di Coriano (Rimini) datato 17 dicembre 2010 (Nicoletti, 2012)

	<i>Kg di composto/ton di ceneri</i>	<i>Fattori di emissione (Kg/ton di rifiuto entrante)</i>
<i>Benzene</i>	< 0,005	< 0,0012
<i>Toluene</i>	< 0,005	< 0,0012
<i>Etilbenzene</i>	< 0,005	< 0,0012
<i>Xileni</i>	< 0,005	< 0,0012



La Società italiana di Medicina del Lavoro e Igiene Industriale (SIMLII) ha condotto uno studio sulle emissioni dell'inceneritore di rifiuti urbani di Modena: in seguito all'autorizzazione per un ampliamento rilasciata alla società che gestisce l'inceneritore, è stato imposto di approfondire gli aspetti relativi la sorveglianza sanitaria degli effetti delle emissioni sulla salute della popolazione. Sono stati reclutati 65 soggetti che vivono e lavorano nel raggio di 4 Km dall'inceneritore e 103 soggetti che vivono e lavorano entro una distanza di 15 Km. L'esposizione al particolato proveniente dall'inceneritore è stata stimata utilizzando mappe di ricaduta con modelli di dispersione. In conclusione, non sono stati riscontrate differenze nei livelli di BTEX urinari tra soggetti esposti e non esposti (Apostoli Pietro, 15-17 Ottobre 2014).

Emissioni di BTEX da stoccaggio rifiuti non differenziati

Lo stoccaggio di RUR può comportare l'emissione di BTEX, con flussi che dipendono sostanzialmente dal sistema di controllo degli odori utilizzato. Sono disponibili pochi dati sulla emissione di BTEX nella fase di stoccaggio dei RUR prima di essere avviati all'incenerimento, tuttavia il gas presente può essere assimilato al gas di scarica per il quale esistono alcuni studi.

Ad esempio, uno studio condotto su numerose discariche in Corea (Kim et al., 2006) ha mostrato che con una sola eccezione nelle prossimità delle discariche la concentrazione di benzene, xileni e stirene è generalmente inferiore a una parte per miliardo (ppb), mentre il toluene e l'etilbenzene possono arrivare fino 10 ppb.

Landfill ID ¹	Major aromatic VOC ²					
	BEN	TOL	EB	MPX	OX	STR
I. Aromatic VOC compositions in LFG collected from each study site						
A. NJ	31.8 ± 61.8 (14.9) ³ 0.22–320 (52) ⁴	259 ± 287 (204) 3.58–1431 (53)	–	10.4 ± 16.9 (4.12) 0.16–69.4 (25)	45.1 ± 61.1 (28.3) 0.14–311 (51)	–
B. WJ [1] Winter	234 ± 143 (201) 35–479 (14)	10883 ± 10355 (7218) 1018–32316 (14)	2978 ± 2286 (2286) 604–8133 (15)	2362 ± 1553 (2142) 454–7072 (15)	–	2590 ± 1501 (3015) 895–4795 (8)
[2] Summer	924 ± 1054 (494) 135–2767 (6)	2610 ± 2354 (1484) 661–6341 (6)	982 ± 498 (999) 412–1723 (6)	1045 ± 522 (960) 509–1794 (6)	–	91.5 ± 79.5 (56.0) 37.3–248 (6)
C. SP	2.51 ± 3.07 (1.24) 0.49–8.62 (10)	34.4 ± 28.7 (24.5) 6.03–102 (10)	11.1 ± 9.92 (8.40) 2.47–32.3 (10)	10.2 ± 7.33 (8.56) 3.22–24.5 (10)	13.4 ± 15.1 (8.7) 2.43–52 (10)	–
D. HC ⁵	828 ± 718 (697)	1808 ± 1529 (1566)	1264 ± 874 (1624)	946 ± 691 (1012)	1269 ± 886 (1495)	65.8 ± 32.7 (58.6)
E. NH (N = 1)	184–1603 (3)	414–3444 (3)	267–1899 (3)	225–1602 (3)	292–2020 (3)	37.3–101 (3)
E. NH (N = 1)	117	21.9	53.7	34.2	48.9	248
II. Aromatic VOC compositions in ambient air samples collected in the vicinity of landfill sites						
A. NJ	0.96 ± 0.65 (0.72) ³ 0.28–3.24 (28) ⁴	8.99 ± 6.10 (6.32) 0.27–22.6 (28)	–	0.89 ± 0.72 (0.66) 0.00–2.78 (28)	0.21 ± 0.20 (0.16) 0.07–0.70 (10)	–
B. WJ [1] Winter	13.0 ± 19.9 (2.44)	1023 ± 1650 (110)	250 ± 401 (26.3)	151 ± 241 (16.1)	184 ± 300 (15.9)	–
[2] Summer	–	–	–	–	–	–
	0.58–36.0 (3)	30.4–2927 (3)	10.8–714 (3)	7.12–429 (3)	6.61–530 (3)	–
C. SP	0.99 ± 0.81 (0.80) 0.20–1.97 (6)	9.18 ± 9.63 (6.03) 2.74–28.3 (6)	1.86 ± 2.86 (0.76) 0.46–7.68 (6)	0.88 ± 0.18 (0.86) 0.67–1.17 (6)	0.72 ± 0.26 (0.62) 0.49–1.18 (6)	–
D. HC	0.79 ± 0.66 (0.72) 0.15–1.83 (5)	9.59 ± 5.01 (8.80) 3.63–16.2 (5)	10.4 ± 7.17 (8.52) 2.74–18.7 (5)	9.86 ± 6.87 (7.82) 2.66–18.2 (5)	15.3 ± 10.8 (12.9) 3.75–27.1 (5)	3.59 ± 2.75 (3.85) 0.76–7.06 (5)
E. NH	–	–	–	–	–	–

Concentrazione (in parti per miliardo, ppb) di benzene (BEN), toluene (TOL), etilbenzene (EB), meta/para-xilene (MPX), orto-xilene (OX) e stirene (STR) in prossimità di alcune discariche di RUR coreane (Kim et al, 2006).

Uno studio analogo (Dormusoglu et al., 2010) ha evidenziato che in prossimità di discariche contenenti RUR, la concentrazione di BTEX è tale da rendere non significativi gli effetti sulla salute umana (benzene mean cancer risk inferiore a $6.75 \cdot 10^{-5}$).

È importante sottolineare che i dati riportati si riferiscono a gas di discarica, mentre nello scenario attuale le emissioni sono legate allo stoccaggio provvisorio di RUR per il successivo incenerimento.

5.2 Emissioni di BTEX Scenario futuro

Emissioni di BTEX da incenerimento di fanghi di depurazione

Come nel caso dell'incenerimento dei rifiuti indifferenziati, anche nel processo di incenerimento dei fanghi di depurazione i composti organici volatili che si originano dal processo vanno a concentrarsi per lo più nelle ceneri uscenti.

Uno studio condotto nel 2015 (Batistella Luciane, 2015) ha calcolato il quantitativo di BTEX uscente dai fumi di un impianto di incenerimento di fanghi di depurazione.

I risultati sono riportati nella tabella seguente:

Punto di prelievo	Concentrazione di BTEX espressa in TOC $\mu\text{g C Nm}^{-3}$
A valle della semplice combustione	< L.Q.
A valle dell'impianto (dopo l'essiccatore, il letto fluidizzato e la camera di post-combustione)	2.62

Lo studio dimostra che, utilizzando fanghi di depurazione come combustibile in un impianto di incenerimento, si rimane al ben al disotto dei limiti di legge dettati dal d. lsg. 152/2006 (50 mg Nm⁻³).

Emissioni di BTEX da stoccaggio rifiuti forsu

Nello scenario attuale, in sostituzione dei RUR sarà stoccata solo la frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU). Tale frazione, contenendo esclusivamente la frazione differenziata di origine biogenica dei rifiuti cittadini (scarti di cibo ecc) contiene una minore quantità di composti organici volatili aromatici (BTEX). Inoltre, nello scenario futuro si prevede l'aggiunta di un filtro per l'abbattimento degli odori in grado di trattenere anche i BTEX.

Emissioni di BTEX da off-gas

Per la produzione di **biometano**, il **biogas** (CO₂ + CH₄ + interferenti) viene purificato dagli intereferenti (*cleaning*) e successivamente la CO₂ e il CH₄ vengono separati con un processo di *upgrading*. Nell'*upgrading*, il biogas (contenente solo CO₂ + CH₄, già purificato dagli interferenti nella fase di *cleaning*) viene separato in due flussi gassosi: il **biometano** (CH₄) usato per autotrazione e l'**offgas** (CO₂) emesso in atmosfera.



Quando l'off-gas viene emesso in atmosfera, si rilasciano anche gli altri interferenti presenti con la CO₂. Tuttavia, questa emissione non può essere considerata una fonte di BTEX per due ragioni.

In primo luogo, la quantità di BTEX nel biogas da FORSU è molto bassa: Lakhout e colleghi (2014) hanno riportato concentrazioni di BTEX inferiori a 2,1 ppm; un risultato analogo è stato ottenuto da Nilson Paledal (2015).

In secondo luogo, i BTEX originariamente presenti nel biogas sono rimossi nella fase di *cleaning*, prima della fase di *upgrading*, e pertanto non sono emessi nell'off-gas. Infatti, nel *cleaning* del biogas, si utilizzano filtri in carbone attivo per l'abbattimento dei solfuri, e questo step permette di rimuovere anche i BTEX.

A conferma di queste considerazioni, si riportano anche i dati ottenuti dal CNR IIA nel 2017, nel corso di uno studio indipendente condotto su un altro impianto in provincia di Padova (Paolini et al, 2017). In questo caso, il benzene e il toluene emessi nell'offgas erano inferiori al limite di rilevabilità strumentale, mentre gli xileni avevano una concentrazione tra 3,6 e 4,3 mg/m³.

In conclusione, **l'emissione di off-gas non è una fonte significativa di BTEX per lo scenario futuro.**

5.3 Confronto emissioni fra i due casi

Le emissioni di BTEX da incenerimento di RUR (scenario attuale) e di fanghi (scenario futuro) sono trascurabili rispetto alla principale fonte di BTEX ovvero lo stoccaggio di rifiuti prima dell'incenerimento. Anche le emissioni di off-gas sono trascurabili per i flussi di BTEX, come illustrato nel paragrafo precedente.

È possibile affermare che lo stoccaggio del feedstock, identificato come principale fonte di BTEX, subirà una diminuzione nello scenario futuro, considerando che si passerà da uno stoccaggio di RUR senza filtro (scenario attuale) a uno stoccaggio di FORSU con un sistema filtrante (scenario futuro), il quale permetterà l'abbattimento dei composti organici volatili inclusi i BTEX.



6 Emissioni di terpeni

6.1 Emissioni di terpeni nel CASO Attuale

incenerimento di RUR

I terpeni sono composti fortemente termolabili e nel termovalorizzatore sono completamente ossidati e degradati, a concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità delle metodologie attuali. Pertanto, **l'incenerimento non può essere considerato una sorgente emissiva di terpeni.**

Emissioni di terpeni da stoccaggio di RUR

Lo stoccaggio di rifiuti è generalmente considerato la principale fonte emissiva di terpeni.

Le emissioni di terpeni da discariche sono state ampiamente studiate per via del loro impatto ambientale (odori sgradevoli, peggioramento della qualità dell'aria, problemi di salute). Molti meno studi sono presenti invece per quanto riguarda l'emissione di terpeni, e il loro conseguente impatto odorigeno, provenienti dal trasporto e dallo stoccaggio di rifiuti indifferenziati.

Va sottolineato che, anche se i terpeni sono particolarmente odorosi, hanno un basso livello di tossicità. Però, sebbene siano di odore piacevole, quando mescolati con altri VOCs, il loro impatto odorigeno diventa fortemente sgradevole. Per questo motivo, in combinazione con determinati composti, i terpeni possono avere un ruolo importante nella percezione di odori molesti provenienti da rifiuti.

Tra le analisi presenti in letteratura troviamo dei dati interessanti in uno studio pubblicato su *Waste Management* (31, 2011 2294-2301) da *Chiriac et al.* che indaga le emissioni di VOCs (e quindi anche dei terpeni) dai rifiuti solidi urbani freschi immagazzinati in un impianto- pilota in funzione del tempo di stoccaggio. Lo studio, svolto per un totale di 141 giorni, ha monitorato le emissioni di VOCs dallo stoccaggio di 6,4 tonnellate di rifiuti indifferenziati.

Si è rilevato che la quantità di terpeni aumenta gradualmente all'aumentare del tempo di stoccaggio qualunque sia la fase (acidogenesi o metanogenesi): questo aumento regolare sembra essere correlato alla progressiva maturazione dei rifiuti.

Un altro studio (Statheropoulos et al, 2005) analizza le emissioni di VOCs provenienti da contenitori per rifiuti urbani in diverse situazioni. Vengono analizzate quantità di rifiuti variabili (cassoni pieni e parzialmente pieni) rimasti nei contenitori di stoccaggio per un tempo variabile e sotto diverse condizioni atmosferiche.

La maggior parte dei terpeni probabilmente provengono da rifiuti vegetali e arbusti, altre potenziali fonti includono le emissioni da detersivi domestici e deodoranti per ambienti. Tra i terpeni, il limonene ha mostrato il più alto livello di concentrazione in tutte le condizioni esaminate. Questo potrebbe essere spiegato dal fatto che gli agrumi sono altamente consumati in autunno, periodo in cui è stato svolto lo studio.

In tabella vengono riportati i valori di concentrazione dei terpeni emessi da un cassone scarrabile in funzione del tempo di stoccaggio:

	Valore medio per contenitori molto carichi rimasti 7gg in condizioni di temperatura moderata ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Valore medio per contenitori parzialmente pieni tenuti per 6 gg a riparo a bassa temperatura ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
<i>Di Limonene</i>	334,9	89,6
<i>α- Pinene</i>	20,7	3,5
<i>2-β-Pinene</i>	18,9	11,4

6.2 Emissioni di terpeni impianto futuro

Incenerimento fanghi di depurazione

Come già discusso in merito allo scenario attuale, **l'incenerimento non può essere considerato una sorgente emissiva di terpeni.**

Emissioni di terpeni da stoccaggio rifiuti forsu

Nello scenario futuro, lo stoccaggio di RUR (sarà sostituito con lo stoccaggio di FORSU). Si tratta in entrambi i casi di materiali con un elevato potenziale emissivo di terpeni: tuttavia, in questo secondo caso è prevista l'introduzione di un filtro per l'abbattimento dei composti odorigeni. Tali filtri sono specificamente selezionati per la rimozione dei terpeni e dell'H₂S, pertanto è ragionevole prevedere una diminuzione nella emissione di questa classe di composti

Emissioni di terpeni da off-gas

Come illustrato nel precedente paragrafo 5.2, la emissione di composti organici dall'off-gas è trascurabile in quanto questi composti sono rimossi con filtri di carbone attivo prima della separazione CO₂/CH₄. Uno studio già citato per i BTEX (Paolini et al, 2017) fornisce anche la misurazione di alcuni terpeni nell'off-gas di un impianto per la produzione di biometano da FORSU.

Concentrazione (mg/m³) di terpeni nell'off-gas di un impianto per la produzione di biometano da FORSU (Paolini et al, 2017)

Composto	Misura 1	Misura 2	Misura 3
limonene	2.6	2.4	2.7
α -pinene	18	21	19
γ -terpinene	2.2	2.6	1.9
Para-cimene	4.6	4.8	4.4
Δ^3 -carene	6.3	5.9	6.2
β -pinene	21	19	20
β -mircene	1.8	2.6	1.7
Cumene	2.5	2.1	2.2

6.3 Confronto emissioni terpeni caso attuale e futuro

Per il confronto tra i due scenari occorre considerare che il contributo principale all'emissione di terpeni è legata allo stoccaggio di RUR (scenario attuale) e di FORSU (scenario futuro), mentre non



è possibile considerare i fumi del termovalorizzatore come una potenziale fonte di terpeni. Anche le emissioni dall'off-gas non contengono quantità significative di terpeni in quanto questi composti sono rimossi prima della separazione CO₂/CH₄. Per quanto riguarda lo stoccaggio (principale fonte di terpeni per entrambi gli scenari), si prevede una diminuzione nell'emissione dei terpeni dovuta all'aggiunta del filtro per l'abbattimento degli odori: tale filtro infatti è assente nello scenario attuale mentre viene introdotto solo nello scenario futuro.

7 Emissioni di solfuro di idrogeno (H₂S)

7.1 Emissioni di H₂S nel CASO attuale

incenerimento di RUR

L'incenerimento è un processo ad alta temperatura condotto in eccesso di ossigeno, e permette di ossidare la maggior parte dei composti presenti nel feedstock. Nonostante sia possibile osservare la formazione di H₂S a seguito di trattamenti termici di rifiuti (esempio: gassificazione di biomassa legnosa), negli inceneritori l'H₂S viene totalmente degradato a causa dell'elevata temperatura e dell'abbondanza di ossigeno. Come conseguenza, non sono disponibili studi in cui siano riportate quantità rilevabili di H₂S negli inceneritori.

Al contrario, si fa presente che è noto l'uso delle ceneri degli inceneritori per rimuovere l'H₂S (Hong et al., 2010; Fontesere Obis et al, 2017). Di conseguenza, si può affermare che l'incenerimento non è una fonte di H₂S.

Emissioni di H₂S da stoccaggio rifiuti indifferenziati

Come già descritto per BTEX e terpeni, lo stoccaggio di RUR può comportare l'emissione di H₂S, ma sono disponibili pochi sulle emissioni da stoccaggio. Come per i capitoli precedenti, il gas emesso può essere assimilato al gas di discarica per il quale esistono alcuni studi.

Ad esempio, la Agenzia per la Protezione dell'Ambiente statunitense (US EPA) ha analizzato le emissioni di H₂S di una discarica di rifiuto solido urbano situata nel distretto newyorkese



dal 1948 al 2001. Dallo studio emerge quanto segue. Il tasso di emissione per la discarica è stato stimato a 0,453 g/s (emissioni dalla superficie della discarica in assenza di vento). L'emissione superficiale osservata varia dal limite inferiore di rilevazione ($<0,29 \text{ mg/m}^2\text{-giorno}$) a $10,498 \text{ mg/m}^2\text{-giorno}$. Il fattore di emissione di H_2S , basato su queste misurazioni, è stato stimato pari a $4.34 \cdot 10^{-10} \text{ g/s-kg}$ di RSU. Risultati analoghi sono stati ottenuti da altri studi. Ad esempio Sun et al (2017) hanno osservato concentrazioni di H_2S pari a 40 parti per miliardo (ppb).

È importante sottolineare che i dati riportati si riferiscono a gas di discarica, mentre nello scenario attuale le emissioni sono legate allo stoccaggio provvisorio di RUR per il successivo incenerimento.

7.2 Emissioni di H_2S scenario futuro

Emissioni di H_2S da incenerimento di fanghi di depurazione

Come spiegato nel paragrafo precedente, le emissioni legate all'incenerimento non comportano emissione di H_2S , anche nel caso in cui il feedstock in ingresso è costituito dai fanghi di depurazione.

Emissioni di H_2S da stoccaggio rifiuti forsu

Per quanto riguarda le emissioni di H_2S dallo stoccaggio di FORSU, valgono le stesse considerazioni effettuate per i terpeni. Infatti, nello scenario futuro, lo stoccaggio di RUR senza filtro sarà sostituito con lo stoccaggio di FORSU effettuato tramite filtro. Anche in questo caso, entrambi i feedstock possiedono un elevato potenziale emissivo di H_2S , ma nello scenario futuro è prevista l'introduzione di un filtro per l'abbattimento dei composti odorigeni e pertanto è ragionevole prevedere una diminuzione nella emissione di H_2S .

Emissioni di H_2S da off-gas

Come illustrato nei precedenti paragrafi 5.2 e 6.2, la emissione di composti odorigeni dall'off-gas è trascurabile in quanto questi composti sono rimossi con filtri di carbone attivo prima della separazione CO_2/CH_4 . Il carbone attivo permette di rimuovere anche l' H_2S : per la precisione, si tratta del motivo principale per il quale si utilizzano questi filtri (l'efficienza nei confronti dell' H_2S



può essere superiore al 99%). Ad esempio, nello studio già citato per la caratterizzazione dell'off-gas da FORSU (Paolini et al, 2017), la concentrazione di H₂S nell'off-gas era pari a 2,6 mg/m³.

7.3 Confronto emissioni H₂S

Per l'H₂S valgono considerazioni analoghe a quelle già riportate per i terpeni. Infatti il contributo principale all'emissione di H₂S è legata allo stoccaggio di RUR (scenario attuale) e di FORSU (scenario futuro), mentre i fumi del termovalorizzatore sono una emissione trascurabile per quanto riguarda questo inquinante. Anche le emissioni dall'off-gas non contengono quantità significative di H₂S in quanto questo composto è rimosso con un filtro dedicato prima della separazione CO₂/CH₄. Si prevede dunque una diminuzione nell'emissione dei terpeni dovuta all'aggiunta del filtro per l'abbattimento degli odori.

8 Conclusioni

In base alla analisi dei dati riportati in questo rapporto, è possibile prevedere le variazioni nelle emissioni dei composti considerati, per il passaggio dallo scenario attuale allo scenario futuro.

Per quanto riguarda i composti **aromatici**, si evidenzia quanto segue:

- Gli idrocarburi policiclici aromatici (**IPA**) subirà una **diminuzione legata alla combustione di fanghi di depurazione in sostituzione dei rifiuti indifferenziati**. Gli altri processi come ad esempio lo stoccaggio e l'emissione di off-gas non influenzano le emissioni di IPA.
- I composti organici volatili aromatici (**BTEX**) subirà una **diminuzione collaterale legata alla introduzione del filtro per l'abbattimento degli odori**. Gli altri processi come la termovalorizzazione e l'emissione di off-gas influenzano in maniera non significativa le emissioni di BTEX

Per quanto riguarda i composti **odorigeni**, si evidenzia quanto segue:

- I **terpeni** subiranno una diminuzione **legata alla introduzione del filtro per l'abbattimento degli odori**. La termovalorizzazione non influenza l'emissione di terpeni, mentre l'emissione di off-gas influenza in maniera non significativa le emissioni di terpeni.
- Il solfuro di idrogeno (**H₂S**) subirà una diminuzione **legata alla introduzione del filtro per l'abbattimento degli odori**. La termovalorizzazione e l'emissione di off-gas influenzano in maniera non significativa le emissioni di H₂S.



9 Bibliografia

Apostoli P, Violante FS, Salute sul lavoro, lavoro e salute: una proposta per l'Italia che riparte. Bologna 15-17 Ottobre 2014, 77° Congresso Nazionale SIMLII

Batistella L., Valdemar S., Suzin C. R., Virmond E., Althoff C. A., Moreira F. P. M. R., José J. H., 2015, Gaseous emissions from sewage sludge combustion in a moving bed combustor, *Waste Management* 46 (2015) 430–439

Chiriac R., J.De Araujos Morais J., Carre J., Bayard R., J.M.Chovelon J. M., Gourdon R., 2011, Study of the VOC emissions from a municipal solid waste storage pilot-scale cell: Comparison with biogases from municipal waste landfill site, *Waste Management*, 31, 2294-2301

Ducom G Radu-Tirnovceanu D, Pascual C, Benadda B, Germain P (2009) Biogas – Municipal solid waste incinerator bottom ash interactions: Sulphur compounds removal. *Journal of Hazardous Materials* 166 1102–1108

Durmusoglu E, Taspinar F, Karademir A (2010) Health risk assessment of BTEX emissions in the landfill environment. *Journal of Hazardous Materials* 176 870–877

Fontseré Obis M, Germain P, Bouzahzah H, Richioud A, Benbelkacem H (2017) The effect of the origin of MSWI bottom ash on the H₂S elimination from landfill biogas. *Waste Management* 70 158–169

Galvez A., C. J.-G. (2007). Interaction between pollutants produced in sewage sludge combustion and cement raw material. *Chemosphere* 69, 387-394.

GIDA S.p.a. (2017). Relazione Tecnica. Baciacavallo (PRATO).

Hong J, Li X, Zhaoji C (2010) Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. *Waste Management* 30 2362–2369



Jae Hac Ko, Q. X.-C. (2015). Emissions and Control of Hydrogen Sulfide at Landfills: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*.

Kim KH, Baek SO, Choi YE, SunwooY (2006). The emission of major aromatic VOC as landfill gas from urban landfill sites in Korea. *Environmental Monitoring and Assessment* 118: 407–422

Lakhout A, Schirmer WN, Johnson TR, Cabana H, Cabral AR (2014) Evaluation of the efficiency of an experimental biocover to reduce BTEX emissions from landfill biogas. *Chemosphere* 97: 98-101

Liu Y, Lu W, Wang H, Huang Q, Gao X (2018) Odor impact assessment of trace sulfur compounds from working faces of landfills in Beijing, China. *Journal of Environmental Management* 220 136–141

Mininni G., S. A. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons formation in sludge incineration by fluidised bed and rotary kiln furnace. *Water, Air, and Soil Pollution* 154, 3–18.

Monica Nicoletti, 2012, Tesi di Laurea Sperimentale in Tecnologie e Certificazione Ambientale, STUDIO SULL' EVOLUZIONE TEMPORALE DEGLI IMPATTI DELL'INCENERITORE DI CORIANO (RIMINI) MEDIANTE LIFE CYCLE ASSESSMENT, Facoltà di Chimica Industriale, Alma Mater Studiorum, Università di Bologna

Moreno AI, Arnáiz N, Font R, Carratalá R (2014) Chemical characterization of emissions from a municipal solid waste treatment plant. *Waste Management* 34 2393–2399

Nilsson Paledal S, Stensen, K, Arrhenius K (2015) VOC in Biogas Process Waters. *Energiforsk report*. ISBN 978-91-7673-221-2

Paolini V, Petracchini F, Segreto M, Torre M, Tomassetti L, Bartolomeo GL, Frattoni M, Guerriero E Carnevale M, Gallucci F (2017) Verifica delle prestazioni di un impianto per l'upgrading del biogas a biometano tramite Hot Potassium Carbonate. *Rapporto Tecnico CNR IIA 2017*

Park J. M., Lee S. B., Kim J. P., Kim M. J., Kwon O. S., Jung D. I., 2009, Behavior of PAHs from sewage sludge incinerators in Korea, *Waste Management*, 29, 690-695

Pekey B, Yilmaz H (2011) The use of passive sampling to monitor spatial trends of volatile organic compounds (VOCs) at an industrial city of Turkey. *Microchemical Journal* 97 213–219



Statheropoulos M., Agapiou A., Pallis G., 2005, A study of volatile organic compounds evolved in urban waste disposal bins, *Atmospheric Environment* 39, 4639-4646

Sun Z, Cheng Z, Wang L, Lou Z, Zhu N, Zhou X, Feng L (2017). The typical MSW odorants identification and the spatial odorants distribution in a large-scale transfer station. *Environ Sci Pollut Res* 24:7705–7713

United States Environmental Protection Agency, 1995, Determination of Landfill Gas Composition and Pollutant Emission rates at Fresh Kills Landfills

Zhang H., X. L. (2016). The transformation of PAHs in the sewage sludge incineration treatment. *Front. Environ. Sci. Eng.* 10(2), 336-340.