

POLITECNICO DI TORINO

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio



Tesi di Laurea Magistrale

Analisi multicriterio delle alternative di gestione dei fanghi
di depurazione nella regione Piemonte

Relatori:

Prof.ssa Barbara Ruffino

Ing. Giuseppe Campo

Candidato:

Franco Mancini

Luglio 2021

Sommario

1. Introduzione	4
2. Fanghi di depurazione	5
3. Sistemi di trattamento	10
3.1. Ispessimento.....	10
3.2. Stabilizzazione	11
3.3. Condizionamento	14
3.4. Disidratazione.....	15
4. Sistemi di smaltimento e recupero	17
4.1. Utilizzo in agricoltura.....	17
4.1.1. Uso diretto sul suolo.....	18
4.1.2. Compostaggio	25
4.2. Trattamento termico.....	28
4.2.1. Mono-incenerimento.....	29
4.2.2. Co-incenerimento	32
4.2.3. Metodi alternativi	35
4.3. Smaltimento in discarica	37
4.4. Procedura semplificata	40
5. Situazione attuale	42
5.1. Europa	42
5.2. Italia	44
6. Analisi della gestione dei fanghi di depurazione nella regione Piemonte	49
6.1. Strumenti di analisi.....	51
6.1.1. AMC: analisi multicriterio	52
6.1.2. AHP: analytic hierarchy process	55
6.2. Determinazione dei criteri di valutazione	60
6.3. Il software Super Decisions: attribuzione dei pesi	67
6.4. ATO 1 – impianto di Novara	69
6.5. ATO 2 – impianto di Cossatto Spolina	72
6.6. ATO 3 – impianto di Castiglione Torinese	75
6.7. ATO 4 – impianto di Canove di Govone	78
6.8. ATO 4 – impianto di Cuneo.....	81
6.9. ATO 5 – Impianto di Asti.....	84
6.10. ATO 6 – Impianto di Cassano Spinola	87
6.11. Aggregazione risultati a livello regionale	90
7. Conclusioni	92
Riferimenti.....	94

1. Introduzione

La crescita della popolazione globale, dello sviluppo urbano e l'aumento dell'industrializzazione hanno portato ad un significativo incremento di utilizzo delle risorse naturali ed al conseguente aumento della produzione di rifiuti. Nel corso degli anni, nasce l'esigenza di limitare gli sprechi e gestire risorse in maniera più razionale, come scrive Pradel (2016) cambia il concetto stesso di rifiuto: da problema diventa risorsa. In questo contesto, la gestione dei fanghi di depurazione risulta una questione improrogabile, in relazione principalmente alle notevoli quantità prodotte ed al rispetto dei vincoli normativi sempre più stringenti, ispirati ai principi di economia circolare.

La presente tesi vuole effettuare un'analisi multicriterio sulla attuale gestione dei fanghi di depurazione della regione Piemonte ponendo particolare attenzione ai principi di prossimità e diversificazione che il nuovo atto di indirizzo regionale, in materia di gestione dei fanghi di depurazione, vuole introdurre. L'analisi è stata effettuata selezionando, per ogni ATO (porzione di territorio su cui sono organizzati i servizi pubblici integrati della regione), gli impianti di depurazione con la più elevata produzione di fanghi (Asti, Canove di Govone, Cassano Spinola, Castiglione Torinese, Cossatto Spolina, Cuneo e Novara), in maniera da fornire una visione rappresentativa del territorio regionale. Le alternative di gestione che sono state prese in considerazione rappresentano le cinque opzioni finali di smaltimento potenzialmente perseguibili sul territorio regionale: uso agricolo (diretto o mediante compostaggio), recupero in forno da cemento, co-incenerimento con rifiuti urbani e smaltimento in discarica. Secondo Kelessidis e Stasinakis (2012) queste opzioni sono le più comunemente utilizzate in tutto il mondo, tanto da poter essere considerate soluzioni consolidate.

2. Fanghi di depurazione

I fanghi di depurazione sono i residui (materiali rimossi e sospensioni concentrate) dei processi di depurazione delle acque reflue, le quali, ai sensi dell'articolo 74 del D.Lgs. 152/2006, vengono destinate in tre tipologie:

- acque reflue domestiche: acque reflue provenienti da insediamenti di tipo residenziale o da servizi e derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e da attività domestiche;
- acque reflue industriali: qualsiasi tipo di acque reflue scaricate da edifici od impianti in cui si svolgono attività commerciali o di produzione di beni, diverse dalle acque reflue domestiche e dalle acque meteoriche di dilavamento;
- acque reflue urbane: acque reflue domestiche o il miscuglio di acque reflue domestiche, di acque reflue industriali ovvero meteoriche di dilavamento convogliate in reti fognarie, anche separate, e provenienti da agglomerato.

Mediante la rete fognaria le acque reflue vengono raccolte negli impianti di depurazione dove sono sottoposte a processi meccanici, biologici e chimici al fine della rimozione delle componenti inquinanti e del loro recupero. Le sostanze rimosse mediante questi processi concorrono alla produzione dei fanghi, che è possibile distinguere tre tipologie, in funzione dalla fase del processo di depurazione in cui vengono prodotti:

- fanghi primari: generati nella fase di sedimentazione primaria, costituiti dal materiale sospeso che è sedimentato prima di essere sottoposto ai processi di depurazione delle acque. Sono caratterizzati da una elevata putrescibilità.
- fanghi secondari: generati durante i processi secondari, di tipo biologico, sono quindi costituiti dalle biomasse di supero, colonie batteriche e dal materiale sospeso in esse contenuto. La putrescibilità varia a seconda del tipo di processo depurativo effettuato.
- fanghi terziari: generati nelle fasi finali del processo depurativo, a valle dei trattamenti biologici. Hanno caratteristiche differenti dai fanghi secondari solamente se questi processi finali avvengono in presenza di reagenti chimici, altrimenti presentano le medesime caratteristiche dei fanghi secondari.

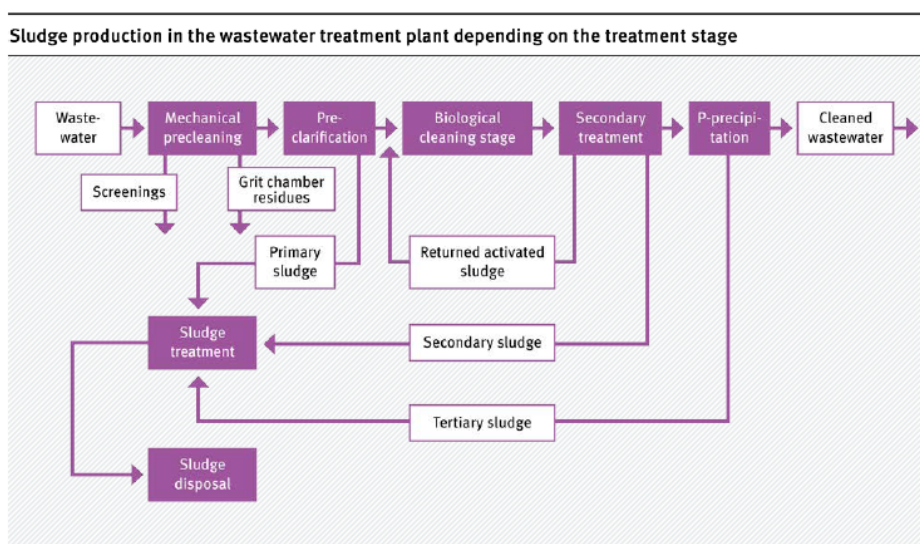


Figura 2.1. Origine dei fanghi di depurazione (UBA's illustration)

I fanghi sono caratterizzati sulla base di proprietà chimiche (pH, alcalinità, sostanza organica, presenza di nutrienti e di microinquinanti), fisiche (umidità, peso specifico, potere calorifico, caratteristiche reologiche) e biologiche, che ne condizionano le modalità di trattamento e smaltimento (Bonomo, 2008).

Umidità

L'umidità rappresenta il contenuto di acqua nei fanghi, come percentuale o frazione in peso della quantità di fango tal quale. Solitamente, prima di essere sottoposti ai processi di trattamento nella linea fanghi, i fanghi in uscita dalla linea acque presenta un'umidità compresa tra il 90% ed il 99%. Il peso del fango è strettamente collegato al tenore di umidità, con queste caratteristiche la densità del fango è assimilabile a quella dell'acqua ed il peso del fango è quindi facilmente determinabile. Nel caso, invece, di un contenuto di umidità inferiore, per determinare il peso complessivo dei fanghi è necessaria la conoscenza del contenuto d'acqua. La relazione tra il contenuto d'acqua ed il peso del fango è rappresentata in Figura 1.2.

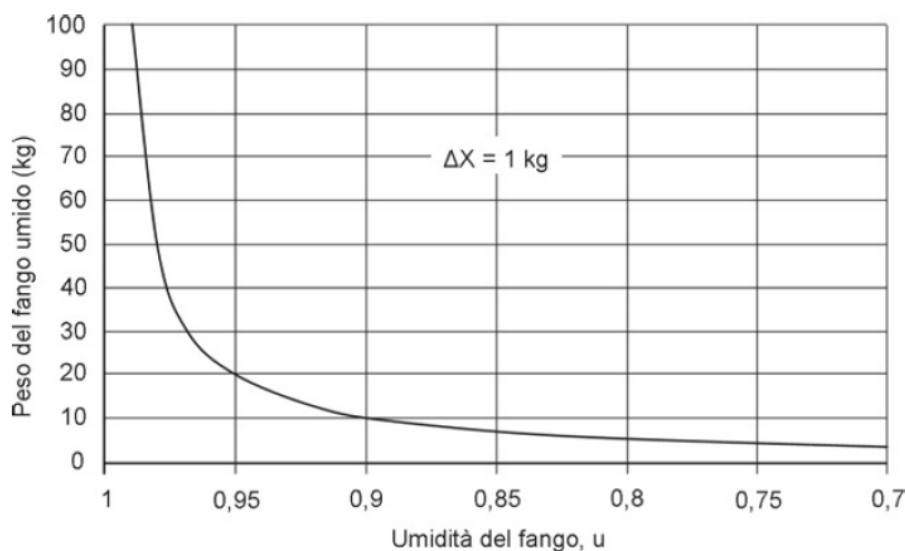


Figura 2.2. Peso di fango umido corrispondente ad un peso unitario di sostanza secca, al variare dell'umidità (Bonomo, 2008)

Sistemi di disidratazione permettono di diminuire il contenuto di acqua e consentono diverse tipologie di gestione e smaltimento: con valori al massimo pari al 75% il fango è ammesso in discarica, per i trattamenti termici i valori oscillano tra il 30% ed il 90% a seconda che si tratti di mono-incenerimento o co-incenerimento, e generalmente dal tipo di processo, mentre per il riutilizzo in agricoltura il valore di umidità si assesta sul 80-85%.

Peso specifico

Il peso specifico dei fanghi di depurazione può essere ricavato dalla formula 2.1.:

$$\gamma_f = \frac{\gamma_a * \gamma_{ss}}{u * \gamma_{ss} + (1 - u) * \gamma_a} \quad (\text{formula 2.1})$$

Dove:

- γ_a : è il peso specifico dell'acqua (1 kg/L)
- u: tasso di umidità del fango (%)

- γ_{ss} : è il peso specifico dei solidi in sospensione, e deve essere valutato caso per caso, in funzione di del peso specifico della componente organica volatile (γ_v), di quella non volatile (γ_{nv}) e della percentuale delle componente volatile rispetto ai solidi totali (v):

$$\gamma_{ss} = \frac{\gamma_v * \gamma_{nv}}{v * \gamma_{nv} + (1 - v) * \gamma_v} \quad (\text{formula 2.2})$$

Valori tipici di questi parametri, nel caso di fanghi misti (primari e secondari) proveniente da depuratori urbani, sono quantificabili in: v circa pari a 0.7 , $\gamma_v = 1,05 \text{ kg/L}$ e $\gamma_{nv} = 2,5 \text{ kg/L}$, ottenendo di conseguenza un valore di γ_{ss} solitamente pari a 1.27 kg/L (Bonomo, 2008).

Composizione chimica

La composizione chimica dei fanghi di depurazione è fortemente condizionata dalla sua origine e dalla stagionalità, in linea generale è possibile affermare che i fanghi sono costituiti principalmente da materia organica e nutrienti (Moretti, 2015). Contengono, tuttavia, anche molte impurità: sostanze, sia inorganiche che organiche, potenzialmente tossiche e bioaccumulabili. Vengono di seguito indicate i componenti tipici dei fanghi di depurazione:

- **Nutrienti**: principalmente N, P e K. La presenza di nutrienti è solitamente sempre sufficiente per la realizzazione dei processi biologici di stabilizzazione.

Parametro	Fango primario	Fango attivo
Solidi volatili	60 - 80	65 - 85
Azoto totale (N)	1,5 – 4,0	2,4 – 6,0
Fosforo totale (P ₂ O ₅)	0,8 - 2,8	2,8 – 7,0
Potassio totale (K ₂ O)	0 – 1,0	0,5 - 0,7

Tabella 2.1. nutrienti nei fanghi di depurazione espressi in % sui SST (Metcalf e Eddy, 2006)

- **Sostanze organiche di origine antropica**: dibenzodiossine policlorurate e furani (PCDD/F), tensioattivi perfluorati (PFS), bifenili policlorurati (PCB) ed idrocarburi policiclici aromatici (IPA). Le principali fonti di queste sostanze sono sia industriali che domestiche (es. prodotti per la pulizia e la cura personale, conservanti del legno e rivestimenti di superfici, etc.).
- **Metalli pesanti**: la principale fonte di metalli pesanti nei fanghi di depurazione sono le acque reflue di tipo industriale ed, in maniera inferiore, l'acqua piovana, che viene convogliata nella rete fognaria, dopo essere ruscellata su superfici artificiali (ad esempio Pb, Cd, Cu, Zn derivano dal passaggio dell'acqua piovana su coperture di edifici, guarnizione dei freni e linee elettriche) (German Environment Agency, 2018). Il contenuto di metalli pesanti nei fanghi è molto variabile ed influenzato dai processi di trattamento e dalle caratteristiche della portata influente all' impianto. Solitamente i fanghi di depurazione derivanti da vaste industrializzate possiedono concentrazioni più elevate di metalli, in particolare Cr e Ni, solitamente utilizzati nei processi produttivi. Alte concentrazioni di Fe(III) e Al, invece, si possono riscontrare nei fanghi di depurazione in seguito all'aggiunta di questi elementi, nei processi di depurazione delle acque, per favorire, ad esempio, la precipitazione del fosforo. Il contenuto di metalli pesanti nei fanghi di depurazione è un fattore chiave per il loro

riutilizzo e recupero, in quanto possono rappresentare una minaccia per la salute umana (es. l'arsenico è cancerogeno, il cadmio oltre ad essere probabilmente cancerogeno è anche teratogeno ed embriotossico, etc.), soprattutto nell'ottica di riutilizzo agricolo (Collivignarelli 2019).

- Patogeni: batteri, virus, e uova di vermi vengono rimossi dalle acque reflue nei processi di depurazione e si ritrovano nei fanghi prodotti. Se i fanghi di depurazione vengono utilizzati in agricoltura non si può escludere che gli agenti patogeni possano raggiungere l'uomo e gli animali attraverso alimenti e mangimi (German Environment Agency, 2018). Per valutare i possibili rischi in questo contesto devono essere soddisfatti 2 criteri:

1. deve essere noto il tasso di sopravvivenza dei patogeni;
2. deve essere accertata la probabilità di esposizione umana ed animale.

Per stabilire la contaminazione di una matrice solida è possibile effettuare dei test di controllo, il più utilizzato è il test di fitotossicità che fornisce una stima degli effetti a breve e lungo termine dei contaminanti, in funzione della matrice, delle comunità vegetali e dell'ecosistema (Hudcovà, 2019). I test di fitotossicità solitamente si effettuano utilizzando semi di piante (es. sorgo, crescione, cetriolo) ed hanno durata dell'ordine di qualche giorno. Le sostanze tossiche, se presenti in quantità superiori ai limiti, inibiscono la germinazione dei semi e l'allungamento delle radici.

- Nano materiali: sono materiali in cui almeno il 50 % delle particelle, nella distribuzione granulometrica, presenta una dimensione esterna compresa tra 1 e 100 nanometri. Se rilasciati nell'ambiente possono interagire con altre sostanze ed organismi e potenzialmente produrre effetti negativi. La misura in cui queste sostanze possano essere trasferite all'ambiente dipende dalla scelta di utilizzo dei fanghi di depurazione. Ad esempio, nel caso di incenerimento la diffusione avviene attraverso i gas di scarico e la cenere prodotta. (German Environment Agency, 2018).
- Materie plastiche: agli impianti di depurazione viene collettata, attraverso le acque reflue, anche molta plastica, mentre la macroplastica (dimensione > 25 mm) vengono opportunamente rimosse nelle fasi iniziali del processo, mesoplastiche (dimensione compresa tra 25 e 5 mm) e microlastiche (dimensione < 5 mm) possono essere rinvenute nei fanghi di depurazione.

Putrescibilità

Secondo Bonomo (2008): "un fango può essere ritenuto stabile quando non determina effetti dannosi o sgradevoli per l'ambiente in conseguenza delle trasformazioni biologiche che in esso si determinano. I fanghi che contengono tenori rilevanti di sostanze volatili rapidamente degradabili sono soggetti a trasformazioni di tipo anaerobico, con conseguenti fenomeni di putrefazione, presentando una richiesta di ossigeno che non può venir soddisfatta mediante gli scambi con l'ambiente esterno". Tecniche di diffuso utilizzo per valutare il grado di stabilità dei fanghi sono:

- Percentuale di SSV: i solidi volatili costituiscono circa il 70 % della sostanza secca totale nei fanghi di depurazione. Questa frazione può diminuire se si applicano dei trattamenti di stabilizzazione, con trattamenti aerobici si raggiungono valori del circa 60 % mentre si ottengono valori del 50-55 % con trattamenti anaerobici. La stabilizzazione può considerarsi raggiunta quando le concentrazioni di SSV tendono ad essere costanti nel tempo.

- Prove con acetato di piombo: tra i prodotti dei fenomeni di putrefazione si rinviene l'idrogeno solforato (H_2S). Utilizzando cartine all'acetato di piombo è possibile rilevare la presenza di H_2S tra i gas prodotti, grazie all'annerimento delle stesse causato dalla formazione solfuro di piombo, prodotto della reazione tra l'idrogeno solforato e l'acetato di piombo. Il test viene effettuato posizionando la cartina sopra il contenitore contenente il fango da esaminare e si determina il tempo in cui si manifesta l'annerimento: più il tempo è lungo più il fango è stabilizzato.
- Consumo di ossigeno: l'analisi viene eseguita utilizzando un respirometro. Un fango si considera stabilizzato per valori attorno a 0,10 gO₂/gSSV al giorno.

pH e Alcalinità

I fanghi in uscita dagli impianti di trattamento presentano una alcalinità elevata (fino a 3 gCaCO₃/L) ed un pH tendente alla neutralità (Bonomo, 2008). Questi parametri sono di fondamentale importanza per garantire una corretta esecuzione dei trattamenti a cui i fanghi verranno sottoposti (che verranno trattati nel capitolo successivo) per essere ritenuti idonei alle varie alternative di gestione finale: l'alcalinità è un parametro importante per la scelta dei reagenti da utilizzare durante i processi di disidratazione e condizionamento mentre il pH è da tenere sotto controllo nei processi di stabilizzazione biologica, in particolare per la digestione anaerobica, essendo che tende ad abbassarsi parecchio con il verificarsi di fenomeni di fermentazione consistenti. Bisogna evitare condizioni eccessivamente acide, poiché viene inibita l'attività dei microorganismi metanigeni, che sono fondamentali nei processi di stabilizzazione biologica anaerobica.

Potere calorifico

I fanghi di depurazione sono paragonabili alla biomassa legnosa in termini di contenuto energetico, ma presentano un maggiore contenuto inorganico. Il potere calorifico della materia secca dei fanghi di depurazione varia a seconda della tipologia di fango ed ai processi da cui si origina, in genere ha valore di circa 17 MJ/kg per i fanghi grezzi, circa 15 MJ/kg per i fanghi attivi e circa 10 MJ/kg per i fanghi stabilizzati (Durdevic, 2019).

Infine, a titolo di esempio, nella tabella 2.2. si riassumono le principali proprietà dei fanghi risultati da acque reflue urbane (occorre precisare che per quanto riguarda fanghi di origine industriale i parametri sono fortemente dipendenti dalle caratteristiche delle stesse acque trattate).

Parameter	Unit of measure	Primary sludge	Secondary sludge	Mixed sludge
		(a)-(b)-(c)-(d)	(a)-(b)-(c)-(d)	(b)-(e)-(f)-(g)
Total solids	[% TS]	2–9	0.8–3.3	n.a.
Organic solids/volatile solids	[% TS]	60–80	30–88	72–75
Nitrogen	[% TS]	1.5–4	2.4–5	2.8–4.9
Phosphorus	[% TS]	0.2–2.8	0.5–11	1.2–3
pH	[-]	5–8	6.5–8	6.5–8.2
Oxygen	[%TS]	23.1 (*)	22.1–25.4 (*)	18.5–21.9
Hydrogen	[%TS]	4.6 (*)	4.0–5.2 (*)	4–4.6
Carbon	[%TS]	33.5 (*)	35.2–40.8 (*)	n.a.
Organic carbon	[%TS]	n.a.	n.a.	20.5–40.3
Density	[kg m ⁻³]	1003–1010	1000–1020	n.a.
Higher heating value	[MJ kg ⁻¹]	23–29	19–23	11.3–20
Manganese	[mg kg ⁻¹]	n.a.	n.a.	100–200
Iron	[mg kg ⁻¹]	2000–4000	2000	24,000–38,000
Lead	[mg kg ⁻¹]	n.a.	n.a.	30–300
Cadmium	[mg kg ⁻¹]	n.a.	n.a.	<3
Nickel	[mg kg ⁻¹]	n.a.	n.a.	17–50
Copper	[mg kg ⁻¹]	n.a.	n.a.	100–200
Chromium	[mg kg ⁻¹]	n.a.	n.a.	500–900
Zinc	[mg kg ⁻¹]	n.a.	n.a.	300–3600

Tabella 2.2. Composizione fanghi di depurazione (Collivignarelli, 2019)

3. Sistemi di trattamento

In questo capitolo vengono esposti i principali sistemi di trattamento a cui devono essere sottoposti i fanghi, prodotti nei processi di depurazione delle acque reflue, per disporre delle caratteristiche chimico-fisiche idonee alle operazioni di recupero e smaltimento finali. Generalmente un fango viene trattato al fine raggiungere tre obiettivi:

1. Ridurre il volume, al fine di limitare i costi di trasporto e di gestione;
2. Stabilizzazione, cioè creare le condizioni per cui non si inneschi autonomamente il processo di putrefazione;
3. Eliminare gli agenti patogeni.

I principali sistemi di trattamento dei fanghi sono: ispessimento, stabilizzazione, condizionamento e disidratazione, ed in quest'ordine verranno analizzati.

3.1. Ispessimento

È il primo processo di trattamento a cui viene sottoposto il fango, ha la funzione di diminuirne il tasso di umidità. Una diminuzione anche di pochi punti percentuali corrisponde ad una notevole diminuzione di quantità del materiale. Questa riduzione risulta fondamentale per garantire un notevole risparmio in termini di dimensionamento delle successive operazioni di trattamento, comportando quindi una riduzione dei costi, di investimento e gestionali, della linea di trattamento fanghi, che rappresentano una rilevante porzione dei costi totali di un impianto di depurazione. I costi di gestione dei fanghi di depurazione sono quantificabili in circa il 50% dei costi di esercizio totali (Collivignarelli, 2019).

Secondo Bonomo (2008), le tecnologie di ispessimento di più frequente utilizzo sono:

- Ispessimento a gravità: Il processo è simile a quello che avviene nella linea acque nelle fasi di sedimentazione, le vasche utilizzate sono generalmente a pianta circolare, con pendenza a convergenza centrale. Il materiale per effetto della gravità si deposita sul fondo dove un braccio raschiatore lo trascina verso il centro e viene estratto mediante una apposita tramoggia di fondo. Sui ponti in movimento sono posti, inoltre, dei picchetti che hanno la funzione di agitare la sospensione, favorendo la liberazione di bolle di gas adese alle particelle. I decantatori sono coperti e mantenuti in aspirazione, in maniera da inviare l'aria raccolta al sistema di deodorizzazione, in quanto è inevitabile la formazione di condizioni settiche. L'ispessimento a gravità è il metodo più utilizzato e diffuso per il trattamento dei fanghi primari e misti.
- Flottazione con aria disciolta: la flottazione ad aria disciolta viene adottata per l'ispessimento dei fanghi secondari e terziari, poiché, essendo di natura fioccosa, si addensano più difficilmente per gravità rispetto ai primari. Il processo avviene nei "flottatori": vasche a sezione circolare o rettangolare, generalmente di dimensioni inferiori a quelle degli ispessitori per gravità, al cui interno viene immessa aria compressa fino a saturazione. Successivamente la pressione viene ridotta rapidamente a valori circa pari a quella atmosferica, mediante valvole di riduzione, permettendo la formazione di piccole

bolle (30-100 μm) che aderiscono ai fiocchi sospesi e ne incrementano la velocità di flottazione. Una volta in superficie i fiocchi vengono rimossi mediante un apposito raschiatore. Invece, per la rimozione del materiale non flottabile si fa ricorso, anche nei flottatori, a raschiatori di fondo. Rispetto all'ispessimento per gravità, si ottiene un tenore di umidità maggiore a scapito di costi energetici più elevati.

- Centrifugazione: questo processo viene solitamente applicato nella fase di disidratazione, ma può trovare applicazione anche in quella di ispessimento per i fanghi attivi di supero, se necessaria una loro riduzione di volume. L'ispessimento avviene sfruttando la forza centrifuga: la sospensione viene messa in rotazione all'interno di un contenitore di forma cilindrica, le particelle aventi densità maggiori di quelle dell'acqua migrano verso i bordi, dove vengono raccolte e rimosse, mentre le particelle sospese costituiscono il così detto "centrifugato" che normalmente viene reimmesso nella linea acque. Come per la flottazione, la centrifugazione trova maggiore applicazione per fanghi secondari e terziari, anche questa pratica è condizionata da notevoli consumi energetici.
- Drenaggio: viene realizzato con l'impiego della "tavola gravimetrica": una tela filtrante (con luci di circa 0,5 mm) che scorre su dei rulli movimentabili. Il fango viene distribuito sulla superficie filtrante ed è progressivamente addensato mediante degli erpici che allontanano l'acqua per drenaggio. La tela rimane progressivamente ostruita dal fango con lo svolgersi del processo e l'allontanamento dell'acqua impedito, per tali ragioni sono disposti degli ugelli spruzzatori destinati al lavaggio lungo il percorso, che smuovono il fango e mantengono efficiente il processo. Il fango ispessito viene scaricato e raccolto alla fine del percorso della tela. Questa metodologia è applicabile a tutte le tipologie di fango.

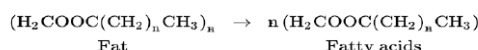
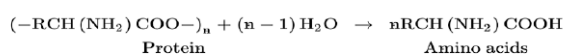
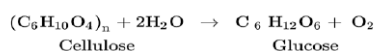
3.2. Stabilizzazione

I processi di stabilizzazione hanno l'obiettivo di ridurre gli agenti patogeni e interrompere i fenomeni di fermentazione e putrescibilità. L'innescarsi di questi processi è collegato alla presenza di materiale rapidamente biodegradabile, soggetto a trasformazioni di tipo anaerobico. Al fine di realizzare la stabilizzazione si può operare mediante l'istaurazione di condizioni che impediscano l'attività batterica e quindi l'innescarsi di fenomeni di putrescibilità (processi chimici o fisici) oppure mediante la trasformazione (processi biologici) o distruzione (incenerimento) della materia putrescibile. Le metodologie di stabilizzazione più frequentemente utilizzate sono:

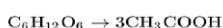
- Stabilizzazione chimica: viene immesso nei fanghi un agente alcalinizzante in dosi atte a regolare il pH su valori che inibiscono l'attività dei batteri, ma che non incidano sulla presenza di composti organici. I principali agenti alcalinizzanti sono:
 - Ca(OH)_2 : viene utilizzato sui fanghi liquidi, per innalzare il pH e istaurare un ambiente fortemente basico, che causa una riduzione del contenuto di patogeni e batteri.
 - CaO : viene utilizzato su fanghi preventivamente disidratati per innescare la formazione di CaCO_3 (reazione di carbonatazione) e la formazione di Ca(OH)_2 (reazione di idratazione). Essendo entrambe reazioni esotermiche determinano un incremento della temperatura: raggiunta la soglia dei 55°C si determina un miglioramento del grado di igienizzazione ed un notevole abbattimento dei patogeni.

- **Stabilizzazione biologica anaerobica (digestione anaerobica):** la digestione anaerobica è il processo di stabilizzazione più diffuso. La materia organica presente nei fanghi di depurazione viene degradata, in condizioni di assenza di ossigeno, ad opera di specie microbiche. I prodotti del processo sono il digestato, residuo semisolido degli effluenti iniziali, ed il biogas (fase aeriforme costituita principalmente da CH₄ e CO₂), caratterizzato da un buon potere calorifico inferiore (19 MJ/m³ – 25MJ/m³) il quale rende il processo interessante dal punto di vista del recupero energetico. Il processo si articola in quattro fasi:
 1. **Idrolisi:** è un processo biologico non mediato direttamente da microrganismi ma da enzimi, la cui funzione è trasformare le strutture complesse (carboidrati, proteine e grassi) in composti più semplici e solubili (es. amminoacidi ed acidi grassi), in quanto i microrganismi delle fasi successive operano sul substrato in forma disciolta. La velocità dell'idrolisi dipende dal tipo di substrato e dalla sua pezzatura, maggiore è la superficie specifica del substrato in ingresso maggiore sarà la velocità del processo. Regolando la quantità di substrato per gli acidogenetici, l'idrolisi regola la velocità complessiva del processo;
 2. **Acidogenesi:** fase in cui la sostanza organica disciolta prodotta nella fase precedente viene trasformata in acidi grassi volatili (VFA). La struttura dei prodotti è funzione della concentrazione di H, tanto più è elevata tanto più saranno complessi gli acidi generati (es. acido acetico (più semplice), acido propionico, acido butirico, acido valerico, acido lattico);
 3. **Acetogenesi:** gli acidi, prodotti nella fase precedente vengono trasformati in acido acetico, H₂ e CO₂;
 4. **Metanogenesi:** è la fase finale in cui avviene la produzione del metano (CH₄), ad opera dei microrganismi metanigeni che convertono l'acido acetico, H₂ e CO₂ prodotti nella fase precedente.

Hydrolysis



Acidogenesis



Acetogenesis



Methanogenesis

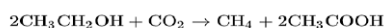
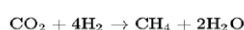
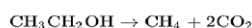


Figura 3.1. Principali reazioni coinvolte nel processo di digestione anaerobica (Hans, 2018)

Un aumento di temperatura della massa liquida del fango, a mezzo di una fonte di calore esterna, favorisce un rapido sviluppo delle reazioni biologiche andando ad abbreviare i tempi per il completamento del processo. Si parla di digestione psicrofila (20°C), digestione mesofila (30-45°C) e digestione termofila (50-55°C).

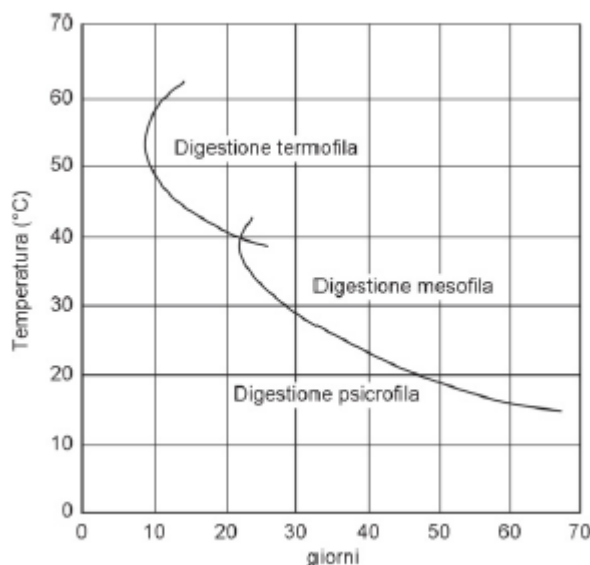
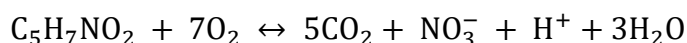


Figura 3.2. Relazione tra temperatura e velocità di processo della digestione anaerobica (WEF, 1996)

Oltre alla temperatura, ulteriori parametri da monitorare per garantire una buona stabilizzazione sono il pH, l'alcalinità e la quantità di nutrienti. I primi due vengono tenuti sotto controllo mediante l'indicatore $\frac{FOS}{TAC}$, rapporto tra la concentrazione degli acidi grassi volatili e l'alcalinità del sistema. L'indicatore deve essere mantenuto all'interno del range 0.3–0.4. Se fosse maggiore di 0.4 significherebbe che la produzione di acidi grassi volatili è eccessiva che comporterebbe una diminuzione del pH, rendendo l'ambiente acido e non idoneo alla sopravvivenza dei microrganismi, mentre, se fosse inferiore a 0.3 significherebbe che il sistema non riceve una sufficiente alimentazione in ingresso. Per quanto riguarda i nutrienti la quantità necessaria è proporzionale alla quantità di microrganismi, le cui cellule sono composte principalmente da C, N e P. Un processo procede correttamente se il rapporto $\frac{C}{N}$ è nel range 20-30. Se fosse maggiore di 30: N non sarebbe presente in quantità sufficiente alla crescita della biomassa, mentre se fosse minore di 20: N sarebbe presente in quantità eccessive e si verificherebbe la formazione di NH_3 che inibirebbe l'attività dei microrganismi.

- **Stabilizzazione biologica aerobica:** la stabilizzazione aerobica è il processo di degradazione della sostanza organica che avviene in presenza di ossigeno ad opera dei microrganismi presenti nei fanghi, instaurando reazioni di demolizione della materia organica, come la seguente:



Le reazioni proseguono fino al momento in cui la materia organica non è più sufficiente ad alimentare il processo e si verifica la distruzione del materiale cellulare dei microrganismi stessi (respirazione endogena). Il fango viene sottoposto ad un'aerazione prolungata in bacini aperti insufflando aria mediante aeratori pneumatici o meccanici, che svolgono al

contempo la funzione di miscelatori. Il fabbisogno di ossigeno è quantificabile in 1.6-1.9 kg O₂/kg SSV rimossa. Il fango assorbe l'ossigeno maggiormente nei primi giorni di aerazione, ed, in contemporanea, avviene una rapida crescita delle colonie batterica, per poi diminuire gradualmente con lo svolgersi del processo. Per una buona stabilizzazione, l'aerazione prosegue per parecchi giorni, cercando di mantenere la quantità di ossigeno residuo nei fanghi intorno ai valori di circa 1 mg/L (Metcalf e Eddy, 2003). La durata del processo varia dalle 2 settimane ai 2 mesi e, come per tutti i processi biologici, il parametro che più influisce sulla cinetica del processo è la temperatura: la cinetica del processo può essere incrementata innalzando la temperatura. Lavorando con reattori aperti spesso la temperatura del processo è condizionata dalle condizioni esterne, per limitare questa influenza si può fornire calore dall'esterno o coprire i reattori. Portando la temperatura a valori maggiori di 55°C si innesca un processo autotermico, (ATAD - Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion), in cui l'incremento di temperatura è dovuto esclusivamente all'esotermicità dei processi degradativi dei solidi volatili, quindi senza necessità di apporto energetico dall'esterno. I vantaggi di lavorare con ATAD consistono nella significativa riduzione dei tempi di ritenzione e nella riduzione delle componenti di patogeni, virus e batteri, al netto della maggiore produzione di cattivi odori e della fornitura di energia di attivazione.

3.3. Condizionamento

Come riportato da Bonomo (2008), i fanghi in uscita dai processi di stabilizzazione non possiedono ancora caratteristiche compatibili all'applicazione dei trattamenti di disidratazione, quindi risultano necessari interventi preliminari, detti di condizionamento, che hanno lo scopo di:

1. aumentare la velocità di separazione solido-liquido;
2. diminuire il contenuto di umidità dei fanghi;
3. migliorare le caratteristiche del surnatante separato.

Il condizionamento viene eseguito, principalmente, in due modi:

- Condizionamento chimico: vengono aggiunti al fango dei reagenti chimici con lo scopo di aiutare la coagulazione e flocculazione delle particelle, abbattendo la concentrazione della fase finemente dispersa. I reagenti maggiormente utilizzati si dividono in:
 - Inorganici: vengono immessi nel fango dei sali cationici (es. FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃) per causare la produzione dei corrispondenti idrossidi. Il processo consuma in maniera rilevante l'alcalinità e per mantenere il pH nel range ottimale di flocculazione viene aggiunta calce. La calce, oltre a regolare il pH, induce la precipitazione di carbonato di calcio (CaCO₃), meno idrofilo e più denso degli idrossidi di ferro ed alluminio, garantendo al fango condizionato una struttura granulare porosa ed una migliore drenabilità.
 - Organici: prodotti mediante polimerizzazione di monomeri organici, in lunghe catene lineari o ramificate. La carica dei gruppi funzionali localizzati su queste catene determina il tipo di polimero:
 - Polielettroliti cationici: carica positiva;
 - Polielettroliti anionici: carica negativa;
 - Polielettroliti non ionici: carica globalmente neutra.

Se le particelle sospese ed i polimeri hanno cariche di segno opposto, l'interazione è governata da forze di natura coulombiana, mentre se le particelle sospese e i polimeri

presentano cariche dello stesso segno si generano anche forze di Van der Waals, ponti H e fenomeni di sostituzione ionica.

- Condizionamento termico: consiste nell'incremento della temperatura dei fanghi, per tempi nell'ordine dei 60 minuti, fino a valori superiori ai 200°C. Al fine di evitare il fenomeno di evaporazione dell'acqua presente, e il relativo trattamento delle emissioni, il processo è condotto a pressioni superiori a quelle del vapore saturo. Il condizionamento termico comporta delle variazioni delle caratteristiche chimico-fisiche dei fanghi, causando la rottura delle aggregazioni colloidali e delle cellule batteriche, liberando l'acqua in essi contenuta. I vantaggi di questa metodologia sono un notevole miglioramento della filtrabilità e la completa sterilizzazione dei fanghi. Tuttavia, l'elevata complessità di installazione, operativa, la produzione di cattivi odori ed i frequenti interventi di manutenzione necessari ne limitano l'applicazione agli impianti di grandi dimensioni.

3.4. Disidratazione

A valle del condizionamento viene effettuata la disidratazione al fine di ridurre il tenore di umidità, quindi il peso ed il volume, dei fanghi di depurazione, in modo da semplificare le operazioni di gestione e smaltimento finali, che vengono rese più vantaggiose dal punto di vista operativo ed economico. La disidratazione dei fanghi viene effettuata prevalentemente con processi meccanici (filtrazione e centrifugazione) o con processi naturali (letti di essiccamento), questi ultimi minormente diffusi. Le metodologie di disidratazione più utilizzate sono (Bonomo, 2008):

- Filtropresse a nastro: dispositivo composto da due nastri rotanti, in mezzo ai quali viene fatto passare il fango. La separazione della fase liquida avviene mediante l'associazione della forza di gravità alla compressione applicata dalla macchina. Il nastro superiore esercita una pressione sul fango, favorendo la separazione della fase liquida attraverso il nastro inferiore che svolge il ruolo filtrante. Le filtropresse vengono utilizzate prevalentemente in piccoli-medii impianti, dove non sono richiesti tenori di umidità troppo bassi, per esempio sono adatte ai fanghi destinati all'utilizzo agronomico.
- Filtropresse a camere: la separazione della fase liquida avviene in maniera discontinua, mediante l'utilizzo di piastre verticali di forma quadrata, con superficie zigrinata e rivestite da una tela filtrante, che vengono movimentate su di un sistema di guide. All'inizio del processo, le piastre vengono disposte in modo da formare una serie di camere, parzialmente isolate, in quanto vengono tenute in comunicazione attraverso una foratura al centro delle stesse. Una volta nella posizione corretta, le camere vengono riempite dal fango, il quale si espande passando attraverso i fori che le collegano. Le tele svolgono l'azione filtrante, mediante la pressione indotta dal fango stesso, e attraverso le superfici zigrate la fase liquida del fango viene raccolta nei canali di scarico di cui ogni piastra è dotata. Al termine della filtrazione si allontanano le piastre causando l'apertura delle camere, in questa maniera i pannelli di fango disidratato cadono per gravità su una sottostante tramoggia e sono raccolti e stoccati con l'ausilio di nastri trasportatori.
- Centrifughe: il principio di separazione della fase solida da quella liquida è analogo a quello della sedimentazione, la differenza risiede nelle forze applicate, se per la sedimentazione si

fa ricorso alla forza gravitazionale, per la centrifugazione si ricorre a quella centrifuga. La sospensione viene messa in rotazione all' interno di un contenitore di forma cilindrica, le particelle aventi densità maggiori di quelle dell'acqua migrano verso i bordi, dove vengono raccolte e rimosse, mentre le particelle sospese costituiscono il così detto "centrifugato" che normalmente viene reimmesso nella linea acque.

- Letti di essiccamento: è un processo di disidratazione naturale in cui la fase liquida del fango viene rimossa per evaporazione e drenaggio. Non sono richiesti consumi energetici, tuttavia, sono necessarie ampie superfici dove distendere i fanghi, questo si traduce in un'alternativa proponibile solamente per impianti con produzione di fanghi modeste, ubicati in un idoneo contesto ambientale. I letti di essiccamento sono costituiti da vasche impermeabili con fondale a doppia pendenza che permette la confluizione la fase liquida in una tubazione drenante centrale, coperta da uno strato di ghiaia. Lo strato di fondo descritto funge da supporto ad uno strato superiore di sabbia di spessore almeno pari a 30 cm, su cui verranno distesi i fanghi. La disidratazione avviene sia per drenaggio attraverso gli strati filtranti di sabbia e ghiaia, sia per evaporazione attraverso la superficie esposta all'aria. L'acqua raccolta tramite le tubazioni poste sul fondo viene reimmessa nella linea di depurazione delle acque, mentre, il fango disidratato viene raccolto mediante l'utilizzo di pale cariatrici e successivamente stoccato.

4. Sistemi di smaltimento e recupero

Negli ultimi anni, la crescita della popolazione globale, dello sviluppo urbano e l'aumento dell'industrializzazione hanno portato ad un significativo incremento di utilizzo delle risorse naturali ed al conseguente aumento della produzione di rifiuti. Contemporaneamente nasce quindi l'esigenza di limitare gli sprechi e gestire risorse in maniera più razionale, cambiando il concetto stesso di rifiuto: da problema diventa risorsa (Pradel, 2016). Il fenomeno è globale e coinvolge anche i processi di depurazione dell'acqua: il trattamento di depurazione comporta una produzione di una grande quantità di fanghi, per i quali è necessaria una corretta gestione in termini di ecosostenibilità. Al fine di promuovere il riutilizzo, il riciclaggio e il recupero di rifiuti, la commissione europea ha predisposto una pianificazione di economia circolare, il cui obiettivo è chiudere il ciclo di vita dei prodotti mantenendo il loro valore aggiunto il più a lungo possibile ed eliminare gli sprechi ottenendo evidenti vantaggi ambientali ed economici. Introducendo con la direttiva 98/2008/CEE la gerarchia di gestione dei rifiuti:

1. Minimizzazione
2. Recupero di materia
3. Recupero di energia
4. Smaltimento

In questo contesto, i fanghi di depurazione al posto di essere considerati un prodotto di scarto degli impianti, dopo averli sottoposti agli opportuni processi di trattamento, assumono il ruolo di risorsa multifunzionale con crescenti opportunità di utilizzo (Collivignarelli, 2019).

All'interno dell'unione europea diverse sono le metodologie di gestione e smaltimento utilizzate: il riutilizzo dei fanghi in agricoltura (mediante spandimento diretto e previo compostaggio), trattamenti di valorizzazione energetica, dai più consolidati (mono-incenerimento e co-incenerimento) alle tecniche non ancora applicate su larga scala (pirolisi, gassificazione), ed infine lo smaltimento definitivo in discarica. Questo capitolo si occuperà di affrontare, dal punto di vista tecnico e normativo, le varie possibilità a disposizione.

4.1. Utilizzo in agricoltura

Il riutilizzo dei fanghi in agricoltura è totalmente in accordo con i principi di un'economia circolare, sostenibile ed integrata, in quanto viene garantito un totale recupero della materia organica e delle sostanze nutrienti. Non è tuttavia esente da aspetti negativi: con il riutilizzo agricolo l'eventuale presenza di composti indesiderati nei fanghi di depurazione viene trasferita al suolo dove può causare effetti non voluti sull'ecosistema terrestre, acquatico e sulla salute umana. Lo spandimento a terra, inoltre, non è condizionato solo degli aspetti tecnici-normativi ma è fortemente influenzato anche dalla densità di popolazione e dalla disponibilità di terreni agricoli, dall'accettazione da parte degli agricoltori e del pubblico, che influenzano, infine, le decisioni politiche.

L'utilizzo in agricoltura si suddivide in diretto (inteso come spargimento diretto sul suolo) ed indiretto (compostaggio), ed in quest'ordine verranno analizzati.

4.1.1. Spandimento diretto sul suolo

L'applicazione dei fanghi di depurazione sui terreni coltivati sostiene la produttività delle colture migliorando le proprietà fisiche (ritenzione idrica, tessitura del suolo, infiltrazioni d'acqua, densità apparente, porosità) chimiche (maggiore capacità di scambio cationico, pH) e biologiche del suolo, aiuta a contenere la decomposizione di sostanza organica del suolo (SOM) e fornisce nutrienti essenziali (N, P e K), comportando un minor impegno di fertilizzanti. Generalmente, i fanghi sono caratterizzati da una notevole variabilità del contenuto di nutrienti a seconda della tipologia di acque reflue e del processo di trattamento. Sebbene i nutrienti siano essenziali per la crescita delle piante, se applicati in quantità eccessive possono accumularsi nel suolo ed essere lisciviati e trasportati dalle acque sotterranee rappresentando un rischio per l'ecosistema (Hudcova, 2019). Ma i principali problemi legati a tale utilizzo dei fanghi sono legati ad altri fattori: riguardano la presenza di metalli pesanti, contaminanti organici e patogeni nei fanghi. Lo spandimento diretto dei fanghi di depurazione può comportare:

- aumento dei livelli di tossine persistenti nel suolo, nella vegetazione e nella fauna selvatica;
- riduzione della biodiversità sul lungo periodo;
- emissioni di gas serra (es. CH₄ e N₂O);
- il rilascio di composti odorosi.

Tuttavia, nella letteratura scientifica non è possibile trovare una correlazione tra gli effetti sopracitati e l'applicazione al suolo dei biosolidi (Collivignarelli, 2019). La normativa comunitaria di riferimento è la direttiva 278/1986/CEE, la quale mira ad incoraggiare l'uso dei biosolidi in agricoltura, ma intende regolarne l'uso al fine di evitare i potenziali effetti dannosi sopracitati. È infatti vietato l'utilizzo di fanghi non trattati su terreni agricoli e la normativa stabilisce i limiti di concentrazione delle sostanze inquinanti, che identificano un fango come idoneo o meno allo spandimento agricolo. La direttiva richiede, inoltre, che i biosolidi siano utilizzati in base alle esigenze nutrizionali delle piante e senza rischi per la qualità del suolo, della superficie e delle acque sotterranee. La direttiva 278/1986/CEE si basa sulla conoscenza tossicologica contenuta in un documento di analisi dei rischi preparato da COST (European Cooperation in Science and Technology) redatto alla fine degli anni '80. Con il passare degli anni, sulla base delle nuove conoscenze tecnico-scientifiche, molti Stati membri hanno introdotto normative più restrittive, aggiungendo ulteriori contaminanti non riportati nella direttiva e prevedendo ulteriori requisiti (Collivignarelli, 2020). Vengono di seguito riportate (tabelle 4.1. 4.2. 4.3. e 4.4.) le sostanze, con i relativi limiti, introdotte dalla 278/1986/CEE e le modifiche che i vari paesi membri dell'Unione hanno adottato negli anni a seguire.

State	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Directive 86/278/EEC	20–40	1000–1750	16–25	300–400	750–1200	2500–4000
Austria (Burgenland)						
Quality class I ^a	2	300	2	60	100	1000
Quality class II ^a	10	500	10	100	500	2000
Austria (Carinthia) ^b						
Class I ^b	0.7	70	0.4	25	45	200
Class A ^b	1	150	0.7	60	150	500
Class AB ^b	2	300	2	60	150	1200
Class B ^b	2.5	300	2.5	80	150	1800
Austria (Lower Austria)						
Quality class I ^c						
Quality class II	2	300	2	60	100	1500
Austria (Salzburg)	application of sewage sludge and its mixtures is prohibited ^d					
Austria (Steiermark)	2	300	2	60	100	1200
Austria (Tyrol)	application of sewage sludge and products with their content on farmland is prohibited					
Austria (Upper Austria)	5	400	7	80	400	1600
Austria (Vienna)	application of sewage sludge is prohibited ^e					
Austria (Vorarlberg)	4	500	4	100	150	1800
Belgium	10	600	10	100	500	2000
Bulgaria	30	1600	16	350	800	3000
Croatia	5	600	5	80	500	2000
Cyprus	20–40	1000–1750	16–25	300–400	750–1200	2500–4000
Czech Republic	5	500	4	100	200	2500
Denmark	0.8	1000	0.8	30	120	4000
Estonia	20	1200	20	400	900	3500
Finland	1.5	600 ^f	1	100	100	1500 ^f
France	20	1000	10	200	800	3000
Germany ^g	10	800	8	200	900	2500
Greece	20–40	1000–1750	16–25	300–400	750–1200	2500–4000
Hungary	10	1000	10	200	750	2500
Ireland	20	1000	16	300	750	2500
Italy	20	1000	10	300	750	2500
Latvia	10	800	10	200	500	2500
Lithuania	6.0	600	6.0	300	500	2000
Luxembourg	2.5	700	1.6	80	200	3000
Malta	5	800	5	200	500	2000
Netherlands	1.25	75	0.75	30	100	300
Poland	20	1000	16	300	750	2500
Portugal	20	1000	16	300	750	2500
Romania	10	500	5	100	300	2000
Slovakia	10	1000	10	300	750	2500
Slovenia	1.5	300	1.5	75	250	1200
Spain						
pH of soil < 7	20	1000	16	300	750	2500
pH of soil > 7	40	1750	25	400	1200	4000
Sweden	2	600	2.5	50	100	800
United Kingdom	use of sewage sludge limited by the maximum allowable concentrations of Cd, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn in soil intended for sludge application					

Tabella 4.1. Limiti metalli pesanti biosolidi utilizzati in agricoltura 86/278/CEE (mg/kg SS) (Hudcova, 2019)

Rispetto ai limiti della tabella 4.1., diversi paesi hanno introdotto indicazioni anche per altri metalli pesanti, riportati in tabella 4.2, quali: cromo, arsenico, molibdeno, cobalto e selenio.

State	Cr	As	Co	Mo	Se	State	Cr	As	Co	Mo	Se
Austria (Burgenland)						Estonia	1200				
Quality class I ^a	100					Finland	300				
Quality class II ^a	500					France	1000				
Austria (Carinthia) ^b						Germany	900				
Class I ^b	70					Greece					
Class A ^b	70					Hungary	1000 (1 mg/kg Cr ^{VI})	75	20	50	100
Class AB ^b	70					Ireland					
Class B ^b	100					Italy					
Austria (Lower Austria)						Latvia	600				
Quality class I ^c						Lithuania	400				
Quality class II						Luxembourg	100				
Austria (Salzburg)	application of sewage sludge and its mixtures is prohibited ^d					Malta	800				
Austria (Steiermark)	70					Netherlands	75	15			
Austria (Tyrol)	application of sewage sludge and products with their content on farmland is prohibited					Poland	500				
Austria (Upper Austria)	400					Portugal	1000				
Austria (Vienna)	application of sewage sludge is prohibited ^e					Romania	500	10		50	
Austria (Vorarlberg)	300					Slovakia	1000	20			
Belgium	500					Slovenia	200				
Bulgaria	500	25				Spain					
Croatia	500					pH of soil < 7	1000				
Cyprus						pH of soil > 7	1500				
Czech Republic	200	30				Sweden	100				
Denmark	100	25				United Kingdom					

Tabella 4.2. Limiti aggiuntivi metalli pesanti biosolidi utilizzati in agricoltura (mg/kg SS) (Hudcova, 2019)

Successivamente sono stati inclusi valori limite per alcuni composti organici sintetici (tabella 4.3.) come composti organici alogenati, alchilbenzensolfonati lineari (LAS), ftalati, nonilfenolo, IPA, PCB e PCDD/F.

State	AOX	DEHP	LAS	NP/NPE	PAH	PCB	PCDD/F (ng TEQ/kg DM)	C ₅ - C ₄₀
EC (2000) ^a	500	100	2600	50	6 ^f	0.8 ^l	100	
Austria (Carinthia) ^b	500				6 ^f	1	50	
Austria (Lower Austria)								
Quality class I ^c								
Quality class II	500							
Austria Steiermark) ^d	500				6 ^g			
Austria (Vorarlberg)						0.2 ^k	100	
Austria (Upper Austria)	500							
Belgium						0.8 ^l		
Bulgaria					6,5	1		
Croatia						0.2 ^l	100	
Czech Republic	500				10 ^h	0.6 ^j		
Denmark		50	1300	10	3 ^f			
France					fluoranthene 5, benzo(b)fluoranthene 2,5, benzo(a)pyrene 2	0.8 ^l		
Germany	500					0.2 ^m	100	
Hungary					10 ^g	1 ^j		4000
Luxembourg					20 ^g	0.2 ^k	20	
Portugal			5000	450	6	0.8	100	
Romania	500				5 ⁱ	0.8 ^l		
Sweden ^e				50	3 ^f	0.4 ^j		

Tabella 4.3. Limiti composti organici biosolidi utilizzati in agricoltura (mg/kg SS) (Hudcova, 2019)

Infine, dato che i fanghi trattati possono contenere quantità significative di patogeni, a seconda delle origini e della procedura di trattamento utilizzata, sono stati introdotti limiti ad essi dedicati, riportati in tabella 4.4.. Data la grande varietà di patogeni e la complessità della loro rilevazione eseguire un monitoraggio accurato e localizzato attualmente non è fattibile. Pertanto, vengono stabiliti una serie indicatori convenzionali (esempi: *Escherichia coli*, batteri coliformi fecali, clostridi, colifagi somatici, ecc.) e/o patogeno indice (*Salmonella*) che sono utilizzati come surrogati della presenza di patogeni (Mininni, 2014).

State	<i>Salmonella</i> sp.	Other pathogens
EC (2000) ^a	no occurrence in 50 g	<i>Escherichia coli</i> < 500 cfu/g
Bulgaria	no occurrence in 20 g	<i>Escherichia coli</i> < 100 MPN/g <i>Clostridium perfringens</i> < 300 MPN/g Helminths eggs and larvae, 1 unit/kg DM
Czech Republic ^b	no occurrence in 50 g	<i>Escherichia coli</i> or Enterococci < 10 ³ cfu/g (4 samples from 5) < 5.10 ³ cfu/g (1 sample from 5)
Sludge category I ^{b, c}	no occurrence in 1 g of DM	Thermotolerant coliforms < 10 ³ cfu/g DM Enterococci < 10 ³ cfu/g DM
Sludge category II ^{b, c}	not determined	Thermotolerant coliforms 10 ³ –10 ⁶ cfu/g DM Enterococci 10 ³ –10 ⁶ cfu/g DM
Denmark ^d	no occurrence	Faecal streptococci < 100/g
Finland	no occurrence in 25 g	<i>Escherichia coli</i> < 1000 cfu, < 100 cfu in greenhouse cultivation, where the consumed part is in contact with the substrate
France	8 MPN/10 g DM	Enterovirus < 3 MPCN/10 g DM Helminths eggs < 3/10 g DM
Italy	1000 MPN/g DM	
Lithuania		<i>Escherichia coli</i> ≤ 1000 cfu/g <i>Clostridium perfringens</i> ≤ 100 000 cfu/g Helminths eggs and larvae, 0 units/kg Enterobacteria, 0 cfu/g
Luxembourg		Enterococci – 100/g Helminths eggs cannot be contagious.
Poland	no occurrence in 100 g	
Portugal	no occurrence in 50 g	<i>Escherichia coli</i> < 1000 cfu/g
Austria (Carinthia) ^e	no occurrence in 1 g	Enterococci < 10 ³ /g no Helminths eggs
Austria (Lower Austria)	no occurrence in 1 g	<i>Escherichia coli</i> < 100 cfu no Helminths eggs
Austria (Steiermark)	no occurrence in 1 g	Enterococci < 10 ³ /g
Slovakia		Thermotolerant coliforms < 2×10 ⁶ cfu/g DM Faecal streptococci < 2×10 ⁶ cfu/g DM

Tabella 4.4. Limiti patogeni nei biosolidi utilizzati in agricoltura (mg/kg SS) (Hudcova, 2019)

Situazione Italiana

In Italia la direttiva europea 86/278/CEE è stata recepita con il D.Lgs 99/1992, il quale disciplina, a livello nazionale le attività di raccolta, trasporto stoccaggio e condizionamento dei fanghi di depurazione. Il decreto, inoltre, disciplina il loro utilizzo in agricoltura in modo da evitare effetti nocivi sul suolo, sulla vegetazione, sugli animali e sull'uomo, ed incoraggiarne al contempo il corretto utilizzo. Citando il D.Lgs 99/1992 viene ammesso l'utilizzo in agricoltura dei fanghi se:

- sono stati sottoposti a trattamento;
- sono idonei a produrre un effetto concimante e/o ammendante e correttivo del terreno;

- non contengono sostanze tossiche e nocive e/o persistenti, e/o bioaccumulabili in concentrazioni dannose per il terreno, per le colture, per gli animali, per l'uomo e per l'ambiente in generale.

A tale scopo il decreto introduce dei limiti di concentrazione per definire l'idoneità del fango allo spandimento, con riferimento alla concentrazione limite di metalli pesanti registrate nei suoli e nei fanghi di depurazione, rispettivamente tabella 4.5. e tabella 4.6.

	Soglia limite	U.d.M.
Cadmio	1.5	mg/kg s.s.
Mercurio	1	mg/kg s.s.
Nichel	75	mg/kg s.s.
Piombo	100	mg/kg s.s.
Rame	100	mg/kg s.s.
Zinco	300	mg/kg s.s.

Tabella 4.5. Limiti concentrazione metalli pesanti dei suoli destinati all'applicazione fanghi (All. 1A, D.Lgs 99/1992)

	Soglia limite	U.d.M.
Cadmio	20	mg/kg s.s.
Mercurio	10	mg/kg s.s.
Nichel	300	mg/kg s.s.
Piombo	750	mg/kg s.s.
Rame	1000	mg/kg s.s.
Zinco	2500	mg/kg s.s.
Carbonio organico minimo	20	% s.s.
Fosforo totale minimo	0.4	% s.s.
Azoto totale minimo	1.5	% s.s.
Salmonelle	1000	MPN/g s.s.

Tabella 4.6. Limiti concentrazione metalli pesanti nei fanghi destinati all'utilizzo agricolo (All. 1B, D.Lgs 99/1992)

Vengono determinate anche le quantità limite di applicazione: i fanghi possono essere applicati su e/o nei terreni in dosi non superiori a 15 t/ha di sostanza secca nell'arco di tre anni, purché i suoli presentino le seguenti caratteristiche:

- capacità di scambio cationico superiore a 15 meg/100 gr;
- pH compreso tra 6 e 7.5.

In caso di utilizzo di fanghi su terreni il cui pH sia inferiore a 6 e la cui capacità di scambio cationico sia inferiore a 15, per tenere conto dell'aumentata mobilità dei metalli pesanti e del loro maggiore assorbimento da parte delle colture, i quantitativi di fango utilizzato sono ridotti del 50%. Mentre, nel caso in cui il pH del terreno sia superiore a 7.5 si possono aumentare i quantitativi di fango utilizzato del 50%. Se, invece, i fanghi provengono dall'industria agro-alimentare possono essere impiegati in quantità massima fino a tre volte le quantità indicate. Infine, il decreto, all' articolo 6, fornisce alle regioni la facoltà di applicare ulteriori limiti e condizioni per il riutilizzo in agricoltura in funzione delle diverse tipologie di fanghi e processi a cui sono stati sottoposti ed in relazione alle caratteristiche dei suoli ed alle tipologie di colture praticate, creando lo scenario non uniforme tutt'ora presente tra le varie regioni italiane (Lucci, 2017).

Con l'entrata in vigore del D.Lgs 152/2006 (noto come Testo Unico Ambientale) si creano delle incongruenze normative, in quanto, quest'ultimo fornisce indicazioni non coerenti con quelle stabilite dal D.Lgs 99/1992. Mentre i valori del D.Lgs 99/1992 sono riferiti al fango come rifiuto, quelli del D.Lgs 152/2006 riguardano il suolo per usi specifici, identificando il limite oltre il quale

esso risulta contaminato. Tali limiti sono riportati nella tabella 4.7., dove la colonna A è relativa ai siti ad uso di verde pubblico, privato e residenziale, mentre la colonna B è relativa ai siti ad uso commerciale ed industriale.

	A	B
Antimonio	10	30
Arsenico	20	50
Berillio	2	10
Cadmio	2	15
Cobalto	20	250
Cromo totale	150	800
Cromo IV	2	15
Mercurio	1	5
Nichel	120	500
Piombo	100	1000
Rame	120	600
Selenio	3	15
Comp. organo-stannici	1	350
Tallio	1	10
Vanadio	90	250
Zinco	150	1500
Cianuri (liberi)	1	100
Fluoruri	100	2000
Benzene	0.1	2
Etilbenzene	0.5	50
Stirene	0.5	50
Toluene	0.5	50
Xilene	0.5	50
Σ organici aromatici	1	100
Benzo(a)antracene	0.5	10
Benzo(a)pirene	0.1	10
Benzo(b)fluoroantene	0.5	10
Benzo(k)fluoroantene	0.5	10
Benzo(g,h,i)perilene	0.1	10
Crisene	5	50
Dibenzo(a, e)pirene	0.1	10
Dibenzo(a, l)pirene	0.1	10
Dibenzo(a, i)pirene	0.1	10
Dibenzo(a, h)pirene	0.1	10
Dibenzo(a, h)antracene	0.1	10
Indenopirene	0.1	5
Pirene	5	50
Σ policiclici aromatici	10	100
Clorometano	0.1	5
Diclorometano	0.1	5
Triclorometano	0.1	5
Cloruro di vinile	0.01	0.1
1,2 Dicloroetano	0.2	5
1,1 Dicloroetilene	0.1	1
Tricloroetilene	1	10
PCE	0.5	20
1,1 Dicloroetano	0.5	30
1,2 Dicloroetilene	0.3	15

	A	B
1,1,1 Tricloroetano	0.5	50
1, 2 Dicloropropano	0.3	5
1, 1, 2 Tricloroetano	0.5	15
1, 2, 3 Tricloropropano	1	10
1,1,2,3 Tricloropropano	0.5	10
Tribromometano	0.5	10
1, 2 Dibromometano	0.01	0.1
Dibromoclorometano	0.5	10
Bromodiclorometano	0.5	10
Nitrobenzene	0.5	30
1, 2 Dinitrobenzene	0.1	25
1, 3 Dinitrobenzene	0.1	25
Cloronitrobenzeni	0.1	10
Monoclorobenzene	0.5	50
1, 2 Diclorobenzene	1	50
1, 4 Diclorobenzene	0.1	10
1,2,4 Triclorobenzene	1	50
1,2,4,5 Tetraclorobenzene	1	25
Pentaclorobenzene	0.1	50
Esaclorobenzene	0.05	5
Metilfenolo	0.1	25
Fenolo	1	60
2 Clorofenolo	0.5	25
2,4 Diclorofenolo	0.5	50
2,4,6 Triclorofenolo	0.01	5
Pentaclorofenolo	0.01	5
Anilina	0.05	5
o Anisidina	0.1	10
m, p Anisidina	0.1	10
Difenilamina	0.1	10
p Toludina	0.1	5
Σ ammine aromatiche	0.5	25
Alaclor	0.01	1
Aldrin	0.01	0.1
Atrazina	0.01	1
α-esaclorofenolo	0.01	0.1
β-esaclorofenolo	0.01	0.5
γ-esaclorofenolo	0.01	0.5
Clordano	0.01	0.1
DDD, DDT, DDE	0.01	0.1
Dieldrin	0.01	0.1
Endrin	0.01	2
Σ PCDD e PCDF	1*10 ⁻⁵	1*10 ⁻⁴
PCB	0.06	5
C1 – C11	10	250
C12 – C40	50	750
Amianto	1000	1000
Esteri dell'acido ftalico	10	60

Tabella 4.7. Limiti concentrazione contaminazione del suolo in mg/kg s.s. (Parte IV, Allegato 5, D.Lgs 152/2006)

Il D.Lgs 152/2006 introduce limiti per molte sostanze non considerate dal D.Lgs 99/92. In particolare, il limite di concentrazione nel suolo gli idrocarburi C12-C40 fissato < 50 mg/kg, risulta praticamente impossibile da rispettare nell'ottica di recupero agricolo dei fanghi di depurazione, date le concentrazioni in essi per tali sostanze superiori anche di due ordini di grandezza al limite imposto (ATIA-ISWA, 2019). Sulla questione interviene la corte di cassazione che, il 6 Giugno 2017 con la sentenza 27958, stabilisce che l'uso in agricoltura dei fanghi faccia riferimento al rispetto dei limiti previsti per il suolo stesso su cui viene utilizzato e non alla concentrazione registrata nel fango, dovranno quindi essere rispettati i valori limite espressi nel D.Lgs 152/2006. Si innesca una situazione emergenziale tutt'ora in corso, con l'emanazione di delibere regionali che autorizzano lo stoccaggio prolungato dei fanghi di depurazione non più idonei all'utilizzo agricolo. La situazione viene parzialmente risolta con il D.Lgs 109/2018 (noto come Decreto Genova) all'articolo 41 "Disposizioni urgenti sulla gestione dei biosolidi", introducendo indicazioni per sostanze non considerate dal D.Lgs 99/92 e, soprattutto, fissando il limite di idoneità dei fanghi di depurazione all'utilizzo agricolo a 1000 mg/kg tal quale.

	Soglia limite	U.d.M.
Cromo totale	<200	mg/kg s.s.
Cromo IV	<2	mg/kg s.s.
Idrocarburi C10-C40	≤1000	mg/kg tal quale
PCDD/PCDF + PCB	≤25	Ng WHO-TEQ/kg s.s.
PCB	≤0.8	mg/kg SS
Toluene	≤100	mg/kg s.s.
Selenio	≤10	% s.s.
Berillio	≤2	% s.s.
Arsenico	<20	% s.s.

Tabella 4.8. Limiti concentrazione fanghi di depurazione introdotti con l'Articolo 41 del D.Lgs 109/2018

L'articolo 41 del decreto Genova ha innescato una controversia che non può considerarsi risolta, da una parte c'è chi sostiene che adesso la normativa sia completa, implementata da sostanze che effettivamente non vennero prese in considerazione nel 1992, dall'altra chi sostiene che gli attuali limiti erano presenti nel D.Lgs 152/2006 e con l'entrata in vigore del D.Lgs 109/2018 questi siano notevolmente allargati, con un potenziale aumento di rischi ambientali e per la salute umana.

4.1.2. Compostaggio

Il processo di compostaggio è una trasformazione biologica (in condizioni aerobiche) delle matrici organiche di partenza in materiale umificato, stabilizzato ed igienizzato, ricco di sostanze organiche e nutritive, ideale per l'utilizzo agricolo e l'arricchimento del suolo. Il D.Lgs. 75/2010 definisce gli ammendanti compostati misti come "materiali da aggiungere al suolo in situ, principalmente per conservare o migliorare le caratteristiche, chimiche fisiche e l'attività biologica" mentre il D.M. del 10 Luglio 2013 fornisce una definizione dell'ammendante compostato con fanghi: "prodotto ottenuto attraverso un processo controllato di trasformazione e stabilizzazione di reflui e fanghi nonché delle matrici previste per l'ammendante compostato misto". Come per lo spandimento diretto, anche per il compostaggio, risulta evidente l'affinità con i principi di recupero della materia dell'economia circolare.

La trasformazione è mediata da microorganismi, tra i principali ci sono: batteri, funghi, attinomiceti, alghe, cianofite e protozoi. I diversi microrganismi, e la loro attività, sono molto correlati con la temperatura operativa, infatti si distinguono, in funzione di essa, in:

- Microrganismi psicrofili: 0-30 °C
- Microrganismi mesofili: 30-45 °C
- Microrganismi termofili: 45-90 °C

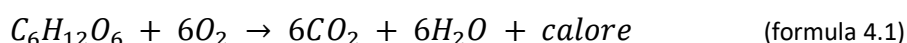
Nella fase iniziale le operazioni sono svolte dai microrganismi psicrofili e mesofili, il cui compito è la metabolizzazione dei composti organici più semplici. Con il progredire del processo e l'aumento dell'attività metabolica si verifica un aumento di temperatura (range 50-70°C) che attiva i microrganismi termofili che si occupano della metabolizzazione dei composti più complessi. I processi metabolici riguardanti i composti più complessi sono caratterizzati da tempi più lunghi, a causa della progressiva morte della popolazione microbica, in relazione alla diminuzione di sostanza organica disponibile. Le fasi finali del processo sono caratterizzate quindi da una riduzione della temperatura e la riattivazione delle specie di microrganismi mesofile e psicrofile.



Figura 4.1. Evoluzione temperatura di compostaggio (Musmeci, AIC)

Come riportato da ARPA Veneto nel documento “tecnologie del compostaggio”, il processo di produzione del compost si articola su cinque fasi principali:

1. Triturazione: svolge la duplice funzione di avvicinare la pezzatura della miscela di partenza a quella del prodotto finale e di aumentare la superficie di contatto con le popolazioni microbiche. La pezzatura ottimale è compresa nel range di 30-70 mm.
2. Miscelazione: avere un substrato omogeneo è un fattore determinante per l'evoluzione uniforme del processo, risulta quindi una fase fondamentale nel caso in cui si operi con cumuli statici. Mentre, nel caso in cui non si lavori con cumuli statici questa fase ricopre un ruolo marginale, in quanto operazioni di rivoltamento periodico del materiale sono una parte integrante del processo per mantenere sotto controllo la temperatura e garantire il contatto con l'aria.
3. Decomposizione: Fase iniziale della trasformazione vera e propria in cui vengono metabolizzate le sostanze organiche più semplici (es. amminoacidi, acidi organici, zuccheri, etc.) ad opera dei microrganismi aerobici. Viene di seguito riportata a titolo esemplificativo la trasformazione dei carboidrati:



Le trasformazioni sono di carattere esotermico e comportano un aumento della temperatura, superare la soglia dei 55°C comporta l'eliminazione dei patogeni e la devitalizzazione dei semi delle piante infestanti. Si determina quindi un regime termofilo, tuttavia, se la temperatura crescesse in maniera incontrollata si arriverebbe alla morte della maggior parte dei microrganismi. Vengono previste, in tale senso, operazioni di rivoltamento della miscela e di aerazione forzata, che simultaneamente mantengono la temperatura nei range ottimali e forniscono ossigeno alla popolazione microbica aerobia. Questa fase è caratterizzata da un regime quasi totalmente termofilo e prende il nome di “high rate phase”. La durata varia tra le 3 e le 5 settimane in funzione dalle caratteristiche della miscela di partenza e dalle tecniche utilizzate. Alla fine di questa prima fase si ottiene il cosiddetto compost fresco, o pastorizzato.

4. Maturazione: in questa fase i processi di degradazione coinvolgono i composti organici più complessi, si verificano con tempi più lunghi, a causa anche della progressiva morte della popolazione microbica, in relazione alla progressiva diminuzione di sostanza organica disponibile. Ne segue un correlato progressivo abbassamento di temperatura, che nella fase conclusiva del processo registra valori poco superiori a quelle dell'ambiente circostante. Mentre, invece, quando la miscela si trova nel range di temperatura tra i 30°C ed i 45°C si attivano dei batteri che svolgono un ruolo fondamentale nel processo: gli attinomiceti. Questi batteri hanno il compito di degradare amido, cellulosa e lignina, al fine di rendere possibile la sintesi delle sostanze umiche, infatti l'umificazione è dovuta in particolar modo alla polimerizzazione degli acidi fenolici e del fenolo, ottenuti dalla metabolizzazione della lignina. La durata di questa fase, per via dei processi che racchiude, è più lunga della prima e può arrivare a durare anche alcuni mesi. Il prodotto di questa fase è un compost maturo e stabilizzato.
5. Separazione materiale indesiderato: questa fase finale serve a preservare la qualità ed il valore commerciale del prodotto, eliminando il materiale indesiderato, cioè tutte quei materiali che non svolgono il ruolo per cui il compost viene prodotto. La separazione avviene in questa fase perché è più difficoltoso operarla sul materiale umido di partenza, mentre le operazioni risultano più semplici sul prodotto finale. Per la separazione dei materiali leggeri i macchinari utilizzati sono separatori aeraulici che sfruttano la diversa densità dei materiali

immettendoli in correnti d'aria e facendoli passare per un vaglio selezionatore. Mentre l'allontanamento del materiale grossolano viene effettuato con macchine selezionatrici composte da, un vaglio di prima scrematura con maglie > 100 mm ed un tamburo rotante con luci che variano dai 5 ai 15 mm a seconda del valore commerciale del compost prodotto.

Il D.M. del 5 febbraio 1998 fornisce un elenco dei materiali organici utilizzabili per la produzione del compost: frazione fermentescibile RSU (raccolta differenziata), residui vegetali (coltivazione e raccolta di colture vegetali, lavorazione di prodotti agricoli, manutenzione del verde ornamentale (residui di potatura, erba), residui mercatali), segatura, trucioli di legno, sughero (attività forestali e legno non trattato), scarti di legno non impregnato (imballaggi), cascami e scarti di cotone, lino, juta e canapa (attività tessili), cascami e scarti di lana e seta (attività tessili), deiezioni animali, letami e lettiere integrate (attività zootecniche), sottoprodotti macellazione (macellazione) e fanghi di depurazione (attività di trasformazione alimentare (carne, pesce, orto-frutta, bevande), depuratori civili, industria della carta, attività zootecniche e agro-industria).

L'aggiunta dei fanghi di depurazione, contenenti potenzialmente sostanze tossiche e pericolose, potrebbe comportare un abbassamento della qualità della miscela organica ed il non rispetto delle prescrizioni normative. Per prevenire queste eventualità sono state emanate delle limitazioni all'utilizzo dei fanghi per la produzione di compost:

- limitazioni qualitative (in base all'allegato 1B del D.Lgs. 99/92):
 - PCB < 0,8 mg/kg s.s.;
 - Il tenore dei materiali plastici vetro e metalli (frazione di diametro ≥ 2 mm) non può superare lo 0,5% s.s.;
 - Inerti litoidi (frazione di diametro ≥ 5 mm) non può superare il 5% s.s.;
 - Salmonella: assenza in 25 g di campione t.q.;
 - Escherichia coli: in 1 g di campione t.q.;
 - Indice di germinazione (diluizione al 30%) deve essere $\geq 60\%$;
- limitazioni quantitative: i fanghi non devono superare il 35% sulla sostanza secca nella preparazione della miscela di partenza, ma tale percentuale può essere elevata fino al 50% per i fanghi derivanti da impianti di depurazione delle industrie alimentari.

Il prodotto finale, infine, deve rispondere positivamente alle indicazioni fornite dalla disciplina sui fertilizzanti (D.Lgs. 75/2010):

- Umidità massima 50%;
- pH compreso tra 6 e 8,8;
- C organico sul secco minimo 20%;
- C umico e fulvico sul secco minimo 7%;
- Azoto organico sul secco almeno 80% dell'azoto totale;
- C/N massimo 25.

4.2. Trattamento termico

Il termine trattamento termico dei fanghi di depurazione comprende generalmente varie tipologie di processo: il mono-incenerimento (in cui i fanghi vengono inceneriti in impianti ad essi dedicati), il co-incenerimento (in forni per la produzione di asfalto, cemento o di laterizi, ed in impianti di incenerimento con i rifiuti urbani) ed opzioni di trattamento termico alternativo (come pirolisi e gassificazione). La valorizzazione termica è considerata una soluzione appetibile perché sostituisce lo smaltimento in discarica ed evita i rischi collegati alle pratiche agricole, inoltre consente di ridurre notevolmente il volume di fanghi, eliminare il pericolo microbiologico, minimizzare gli odori e recuperare energia. D'altra parte, questa soluzione ha considerevoli costi ambientali principalmente dovuti all'elevato consumo di energia ed alla produzione di emissioni gassose nocive (Rorat, 2019). Inoltre, l'umidità elevata dei fanghi di depurazione ne limita l'impiego nei processi termici. In uscita dalle linee acqua degli impianti di depurazione l'umidità dei fanghi assume valori superiori al 90%, a valle di un processo di centrifugazione è possibile ridurre questo quantitativo di acqua a valori compresi tra il 73% ed il 75%. Questi valori, solitamente, non consentono di raggiungere le condizioni di combustione, è dunque necessario diminuire ulteriormente il contenuto di acqua. Per perseguire tale obiettivo vengono impiegati dei processi di essiccamento in funzione del tasso di umidità che si necessita ottenere:

- Pre-essiccamento (umidità residua circa del 60%): viene impiegato per rendere il fango idoneo ai processi di mono-incenerimento;
- Essiccamento (umidità residua circa del 10%): viene impiegato per rendere il fango idoneo ai processi di co-incenerimento (es. forni per la produzione di cemento).

Per quanto riguarda il contenuto energetico i fanghi di depurazione sono paragonabili alla biomassa legnosa, ma con un maggiore contenuto inorganico. Il potere calorifico della materia secca dei fanghi di depurazione varia a seconda della tipologia di fango ed ai processi da cui si origina, in genere ha valore di circa 17 MJ/kg per i fanghi grezzi, circa 15 MJ/kg per i fanghi attivi e circa 10 MJ/kg per i fanghi stabilizzati (Durdevic, 2019).

4.2.1. Mono-incenerimento

La normativa di riferimento è il D.Lgs 152/2006 che definisce un impianto come impianto di mono-incenerimento se è destinato al trattamento termico di rifiuti ai fini dello smaltimento, con o senza recupero del calore prodotto dalla combustione.

Questa tipologia di impianti sono progettati per gestire temperature solitamente comprese tra gli 850°C ed i 950°C. Non si supera solitamente la temperatura di 950°C poiché potrebbe causare una fusione delle ceneri, mentre il limite inferiore è fissato ad 850°C per condurre la totale ossidazione della materia organica ed evitare la produzione di emissioni odorose, a tal proposito la normativa impone che i fumi prodotti, a seguito dell'insufflazione di aria permangano per almeno due secondi nella camera a questa temperatura. Le tipologie di impianto di incenerimento più diffuse, secondo la German Environment Agency, sono inceneritore a letto fluido, inceneritore a più focolari ed inceneritore a griglia, nella tabella 4.9. vengono indicate le caratteristiche specifiche.

	Fluidised bed furnace	Multiple-hearth furnace	Multiple-hearth fluidised-bed furnace	Grate firing
Special features	No mechanical moving parts and low wear; suitable for all drying conditions	No separate pre-drying required, complex furnace structure with moving parts, cooled hollow shaft	No separate pre-drying required, movable hollow shaft, low fluidised bed volume	Mechanical moving parts in the firebox, high throughput
Operating behaviour	Fast start up and shut down through short heating and cooling times, intermittent operation possible	Long heating times; continuous operation necessary	Medium heating and cooling times	Long heating times; insensitive to partial load operation
Incineration	Little excess air required, complete burn-out only above the fluidised bed	Burn-out difficult to control, insensitive to fluctuations in feed quantities and coarse materials	Little excess air required, good burn-out control, incineration is largely completed within the fluidised bed, less sensitive to quality variations of the sludge than fluidised bed furnaces	More excess air required, burn-out more difficult to control, sensitive to high calorific fuels
Ash content in the exhaust gas	High	Low	High	Low
Ash discharge	Through exhaust flow and sand extraction	Directly from the bottom hearth	Through exhaust flow and sand extraction	Through exhaust flow and grate exhaust
Residues	Ash, fluidised bed materials	Ash	Ash, fluidised bed materials	Ash, grate ash

Tabella 4.9. Confronto impianti di incenerimento (German Environment Agency, 2018)

Alla parte IV del D.Lgs 152/2006 vengono indicati i limiti di emissione per gli impianti di incenerimento ed i limiti negli scarichi delle acque reflue per i processi di trattamento degli effluenti gassosi, riportati rispettivamente nelle tabelle 4.10. (dove: la colonna A è riferita ad un campionamento su media giornaliera; la colonna B ad una media su 30 minuti; la colonna C fa riferimento ad un valore medio di campionamento di 0.5-8 ore; la colonna D fa riferimento ad un valore medio di campionamento di 6-8 ore) e tabella 4.11..

	A	B	C	D	U.d.M.
Polvere totale	10	30	-	-	mg/Nm ³
TOC	10	20	-	-	mg/Nm ³
HCl	10	60	-	-	mg/Nm ³
HF	1	4	-	-	mg/Nm ³
SO ₂	50	200	-	-	mg/Nm ³
NO e NO ₂ (capacità nominale > 6 ton/h)	200	400	-	-	mg/Nm ³
NO e NO ₂ (capacità nominale ≤ 6 ton/h)	400	60	-	-	mg/Nm ³
NH ₃	30	100	-	-	mg/Nm ³
CO	50	100	-	-	mg/Nm ³
Cd+Ti	-	-	0.05	-	mg/Nm ³
Hg	-	-	0.05	-	mg/Nm ³
Sb+As+Pb+Cr+Co+ Cu+Mn+Ni+V	-	-	0.5	-	mg/Nm ³
PCDD+PCDF	-	-	-	0.1	ng/Nm ³
IPA	-	-	-	0.01	mg/Nm ³
PCB	-	-	-	0.1	ng/Nm ³

Tabella 4.10. Limiti di emissione per impianti di incenerimento (Parte IV, Allegato 1, D.Lgs 152/2006)

	Soglia limite	U.d.M.
SST	45	mg/L
Hg	0.03	mg/L
Cd	0.05	mg/L
Tl	0.05	mg/L
As	0.15	mg/L
Pb	0.2	mg/L
Cr	0.5	mg/L
Cu	0.5	mg/L
Ni	0.5	mg/L
Zn	1.5	mg/L
PCDD+PCDF	0.3	ng/L
IPA	0.2	ng/L
PCB	0.3	ng/L

Tabella 4.11. Limiti agli scarichi delle acque reflue derivanti dai processi di depurazione delle emissioni gassose (Parte IV, Allegato 1, D.Lgs 152/2006)

Come prodotto della combustione, oltre le emissioni gassose e gli scarichi, si generano anche dei residui solidi: ISSA (dall' inglese incinerated sewage sludge ash), cioè le ceneri derivanti dalla combustione dei fanghi di depurazione. La loro composizione chimica conta tra gli elementi principali Si, Al, Ca e P. Il processo di combustione porta alla volatilizzazione, parziale o totale, di altri metalli come Hg, Cd, Sb e V. Tuttavia, la presenza di questi metalli dipende dal processo di combustione ed è molto variabile in letteratura (Bonfiglioli, 2014).

Ossido	%	Elemento	mg/kg
SiO ₂	36.1	As	87
Al ₂ O ₃	14.2	Ba	4142
Fe ₂ O ₃	9.2	Cd	20
CaO	14.8	Co	39
P ₂ O ₅	11.6	Cr	452
SO ₃	2.8	Cu	1962
Na ₂ O	0.9	Ni	671
K ₂ O	1.3	Pb	600
TiO ₂	1.1	Sb	35
MgO	2.4	Sn	400
MnO	0.3	Sr	539
LOI	6.1	Zn	3512

Tabella 4.12. Analisi chimica ISSA, media letteratura scientifica (Bonfiglioli, 2014)

Solitamente le ISSA sono collocate in discarica, con i relativi impatti ambientali e costi elevati, tuttavia possono essere prese in considerazione possibilità di gestione differenti, la composizione delle ISSA le rende delle ottime sostitute dell'argilla per la produzione di mattoni, piastrelle e pavimentazioni oppure per la produzione di materiali sinterizzati. Un'altra opzione è l'utilizzo come aggregati leggeri nella produzione del calcestruzzo, le cui caratteristiche ne ridurrebbero la densità e migliorerebbero l'isolamento termico. Ma l'utilizzo più interessante delle ISSA è il recupero del fosforo: il P è un elemento che si trova solamente in forma legata sotto forma di fosfato (PO₄) nella crosta terrestre, materia prima non rinnovabile che registra un aumento di domanda costante negli anni, in funzione della crescita della popolazione globale. Il 95% dei depositi di P è sotto il controllo di soli 10 paesi e oltre l'80% dei depositi economicamente estraibili sono ubicati in Africa, L'unica riserva presente in Europa si trova in Finlandia e rappresenta solamente l'1% delle riserve globali. In questo contesto, il recupero di fosforo da fonti secondarie ricopre notevole importanza. Le opzioni di recupero del fosforo dai fanghi di depurazione tal quali, in uscita dall'impianto di depurazione, presentano notevoli ostacoli, principalmente costituiti dall'elevato contenuto di materia organica e della ancora consistente fase liquida, mentre il recupero a valle di un processo di mono-incenerimento consente di operare sulle ISSA, materiale secco sotto forma di polvere, semplificando notevolmente i processi di estrazione, arrivando a quote di recupero anche superiori al 90% del P in ingresso all'impianto. Le tecnologie più utilizzate sono:

- Trattamento termo-chimico: in forno rotativo le ceneri dei fanghi reagiscono con Na₂SO₄ (AshDec-depollution) o MgCl₂ (AshDec-Rhenania) lasciando evaporare i metalli pesanti e precipitare le ceneri contenenti fosfati. Le scorie prodotte hanno un quantitativo di P₂O₅ medio del 20%. Un'altra tipologia di trattamento termo-chimico è il Recophos, costituito da una gassificazione a 1300°C del fosforo presente nel fango essiccato miscelato con carbone e silice (SiO₂). Il fosforo evaporato viene condensato come fosforo bianco o, nel caso di una successiva ossidazione, si può ottenere acido fosforico (Canziani, 2018).
- Processi acido a umido: Il fosforo nelle ceneri è normalmente legato ad alluminio Al-P e calcio Ca-P. Nei processi di lisciviazione a umido si effettua una dissoluzione in ambiente acido (pH < 2) seguita, solitamente, da una filtrazione o separazione liquido-liquido e una successiva precipitazione o scambio ionico. I principali processi di lisciviazione a umido per l'estrazione del fosforo sono: PASCH, LEACHPHOS ed Ecophos (Canziani, 2018).

4.2.2. Co-incenerimento

La normativa di riferimento è il D.Lgs 152/2006 che definisce un impianto come impianto di co-incenerimento se è destinato alla produzione di energia o di prodotti e materiali ed al contempo si realizza un trattamento termico di rifiuti ai fini di un loro smaltimento.

- Co-incenerimento con rifiuti urbani: questa pratica di smaltimento mette in combinazione i fanghi di depurazione con l'incenerimento dei rifiuti urbani negli impianti a questi ultimi dedicati, ponendosi l'obiettivo di trasformare i materiali di partenza in modo da diminuirne gli impatti ambientali e ridurne quantità e volumi. Il principale vantaggio di questa pratica è la possibilità di utilizzare gli impianti già esistenti per l'incenerimento dei rifiuti, quindi già dotati di sistemi di controllo adeguati alle emissioni prodotte, le quali infatti, combinando RSU e fanghi di depurazione, non presentano alcun peggioramento delle loro caratteristiche. A questo si aggiunge che il recupero di calore della combustione può essere impiegato, oltre che per la produzione di energia termica e/o elettrica, per il pre-essiccamento dei fanghi. L'impianto di incenerimento può essere scomposto in quattro sezioni principali:
 - Ricevimento e stoccaggio: sono camere, fosse o silos in cui i rifiuti vengono raccolti prima di disporli dentro la camera di combustione. Per quanto riguarda i fanghi di depurazione le tecnologie di ricevimento variano in funzione del grado di umidità dei fanghi stessi.
 - Camera di combustione: le tecnologie maggiormente impiegate sono forni a letto fluido e forni a griglia, le cui caratteristiche sono espresse nella tabella 4.9. Deve sempre essere garantita una buona miscelazione tra i fanghi di depurazione ed il resto del materiale per evitare la formazione di grumi, e soprattutto, nel caso di forno a griglia, che il fango cada attraverso la griglia, senza aver subito una completa ossidazione.
 - Trattamento dei fumi: i fumi prodotti dal processo prima di poter essere rilasciati in atmosfera devono, secondo la normativa, essere sottoposti a trattamenti di riduzione delle concentrazioni di sostanze inquinanti. Per la riduzione di queste concentrazioni si fa affidamento alle BAT (best available techniques), cioè alle migliori tecniche al momento disponibili e sfruttabili economicamente ed industrialmente dagli impianti.
 - Recupero energetico: i fumi prodotti dalla combustione vengono convogliati verso degli scambiatori di calore, dove si produce vapore, il quale può essere utilizzato per produrre energia elettrica (mediante espansione del vapore in turbina con ciclo a condensazione), energia termica (mediante una fornitura diretta del vapore) o una produzione combinata delle due (cogenerazione).
- Fanghi di depurazione come combustibili alternativi: l'energia termica contenuta nei fanghi di depurazione, oltre ai processi di mono-incenerimento e co-incenerimento con RSU può essere utilizzata per sostenere i processi produttivi di alcune tipologie di materiale, come ad esempio asfalto e laterizi, ma in particolare, la produzione del clinker di cemento è decisamente favorevole all'utilizzo di combustibili alternativi, in funzione delle elevate temperature che raggiunge il forno, valori fino a 1450°C. L'industria del cemento infatti utilizza vari combustibili alternativi basati sui rifiuti, che possono sostituire fino al 40% circa

dei combustibili convenzionali (Wzorek, 2012). Naturalmente i fanghi devono possedere proprietà prestazionali adeguate ad adempiere a tale funzione, dalla composizione chimica, in quanto le ceneri del processo di combustione varranno poi inglobate nel prodotto di clinker, alle proprietà fisiche, che definiscono i fanghi idonei al ruolo di combustibile e che permettano le operazioni di trasporto, stoccaggio ed alimentazione del forno. Secondo quanto riportato da Collivignarelli (2019), i fanghi possono essere utilizzati nei forni per la produzione di cemento se rispettano i seguenti parametri caratteristici:

- contenuto massimo di umidità del 20%,
- potere calorifico inferiore minimo di 9 MJ/kg
- granulometria compresa tra 0 e 5 mm.

Per quanto riguarda, invece, la composizione chimica, i fanghi contengono i quattro principali ossidi del clinker di cemento Portland: CaO , SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 , sostanze indubbiamente utili al processo di produzione. Tuttavia, nei fanghi sono contenute anche altre sostanze che possono influenzare il processo:

- cloruri: aumentano la bruciabilità della farina cruda e permettono contenuti più elevati di alite (silicato tricalcico, 3CaOSiO_2 , noto come C3S) senza un parallelo aumento di temperatura. Inoltre, i cloruri permettono di ridurre la viscosità della fase liquida migliorando la solubilità del CaO ;
- fosfati: tale sostanza nel cemento Portland in genere è dell'ordine dello 0,2% in peso. Se presenti in concentrazione maggiore causano un aumento di concentrazione della belite (silicato bicalcico, 2CaOSiO_2 , noto come C2S) a scapito dell'alite, causando un aumento dei tempi di presa ed un minore sviluppo delle caratteristiche meccaniche;
- Zolfo e ossidi di metalli alcalini (Na_2O e K_2O): alterano la viscosità e la tensione superficiale della fase liquida;
- Metalli pesanti: gli studi condotti sugli effetti dei metalli pesanti hanno permesso a Gyneys (2011) di stabilire le soglie concentrazione per Cu, Ni, Sn e Zn che può contenere il clinker, al di sotto delle quali non si hanno perdite di resistenza meccanica, variazioni del tempo di presa e idratazione nelle operazioni di utilizzo, identificati pari a: 0,35% per Cu, 0,5% per Ni, 1% per Sn e 0,7% per Zn (in peso).

Secondo Jhonson (2014) la quantità di fanghi che può sostituire la materia prima può variare dal 5 al 15% in peso. Tuttavia, al fine di evitare variazioni indesiderate nelle proprietà meccaniche dovute all'elevato contenuto di sostanza organica nei fanghi di depurazione, la sostituzione generalmente applicata è del 10%. Bisogna, infine, sottolineare come i biosolidi non solo possano venire utilizzati come combustibile alternativo per la produzione di cemento, garantendo considerevole risparmio economico e riduzione degli impatti ambientali ma anche come sostituto delle materie prime.

Come per gli impianti di incenerimento, la normativa di riferimento è il D.Lgs 152/2006 che, questa volta, stabilisce la concentrazione limite in funzione della seguente relazione di miscelazione (formula 4.2.), che si applica, in riferimento alla tabella 4.10., ai macroinquinanti (polvere totale, TOC, HCl, HF, SO_2 , NO e NO_2) e non ai microinquinanti (Cd, Tl, Hg, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni e V)

$$C = \frac{V_{rifiuti} * C_{rifiuti} + V_{processo} * C_{processo}}{V_{rifiuti} * V_{processo}} \quad (\text{formula 4.2})$$

Dove:

- C: concentrazione limite;
- $V_{rifiuti}$: portata volumetrica generata dalla combustione dei rifiuti;
- $C_{rifiuti}$: concentrazione limite relativa alla tipologia di rifiuto;
- $V_{processo}$: portata volumetrica generata dalla combustione dei combustibili tradizionalmente utilizzati nel processo;
- $C_{processo}$: concentrazione limite relativa al processo di combustione.

All'allegato 1 al Titolo III-bis della parte IV del D.Lgs. 152/06 vengono riportati i valori di $C_{processo}$ per i forni per la produzione di cemento (tabella 4.13) e per impianti che co-inceneriscono rifiuti (tabelle 4.14., 4.15. e 4.16.),

	Soglia limite	U.d.M
Polveri totali	30	mg/Nm ³
HCl	10	mg/Nm ³
HF	1	mg/Nm ³
Nox	500	mg/Nm ³
Cd + Ti	0.05	mg/Nm ³
Hg	0.05	mg/Nm ³
Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V	0.5	mg/Nm ³
PCDD+PCDF	0.1	mg/Nm ³
IPA	0.01	mg/Nm ³
PCB	0.1	mg/Nm ³
SO ₂	50	mg/Nm ³
TOC	10	mg/Nm ³

Tabella 4.13. Valori limite per forni da cemento che co-inceneriscono rifiuti (ATIA-ISWA, 2019)

	Fino a 50 MWth	Da 50 a 100 MWth	Da 100 a 300 MWth	Oltre 300 MWth
SO ₂	-	850	200	200
NOX	-	400	200	200
Polvere	50	50	30	30

Tabella 4.14. Valori limiti totali di emissione per impianti di combustione di combustibili solidi (esclusa biomassa) che co-inceneriscono rifiuti (tenore di O₂ 6%) (ATIA-ISWA, 2019)

	Fino a 50 MWth	Da 50 a 100 MWth	Da 100 a 300 MWth	Oltre 300 MWth
SO ₂	-	200	200	200
NOX	-	350	300	200
Polvere	50	50	30	30

Tabella 4.15. Valori limiti totali di emissione per impianti di combustione di biomassa che co-inceneriscono rifiuti (tenore di O₂ 6%) (ATIA-ISWA, 2019)

	Fino a 50 MWth	Da 50 a 100 MWth	Da 100 a 300 MWth	Oltre 300 MWth
SO ₂	-	850	Da 400 a 200	200
NOX	-	400	200	200
Polvere	50	50	30	30

Tabella 4.16. Valori limiti totali di emissione per impianti di combustione di combustibili liquidi che co-inceneriscono rifiuti (tenore di O₂ 3%) (ATIA-ISWA, 2019)

Nel caso in cui l'apporto di calore dovuto all'incenerimento dei rifiuti fosse superiore al 40% del calore totale generato dalla combustione non si applica la relazione di miscelazione ed i limiti di riferimento sono quelli indicati nella tabella 4.10.

4.2.3. Metodi alternativi

Mentre mono-incenerimento e co-incenerimento sono tecnologie diffuse e consolidate, le tecnologie esposte nel presente paragrafo, invece, sono di più recente e sviluppo e nonostante siano processi conosciuti da tempo, non si sono mai diffusi sulla grande scala di applicazione, fortemente limitate dalla complessità del processo e dagli elevati costi, sia gestionali che di investimento.

Pirolisi

La pirolisi è un processo di degradazione termica dei materiali organici (principalmente in CO, CO₂, CH₄ e H₂) caratterizzato da una ossidazione non completa. Viene eseguito ad elevate temperature e pressioni, in assenza di aria. Le temperature variano nel range 200°C-900°C in funzione della fase del processo, come descritto nella figura 4.2. Il tempo di permanenza ottimale è impostato sulle 2 ore. Il processo si caratterizza in quattro fasi principali:

1. Disidratazione: avviene sotto i 200°C e viene rilasciata principalmente acqua;
2. Prima fase di degradazione: avviene ad una temperatura media di 250°C ed i prodotti principali sono anidride carbonica, metano, acido acetico ed acqua;
3. Seconda fase di degradazione: avviene ad una temperatura media di 400°C e tra i prodotti compaiono anche idrocarburi ed alcoli;
4. Terza fase di degradazione (o degradazione completa): avviene a partire dalla temperatura di 550°C e comporta la completa degradazione dei fanghi.

La frazione più consistente di materiale biodegradabile viene volatilizzata nel range di temperatura tra i 150°C ed i 400°C, mentre la frazione organica non biodegradabile viene volatilizzata a temperature maggiori, comprese tra i 400°C ed i 550°C. Oltre alle emissioni precedentemente elencate i prodotti della pirolisi variano a seconda dei parametri di processo e delle caratteristiche dei fanghi, ma in via generale possono essere raggruppati in tre categorie:

- Syngas: fase gassosa caratterizzata da un elevato potere calorifico (15 MJ/Nm³) dovuto alla non completa ossidazione della materia organica;
- Tar: residui liquidi, solitamente vengono sfruttati per produrre energia mediante combustione;
- Char: residui solidi, caratterizzati da un elevato peso molecolare.

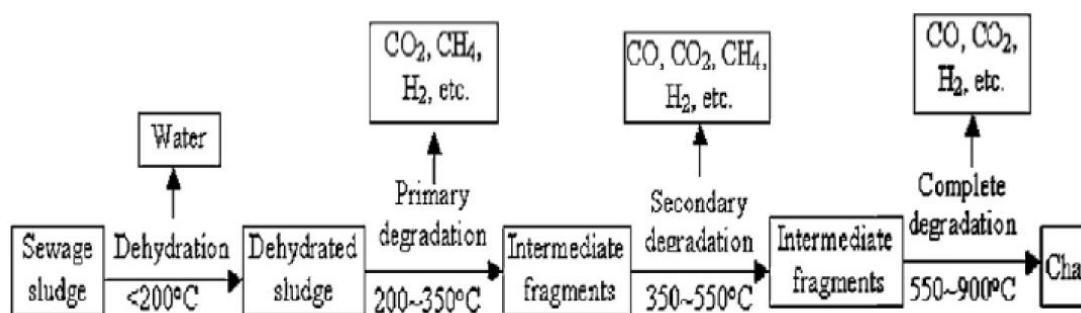


Figura 4.2. schema processo pirolisi (Bonfiglioli, 2014)

Gassificazione

Il processo di gassificazione trasforma il materiale organico dei fanghi di depurazione in combustibile, anche in questo processo, come quello di pirolisi, l'ossidazione è parziale e viene ottenuta mediante un utilizzo di aria inferiore a quella stechiometrica. Le temperature di processo variano nel range 800°C e 1400°C. Si rende necessario un input di energia per avviare il processo, mediante combustibili supplementari, in quanto è caratterizzato da reazioni con comportamento principalmente endotermico (tabella 4.17.).

Chemical reaction	Thermal process
$C (\text{fuel}) + O_2 \rightarrow CO_2 + \text{heat}$	Exothermic
$C + H_2O (\text{steam}) \rightarrow CO + H_2$	Endothermic
$C + CO_2 \rightarrow 2CO$	Endothermic
$C + 2H_2 \rightarrow CH_4$	Exothermic
$CO + H_2O \rightarrow CO_2 + H_2$	Exothermic
$CO + 3H_2 \rightarrow CH_4 + H_2O$	Exothermic

Tabella 4.17. reazioni principali processo di gassificazione (Bonfiglioli, 2014)

La gassificazione dei fanghi di depurazione può essere suddivisa in tre fasi:

1. Essiccazione: avviene a temperature comprese nel range 70°C – 200°C ed ha comportamento complessivamente endotermico. In questa fase avviene la rimozione dell'acqua contenuta nei fanghi, garantendo un tenore di secchi dell'ordine del 90%;
2. Pirolisi: avviene a temperatura compresa tra i 350°C ed i 500°C, anche in questo caso il comportamento è complessivamente endotermico;
3. Gassificazione: avviene a temperature comprese tra gli 800°C ed i 1400°C ed in questa fase che avvengono le reazioni di ossidazione con carattere esotermico, causando il considerevole aumento di temperatura.

I prodotti finali del processo, anche in questo caso sono di tre tipi: solidi, liquidi e gassosi, in proporzioni variabili, funzione dei parametri di processo e delle caratteristiche del fango. L'utilizzo di aria ha un effetto di diluizione sul syngas prodotto, questo comporta un potere calorifico inferiore minore (4 MJ/Nm³) rispetto a quello prodotto da processi di pirolisi, che avviene in assenza di aria.

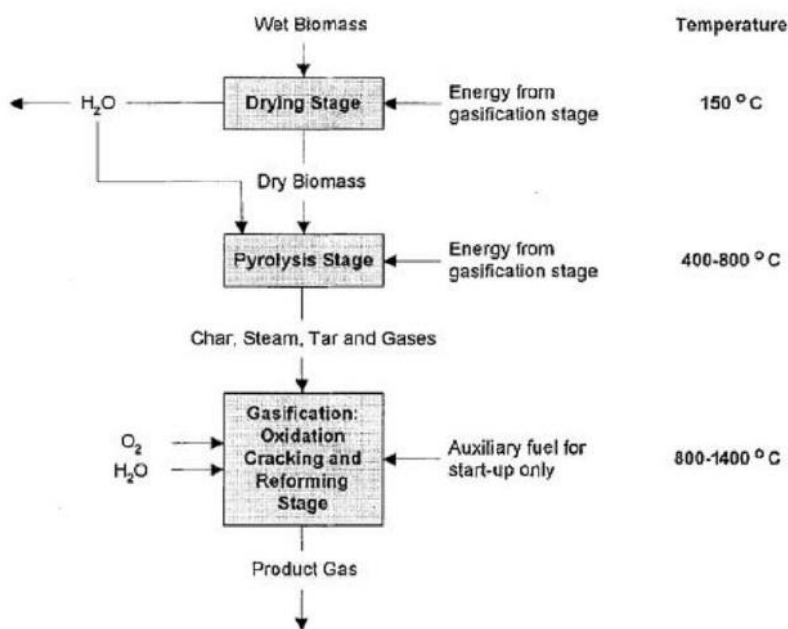


Figura 4.3. schema processo gassificazione (Bonfiglioli, 2014)

4.3. Smaltimento in discarica

La normativa di riferimento a livello europeo è la direttiva 31/1999/CEE, recepita in Italia con il D.Lgs. 36/2003, nel quale si definisce una discarica come:

“area adibita a smaltimento dei rifiuti mediante operazioni di deposito sul suolo o nel suolo, compresa la zona interna al luogo di produzione dei rifiuti adibita allo smaltimento dei medesimi da parte del produttore degli stessi, nonché qualsiasi area ove i rifiuti sono sottoposti a deposito temporaneo per più di un anno. Sono esclusi da tale definizione gli impianti in cui i rifiuti sono scaricati al fine di essere preparati per il successivo trasporto in un impianto di recupero, trattamento o smaltimento, e lo stoccaggio di rifiuti in attesa di recupero o trattamento per un periodo inferiore a tre anni come norma generale, o lo stoccaggio di rifiuti in attesa di smaltimento per un periodo inferiore a un anno.”

All' articolo 4 del D.Lgs 36/2003 vengono definite tre categorie di discarica:

- discarica per rifiuti inerti;
- discarica per rifiuti non pericolosi;
- discarica per rifiuti pericolosi:

Mentre, all'articolo 6 vengono definite le caratteristiche dei rifiuti che non sono ammessi in discarica, in funzione dello stato fisico, delle caratteristiche di pericolosità, della composizione chimica e del potere calorifico inferiore e viene inoltre stabilito il divieto di diluire o miscelare rifiuti al solo fine di renderli conformi ai criteri di ammissibilità, che sono esposti all'articolo successivo. L'articolo 7, di cui è riportato un estratto, infatti, illustra i criteri secondo i quali un rifiuto è ammesso nelle tre tipologie di discarica:

“

1. I rifiuti possono essere collocati in discarica solo dopo trattamento. Tale disposizione non si applica:
 - a) ai rifiuti inerti il cui trattamento non sia tecnicamente fattibile;
 - b) ai rifiuti il cui trattamento non contribuisce al raggiungimento delle finalità di cui all'articolo 1, riducendo la quantità dei rifiuti o i rischi per la salute umana e l'ambiente, e non risulta indispensabile ai fini del rispetto dei limiti fissati dalla normativa vigente.
2. Nelle discariche per rifiuti inerti possono essere ammessi esclusivamente i rifiuti inerti che soddisfano i criteri della normativa vigente.
3. Nelle discariche per i rifiuti non pericolosi possono essere ammessi i seguenti rifiuti:
 - a) rifiuti urbani;
 - b) rifiuti non pericolosi di qualsiasi altra origine che soddisfano i criteri di ammissione dei rifiuti previsti dalla normativa vigente;
 - c) rifiuti pericolosi stabili e non reattivi che soddisfano i criteri di ammissione previsti dal decreto di cui al comma 5.
4. Nelle discariche per rifiuti pericolosi possono essere ammessi solo rifiuti pericolosi che soddisfano i criteri fissati dalla normativa vigente.
5. I criteri di ammissione in discarica sono definiti con decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio, di concerto con i Ministri delle attività produttive e della salute, sentita la Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato, le regioni e le province autonome.

“

Il punto 5 dell'articolo 7 del D.Lgs 36/2003 trova attualmente le indicazioni di riferimento nel D.M. 27 settembre 2010 il quale fornisce i limiti di concentrazione nell'eluato per l'accettabilità nelle categorie di discariche, facenti riferimento al test di cessione in cui il rapporto solido-liquido è quantificabile in $L/S = 10$. I limiti verranno riportati nelle tabelle seguenti, tenendo presente che il CER 190805 rappresentate i fanghi prodotti dal trattamento refluo delle acque urbane, ai sensi dell'articolo 6 dello stesso D.M. vengono identificati come rifiuti non pericolosi.

	Soglia limite	U.d.M.
As	0.05	mg/L
Ba	2	mg/L
Cd	0.004	mg/L
Cr totale	0.05	mg/L
Cu	0.2	mg/L
Hg	0.001	mg/L
Mo	0.05	mg/L
Ni	0.04	mg/L
Pb	0.05	mg/L
Sb	0.006	mg/L
Se	0.01	mg/L
Zn	0.4	mg/L
Cloruri	80	mg/L
Fluoruri	1	mg/L
Solfati	100	mg/L
DOC	50	mg/L
TDS	400	mg/L

Tabella 4.18. limiti concentrazioni dell'eluato per ammissibilità in discarica per rifiuti inerti (D.M. 27 settembre 2010)

	Soglia limite	U.d.M.
As	0.2	mg/L
Ba	10	mg/L
Cd	0.1	mg/L
Cr totale	1	mg/L
Cu	5	mg/L
Hg	0.02	mg/L
Mo	1	mg/L
Ni	1	mg/L
Pb	1	mg/L
Sb	0.07	mg/L
Se	0.05	mg/L
Zn	5	mg/L
Cloruri	2500	mg/L
Fluoruri	15	mg/L
Solfati	5000	mg/L
DOC	100	mg/L
TDS	10000	mg/L

Tabella 4.19. limiti concentrazioni dell'eluato per ammissibilità in discarica per rifiuti non pericolosi (D.M. 27 settembre 2010)

	Soglia limite	U.d.M.
As	2.5	mg/L
Ba	30	mg/L
Cd	0.5	mg/L
Cr totale	7	mg/L
Cu	10	mg/L
Hg	0.2	mg/L
Mo	3	mg/L
Ni	4	mg/L
Pb	5	mg/L
Sb	0.5	mg/L
Se	0.7	mg/L
Zn	20	mg/L
Cloruri	2500	mg/L
Fluoruri	50	mg/L
Solfati	5000	mg/L
DOC	100	mg/L
TDS	10000	mg/L

Tabella 4.20. limiti concentrazioni dell'eluato per ammissibilità in discarica per rifiuti pericolosi
(D.M. 27 settembre 2010)

La normativa specifica, inoltre, che il parametro DOC ed il parametro TOC non vengono applicati ad alcuni CER, tra cui il 190805 (fanghi depurazione acque reflue).

È importante porre l'attenzione sul fatto che la politica europea, in accordo con i principi di economia circolare, ha messo in atto una progressiva riduzione delle quantità di rifiuti conferibili in discarica. La raccolta differenziata viene imposta al 35% nel 2006, 45% nel 2008, 65% 2012, e si prevede una percentuale intorno al 90% per il 2030. Risulta evidente come questa alternativa non rientri nella pianificazione futura di gestione e non è perseguibile sul lungo periodo.

4.4. Procedura semplificata

La normativa stabilisce che le procedure semplificate rappresentano: “una deroga di legge all’autorizzazione all’esercizio di una attività di recupero di rifiuti, sostituendo esclusivamente l’autorizzazione prevista in via ordinaria dall’art. 208 del decreto legislativo 152/2006. Le prescrizioni, le modalità operative ed i requisiti necessari per operare sono fissati da standard ministeriali contenuti nel D.M. 5 febbraio 1998, per i rifiuti non pericolosi, e nel D.M. 161 del 12 giugno 2002, per i rifiuti pericolosi”.

I fanghi di depurazione, essendo classificati come rifiuti non pericolosi, entrano nell’ambito di applicazione del D.M. 5 Febbraio 1998, che riserva la procedura semplificata a:

- Recupero di fanghi essiccati: per risultare idonei alla procedura devono rispettare i limiti indicati nella tabella 4.21.

	Valore soglia	U.d.M.
Umidità	20	%
PCI minimo	8.5	MJ/kg
S	0.6	% tal quale
Cl	1	mg/kg
Pb	200	mg/kg
Cr	100	mg/kg
Cu	300	mg/kg
Mn	400	mg/kg
Ni	40	mg/kg
As	9	mg/kg
Cd+Hg	7	mg/kg

Tabella 4.21. caratteristiche fanghi per procedura semplificata, essiccamento (D.M. 5 Febbraio 1998)

Inoltre, predispone le attività ed i metodi di recupero: il recupero energetico può essere effettuata attraverso la combustione in impianti dedicati al recupero energetico di rifiuti di potenza termica nominale non inferiore a 6 MW. Detti impianti devono essere provvisti di:

- bruciatore pilota a combustibile gassoso o liquido;
- alimentazione automatica di combustibile;
- regolazione automatica del rapporto aria/combustibile anche nelle fasi di avviamento;
- controllo continuo dell'ossigeno, del monossido di carbonio, ossidi di azoto e della temperatura nell'effluente gassoso.

Gli impianti devono garantire in tutte le condizioni di esercizio i seguenti requisiti minimi operativi:

- temperatura minima dei gas nella camera di combustione di 850°C raggiunta anche in prossimità della parete interna;
- tempo di permanenza minimo del gas nella camera di combustione di 2 secondi;
- tenore di ossigeno nei fumi min. 6% in volume e rispettare i seguenti valori limite alle emissioni riferiti ad un tenore di ossigeno nei fumi anidri dell'11% in volume (tabella 4.22.).

	Valore soglia	U.d.M.
Zn	5	mg/Nm ³
NOX	200	mg/Nm ³
PCDD+PCDF	0.1	mg/Nm ³
IPA	0.01	mg/Nm ³

Tabella 4.22. limiti di emissione per gestione fanghi in procedura semplificata, essiccamento (D.M. 5 Febbraio 1998)

- Digestione anaerobica: le quantità di fanghi ammissibili non devono superare le 10000 ton/anno e l'eventuale quantità di fanghi messa in riserva, a monte del processo di digestione, è limitata a 1640 ton/anno. Il biogas prodotto inoltre deve rispettare determinate condizioni:
 - Potere calorifico inferiore ≥ 12.5 MJ/Nm³;
 - Concentrazione di H₂S $\leq 1.5\%$ in volume;
 - Concentrazione di CH₄ $\geq 30\%$ in volume.

Il biogas prodotto, infine, deve essere sottoposto a tecniche di abbattimento di ammoniaca, materiale particolato, acido solfidrico e cloridrico.

- Compostaggio: le quantità di fanghi ammissibili non devono superare le 22300 ton/anno e deve essere garantita una durata del processo di 90 giorni con temperatura di esercizio, per almeno 3 giorni, a 55°C. I fanghi in ingresso non devono superare il 35% di sostanza secca sulla miscela di partenza e devono rispettare le seguenti caratteristiche:
 - PCB $< 0,8$ mg/kg s.s.;
 - Il tenore dei materiali plastici vetro e metalli (frazione di diametro ≥ 2 mm) non può superare lo 0,5% SS;
 - Inerti litoidi (frazione di diametro ≥ 5 mm) non può superare il 5% s.s.;
 - Salmonella: assenza in 25 g di campione tal quale.;
 - Escherichia coli: in 1 g di campione tal quale;
 - Indice di germinazione (diluizione al 30%) deve essere $\geq 60\%$;

Il prodotto finale, infine, deve rispondere positivamente alle indicazioni fornite dalla disciplina sui fertilizzanti (D.Lgs. 75/2010):

- Umidità: massimo 50%;
- pH compreso tra 6 e 8,8;
- C organico sul secco: minimo 20%;
- C umico e fulvico sul secco: minimo 7%;
- Azoto organico sul secco: almeno 80% dell'azoto totale;
- C/N massimo 25.

5. Situazione attuale

Viene proposta, in questo capitolo, una panoramica dello stato attuale della gestione dei fanghi di depurazione, a livello europeo e nazionale.

5.1. Europa

Come riportato da Collivignarelli (2019), attualmente la produzione di fanghi di depurazione, in termini di materia secca, supera le 10 milioni di tonnellate. I contributi dei vari paesi sono variabili, in funzione della popolazione residente servita dagli impianti di depurazione e dei processi depurativi applicati. Le recenti norme indirizzate alla minimizzazione della produzione dei fanghi e al miglioramento prestazionale degli impianti, fanno registrare un lieve calo per i paesi con le produzioni maggiori, tuttavia Italia, Francia, Spagna, Germania e l'ex membro Regno Unito, rappresentano oltre il 60% della produzione. Ci sono poi paesi che registrano invece contributi molto marginali, a causa della minore popolazione (es. Estonia, Lettonia, Malta e Lussemburgo) ed alla bassa percentuale di popolazione collegata agli impianti di depurazione. Attualmente in Europa, il riutilizzo agricolo è la via maggiormente perseguita come alternativa di gestione, con oltre il 50% dei fanghi prodotti destinati a tale scopo, segue l'incenerimento con il 28%, mentre il 18% è ancora destinato allo smaltimento in discarica. La frazione rimanente viene destinata a metodi alternativi, più o meno diffusi nei vari paesi, come pirolisi, stoccaggio, riutilizzo in aere verdi, silvicoltura, bonifica e copertura di terreni. Nella figura 5.1. viene indicato, per ogni paese la percentuale di gestione dei fanghi di depurazione tra le varie alternative a disposizione.

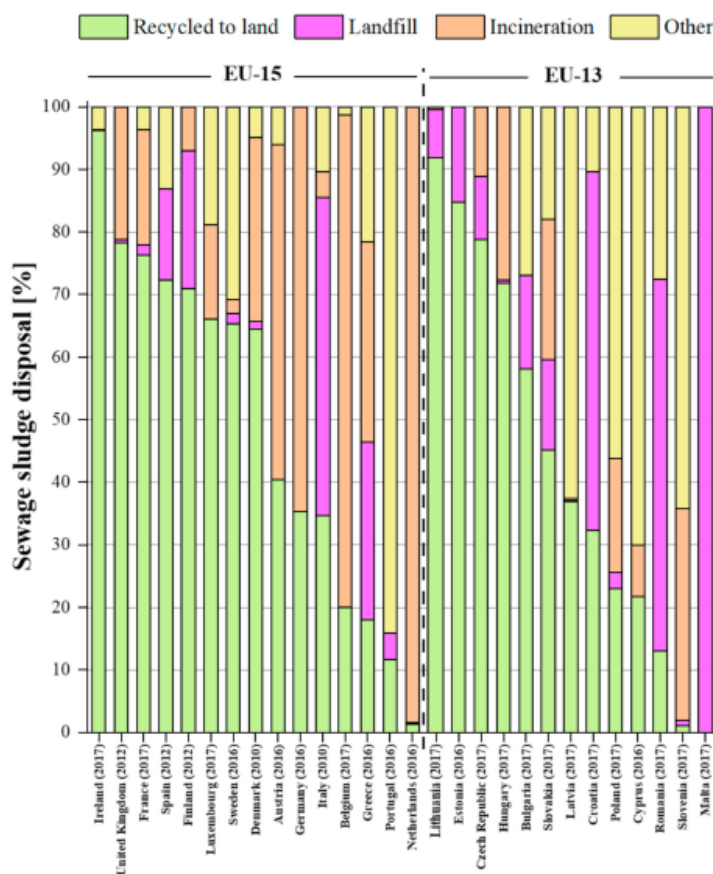


Figura 5.1. gestione fanghi di depurazione in Europa (Collivignarelli, 2019)

Le scelte politiche sulle vie alternative di gestione dei fanghi di depurazione, e di conseguenza le normative nazionali dei vari paesi, in particolare per lo spandimento a terra, sono fortemente influenzate dalla densità di popolazione e dalla disponibilità di terreni agricoli. Per esempio, le disponibilità di suolo limitate hanno indirizzato i paesi del nord Europa (come Paesi Bassi e Germania) verso l'incenerimento come principale via di recupero. Inoltre, bisogna tenere presente che l'uso dei fanghi di depurazione è condizionato anche dal livello di accettazione da parte degli del pubblico e degli enti interessati, che hanno ripercussioni sulle decisioni politiche, pertanto, ogni Stato membro ha indirizzi normativi nazionali differenti, e spesso questa disomogeneità normativa si è estesa anche a livello regionale. Come indica Bianchini (2016) una prima conseguenza di questa frammentazione sono le incongruenze che si riscontrano relativamente ai dati di produzione dei fanghi, le informazioni rilevanti per il monitoraggio, il controllo, lo smaltimento e sulle concentrazioni di sostanze inquinanti. Indicando come soluzione, per consentire un'aggregazione e un'analisi statistica più precisa dei dati a livello europeo e, allo stesso tempo, ridurre il carico di lavoro di rendicontazione sugli Stati membri, la progettazione di uno standard comune al fine di sviluppare un modello di raccolta e gestione dei dati affidabile applicabile a livello nazionale. Una seconda conseguenza è che alcuni termini chiave sono, o possono essere, interpretati in maniera differente nei vari paesi. Tutti i dati sulla produzione e sulle vie di smaltimento dei fanghi di depurazione, nonché sulla concentrazione degli inquinanti, sono riferiti alla sostanza secca contenuta nei fanghi di depurazione, ma nella normativa comunitaria non esiste una definizione di sostanza secca e nessun riferimento a una norma tecnica. Il riferimento internazionale si può trovare a partire dal 1993 (ISO 11465, 1993), successivamente è stata pubblicata una norma europea (CSN EN 12880, 2000), seguita dalla norma attuale nel 2012 (CSN EN 15934, 2012). Così, ad esempio, la produzione di fanghi di depurazione in Lituania è stata calcolata come 242 tonnellate di materia secca nel 2001 e 66 tonnellate di materia secca nel 2014 (Eurostat): la riduzione del 73% nella produzione di fanghi di depurazione può essere spiegata solo da una correzione della definizione di sostanza secca (UN, 2013) (Bianchini, 2016). Un altro esempio di questa problematica lo fornisce Collivignarelli (2019), analizzando l'andamento dei dati di gestione dei fanghi dal 2012 al 2016 forniti da Eurostat relativamente al Portogallo. La frazione riutilizzata in agricoltura è diminuita in modo significativo mentre la categoria identificata come "altri usi" è aumentata in maniera rilevante. Risulta quindi legittimo pensare che la categoria "altri usi" includa anche applicazioni in agricoltura. In definitiva, una definizione chiara e standardizzata dei termini chiave e dei processi tecnologici, interessati dai fanghi di depurazione: dalla produzione, passando dal trattamento, fino alle operazioni di recupero e smaltimento risulta essenziale per garantire dati coerenti ed affidabili a livello comunitario.

5.2. Italia

Al fine di fornire una visione completa della gestione dei fanghi di depurazione in Italia viene riportato un estratto del “Rapporto Rifiuti Speciali, edizione 2020” redatto da ISPRA.

“Nel 2018, i quantitativi di fanghi dal trattamento delle acque reflue urbane (CER 190805) prodotti sul territorio nazionale sono pari a poco più di 3100000 di tonnellate. Nella tabella 5.1 è riportato il dettaglio regionale della produzione di fanghi da trattamento acque reflue urbane. La Lombardia e l’Emilia-Romagna, rispettivamente con più di 445000 e 387000 tonnellate, sono le regioni con il maggiore quantitativo prodotto, in termini percentuali il 14,2 % e il 12,4% del totale nazionale; seguono il Veneto e il Lazio rispettivamente con più di 381000 tonnellate e di 370000 tonnellate, ossia il 12,2% e il 11,8% del totale nazionale. I minori quantitativi si registrano invece in Molise, Valle d’Aosta e Basilicata.

La produzione nazionale è diminuita dell’1,5% rispetto al 2017, anno in cui sono state prodotte circa 3180000 tonnellate.

REGIONE	Codice EER 190805	Codice EER 190805	Codice EER 190805	Codice EER 190805
	Quantità (t/a) 2015	Quantità (t/a) 2016	Quantità (t/a) 2017	Quantità (t/a) 2018
Piemonte	260.453	271.945	260.890	244.636
Valle D'Aosta	4.140	4.624	4.806	4.231
Lombardia	448.155	452.204	480.138	445.245
Trentino Alto Adige	129.068	128.240	129.795	136.454
Veneto	360.643	359.020	373.218	381.215
Friuli Venezia Giulia	82.422	81.634	81.746	79.810
Liguria	41.565	43.071	46.392	39.864
Emilia Romagna	409.214	431.356	445.269	387.538
Toscana	290.931	276.453	291.673	291.196
Umbria	47.289	52.324	49.106	38.181
Marche	74.794	77.035	77.817	80.551
Lazio	312.161	304.962	271.956	370.212
Abruzzo	56.298	70.357	62.694	68.005
Molise	3.102	4.712	5.087	2.553
Campania	188.054	211.037	178.294	145.747
Puglia	221.401	256.754	265.989	280.277
Basilicata	6.572	4.688	4.419	1.754
Calabria	23.530	25.628	25.516	25.030
Sicilia	33.843	42.702	44.150	31.255
Sardegna	75.668	85.173	84.686	83.618
TOTALE	3.069.302	3.183.919	3.183.641	3.137.372

Tabella 5.1. produzione regionale fanghi di depurazione in Italia (ISPRA, 2020)

La tabella 5.2. e la figura 5.2. riportano i dati relativi alla gestione dei fanghi provenienti dal trattamento delle acque reflue urbane; alle operazioni di smaltimento è stato avviato il 56,3% del totale dei rifiuti gestiti, alle operazioni di recupero il 40%, facendo registrare, rispetto al 2017, un aumento della percentuale smaltita e di quella posta in giacenza.

Operazione di smaltimento/recupero ex All. B e C Dlgs. 152/2006	EER190805	EER190805	EER190805	EER190805
	Quantità (t/a) 2015	Quantità (t/a) 2016	Quantità (t/a) 2017	Quantità (t/a) 2018
Smaltimento in discarica (D1)	387.097	377.573	341.516	261.323
Trattamento biologico (D8)	828.276	890.072	828.152	950.666
Trattamento fisico-chimico (D9)	128.254	147.085	187.652	244.888
Incenerimento (D10)	66.409	95.435	119.752	137.159
Raggruppamento preliminare (D13)	38.787	42.460	27.921	41.493
Ricondizionamento preliminare (D14)	2.275	786	661	7.066
A) Totale smaltito (D1-D14)	1.451.098	1.553.411	1.505.654	1.642.595
Utilizzazione principalmente come combustibile o come altro mezzo per produrre energia (R1)	22.296	23.633	23.466	24.440
Riciclo/recupero delle sostanze organiche non utilizzate come solventi (R3)	1.006.270	792.734	990.109	820.121
Riciclo/recupero delle sostanze inorganiche (R5)	-	1.160	3.830	1.348
Trattamento in ambiente terrestre a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia (R10)	323.833	120.916	84.892	75.867
Scambio di rifiuti per sottoporli ad una delle operazioni da R1- R11 (R12)	-	337.238	314.869	245.449
B) Totale recuperato (R1-R12)	1.352.399	1.275.681	1.417.166	1.167.225
C) Totale in giacenza al 31/12 (R13/D15)	95.280	94.997	51.083	105.644
Totale gestito (A+B+C)	2.898.777	2.924.089	2.973.903	2.915.464

Tabella 5.2. smaltimento e recupero fanghi di depurazione in Italia (ISPRA, 2020)

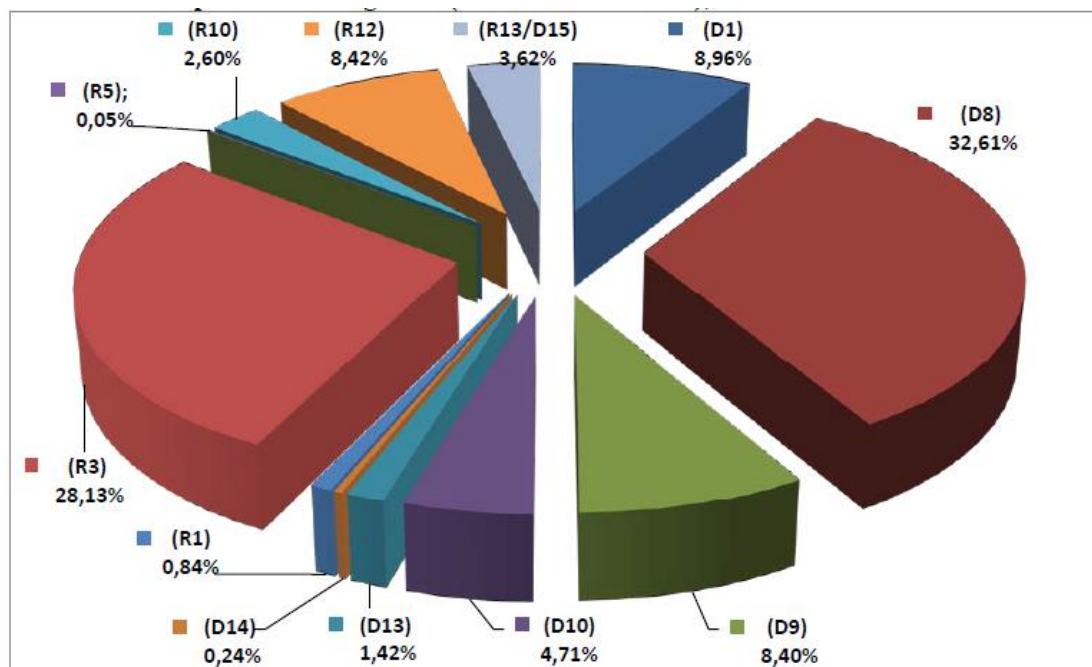


Figura 5.2. percentuali smaltimento e recupero fanghi di depurazione in Italia (ISPRA, 2020)

Legenda codici di trattamento:

- Operazione di smaltimento (D):
 - D01: deposito sul o nel suolo (es. discarica);
 - D02: trattamento in ambiente terrestre;
 - D03: iniezioni in profondità;
 - D04: lagunaggio;
 - D05: messa in discarica specialmente allestita;
 - D06: scarico dei rifiuti solidi nell'ambiente idrico eccetto l'immersione;
 - D07: immersione, compreso il seppellimento nel sottosuolo marino;
 - D08: trattamento biologico non specificato altrove nel presente allegato, che dia origine a composti o a miscugli che vengono eliminati secondo uno dei procedimenti elencati nei punti da D1 a D12;
 - D09: trattamento chimico-fisico non specificato altrove nel presente allegato che dia origine a composti o a miscugli eliminati secondo uno dei procedimenti elencati nei punti da D1 a D12;
 - D10: incenerimento a terra;
 - D11: incenerimento in mare;
 - D12: deposito permanente;
 - D13: raggruppamento preliminare prima di una delle operazioni di cui ai punti da D1 a D12;
 - D14: ricondizionamento preliminare prima di una delle operazioni di cui ai punti da D1 a D13;
 - D15: deposito preliminare prima di una operazione di cui ai punti da D1 a D14.
- Operazioni di recupero (R):
 - R01: utilizzazione principale come combustibile o come altro mezzo per produrre energia;
 - R02: rigenerazione/recupero di solventi;
 - R03: riciclo/recupero delle sostanze organiche non utilizzate come solventi (operazioni di compostaggio e altre trasformazioni biologiche);
 - R04: riciclo/recupero dei metalli e dei composti metallici;
 - R05: riciclo/recupero di altre sostanze inorganiche;
 - R06: rigenerazione degli acidi o delle basi;
 - R07: recupero dei prodotti che servono a captare gli inquinanti;
 - R08: recupero dei prodotti provenienti dai catalizzatori;
 - R09: rigenerazione o altri reimpieghi degli oli;
 - R10: spandimento sul suolo a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia;
 - R11: utilizzazione dei rifiuti ottenuti da una delle operazioni indicate da R1 a R10;
 - R12: scambio di rifiuti per sottoporli a una delle operazioni indicate da R10 a R11;
 - R13: messa in riserva di rifiuti per sottoporli a una delle operazioni indicate nei punti da R01 a R12.

Tra le operazioni di smaltimento il *“Trattamento biologico”* (D8) è l’operazione di gestione più utilizzata con circa 951000 tonnellate, pari al 32,6% del totale gestito ed al 57,9 % del totale avviato ad operazioni di smaltimento. Segue lo *“smaltimento in discarica”* (D1) con 261000 tonnellate, il 9% del totale gestito ed il 15,9 % del totale smaltito. Al *“Trattamento fisico-chimico”* (D9) sono sottoposte circa 245000 tonnellate, corrispondenti all’8,4% del totale gestito e al 14,9% del totale smaltito; l’*incenerimento* (D10) interessa, con circa 137000 tonnellate, il 4,7% del totale gestito e dell’8,4% del totale avviato a smaltimento. Tra le operazioni di recupero dei fanghi derivanti dal trattamento acque reflue urbane, prevale l’operazione R3 *“Riciclo/recupero di altre sostanze organiche”* con circa 820000 tonnellate; tale recupero ha interessato il 28,1% del totale gestito ed il 70,3 % del totale recuperato; segue l’operazione R12 *“Scambio di rifiuti per sottoporli ad una delle operazioni da R1- R11”* che, con più di 245000 tonnellate, ricopre l’8,4% del totale gestito ed il 21,0 % del totale dei rifiuti recuperati. Al *“recupero di energia”* (R1) sono avviate circa 24000 tonnellate, lo 0,8% del totale gestito e il 2,1 % del totale recuperato, mentre il quantitativo avviato al *“Trattamento in ambiente terrestre a beneficio dell’agricoltura o dell’ecologia”* (R10), è pari circa a 76000 tonnellate, il 2,6% del totale gestito ed il 6,5% del totale avviato ad operazioni di recupero. Infine, al 31/12/2018 rimangono complessivamente stoccati, in operazioni di *“Messa in riserva”* (R13), *“Deposito preliminare”* (D15) e giacenza presso i produttori, circa 106000 tonnellate di fanghi, ovvero il 3,6% del totale gestito.”

La tabella 5.3. mostra la ripartizione, a livello regionale, della gestione dei fanghi derivanti dal trattamento delle acque reflue urbane.

La Lombardia, con oltre 829000 tonnellate di fanghi, ovvero il 28,5% del totale, è la regione in cui sono gestite le maggiori quantità. Prevalgono le operazioni di recupero, tra le quali le più utilizzate sono il *“Riciclo/recupero delle sostanze organiche”* (R3), con circa 419000 tonnellate, il 50,5% del totale gestito nella regione, e lo *“Scambio di rifiuti per sottoporli ad una delle operazioni da R1 a R11”* (R12), che con circa 191000 tonnellate rappresenta il 23% del totale.

In Emilia-Romagna i fanghi gestiti sono circa 370000 tonnellate, il 12,7% del totale nazionale; la forma di gestione più utilizzata è il *“Trattamento biologico”* (D8) che, con 182000 tonnellate, rappresenta il 49,2 % totale gestito nella regione, seguita dal *“Riciclo/recupero delle sostanze organiche”* (R3) con oltre 111000 tonnellate. Nel Lazio sono gestite circa 297000 tonnellate di fanghi, il 10,2% del totale nazionale; prevale l’operazione di smaltimento D8 *“trattamento biologico”* con quasi 200000 tonnellate, il 67% del totale gestito nella Regione. Lo *“smaltimento in discarica”* (D1) costituisce la forma di gestione prevalente in Puglia e la seconda forma di gestione nelle Marche; la prima, con quasi 138000 tonnellate, avvia in discarica il 69,3% del totale gestito nella regione ed il 52,7% del totale nazionale smaltito in discarica; la seconda, con poco più di 34000 tonnellate, smaltisce in discarica il 34,4% del totale gestito nella regione e il 13,1% del totale nazionale destinato in discarica. Nelle Marche, la prima forma di gestione dei fanghi di depurazione delle acque reflue urbane è, comunque, rappresentata dal trattamento biologico (D8), con circa 36 tonnellate. I fanghi sono avviati ad *“incenerimento”* (D10) in sette regioni; le maggiori quantità si riscontrano in Lombardia (92000 tonnellate), Emilia-Romagna (circa 23000 tonnellate) e Toscana (oltre 20000 tonnellate). Solo in due regioni è praticato il *“recupero di energia”* (R1): in Lombardia, con poco più di 20000 tonnellate, ed in Trentino Alto-Adige con poco di più 4000 tonnellate.

REGIONE	D1	D8	D9	D10*	D13	D14	R1	R3	R5	R10	R12	R13/D15 al 31/12/18	Totale 2018
Piemonte	4.310	98.791	5.890	0	82	65	0	53.495	0	0	0	6.507	169.140
Valle d'Aosta	0	58	599	0	0	0	0	0	0	0	0	18	675
Lombardia	14.379	68.988	13.133	92.094	1.311	15	20.030	419.042	1.348	0	190.650	8.530	829.520
Trentino Alto Adige	4.692	27.426	28.916	0	0	0	4.410	29	0	0	16.610	32	82.115
Veneto	623	125.812	10.768	56	54	3	0	77.186	0	6.789	24.910	39.285	285.486
Friuli Venezia Giulia	264	41.497	718	1.092	0	0	0	2.879	0	6.638	0	209	53.297
Liguria	2.496	3.526	4.368	0	0	0	0	0	0	0	0	18	10.408
Emilia Romagna	11.978	181.900	1.744	22.916	0	0	0	111.504	0	5.045	0	34.714	369.801
Toscana	5.499	115.280	42.192	20.492	32.896	10	0	86	0	0	2.611	421	219.487
Umbria	6.814	18.047	8	0	0	0	0	1.325	0	0	0	69	26.263
Marche	34.298	36.023	9.478	0	158	0	0	19.721	0	0	11	1	99.690
Lazio	974	199.074	74.484	0	5.734	0	0	16.215	0	0	21	826	297.328
Abruzzo	0	11.764	951	0	0	0	0	11.898	0	0	0	172	24.785
Molise	1.685	10.730	0	0	0	0	0	247	0	0	0	108	12.770
Campania	0	1.936	11.898	0	338	6.965	0	303	0	0	68	1.836	23.344
Puglia	137.723	2.479	32.634	12	917	1	0	24.161	0	0	0	878	198.805
Basilicata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81	81
Calabria	1.810	2.627	6.139	0	3	0	0	3.971	0	0	0	2.670	17.220
Sicilia	20.676	194	968	497	0	7	0	78.020	0	0	55	5.094	105.511
Sardegna	13.102	4.514	0	0	0	0	0	39	0	57.395	10.513	4.175	89.738
Totale 2018	261.323,0	950.666	244.888	137.159	41.493	7.066	24.440	820.121	1.348	75.867	245.449	105.644	2.915.464
Totale 2017	341.516	828.152	187.652	119.752	27.921	661	23.466	990.109	3.830	84.892	314.869	51.083	2.973.903
Totale 2016	377.573	890.072	147.085	95.435	42.460	786	23.633	792.734	1.160	120.916	337.238	94.997	2.924.089

Tabella 5.3. tipologie di smaltimento e recupero dei fanghi di depurazione per regione, in Italia (ISPRA, 2020)

Il quantitativo complessivo di fanghi di depurazione delle acque reflue urbane avviato alle diverse forme di recupero/smaltimento fa registrare una diminuzione di circa 58000 tonnellate rispetto all'anno 2017, passando da 2,97 milioni di tonnellate a 2,92 milioni di tonnellate. I dati sui quantitativi smaltiti e recuperati nel triennio 2015-2018 sono riportati in tabella 5.4.

REGIONE	Totale smaltito	Totale recuperato	Totale 2018	Totale 2017*	Totale 2016*
Piemonte	109.138	53.495	169.140	158.051	164.955
Valle d'Aosta	657	0	675	1.020	1.289
Lombardia	189.920	631.070	829.520	897.080	816.809
Trentino Alto Adige	61.034	21.049	82.115	73.379	59.544
Veneto	137.316	108.885	285.486	296.320	341.407
Friuli Venezia Giulia	43.571	9.517	53.297	63.465	54.107
Liguria	10.390	0	10.408	13.677	23.057
Emilia Romagna	218.538	116.549	369.801	420.692	387.186
Toscana	216.369	2.697	219.487	190.052	222.518
Umbria	24.869	1.325	26.263	38.836	46.296
Marche	79.957	19.732	99.690	91.285	100.005
Lazio	280.266	16.236	297.328	166.332	186.224
Abruzzo	12.715	11.898	24.785	25.150	26.009
Molise	12.415	247	12.770	12.031	14.872
Campania	21.137	371	23.344	9.109	6.408
Puglia	173.766	24.161	198.805	264.742	277.497
Basilicata	0	0	81	25	5.031
Calabria	10.579	3.971	17.220	20.311	20.373
Sicilia	22.342	78.075	105.511	143.050	81.522
Sardegna	17.616	67.947	89.738	89.296	88.980
TOTALE 2018	1.642.595	1.167.225	2.915.464		
TOTALE 2017	1.505.654	1.417.166		2.973.903	-
TOTALE 2016	1.553.411	1.275.681		-	2.924.089
TOTALE 2015	1.451.098	1.352.399		-	-

Tabella 5.4. porzione di fanghi di depurazione smaltito e recuperato, per regione, in Italia (ISPRA, 2020)

6. Analisi della gestione dei fanghi di depurazione nella regione Piemonte

Il territorio della regione Piemonte è suddiviso in sei ambiti territoriali ottimali (ATO) che rappresentano la porzione di territorio su cui sono organizzati i servizi pubblici integrati (ad esempio quello idrico o quello dei rifiuti):

- ATO 1: Verbano-Cusio-Ossola e pianura Novarese;
- ATO 2: Biellese, Vercellese e Casalese;
- ATO 3: Torinese;
- ATO 4: Cuneese;
- ATO 5: Astigiano e Monferrato;
- ATO 6: Alessandrino.



Figura 6.1. ATO regione Piemonte

La gestione dei fanghi di depurazione, originati dagli impianti di trattamento delle acque reflue, nella regione Piemonte è una questione improrogabile, in relazione principalmente alle notevoli quantità prodotte ed al rispetto dei vincoli normativi sempre più stringenti, ispirati ai principi di economia circolare. Sul territorio in analisi, secondo i dati forniti dalla regione stessa, nel 2019 sono stati prodotti 182005 tonnellate di fanghi di depurazione (tal quale), aventi tasso di umidità medio del 28%, corrispondendo quindi a 51010 tonnellate di sostanza secca. Di queste il 61% viene gestito fuori regione e solamente il 39% viene coperto dalle capacità regionali. La regione mette a disposizione i dati quantitativi sulla gestione dei fanghi prodotti nel 2019 e vengono riportati nella tabella 6.1..

Produzione/destinazione	Quantità (ton s.s./anno)
Produzione fango (tal quale)	182005 (ton/anno)
Produzione fango (sostanza secca)	51010
R10 – recupero diretto in agricoltura	0
R10 – recupero diretto in agricoltura (fuori regione)	242
R3 - Compostaggio	10613
R3 – Compostaggio (fuori regione)	24411
R1 – Recupero di energia	8930
R1 – Recupero di energia (fuori regione)	5125
D1 – Smaltimento in discarica	431
D1 – Smaltimento in discarica (fuori regione)	1257

Tabella 6.1. Dati quantitativi gestione fanghi Regione Piemonte, 2019

Il nuovo atto di indirizzo regionale vuole interrompere questa tendenza e, in accordo con i principi di economia circolare di minimizzazione, recupero e riciclo, garantire una autosufficienza del territorio nel gestire e recuperare questi materiali, potenziando il sistema impiantistico a disposizione, in maniera che possa far fronte all'eventuale mutare di condizioni tecniche, economiche, normative, ambientali ed affrontare eventuali situazioni emergenziali (Allegato 1, Delibera regione Piemonte, 17 Luglio 2020).

La presente tesi vuole analizzare l'attuale gestione dei fanghi di depurazione della regione Piemonte ponendo rilievo sui principi di prossimità e diversificazione che questo nuovo atto di indirizzo regionale in materia di gestione dei fanghi di depurazione vuole introdurre, quali prossimità e diversificazione. L'analisi è stata effettuata selezionando, per ogni ATO, l'impianto di depurazione con la più alta produzione di fanghi (Asti, Canove di Govone, Cassano Spinola, Castiglione Torinese, Cossatto Spolina, Cuneo e Novara). Gli impianti analizzati vengono selezionati in ATO differenti in modo da fornire una visione rappresentativa del territorio regionale. Tra le alternative di gestione sono state prese in considerazione le cinque opzioni finali di smaltimento potenzialmente perseguibili: uso agricolo (diretto o mediante compostaggio), recupero in forno da cemento, co-incenerimento con rifiuti urbani e smaltimento in discarica. Queste opzioni sono le più comunemente utilizzate in tutto il mondo, tanto da poter essere considerate soluzioni consolidate (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

6.1. Strumenti di analisi

Un problema decisionale, come riporta Bertanza (2016), è per natura intrinsecamente complesso. Ciò deriva da molteplici fattori: dalle dimensioni del problema del quale bisogna considerare un numero elevato di diversi elementi; dalla struttura, che comporta una probabile conflittualità degli interessi coinvolti, dalle informazioni poco chiare e non complete e dalle interazioni di lungo periodo con il contesto in cui ha luogo la decisione, a tal punto da poter definire un problema decisionale come “mal formulato”. I problemi decisionali di carattere ambientale riscontrano spesso questo livello di complessità in quanto vedono coinvolti diversi aspetti multidisciplinari (relativi a normative, percezione sociale, vincoli tecnici, costi, ecc.), stakeholder con interessi conflittuali (gestori di impianti, autorità, società private, cittadini, ecc.) e gli effetti di una decisione solitamente si estendono per lunghi periodi, interessando contesti futuri in gran parte imprevedibili, probabilmente, molto diversi da quello in cui la decisione è stata presa. Un’ulteriore difficoltà è data dalla presenza non totale di fattori quantitativi, spesso molti parametri di valutazione sono qualitativi e quindi non possono slegarsi dalla soggettività; I fattori quantitativi, invece, possono essere misurati con più semplicità e attendibilità (es. consumo di energia), e sono tra loro anche più facilmente comparabili.

Per venire in contro a queste difficoltà, senza perdere informazioni significative e senza semplificare eccessivamente il problema, si può fare affidamento a strumenti di supporto decisionale. Negli anni '60 iniziano a svilupparsi le analisi multicriteri per rispondere alle problematiche derivanti dalla crescente divergenza dei problemi gestionali e di pianificazione, dal considerare aspetti difficilmente quantificabili, e dalla conseguente necessità di considerare svariate alternative. Le metodologie classiche, quali analisi costi-benefici e analisi costi-efficacia, si basavano solamente sull’aspetto economico, con la pretesa di riportare qualunque proprietà ad un valore monetario, rendendo impossibile l’individuazione della migliore alternativa per gli interessi diversi da quelli puramente economici. Per questi motivi le analisi multicriteri verranno preferite, perché permettono di orientarsi verso scelte soddisfacenti da molteplici punti di vista. L’alternativa migliore è la coesione di tutti i criteri simultaneamente, dove si dovranno fare scelte di compromesso, delimitando i pesi di ogni criterio con la consapevolezza che il risultato ultimo sarà dettato dalle preferenze imposte. Aspetto che potrebbe sembrare una limitazione di efficienza, ma in realtà rende queste metodologie più flessibili e più facilmente adattabili agli interessi delle parti coinvolte.

6.1.1. AMC: analisi multicriterio

L'analisi multicriterio è una metodologia di supporto alle decisioni, caratterizzate da informazioni abbondanti, non sempre ben definite e valutazioni di natura conflittuale, che permette di identificare, tra le numerose opzioni disponibili, la soluzione di miglior compromesso.

Tra gli elementi costituenti le analisi multicriterio troviamo, al primo posto per importanza, l'obiettivo della decisione, in quanto motivo stesso per cui si applica l'analisi, ed in secondo luogo i decisori, cioè i soggetti incaricati di effettuare la valutazione, che solitamente sono più di uno, a seconda della complessità del problema. Deve quindi essere presente un insieme di alternative $A = \{A_1, A_2, \dots, A_n\}$, oggetto di valutazione. Le preferenze dei decisori si esprimono tramite un gruppo di pesi $W = \{w_1, w_2, \dots, w_n\}$ che servono a valutare l'importanza relativa dei criteri di valutazione $X = \{X_1, X_2, \dots, X_n\}$, che sono gli elementi che descrivono le varie alternative.

Le fasi caratterizzanti un'analisi multicriterio sono le seguenti (Gandino, 2015):

- Strutturazione del problema;
- Attribuzione punteggi di performance;
- Operazione di normalizzazione;
- Attribuzione dei pesi;
- Aggregazione e visualizzazione dei risultati.

Strutturazione del problema

Con strutturazione del problema si intende definire tutti gli elementi costituenti il processo di analisi: obiettivo, decisori, alternative, pesi e criteri di valutazione. Mentre i primi quattro elementi variano di problema in problema, per i criteri di valutazione si possono definire delle caratteristiche comuni. Secondo Stanghellini e Copiello (2015) la costituzione di un criterio richiede la definizione di tre elementi:

- Semantica: definizione del significato del criterio;
- Metrica: la modalità di misurazione del criterio;
- Funzione di risposta: la modalità di reazione del criterio nel giudizio sulle alternative.

Inoltre, i criteri devono rispettare le proprietà di:

- Esaustività: i criteri devono rappresentare tutti gli obiettivi;
- Non ridondanza: assenza di sovrapposizioni di significato tra i criteri.

Attribuzione punteggi di performance

Una volta definita la struttura è necessario acquisire dati caratteristici del problema in grado di descrivere in maniera adeguata le alternative. Questa operazione consiste nell'assegnare a ciascun criterio di valutazione dei valori di performance. In generale, la raccolta di dati rappresenta un punto critico nei processi decisionali. Dovuto alla difficoltà di reperibilità e determinazione di alcune informazioni e alla difficoltà di definire indicatori mirati per valutare problemi, in particolare di natura ambientale e territoriale. Ne segue che, per l'acquisizione di dati da utilizzare all'interno di un processo decisionale multicriteri, sovente sono necessari dei compromessi e delle approssimazioni.

Operazione di normalizzazione

I coefficienti di performance, del punto precedente, descrivono le potenzialità di ogni alternativa in funzione ai criteri di valutazione. I valori, tuttavia, mantengono le unità fisiche caratterizzanti ogni attributo, in quanto ognuno di essi rappresenta diverse grandezze quantitative o qualitative, con scale e unità di misura diverse, rendendo di fatto impossibile una comparazione analitica tra di essi. Occorre effettuare una normalizzazione trasformando i punteggi di performance in valori adimensionali, espressi tutti sulla medesima scala, in modo da rendere i punteggi di performance omogenei e confrontabili. Sono presenti diverse tecniche di normalizzazione la più utilizzata è il “metodo min-max”:

$$x_{norm} = \frac{x_i - x_{i-min}}{x_{i-max} - x_{i-min}} \quad (\text{formula 6.1})$$

Dove:

- x_{norm} : è il valore normalizzato;
- x_i è il valore da normalizzare;
- x_{i-min} è il valore minimo registrato per l’i-esimo attributo;
- x_{i-max} è il valore massimo registrato per l’i-esimo attributo.

Attribuzione dei pesi

Generalmente gli attributi non hanno tutti la stessa importanza, ed è compito del decisore esplicitare queste differenze assegnando a ciascuno di essi un peso, che andrà a definire l’importanza relativa di ogni attributo rispetto agli altri. Esistono numerose tecniche di assegnazione dei pesi, di seguito vengono riportate tre delle più utilizzate:

- **Assegnazione diretta**: il decisore distribuisce, secondo le proprie preferenze, un budget di 100 punti, spendibili tra i vari attributi. Questa tecnica ha il vantaggio di una elevata semplicità, di contro può risultare problematico esprimere un corretto grado di preferenza quando la valutazione è caratterizzata da un elevato numero di attributi.
- **Confronto a coppie**: questa tecnica permette al decisore di derivare i pesi, invece di assegnarli arbitrariamente. Si imposta una struttura gerarchica al cui vertice si pone l’obiettivo, seguito dai criteri, ed al livello di base dalle alternative. Ad ogni livello della gerarchia il decisore esprime una preferenza per ogni coppia di attributi sia possibile formare, quantificando la preferenza mediante valore numerico stabilito tramite una predefinita scala di punteggio. Per ciascun livello della gerarchia è quindi possibile comporre una matrice quadrata di valutazione (di dimensione $(n \times n)$, dove n è il numero di parametri confrontati) composta dalle preferenze assegnate. Calcolando il massimo autovettore di questa particolare matrice è possibile definire il vettore dei pesi. Questa metodologia è alla base dell’analisi multicriterio di tipo gerarchico e verrà esposta più nel dettaglio nel paragrafo 6.1.2. ad essa dedicato.

- **Tecnica swing:** L'assegnazione inizia ponendo ogni attributo nella condizione peggiore, cioè attribuendogli una importanza relativa la più bassa possibile. Il decisore successivamente deve identificare l'attributo che aumentando questa importanza relativa massimizza il punteggio complessivo. A questo attributo verrà assegnato il peso maggiore e procedendo in maniera analoga per gli attributi, man mano rimanenti, se ne determina un loro ordinamento preferenziale.

Aggregazione e visualizzazione dei risultati

L'aggregazione dei risultati consiste nell'ottenimento, a partire dai punteggi di performance descrittivi di ogni attributo, di un valore unico rappresentante l'alternativa che permetta il confronto con i punteggi aggregati delle altre alternative. Il punteggio aggregato, o globale, risultato dell'analisi solitamente riguarda un considerevole numero di parti interessate, di competenza non sempre tecnica e non sempre coinvolte attivamente nel processo, ma che comunque ne desiderano conoscere gli esiti. Per questo motivo è importante rappresentare in maniera chiara e comprensibile i risultati ottenuti.

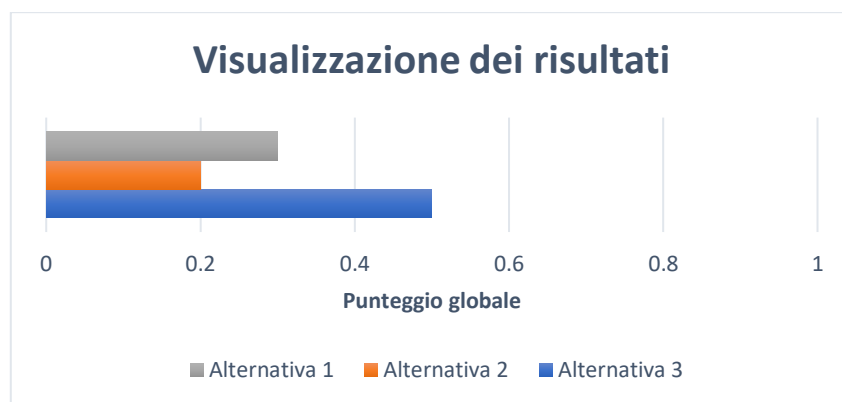


Figura 6.2. esempio di visualizzazione dei risultati per analisi multicriteri

6.1.2. AHP: analytic hierarchy process

La metodologia dell'Analytic Hierarchy Process è una delle tecniche di analisi multicriteri più utilizzata. Viene sviluppata dal matematico Thomas L. Saaty sul finire degli anni '70 del secolo scorso, e resa famosa, dalla pubblicazione dello stesso Saaty, nel 1987 "The analytic hierarchy process - what it is and how it is used".

Si fa riferimento alla metodologia generalmente con l'acronimo AHP, che ha il seguente significato:

- A (Analytic): secondo un modello analitico un problema complesso può essere scomposto nei suoi elementi costituenti;
- H (Hierarchy): al problema viene assegnata una struttura gerarchica, per fornire un ordine alle proprietà che caratterizzano il problema;
- P (Process): insiemi di operazioni sulle valutazioni che conducono all'obiettivo.

Gli step per eseguire un'analisi multicriterio di tipo gerarchico sono:

- 1) Strutturazione gerarchica: la gerarchia definisce la distribuzione delle proprietà degli elementi che si stanno analizzando;
- 2) Confronto a coppie: comparazione degli elementi appartenenti al medesimo livello della struttura, in funzione dell'elemento gerarchicamente superiore, in modo da definire le priorità da seguire durante la valutazione;
- 3) Sintesi dei giudizi: determinazione della preferenza relativa delle alternative a disposizione del decisore, mediante aggregazione in un unico punteggio globale, delle valutazioni effettuate.

Strutturazione gerarchica

Costruire una struttura gerarchica è il primo passo per poter applicare la metodologia AHP, in maniera da definire tutti gli elementi che caratterizzano lo scenario in esame e le relazioni che tra essi intercorrono, stabilendo per ognuno di essi, quali altri elementi influenza e da quali invece viene influenzato. La struttura deve essere composta da un minimo di tre livelli, rappresentanti gli elementi fondamentali del processo, che sono:

- Primo livello: obiettivo dell'analisi;
- Secondo livello: criteri di valutazione (r);
- Terzo livello: alternative da analizzare (s).

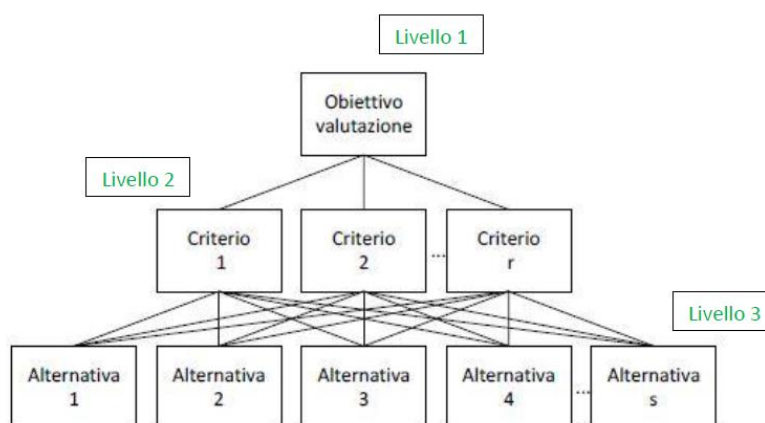


Figura 6.3. strutturazione gerarchica di un problema decisionale

Confronto a coppie

Una volta definito l'ordine degli elementi sui diversi livelli gerarchici, si deve stabilire l'importanza che ogni elemento assume nel quadro generale del problema, cioè in questa fase avviene l'attribuzione dei pesi ad ogni criterio di valutazione. La tecnica utilizzata è quella del confronto a coppie mediante la quale gli elementi di ogni livello gerarchico vengono confrontati con gli altri elementi appartenenti al medesimo livello definendo il grado di priorità che intercorre tra loro. Questa priorità viene quantificata dai coefficienti di dominanza (quantificazione numerica rappresentativa delle priorità dei decisori) che vengono assegnati facendo riferimento alla "scala fondamentale di Saaty": scala di valutazione a 9 punti che mette in relazione un valore numerico alla valutazione del decisore.

Coeff. di dominanza a_{ij}	Definizione
1	Uguale importanza tra i e j
3	Prevalenza debole di i rispetto a j
5	Prevalenza forte di i rispetto a j
7	Prevalenza dimostrata di i rispetto a j
9	Prevalenza assoluta di i rispetto a j
2, 4, 6, 8	Valori intermedi

Tabella 6.2. scala fondamentale di Saaty (Saaty, 1987)

Il risultato di questi confronti genererà la matrice di valutazione che sarà quindi composta dai vari coefficienti di dominanza e dalla quale si potrà ricavare il vettore dei pesi. Supponendo di avere (n) elementi da confrontare verranno effettuati $\frac{n(n-1)}{2}$ confronti e verrà generata una matrice di dimensioni (n x n).

Chiamando il coefficiente di dominanza a_{ij} il coefficiente che definisce la priorità relativa tra l'elemento (i) e l'elemento (j), è possibile definire le caratteristiche che presentano le matrici di confronto:

- se $a_{ij} = x$, allora $a_{ji} = \frac{1}{x}$ con $x > 0$;
- se l'elemento (i) è valutato di uguale preferenza all'elemento (j), allora $a_{ij} = a_{ji} = 1$, ne consegue che la diagonale principale della matrice di confronto sarà composta da valori unitari, in quanto rappresenta il confronto tra il medesimo elemento.

	A	B	C	D
A	1	4	3	7
B	1/4	1	1/2	1/5
C	1/3	2	1	2
D	1/7	5	1/2	1

Figura 6.4. esempio di matrice di valutazione con n=4

Disponendo della matrice di valutazione, il calcolo del vettore dei pesi percentuali passa dalla determinazione del massimo autovalore (λ), e del relativo autovettore (V_λ), della matrice di valutazione stessa. Normalizzando, se necessario, l'autovettore (V_λ) si ottiene il vettore dei pesi percentuali, composto da elementi la cui somma sarà uguale ad 1.

$$W = \frac{V_{\lambda}}{\sum_{i=1}^n V_{\lambda}} \quad (\text{formula 6.2.})$$

I pesi così ottenuti potrebbero non rispettare il criterio di consistenza, cioè durante i confronti a coppie potrebbero essere stati assegnati dei valori di preferenza incongruenti ai valori assegnati in altri confronti a coppie, evento che si verifica tanto più sovente tanto più sono numerosi i criteri di valutazione e di conseguenza i confronti da effettuare. Per chiarire il concetto si riporta un esempio fornito da Mocenni, nel corso di analisi delle decisioni, UNISI: “Supponiamo di avere 3 persone (A, B e C) di altezza differente e supponiamo che, a seguito di una serie di confronti a coppie, possano essere ordinati per altezza decrescente nel seguente modo: $A > B > C$. È ovvio che A è più alto di B e B è più alto di C, quindi è perfettamente consistente dire (per la proprietà transitiva) che A è più alto di C. Ma a volte non sempre è possibile ottenere confronti perfettamente consistenti, come nel caso precedente, ed è per questo che si rende necessario determinare degli indici di consistenza e dei valori di tolleranza per poter gestire e considerare anche casi meno semplici e immediati. Per far capire cosa intendiamo per confronto non consistente, supponiamo adesso di avere 3 squadre di calcio che si sfidano in un torneo e di voler determinare quale sia la formazione più forte. Mettiamo che la squadra A abbia battuto la squadra B (A è più forte di B) e che la squadra B abbia battuto la squadra C (B è più forte di C). Questo non implica necessariamente che la squadra A possa battere la squadra C, creando così inconsistenza”.

Per determinare se una matrice dei confronti a coppie è ben posta o meno, si definiscono degli indici che servono a determinare la consistenza di una matrice in funzione di delle soglie di tolleranza. Si definisce, innanzitutto, il Consistency Index (CI), con la seguente formula:

$$CI = \frac{\lambda - n}{n - 1} \quad (\text{formula 6.3.})$$

Dove:

- n: dimensione della matrice di confronto;
- λ : massimo autovalore della matrice di confronto.

In funzione della dimensione della matrice, cioè del numero di criteri considerati, si definisce il Random Consistency Index (RI) secondo la tabella 6.3..

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
RI	0,00	0,00	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49	1,52	1,54	1,56	1,58	1,59

Tabella 6.3. Relazione tra la dimensione della matrice di confronto e RI (Saaty, 1987)

A questo punto disponendo del Consistency Index (CI) e del Random Consistency Index (RI) si può determinare il Consistency Ratio (CR) come rapporto tra i due:

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (\text{formula 6.4.})$$

Sempre in funzione della dimensione della matrice di valutazione, si verifica il rispetto della soglia entro la quale essa può venir considerata consistente, in accordo con la tabella 6.4.

soglia	n
0.05	3
0.08	4
0.10	≥5

Tabella 6.4. Soglie di accettabilità dell'inconsistenza (Saaty, 1987)

Analizzando i valori di RI in funzione della dimensione, non compaiono i valori relativi a n=1 e n=2, la motivazione è che non serve stabilire l'eventuale inconsistenza di matrici di queste dimensioni:

- Se n=1 ottengo una matrice identità 1x1
- Se n=2 significa che si sta effettuando il confronto fra solamente due criteri,

In entrambi i casi è impossibile ottenere inconsistenza. Il motivo per cui, invece, viene ammessa un'inconsistenza per n>2, anche se minima, risiede nel fatto che essa rappresenta la non perfetta corrispondenza tra la realtà in esame e le scelte del decisore. Per ottenere uno scenario coerente bisogna essere consapevoli e tollerare questa inconsistenza (Saaty, 1987).

Sintesi dei giudizi

La sintesi dei giudizi, o aggregazione dei risultati, è la fase conclusiva dell'analisi. I pesi relativi di ogni criterio di valutazione vengono moltiplicati per la performance dello stesso ed i prodotti così ottenuti sono aggregati tra loro. Procedendo nel rispetto della composizione gerarchica i vari punteggi di performance relativi ad ogni criterio vengono così trasformati in un unico punteggio globale, mediante il quale si può quantificare l'importanza relativa delle varie alternative. Viene così determinato un ordine di preferenza, in cui la preferenza di un'alternativa è direttamente proporzionale al punteggio ottenuto.

Macro-criteri		α			β	
Sotto-criteri		A	B	C	D	E
Alternative	X	x ₁	x ₂	x ₃	x ₄	x ₅
	Y	y ₁	y ₂	y ₃	y ₄	y ₅
	Z	z ₁	z ₂	z ₃	z ₄	z ₅

Tabella 6.5. esempio di tabella criteri-alternative e definizione degli attributi

Il punteggio globale viene determinato come aggregazione dei punteggi di performance dei vari attributi, secondo la formula 6.4.:

$$V(X) = \sum_{i=1}^n (\sum_{j=1}^m (x_j * P_j) * P_i) \quad (\text{formula 6.5})$$

Dove:

- V(X) è il punteggio finale dell'alternativa generica X;
- n è il numero di macro-criteri;
- m è il numero di sotto-criteri;

- x_j è il coefficiente di performance di un'alternativa rispetto al j-esimo sotto-criterio;
- P_j è il peso del j-esimo sotto-criterio;
- P_i è il peso dell'i-esimo macro-criterio.



Figura 6.5. Esempio di rappresentazione dei risultati dell'analisi.

6.2. Determinazione dei criteri di valutazione

Per poter effettuare la valutazione è necessario disporre di criteri decisionali, in maniera da poter effettuare operazioni di confronto tra le alternative. Come riporta Bertanza (2016), nei problemi decisionali di natura ambientale e territoriale sono coinvolti diversi aspetti multidisciplinari, riassumibili in cinque macro-categorie: aspetti tecnici, normativi, sociali, ambientali ed economici. Per adattare questa macro-categorie generali al territorio in esame, in accordo con il modello decisionale di struttura gerarchica, sono state suddivise, ove possibile, in sotto-criteri di valutazione, in modo da ottenere una visione dettagliata della situazione piemontese attuale. Si dispone quindi, infine, di dodici parametri di valutazione, che verranno analizzati nel presente paragrafo.

Aspetti tecnici

Questo macro-criterio rappresenta le considerazioni di tipo tecnico che la scelta dell'alternativa di gestione richiede, ponendo attenzione sia alle caratteristiche dei fanghi sia delle alternative, in relazione al contesto tecnico attuale della regione. Vengono quindi considerati tre sotto-criteri:

- Caratteristiche del fango: con questo criterio si cerca di stabilire l'adeguatezza dei fanghi prodotti alle alternative di gestione, in funzione delle loro caratteristiche chimico-fisiche e nel rispetto dei limiti imposti dalla normativa vigente. I parametri di caratterizzazione dei fanghi, messi a disposizione dalla regione Piemonte, sono i seguenti:

PARAMETRO	U.d.M.
Produzione fanghi tal quale	ton/anno
Percentuale di secco	%
Produzione sostanza secca	ton/anno
Cadmio	mg/kg s.s.
Mercurio	mg/kg s.s.
Nichel	mg/kg s.s.
Piombo	mg/kg s.s.
Rame	mg/kg s.s.
Zinco	mg/kg s.s.
Cromo totale	mg/kg s.s.
Cromo VI	mg/kg s.s.
Berillio	mg/kg s.s.
Selenio	mg/kg s.s.
Arsenico	mg/kg s.s.
Idrocarburi (C10-C40)	mg/kg s.s.
IPA	mg/kg s.s.
PCDD/PDFC+PCB	mg/kg s.s.
PCB	mg/kg s.s.
Toluene	mg/kg s.s.
Carbonio organico	% s.s.
Fosforo totale	% s.s.
Azoto totale	% s.s.
Salmonelle	MPN/g s.s.
Escherichia coli	N°/g s.s.

Tabella 6.6. Parametri di caratterizzazione fanghi di depurazione

Il punteggio viene attribuito in relazione al numero di parametri che non rispettano i limiti di legge esposti nel capitolo 4: “Sistemi di smaltimento e recupero”. Per l’alternativa discarica, i cui limiti vengono espressi in mg/L relativamente ai test di cessione avente rapporto liquido-solido L/S = 10, si fa riferimento ai limiti che la normativa impone per discariche di rifiuti non pericolosi, ed ipotizzando una cessione del 50%.

- **Capacità di gestione attuale:** con questo criterio si valuta la capacità attuale della regione di gestire i fanghi di depurazione, per le varie alternative, facendo riferimento ai dati pubblicati dalla Regione Piemonte nell’anno 2019, considerando le quantità gestite sul territorio regionale.

Produzione/destinazione	Quantità (ton s.s./anno)
Produzione fango (tal quale)	182005 (ton/anno)
Produzione fango (sostanza secca)	51010
R10 – recupero diretto in agricoltura	0
R10 – recupero diretto in agricoltura (fuori regione)	242
R3 - Compostaggio	10613
R3 – Compostaggio (fuori regione)	24411
R1 – Recupero di energia	8930
R1 – Recupero di energia (fuori regione)	5125
D1 – Smaltimento in discarica	431
D1 – Smaltimento in discarica (fuori regione)	1257

Tabella 6.7. Dati quantitativi gestione fanghi Regione Piemonte, 2019

- **Consistenza:** questo criterio vuole tenere in considerazione i limiti temporali per cui l’applicazione di alcune delle alternative non sia fattibile. Il punteggio varia su una scala da 1 a 12, e rappresenta i mesi in cui, durante l’anno, l’alternativa è effettivamente perseguibile. Per le alternative co-incenerimento con rifiuti e smaltimento in discarica si assume una consistenza completa sull’ intero arco annuale; per quanto riguarda il co-incenerimento per la produzione di cemento il punteggio è di 10/12, considerando i 2 mesi di flessione della produzione del cemento nella stagione estiva (AITEC, 2016); infine per il riutilizzo agricolo si assume un punteggio di 4/12 che corrisponde al periodo di concimazione, che si estende dall’ inizio della primavera alla prima metà dell’ estate, delle due colture più presenti sul territorio regionale: mais e frumento tenero, che rappresentano complessivamente più del 50% della superficie agricola utilizzata (Censimento dell’ agricoltura – Regione Piemonte, 2010).

Principi normativi

Questo macro-criterio considera le disposizioni normative sulla gestione dei fanghi di depurazione. I sotto-criteri corrispondono ai tre principi guida che la normativa impone (la gerarchia di gestione dei rifiuti a livello europeo, ed i principi di prossimità e diversificazione a cui tende la normativa regionale):

- **Gerarchia:** la gerarchia dei rifiuti è un ordine di priorità contenuto nella direttiva quadro sui rifiuti (direttiva 2008/98) che si pone l’obiettivo di massimizzare il valore e minimizzare gli scarti stabilendo normative e politiche per il trattamento dei rifiuti nell’Unione Europea. Si

tratta di una serie di modalità da privilegiare per gestire i rifiuti con il minor impatto ambientale possibile. I punteggi vengono attribuiti in funzione all'ordine di priorità che la gerarchia di gestione dei rifiuti dispone:

1. Minimizzazione;
 2. Recupero di materia;
 3. Recupero di energia;
 4. Smaltimento.
- **Prossimità:** questo principio si fonda nel riutilizzo e recupero dei materiali, andando incontro ad una generale esigenza di sostenibilità ambientale, con l'obiettivo di ridurre l'impatto dei mezzi di trasporto. Il criterio viene valutato in km di distanza tra l'impianto di trattamento d'interesse e l'impianto di gestione relativo all'alternativa considerata. Nella tabella seguente vengono riportati tutti i siti adibiti al trattamento dei fanghi di depurazione (CER 190805) presenti sul servizio online "Sistema Piemonte" fornito dalla Regione Piemonte, in relazione ad ATO di ubicazione e tipo di gestione. Per la produzione di cemento si sono selezionate le quattro cementerie presenti sul territorio regionale associate AITEC.

ATO	Cementeria	Compostaggio	Discarica	Inceneritore	Stoccaggio
1	-	Koster (San Nazzaro Sesia)	-	-	-
2	Buzzi Unicem (Trino)	Territorio e risorse (Santhià)	A2A (Biella)	-	CORDAR (Biella e Cossatto) Primino (Camburzano) La Container (Ponderano)
3	-	CIDIU (Druento) ACEA (Pinerolo)	CIDIU (Druento) Agrigarden (Catellamonte) La Torrazza (Torrazza Piemonte)	TRM (Torino)	CSV (Avigliana) CIDIU (Druento) Eco Service (Pianezza) ACEA (Pinerolo) SED (Robassonero) Azzurra (Villastellone)
4	Buzzi Unicem (Robilante)	Galatero (Saluzzo)	AMA (Magliano Alpi)	-	Bra servizi (Bra)
5	-	-	-	-	-
6	Italcementi (Novi Ligure) Arquata Cementi (Arquata Scrivia)	Bioland (Casal Camelli) Ladurner (Tortona)	-	-	Grassano (Predosa)

Tabella 6.8. Impianti di gestione fanghi di depurazione CER 190805 (Database "Sistema Piemonte", 2021)

- **Diversificazione:** questo principio ha come obiettivo che nei processi di trattamento, recupero e smaltimento, oltre a rispettare la gerarchia sui rifiuti, si vada nella direzione di avere a disposizione all'interno della regione un sistema impiantistico solido e articolato che possa far fronte all'eventuale cambiamento di condizioni tecniche, economiche, normative ed ambientali, nonché ad eventuali situazioni emergenziali.

Accettazione sociale

Questo macro-criterio tiene in considerazione l'accettazione sociale delle varie alternative, in termini di percezione del rischio e disturbo arrecato (esempio odore e rumore). Per stabilire un ordine di preferenza si fa riferimento alla letteratura scientifica (Bertanza, 2016; Bellehumeur 1996; Zhou, 2020) in cui gli autori si sono occupati di sondare l'opinione pubblica e le parti interessate, in maniera da tracciare una tendenza generale di preferenza, di seguito riportata:

1. Riutilizzo in agricoltura;
2. Valorizzazione termica;
3. Smaltimento in discarica.

Impatti ambientali

Questo macro-criterio ha la funzione di valutare gli impatti potenziali, delle varie alternative, sulla salute umana e sull'ecosistema. I parametri considerati sono:

- a. Global warming potential (GWP): si occupa di tutti i gas serra che possono causare un aumento della temperatura terrestre e avere un effetto negativo sull'ecosistema, sulla salute umana e sui beni materiali;
- b. Human toxicity (HT): valuta l'impatto sulla salute umana di tutte le sostanze tossiche emesse nell'aria, nell'acqua e nel suolo;
- c. Fresh water aquatic ecotoxicity (FWA): valuta gli impianti sull'ecosistema acqua di tutte le sostanze tossiche emesse nell'aria, nell'acqua e nel suolo;
- d. Terrestrial ecotoxicity (TE): valuta gli impianti sull'ecosistema terra di tutte le sostanze tossiche emesse nell'aria, nell'acqua e nel suolo.

Il parametro GWP viene determinato stimando i kg di CO₂ equivalenti che ogni alternativa immette in atmosfera, secondo le ipotesi e formulazioni seguenti:

- Compostaggio: per la valutazione di tale scenario sono state considerate e valutate le emissioni dovute al trasporto dall'impianto di depurazione all'impianto di compostaggio, le emissioni dovute all'utilizzo di energia elettrica per la produzione ed utilizzo del compost e le emissioni evitate mediante il sequestro di carbonio nel suolo e mancato utilizzo di fertilizzanti.

$$GHG_{compost} = M * (E * EF_{el} - C_C * 183 \frac{kg \ CO_2 \ eq}{ton} + D * n * EF_{trasp}) \quad (\text{formula 6.6})$$

Dove:

- M: quantità di fanghi (ton);
 - E: elettricità richiesta per il processo 120 kWh/ton (Chen e Kuo, 2016);
 - EF_{el}: fattori di emissione relativo all'elettricità 0.65 Kg CO₂ eq/kWh (ISPRA, 2020);
 - C_C: Percentuale di carbonio contenuta nel fango (% s.s.);
 - 183 $\frac{kg \ CO_2 \ eq}{ton}$: emissioni evitate dal sequestro di carbonio nel suolo e mancato utilizzo di fertilizzanti (Ministero dello Sviluppo Economico, 2009);
 - D: distanza dall'impianto al sito di gestione (km);
 - n: numero delle operazioni di trasporto;
 - EF_{trasp}: fattori di emissione del trasporto considerando un camion con serbatoio di capienza di 30 ton: 0.152 Kg CO₂ eq/ton*km (Vocino, 2019);
- Incenerimento: per la valutazione di tale scenario sono state considerate e valutate le emissioni dovute al trasporto dall'impianto di depurazione all'impianto di incenerimento, le emissioni causate dal processo di combustione (nell'ipotesi che tutto il carbonio presente sia ossidato a CO₂), le emissioni dovute all'utilizzo di energia elettrica per la realizzazione del processo e le emissioni evitate grazie al recupero di energia elettrica.

$$GHG_{\text{incenerimento}} = M * (C_C * 3.67 + E * EF_{el} - C_C * 0.75 \frac{\text{KWh}}{\text{ton}} * EF_{el} + D * n * EF_{\text{trasp}}) \quad (\text{formula 6.7})$$

Dove:

- M: quantità di fanghi (ton);
 - C_C : contenuto di carbonio contenuta nel fango (% s.s.);
 - 3.67: rapporto tra il peso molecolare di CO₂ (44 g/mol) e C (12 g/mol);
 - E: elettricità richiesta per il processo 200 kWh/ton (Chen e Kuo, 2016);
 - EF_{el} : fattori di emissione relativo all' elettricità 0.65 Kg CO₂ eq/kWh (ISPRA, 2020);
 - 0.75 KWh/ton: rapporto di energia prodotta e rifiuti inceneriti del TRM (Libro Bianco - inceneritori, 2020);
 - D: distanza dall' impianto al sito di gestione (km);
 - N: numero delle operazioni di trasporto;
 - EF_{trasp} : fattori di emissione del trasporto con camion con serbatoio di capienza di 30 ton: 0.152 Kg CO₂ eq/ton*km (Vocino, 2019).
- Produzione cemento: per la valutazione di tale scenario sono state considerate e valutate le emissioni dovute al trasporto dall' impianto di depurazione alla cementeria, le emissioni causate dal processo di combustione (nell' ipotesi che tutto il carbonio presente sia ossidato a CO₂), le emissioni dovuto all' utilizzo di energia elettrica per la realizzazione del processo e la riduzione di emissioni dovuto alla sostituzione del carbone con i fanghi di depurazione.

$$GHG_{\text{cemento}} = M * (C_C * 3.67 + E * EF_{el} - \frac{PCI_{\text{fanghi}}}{PCI_{\text{carbone}}} * EF_{\text{carb}} + D * n * EF_{\text{trasp}}) \quad (\text{formula 6.8})$$

Dove:

- M: quantità di fanghi (ton);
 - C_C : Percentuale di carbonio contenuta nel fango (% s.s.);
 - 3.67: rapporto tra il peso molecolare di CO₂ (44 g/mol) e C (12 g/mol);
 - E: elettricità richiesta per il processo 250 kWh/ton (Chen e Kuo, 2016);
 - EF_{el} : fattori di emissione relativo all' elettricità 0.65 Kg CO₂ eq/kWh (ISPRA, 2020);
 - $\frac{PCI_{\text{fanghi}}}{PCI_{\text{carbone}}} = 0.33$: rapporto tra il potere calorifico medio dei fanghi di depurazione (10 MJ/kg) e il potere calorifico del carbon fossile (30 MJ/kg);
 - EF_{carb} : fattore di emissione relativo al carbone fossile 3.3 Kg CO₂ eq/ton (considerando un contenuto di C del 90%);
 - D: distanza dall' impianto al sito di gestione (km);
 - n: numero delle operazioni di trasporto;
 - EF_{trasp} : fattori di emissione del trasporto con camion con serbatoio di capienza di 30 ton: 0.152 Kg CO₂ eq/ton*km (Vocino, 2019).
- Smaltimento in discarica: per la valutazione di tale scenario sono state considerate e valutate le emissioni dovute al trasporto dall' impianto di depurazione all' impianto di discarica, le emissioni dovuto all' utilizzo di energia elettrica relative ai processi di gestione e manutenzione e le emissioni diffuse al netto della frazione intercettata dal sistema di captazione e della frazione di carbonio intrappolata nel suolo.

$$GHG_{\text{discarica}} = M * (E * EF_{el} + C_C * 828 \frac{\text{kg CO}_2 \text{ eq}}{\text{ton}} + D * n * EF_{\text{trasp}}) \quad (\text{formula 6.9})$$

Dove:

- M: quantità di fanghi (ton);
 - E: elettricità richiesta per il processo 70 kWh/ton (Chen e Kuo, 2016);
 - EF_{el} : fattori di emissione relativo all' elettricità 0.65 Kg CO₂ eq/kWh (ISPRA, 2020);
 - C_C : Percentuale di carbonio contenuta nel fango (% s.s.);
 - $828 \frac{kg\ CO_2\ eq}{ton}$: emissioni diffuse nette di un impianto di discarica (Ministero dello Sviluppo Economico, 2009);
 - D: distanza dall' impianto al sito di gestione (km);
 - n: numero delle operazioni di trasporto;
 - EF_{trasp} : fattori di emissione del trasporto con camion con serbatoio di capienza di 30 ton: 0.152 Kg CO₂ eq/ton*km (Vocino, 2019).
- Uso diretto sul suolo: per la valutazione di tale scenario sono state considerate e valutate le emissioni dovute al trasporto dall' impianto di depurazione all' impianto di stoccaggio e le emissioni evitate mediante il sequestro di carbonio nel suolo e mancato utilizzo di fertilizzanti.

$$GHG_{spandimento} = M * (D * n * EF_{trasp} - C_C * 183 \frac{kg\ CO_2\ eq}{ton}) \quad (\text{formula 6.10})$$

Dove:

- M: quantità di fanghi (ton);
- D: distanza dall' impianto al sito di gestione (km);
- n: numero delle operazioni di trasporto;
- EF_{trasp} : fattori di emissione del trasporto con camion con serbatoio di capienza di 30 ton: 0.152 Kg CO₂ eq/ton*km (Vocino, 2019);
- C_C : Percentuale di carbonio contenuta nel fango (% s.s.);
- $183 \frac{kg\ CO_2\ eq}{ton}$: emissioni evitate dal sequestro di carbonio nel suolo e mancato utilizzo di fertilizzanti (Ministero dello Sviluppo Economico, 2009).

Per quanto riguarda i punteggi dei tre parametri di tossicità si fa riferimento alla classificazione di Soon Kay Teoh e Loretta Y. Li (2019) che hanno sviluppato un sistema di valutazione su una scala di cinque punti che metta a confronto i risultati di vari studi LCA, presenti in letteratura scientifica, sulla gestione e smaltimento dei fanghi di depurazione, in modo da poter stabilire una linea di tendenza sugli impatti (LCA: Life Cycle Assessment, secondo la definizione fornita da ISPRA, è un metodo oggettivo di valutazione e quantificazione dei carichi energetici ed ambientali e degli impatti potenziali associati ad un prodotto/processo/attività lungo l'intero ciclo di vita, dall'acquisizione delle materie prime al fine vita, "dalla Culla alla Tomba") Nella tabella 6.9. viene riportato il sistema di punteggio in relazione ai toxicity potential (TP) con cui verranno valutate le alternative.

Punteggio originale	Punteggio utilizzato	Significato
+2	5	TP molto inferiore agli altri sistemi di gestione
+1	4	TP moderatamente inferiore agli altri sistemi di gestione
0	3	TP paragonabile agli altri sistemi di gestione
-1	2	TP moderatamente superiore agli altri sistemi di gestione
-2	1	TP molto superiore agli altri sistemi di gestione

Tabella 6.9. Scala di punteggio comparativo delle LCA (Soon Kay Teoh e Loretta Y. Li, 2019)

Valutazione economica

L'attribuzione di un valore economico alle varie alternative avviene mediante un bilancio tra i costi (gestione e trasporto) ed i risparmi (intesi come sostituzione di materie prime).

$$V_{economica} = M * (C_G + C_T - V_S) \quad (\text{formula 6.11.})$$

Dove:

- M: quantità di fanghi (ton);
- C_G: costo di gestione dello smaltimento (€/ton s.s.);
- C_T: costo di trasporto (€/ton*km s.s.);
- V_S: valore delle sostituzioni (€/ton s.s.).

I costi di gestione (€/ton s.s.) relativo allo smaltimento dei fanghi di depurazione ricopre circa il 50% dei costi di gestione di un impianto di depurazione (Collivignarelli, 2019). Gli smaltimenti seguono tecnologie e processi alternativi, stimare il costo “vero” è abbastanza difficile data la varietà di parametri coinvolti. A parità di tecnologia impiegata, la spesa operativa ed energetica non varia solo tra i paesi dell'Unione, ma anche tra impianti diversi nello stesso paese (Capodaglio, 2019), quindi il parametro è stato stabilito facendo riferimento ai range di costi di gestione registrati all'interno dell'Unione europea.

Sistema di gestione	Range dei costi (€/ton DM)	
	minimo	massimo
Spandimento sul suolo	25	210
Smaltimento in discarica	125	255
Compostaggio	150	310
Co-incenerimento	90	375
Incenerimento	80	438

Tabella 6.10. Range costi di smaltimento fanghi di depurazione all'interno dell'UE (Capodaglio, 2019 e Kacprzak, 2017)

I costi di trasporto vengono determinati come costo medio di trasporto dei fanghi di depurazione ipotizzando avvenga mediante camion con serbatoio di capienza di 30 tonnellate. Il valore è stimato pari a 0.25 €/ton s.s. km (Bertanza, 2016).

Il valore delle sostituzioni corrisponde al valore economico delle risorse che vengono sostituite dall'impiego dei fanghi di depurazione. Per quando riguarda il riutilizzo in agricoltura il risparmio di fertilizzante viene stimato in 163 €/ha (secondo l'analisi di mercato “SludgeTreat”, 2015) e considerando il limite di applicazione di 15 ton s.s./ha nell'arco di 3 anni (D.lgs 99/1992) si ricava un risparmio di 32.6 €/ton s.s.. Mentre per quanto riguarda la produzione di cemento: il principale combustibile utilizzato è il carbone, che ha un costo di 25€/ton ed un potere calorifico di 30 MJ/kg, comparandolo al potere calorifico dei fanghi di depurazione di 10 MJ/kg si quantifica un risparmio di 8.3 €/ton s.s..

6.3. Il software Super Decisions: attribuzione dei pesi

Per l'applicazione del metodo AHP si è utilizzato il software Super Decisions. Strumento di supporto ai processi decisionali che fornisce gli strumenti per creare e gestire i modelli con struttura gerarchica. Nel caso in esame la struttura è composta da quattro livelli (detti cluster), ogni livello viene caratterizzato dalle relative categorie e sotto-categorie dei parametri considerati nell'analisi (chiamati nodi). Al cluster sommitale troviamo l'obiettivo dell'analisi, indicato come miglior alternativa di gestione, in realtà però l'obiettivo non è tanto quello di individuare un'alternativa migliore delle altre, piuttosto evidenziare l'ordine preferenziale da perseguire per la gestione dei fanghi. Nei cluster intermedi si collocano i macro-criteri ed i relativi sotto-criteri, che hanno il compito di fornire gli elementi di valutazione al decisore per perseguire l'obiettivo. Infine, il cluster di base viene composto dalle alternative, caratterizzate dagli elementi dei cluster ad esse superiori, che andranno a comporre la classificazione finale.

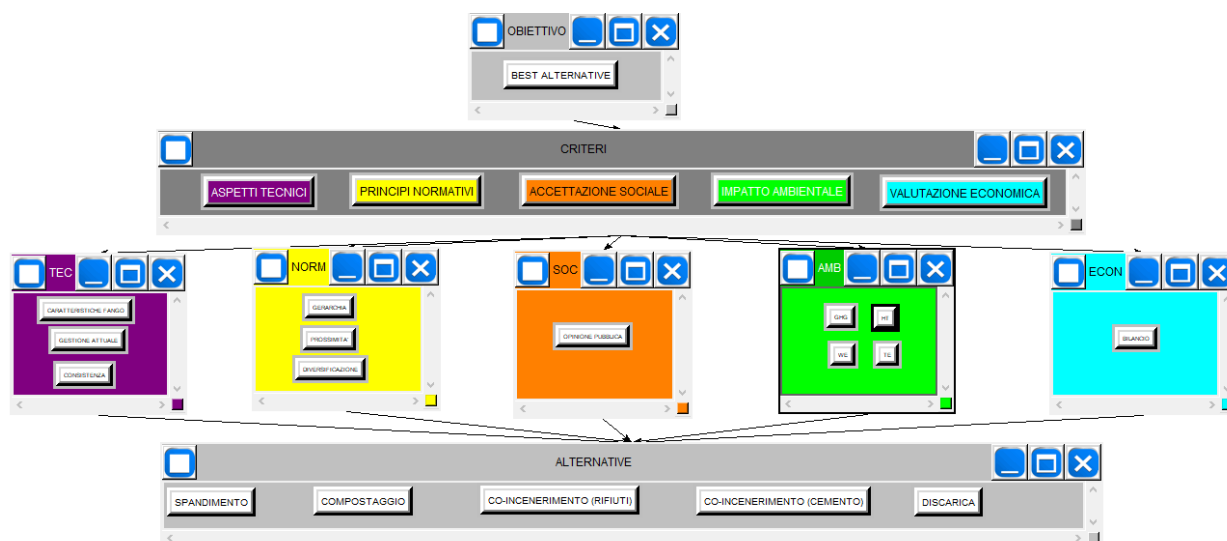


Figura 6.6. Strutturazione gerarchica del problema in analisi

Impostata la struttura gerarchica si procede con la fase di comparazione dei vari elementi che la costituiscono mediante confronti a coppie.

Comparisons wrt "BEST ALTERNATIVE" node in "CRITERI" cluster

ASPETTI TECNICI is moderately to strongly more important than ACCETTAZIONE SOCIALE

1. ACCETTAZIONE SO~	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	ASPETTI TECNICI
2. ACCETTAZIONE SO~	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	IMPATTO AMBIENT~
3. ACCETTAZIONE SO~	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	PRINCIPI NORMAT~
4. ACCETTAZIONE SO~	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	VALUTAZIONE ECO~
5. ASPETTI TECNICI	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	IMPATTO AMBIENT~
6. ASPETTI TECNICI	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	PRINCIPI NORMAT~
7. ASPETTI TECNICI	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	VALUTAZIONE ECO~
8. IMPATTO AMBIENT~	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	PRINCIPI NORMAT~
9. IMPATTO AMBIENT~	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	VALUTAZIONE ECO~
10. PRINCIPI NORMAT~	>=9.5	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>=9.5	No comp.	VALUTAZIONE ECO~

Figura 6.7. Confronto a coppie dei macro-criteri di valutazione

La linea che si è decisa di seguire pone al primo posto i principi normativi, in quanto l'obiettivo è determinare quanto la gestione attuale si possa adattare al nuovo atto di indirizzo regionale. Seguono gli impatti ambientali, per porre rilievo all'aspetto di sostenibilità della gestione, e gli aspetti tecnici, per quantificare le attuali limitazioni del sistema. Per quanto riguarda la valutazione economica, nonostante sia un aspetto estremamente rilevante si è deciso di adottare una priorità inferiore agli aspetti precedenti, in funzione anche dei dati a disposizione, basati su medie europee e quindi magari non perfettamente descrittivi della realtà regionale. Chiude il set di criteri l'accettazione sociale, in quanto parametro di necessaria considerazione, ma di rilevanza inferiore rispetto ai precedenti. Il software elabora le informazioni raccolte mediante i confronti e fornisce i pesi relativi di ogni cluster, come descritto nel paragrafo 6.1.2.

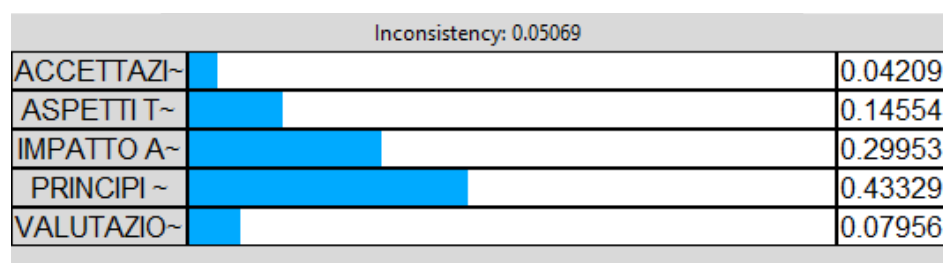


Figura 6.8. Vettore dei pesi relativo ai macro-criteri

Nella figura 6.8. viene riportato il vettore dei pesi relativo ai macro-criteri, il risultato è idoneo alla valutazione in quanto il CR, nell'immagine riportato con la dicitura di "inconsistency", è inferiore a 0.1, valore soglia per il confronto di 5 parametri. Il processo si ripete per ogni cluster di primo e secondo livello che disponga di più di un nodo. In forma riassuntiva nella tabella 6.11. vengono riportati i pesi relativi di ogni macro e sotto-criterio.

CRITERIO	PESO
Aspetti tecnici	0.15
Caratteristiche del fango	0.46
Capacità attuale	0.32
Consistenza	0.22
Principi normativi	0.43
Gerarchia	0.64
Prossimità	0.26
Diversificazione	0.1
Accettazione sociale	0.04
Impatto ambientale	0.3
GWP	0.5
HT	0.167
TE	0.167
WE	0.167
Valutazione economica	0.08

Tabella 6.11. Riassunto dei pesi assegnati ai criteri decisionali

Infine, la valutazione si effettua elaborando una media pesata dei punteggi di performance, previa normalizzazione, che caratterizzano le alternative per ognuno dei criteri esposti nel paragrafo 6.2.: "Determinazione dei criteri di valutazione". Nei paragrafi seguenti verranno determinati i punteggi globali per ognuno dei sette impianti selezionati.

6.4. ATO 1 – impianto di Novara

L'impianto di depurazione delle acque reflue di Novara serve circa 200000 abitanti equivalenti, risultando l'impianto più grande del relativo ambito territoriale (ATO 1) ed è in gestione di Acqua Novara VCO s.p.a.



Figura 6.9. Impianto depurazione acque reflue di Novara (Maps, 2021)

I dati relativi alla produzione di fanghi del presente impianto sono riportati in tabella 6.12.

PARAMETRO	U.d.M.	VALORE
Produzione fanghi tal quale	ton/anno	10823
Percentuale di secco	%	20
Produzione sostanza secca	ton/anno	2206

Tabella 6.12. Produzione fanghi depurazione impianto di Novara (Regione Piemonte)

In accordo con le metodologie esposte nel paragrafo 6.2.: “Determinazione dei criteri di valutazione”, per l'impianto di depurazione di Novara, in funzione delle caratteristiche dei fanghi fornite dalla Regione, vengono determinati i seguenti punteggi di performance:

CRITERI			ALTERNATIVE				
			Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	#	1	1	1	9	1
	Gestione attuale	ton/y	10613	2520	8930	431	0
	Consistenza	#	4	10	12	12	4
Principi Normativi	Gerarchia	#	3	2	2	1	3
	Prossimità	km	18.7	48.3	110	53	58.4
	Diversificazione	%	20	20	20	20	20
Accettazione sociale		#	3	2	2	1	3
Impatto ambientale	GHG	Kg CO2eq	529396	1549068	3000811	1876601	1336196
	HT	#	3	4	4	2	2
	TE	#	1	4	3	3	1
	WE	#	2	3	4	3	2
Valutazione economica		€	1370297	2758415	5288150	2711873	2759677

Tabella 6.13. Matrice dei punteggi impianto di Novara

I punteggi riportati nella matrice delle valutazioni mantengono unità fisiche ed ogni attributo rappresenta diverse grandezze quantitative o qualitative, con scale e unità di misura diverse, rendendo impossibile la comparazione tra gli attributi, e tra le alternative. Occorre quindi effettuare una normalizzazione (formula 6.1.) trasformando i punteggi di performance in valori adimensionali, espressi tutti sulla medesima scala.

CRITERI		ALTERNATIVE				
		Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	0.89	0.89	0.89	0	0.89
	Gestione attuale	1	0.24	0.84	0.04	0
	Consistenza	0	0.75	1	1	0
Principi Normativi	Gerarchia	1	0.5	0.5	0	1
	Prossimità	1	0.68	0	0.62	0.56
	Diversificazione	1	1	1	1	1
Accettazione sociale		1	0.5	0.5	0	1
Impatto ambientale	GHG	1	0.58	0	0.45	0.67
	HT	0.5	1	1	0	0
	TE	0	1	0.67	0.67	0
	WE	0	0.5	1	0.5	0
Valutazione economica		1	0.64	0	0.66	0.65

Tabella 6.14. Matrice dei punteggi normalizzata impianto di Novara

Disponendo dei punteggi normalizzati, relativi ad ogni criterio e sotto-criterio di valutazione, e dei pesi relativi, caratterizzanti ognuno di essi, è possibile aggregare i risultati in un unico valore, secondo la formula 6.5., che descrive la preferenza relativa di ogni alternativa rispetto le altre.

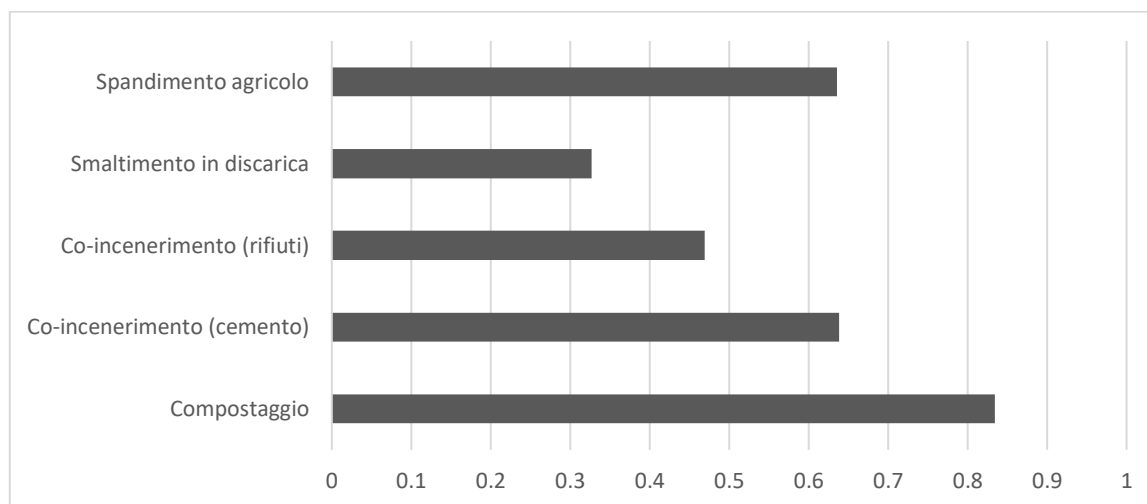


Figura 6.10. Aggregazione dei risultati impianto di Novara

I risultati evidenziano come il riutilizzo agricolo, in particolare il compostaggio, risulti l'alternativa più vantaggiosa, consentendo il completo recupero delle risorse materiali ed essendo l'alternativa attualmente maggiormente impiegata sul territorio regionale. Seguono i trattamenti termici, con il riutilizzo per la produzione di cemento, in vantaggio rispetto al co-incenerimento con rifiuti ed al pari dello spandimento agricolo, le lunghe distanze tra l'impianto di depurazione ed il TRM limita

l'applicazione di queste soluzioni. Lo smaltimento in discarica si colloca in ultima posizione, in accordo con gli obiettivi tecnico-normativi di limitare il ricorso a questa tipologia di gestione.

Con lo scopo di verificare come una differente assegnazione dei pesi influirebbe sui risultati, viene condotta un'analisi di sensitività, ipotizzando sei scenari in cui i pesi dei macro-criteri vengono variati, come indicato nella tabella 6.15.

Scenario	Aspetti tecnici	Principi normativi	Accettazione sociale	Impatto ambientale	Valutazione economica
1	60%	10%	10%	10%	10%
2	10%	60%	10%	10%	10%
3	10%	10%	60%	10%	10%
4	10%	10%	10%	60%	10%
5	10%	10%	10%	10%	60%
6	20%	20%	20%	20%	20%

Tabella 6.15. Assegnazione dei pesi per l'analisi di sensitività

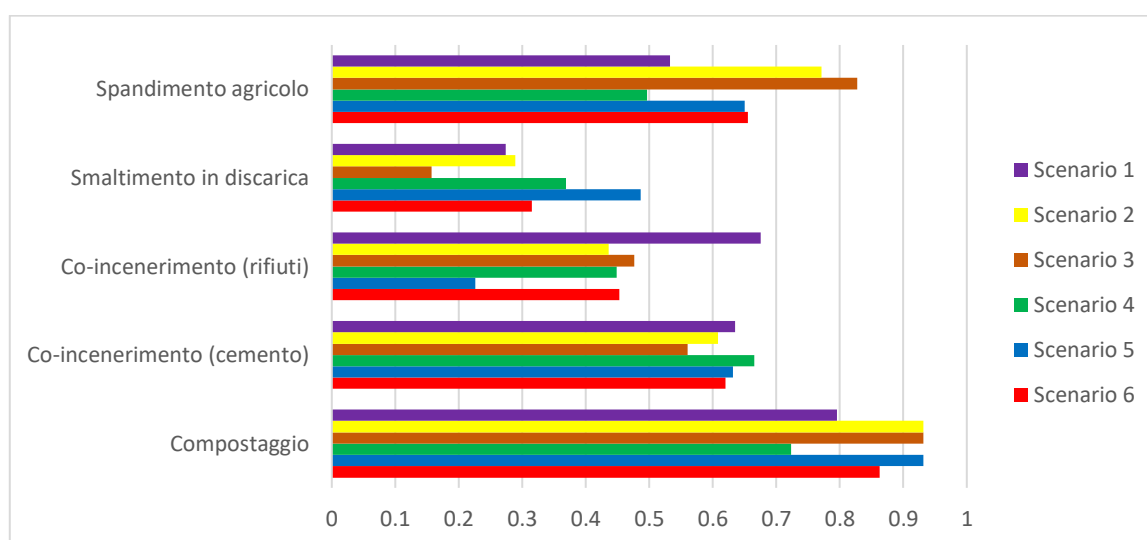


Figura 6.11. Risultati analisi di sensitività impianto di Novara

L'analisi mostra come la tendenza generale venga confermata, mantenendo inalterato l'ordine preferenziale, garantendo quindi robustezza ai risultati ed indicando il compostaggio come la soluzione di miglior compromesso.

6.5. ATO 2 – impianto di Cossatto Spolina

L'impianto di depurazione delle acque reflue di Cossatto Spolina serve 100000 di abitanti equivalenti, risultando l'impianto più grande del relativo ambito territoriale (ATO 2) ed è gestito da CORDAR s.p.a.

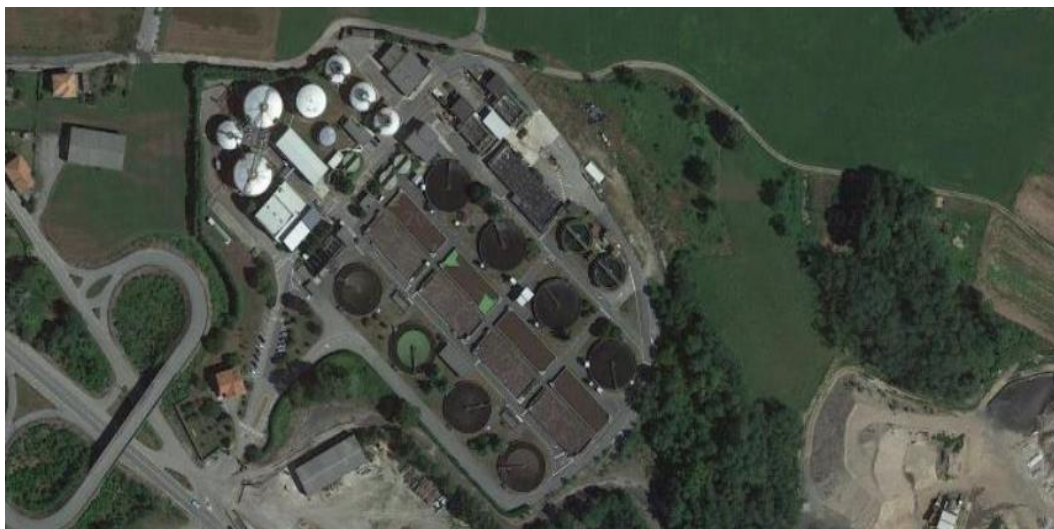


Figura 6.12. Impianto depurazione acque reflue di Cossatto Spolina (Maps, 2021)

I dati relativi alla produzione di fanghi del presente impianto sono riportati in tabella 6.16.

PARAMETRO	U.d.M.	VALORE
Produzione fanghi tal quale	ton/anno	4258
Percentuale di secco	%	33
Produzione sostanza secca	ton/anno	1410

Tabella 6.16. Produzione fanghi depurazione impianto di Cossatto Spolina (Regione Piemonte)

In accordo con le metodologie espone nel paragrafo 6.2.: “Determinazione dei criteri di valutazione”, per l'impianto di depurazione di Cossatto Spolina, in funzione delle caratteristiche dei fanghi fornite dalla Regione, vengono determinati i seguenti punteggi di performance:

CRITERI			ALTERNATIVE				
			Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	#	1	1	1	7	1
	Gestione attuale	ton/y	10613	2520	8930	431	0
	Consistenza	#	4	10	12	12	4
Principi Normativi	Gerarchia	#	3	2	2	1	3
	Prossimità	km	38.8	48.8	91.2	27	0.5
	Diversificazione	%	20	20	20	20	20
Accettazione sociale		#	3	2	2	1	3
Impatto ambientale	GHG	Kg CO2eq	424953	720675	1103281	679366	-70824
	HT	#	3	4	4	2	2
	TE	#	1	4	3	3	1
	WE	#	2	3	4	3	2
Valutazione economica		€	1033953	1319619	2039706	806873	258418

Tabella 6.17. Matrice dei punteggi impianto di Cossatto Spolina

I punteggi riportati nella matrice delle valutazioni mantengono unità fisiche ed ogni attributo rappresenta diverse grandezze quantitative o qualitative, con scale e unità di misura diverse, rendendo impossibile la comparazione tra gli attributi, e tra le alternative. Occorre quindi effettuare una normalizzazione (formula 6.1.) trasformando i punteggi di performance in valori adimensionali, espressi tutti sulla medesima scala.

CRITERI		ALTERNATIVE				
		Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	0.86	0.86	0.86	0	0.86
	Gestione attuale	1	0.24	0.84	0.04	0
	Consistenza	0	0.75	1	1	0
Principi Normativi	Gerarchia	1	0.5	0.5	0	1
	Prossimità	0.57	0.46	0	0.7	1
	Diversificazione	1	1	1	1	1
Accettazione sociale		1	0.5	0.5	0	1
Impatto ambientale	GHG	0.61	0.35	0	0.38	1
	HT	0.5	1	1	0	0
	TE	0	1	0.67	0.67	0
	WE	0	0.5	1	0.5	0
Valutazione economica		0.56	0.4	0	0.69	1

Tabella 6.18. Matrice dei punteggi normalizzata impianto di Cossatto Spolina

Disponendo dei punteggi normalizzati, relativi ad ogni criterio e sotto-criterio di valutazione, e dei pesi relativi, caratterizzanti ognuno di essi, è possibile aggregare i risultati in un unico valore, secondo la formula 6.5., che descrive la preferenza relativa di ogni alternativa rispetto le altre.

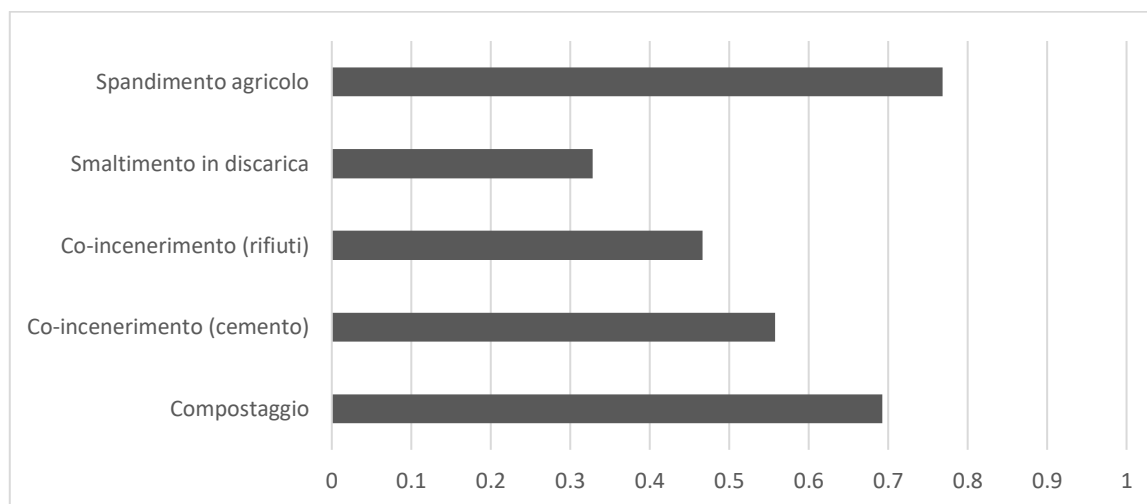


Immagine 6.13. Aggregazione dei risultati impianto di Cossatto Spolina

Il riutilizzo agricolo risulta l'alternativa migliore: lo spandimento diretto sul suolo, rispetto al compostaggio, ha il vantaggio di un minore impatto dei trasporti, in virtù del sito di stoccaggio abilitato alla loro ricezione nello stesso comune di Cossatto, ove è ubicato l'impianto, abbattendo quindi il fattore trasporti. L'uso diretto in agricoltura attualmente è tuttavia limitato ai fanghi di origine agroalimentare e zootecnica, in questo contesto l'incertezza del quadro normativo è un fattore da tenere in considerazione. Segue il recupero in forno per la produzione di cemento, che

precede il co-incenerimento con i rifiuti, anche in questo contesto il fattore limitante sono i trasporti. Lo smaltimento in discarica si colloca in ultima posizione, in accordo con gli obiettivi tecnico-normativi di limitare il ricorso a questa tipologia di gestione.

Con lo scopo di verificare come una differente assegnazione dei pesi influirebbe sui risultati, viene condotta un'analisi di sensitività, ipotizzando sei scenari in cui i pesi dei macro-criteri vengono variati, come indicato nella tabella 6.19.

Scenario	Aspetti tecnici	Principi normativi	Accettazione sociale	Impatto ambientale	Valutazione economica
1	60%	10%	10%	10%	10%
2	10%	60%	10%	10%	10%
3	10%	10%	60%	10%	10%
4	10%	10%	10%	60%	10%
5	10%	10%	10%	10%	60%
6	20%	20%	20%	20%	20%

Tabella 6.19. Assegnazione dei pesi per l'analisi di sensitività

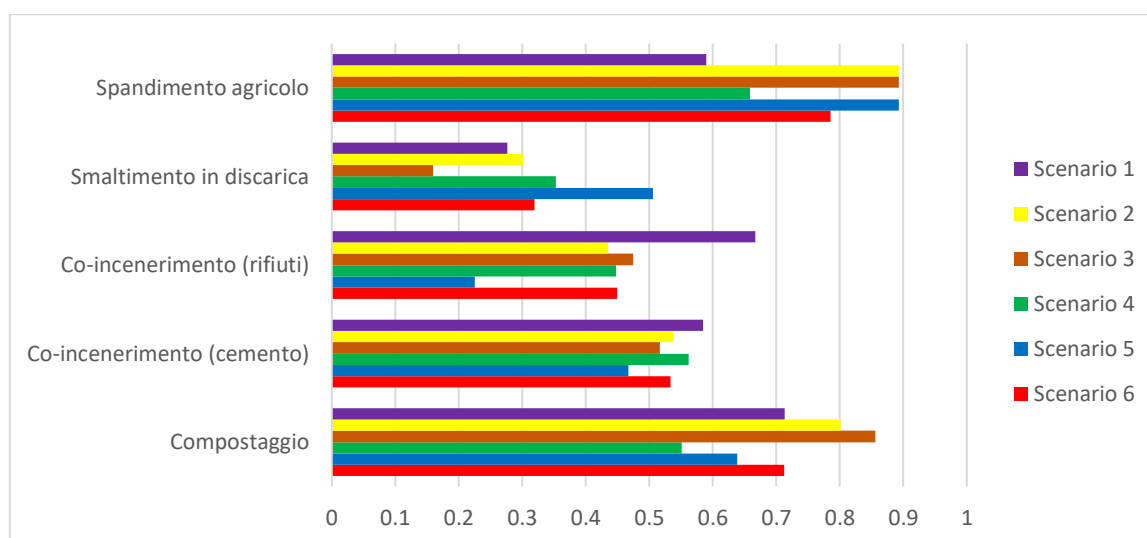


Figura 6.14. Risultati dell'analisi di sensitività impianto di Cossatto Spolina

L'analisi mostra come la tendenza generale venga confermata, mantenendo inalterato l'ordine preferenziale, garantendo quindi robustezza ai risultati ed indicando lo spandimento agricolo come la soluzione di miglior compromesso.

6.6. ATO 3 – impianto di Castiglione Torinese

L'impianto di depurazione delle acque reflue di Castiglione Torinese serve 3800000 abitanti equivalenti, risultando l'impianto più grande, non solo, del relativo ambito territoriale (ATO 3), ma anche dell'intera Regione, ed in gestione del gruppo SMAT.



Figura 6.15. Impianto depurazione acque reflue di Castiglione Torinese (Maps, 2021)

I dati relativi alla produzione di fanghi del presente impianto sono riportati in tabella 6.20.

PARAMETRO	U.M.	VALORE
Produzione fanghi tal quale	ton/anno	47139
Percentuale di secco	%	26
Produzione sostanza secca	ton/anno	12115

Tabella 6.20. Produzione fanghi depurazione impianto di Castiglione Torinese (Regione Piemonte)

In accordo con le metodologie esposte nel paragrafo 6.2.: “Determinazione dei criteri di valutazione”, per la linea 1 dell'impianto di depurazione di Castiglione Torinese, in funzione delle caratteristiche dei fanghi fornite dalla Regione, vengono determinati i seguenti punteggi di performance:

CRITERI			ALTERNATIVE				
			Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	#	0	1	1	8	0
	Gestione attuale	ton/y	10613	2520	8930	431	0
	Consistenza	#	4	10	12	12	4
Principi Normativi	Gerarchia	#	3	2	2	1	3
	Prossimità	km	22.8	54.2	32.2	20.3	22.6
	Diversificazione	%	20	20	20	20	20
Accettazione sociale		#	3	2	2	1	3
Impatto ambientale	GHG	Kg CO2eq	17168588	42276051	25533236	18957651	16074888
	HT	#	3	4	4	2	2
	TE	#	1	4	3	3	1
	WE	#	2	3	4	3	2
Valutazione economica		€	31247614	70684261	43927274	27918426	29791492

Tabella 6.21. Matrice dei punteggi impianto di Castiglione Torinese

I punteggi riportati nella matrice delle valutazioni mantengono unità fisiche ed ogni attributo rappresenta diverse grandezze quantitative o qualitative, con scale e unità di misura diverse, rendendo impossibile la comparazione tra gli attributi, e tra le alternative. Occorre quindi effettuare una normalizzazione (formula 6.1.) trasformando i punteggi di performance in valori adimensionali, espressi tutti sulla medesima scala.

CRITERI		ALTERNATIVE				
		Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	1	0.87	0.87	0	1
	Gestione attuale	1	0.24	0.84	0.04	1
	Consistenza	0	0.75	1	1	0
Principi Normativi	Gerarchia	1	0.5	0.5	0	1
	Prossimità	0.92	0	0.65	1	0.93
	Diversificazione	1	1	1	1	1
Accettazione sociale		1	0.5	0.5	0	1
Impatto ambientale	GHG	0.96	0	0.64	0.89	1
	HT	0.5	1	1	0	0
	TE	0	1	0.67	0.67	0
	WE	0	0.5	1	0.5	0
Valutazione economica		0.92	0	0.62	1	0.96

Tabella 6.22. Matrice dei punteggi normalizzata impianto di Castiglione Torinese

Disponendo dei punteggi normalizzati, relativi ad ogni criterio e sotto-criterio di valutazione, e dei pesi relativi, caratterizzanti ognuno di essi, è possibile aggregare i risultati in un unico valore, secondo la formula 6.5., che descrive la preferenza relativa di ogni alternativa rispetto le altre.

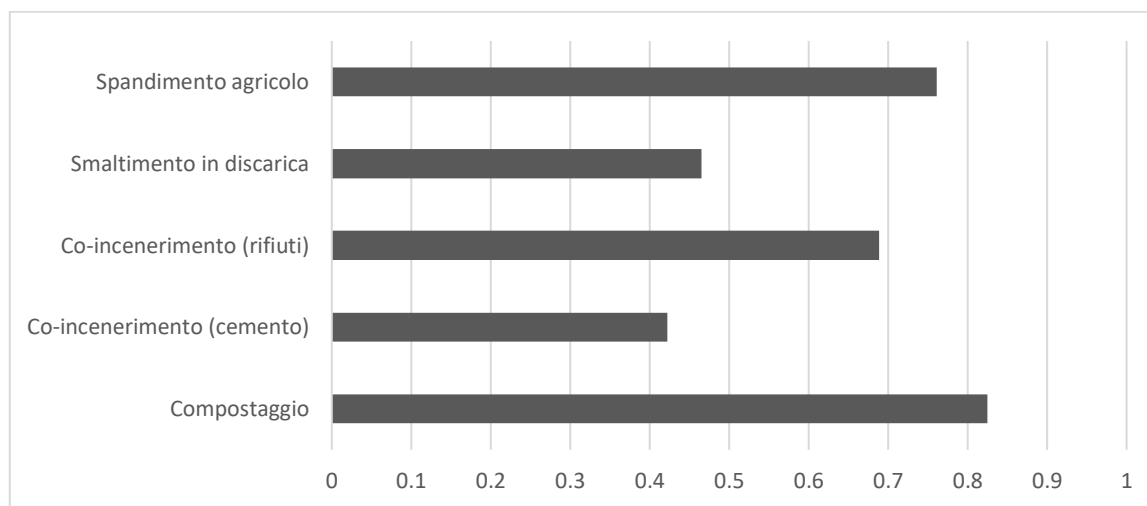


Figura 6.16. Aggregazione dei risultati impianto di Castiglione Torinese

I risultati evidenziano come il riutilizzo agricolo, in particolare il compostaggio, risulti l'alternativa più vantaggiosa, lo spandimento diretto totalizza un punteggio di poco inferiore, confermando come il recupero della sostanza organica e dei nutrienti sia da privilegiare. Per le alternative di valorizzazione termica bisogna tenere in considerazione che la linea 1 dell'impianto di Castiglione Torinese, a differenza della linea 2, in cui il fango viene sottoposto a trattamenti di essiccamento per risultare idoneo al recupero in cementeria, e della linea 3, per la quale il fango assume le

caratteristiche idonee al co-incenerimento con rifiuti, produce un fango centrifugato con caratteristiche non ottimali per i trattamenti termici. Lo smaltimento in discarica precede lievemente il recupero in forno da cemento, penalizzato anche in questo caso dal fattore trasporti.

Con lo scopo di verificare come una differente assegnazione dei pesi influirebbe sui risultati, viene condotta un'analisi di sensitività, ipotizzando sei scenari in cui i pesi dei macro-criteri vengono variati, come indicato nella tabella 6.23.

Scenario	Aspetti tecnici	Principi normativi	Accettazione sociale	Impatto ambientale	Valutazione economica
1	60%	10%	10%	10%	10%
2	10%	60%	10%	10%	10%
3	10%	10%	60%	10%	10%
4	10%	10%	10%	60%	10%
5	10%	10%	10%	10%	60%
6	20%	20%	20%	20%	20%

Tabella 6.23. Assegnazione dei pesi per l'analisi di sensitività

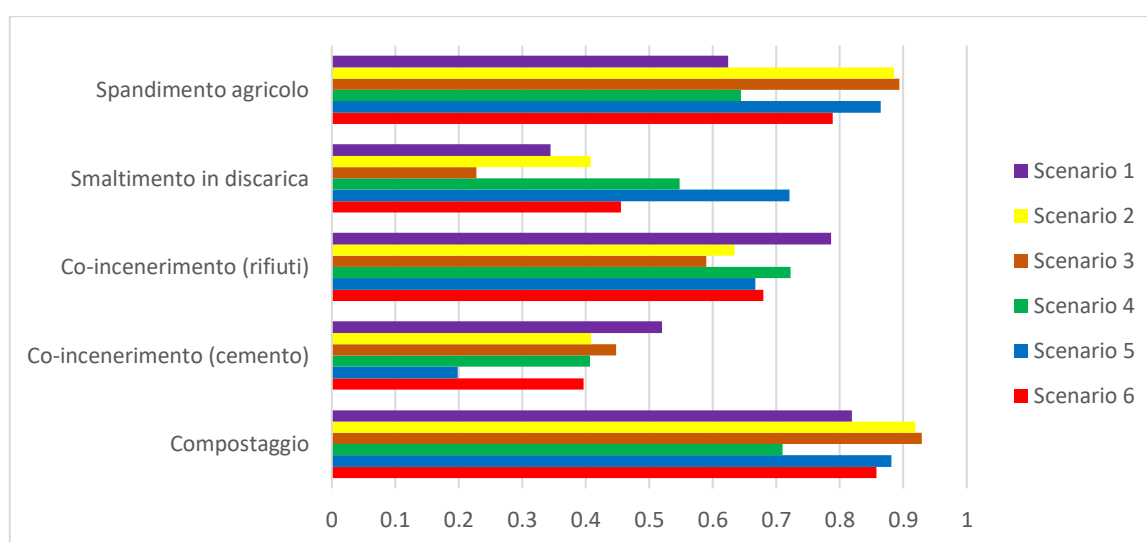


Figura 6.17. Risultati analisi di sensitività impianto di Castiglione Torinese

L'analisi mostra come la tendenza generale venga confermata, mantenendo inalterato l'ordine preferenziale, garantendo quindi robustezza ai risultati ed indicando il compostaggio come la soluzione di miglior compromesso.

6.7. ATO 4 – impianto di Canove di Govone

L'impianto di depurazione delle acque reflue di Canove di Govone serve 240000 abitanti equivalenti, risultando l'impianto più grande del relativo ambito territoriale (ATO 4) ed è in gestione di SISI s.r.l.



Figura 6.18. Impianto depurazione acque reflue di Canove di Govone (Maps, 2021)

I dati relativi alla produzione di fanghi del presente impianto sono riportati in tabella 6.24.

PARAMETRO	U.M.	VALORE
Produzione fanghi tal quale	ton/anno	10492
Percentuale di secco	%	29
Produzione sostanza secca	ton/anno	3011

Tabella 6.24. Produzione fanghi depurazione impianto di Canove di Govone (Regione Piemonte)

In accordo con le metodologie espone nel paragrafo 6.2.: “Determinazione dei criteri di valutazione”, per l'impianto di depurazione di Canove di Govone, in funzione delle caratteristiche dei fanghi fornite dalla Regione, vengono determinati i seguenti punteggi di performance:

CRITERI			ALTERNATIVE				
			Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	#	0	1	1	5	0
	Gestione attuale	ton/y	10613	2520	8930	431	0
	Consistenza	#	4	10	12	12	4
Principi Normativi	Gerarchia	#	3	2	2	1	3
	Prossimità	km	60.2	66.5	83.1	52	27.4
	Diversificazione	%	20	20	20	20	20
Accettazione sociale		#	3	2	2	1	3
Impatto ambientale	GHG	Kg CO2eq	2884433	3543007	4210642	3049174	1142907
	HT	#	3	4	4	2	2
	TE	#	1	4	3	3	1
	WE	#	2	3	4	3	2
Valutazione economica		€	5383422	6115630	7407414	4696457	2604249

Tabella 6.25. Matrice dei punteggi impianto di Canove di Govone

I punteggi riportati nella matrice delle valutazioni mantengono unità fisiche ed ogni attributo rappresenta diverse grandezze quantitative o qualitative, con scale e unità di misura diverse, rendendo impossibile la comparazione tra gli attributi, e tra le alternative. Occorre quindi effettuare una normalizzazione (formula 6.1.) trasformando i punteggi di performance in valori adimensionali, espressi tutti sulla medesima scala.

CRITERI		ALTERNATIVE				
		Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	1	0.8	0.8	0	1
	Gestione attuale	1	0.24	0.84	0.04	1
	Consistenza	0	0.75	1	1	0
Principi Normativi	Gerarchia	1	0.5	0.5	0	1
	Prossimità	0.41	0.3	0	0.56	1
	Diversificazione	1	1	1	1	1
Accettazione sociale		1	0.5	0.5	0	1
Impatto ambientale	GHG	0.43	0.21	0	0.38	1
	HT	0.5	1	1	0	0
	TE	0	1	0.67	0.67	0
	WE	0	0.5	1	0.5	0
Valutazione economica		0.42	0.26	0	0.56	1

Tabella 6.26. Matrice dei punteggi normalizzata impianto di Canove di Govone

Disponendo dei punteggi normalizzati, relativi ad ogni criterio e sotto-criterio di valutazione, e dei pesi relativi, caratterizzanti ognuno di essi, è possibile aggregare i risultati in un unico valore, secondo la formula 6.5., che descrive la preferenza relativa di ogni alternativa rispetto le altre.

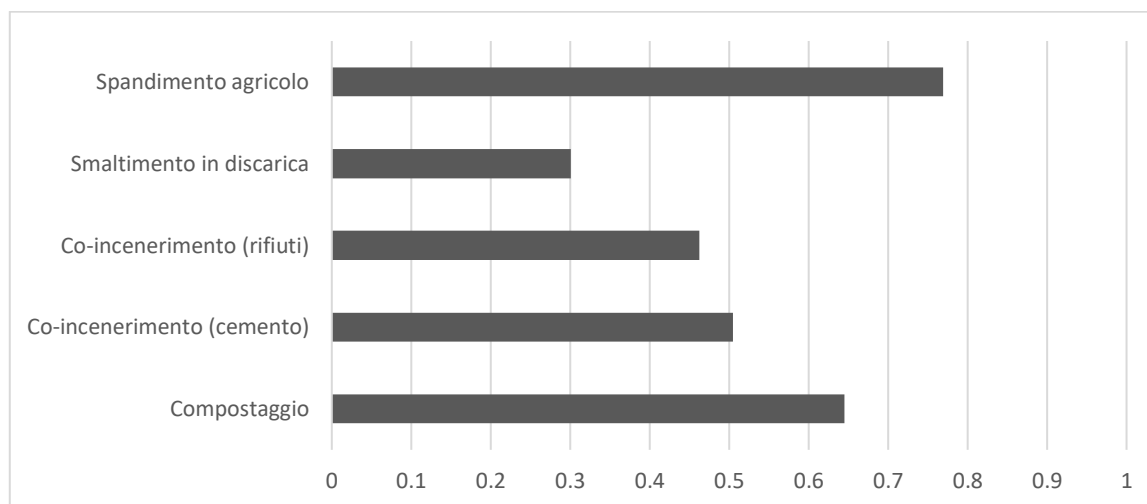


Figura 6.19. Aggregazione dei risultati impianto di Canove di Govone

Anche per questo impianto i risultati evidenziano come il riutilizzo agricolo risulti l'alternativa più vantaggiosa, lo spandimento diretto sul suolo è tuttavia limitato ai fanghi di origine agroalimentare e zootecnica, in questo contesto l'incertezza del quadro normativo è un fattore da tenere in considerazione. Seguono i trattamenti termici, con il riutilizzo per la produzione di cemento in vantaggio rispetto al co-incenerimento con rifiuti, mentre lo smaltimento in discarica si colloca in

ultima posizione, in accordo con gli obiettivi tecnico-normativi di limitare il ricorso a questa tipologia di gestione.

Con lo scopo di verificare come una differente assegnazione dei pesi influirebbe sui risultati, viene condotta un'analisi di sensitività, ipotizzando sei scenari in cui i pesi dei macro-criteri vengono variati, come indicato nella tabella 6.27.

Scenario	Aspetti tecnici	Principi normativi	Accettazione sociale	Impatto ambientale	Valutazione economica
1	60%	10%	10%	10%	10%
2	10%	60%	10%	10%	10%
3	10%	10%	60%	10%	10%
4	10%	10%	10%	60%	10%
5	10%	10%	10%	10%	60%
6	20%	20%	20%	20%	20%

Tabella 6.27. Assegnazione dei pesi per l'analisi di sensitività

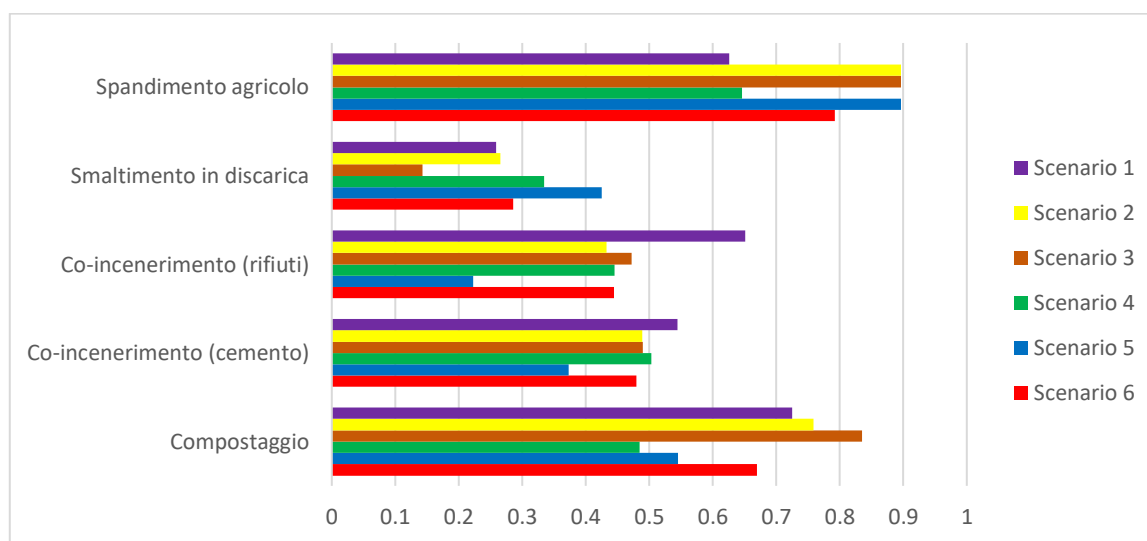


Figura 6.20. Analisi di sensitività impianto di Canove di Govone

L'analisi mostra come la tendenza generale venga confermata, mantenendo inalterato l'ordine preferenziale, garantendo quindi robustezza ai risultati ed indicando lo spandimento come la soluzione di miglior compromesso.

6.8. ATO 4 – impianto di Cuneo

L'impianto di depurazione delle acque reflue di Cuneo serve 185000 abitanti equivalenti, risultando il secondo impianto più grande del relativo ambito territoriale (ATO 4) ed è gestito da ACDA s.p.a.



Figura 6.21. Impianto depurazione acque reflue di Cuneo (Maps, 2021)

I dati relativi alla produzione di fanghi del presente impianto sono riportati in tabella 6.28.

PARAMETRO	U.M.	VALORE
Produzione fanghi tal quale	ton/anno	4077
Percentuale di secco	%	25
Produzione sostanza secca	ton/anno	1030

Tabella 6.28. Produzione fanghi depurazione impianto di Cuneo (Regione Piemonte)

In accordo con le metodologie esposte nel paragrafo 6.2.: “Determinazione dei criteri di valutazione”, per l'impianto di depurazione di Cuneo, in funzione delle caratteristiche dei fanghi fornite dalla Regione, vengono determinati i seguenti punteggi di performance:

CRITERI			ALTERNATIVE				
			Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	#	0	1	1	7	0
	Gestione attuale	ton/y	10613	2520	8930	431	0
	Consistenza	#	4	10	12	12	4
Principi Normativi	Gerarchia	#	3	2	2	1	3
	Prossimità	km	31.6	16.1	86.6	33.5	45.3
	Diversificazione	%	20	20	20	20	20
Accettazione sociale		#	3	2	2	1	3
Impatto ambientale	GHG	Kg CO2eq	174801	254307	600706	568071	168102
	HT	#	3	4	4	2	2
	TE	#	1	4	3	3	1
	WE	#	2	3	4	3	2
Valutazione economica		€	565092	515712	1151866	558818	583212

Tabella 6.29. Matrice dei punteggi impianto di Cuneo

I punteggi riportati nella matrice delle valutazioni mantengono unità fisiche ed ogni attributo rappresenta diverse grandezze quantitative o qualitative, con scale e unità di misura diverse, rendendo impossibile la comparazione tra gli attributi, e tra le alternative. Occorre effettuare una normalizzazione (formula 6.1.) trasformando i punteggi di performance in valori adimensionali, espressi tutti sulla medesima scala.

CRITERI		ALTERNATIVE				
		Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	1	0.86	0.86	0	1
	Gestione attuale	1	0.24	0.84	0.04	1
	Consistenza	0	0.75	1	1	0
Principi Normativi	Gerarchia	1	0.5	0.5	0	1
	Prossimità	0.78	1	0	0.75	0.58
	Diversificazione	1	1	1	1	1
Accettazione sociale		1	0.5	0.5	0	1
Impatto ambientale	GHG	0.98	0.8	0	0.07	1
	HT	0.5	1	1	0	0
	TE	0	1	0.67	0.67	0
	WE	0	0.5	1	0.5	0
Valutazione economica		0.92	1	0	0.94	0.9

Tabella 6.30. Matrice dei punteggi normalizzata impianto di Cuneo

Disponendo dei punteggi normalizzati, relativi ad ogni criterio e sotto-criterio di valutazione, e dei pesi relativi, caratterizzanti ognuno di essi, è possibile aggregare i risultati in un unico valore, secondo la formula 6.5., che descrive la preferenza relativa di ogni alternativa rispetto le altre.

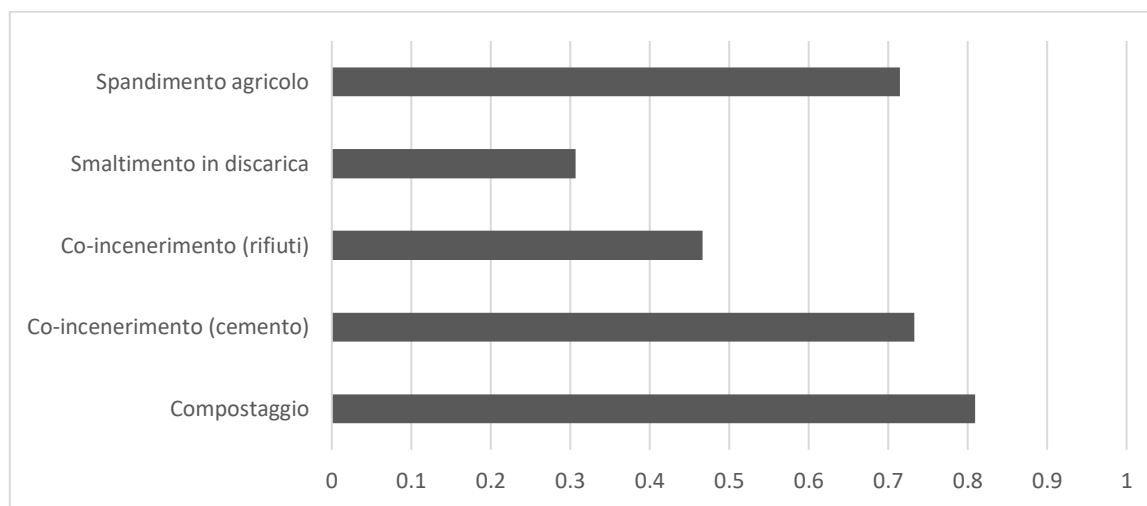


Figura 6.22. Aggregazione dei risultati impianto di Cuneo

I risultati pongono il compostaggio al primo posto, in funzione del contesto tecnico e capacità di gestione attuale. Al secondo posto non si trova lo spandimento diretto sul suolo, come ci si potrebbe aspettare, in virtù dei risultati degli impianti precedenti, bensì il recupero in forno per la produzione di cemento, essendo la cementeria di Robilante il sito di gestione più vicino all' impianto, distante in questo caso solamente circa 16 km, a dimostrazione dell'incidenza del contributo dei trasporti. Seguono quindi spandimento agricolo e co-incenerimento coi rifiuti. Lo smaltimento in discarica si

colloca in ultima posizione, in accordo con gli obiettivi tecnico-normativi di limitare il ricorso a questa tipologia di gestione.

Con lo scopo di verificare come una differente assegnazione dei pesi influirebbe sui risultati, viene condotta un'analisi di sensitività, ipotizzando sei scenari in cui i pesi dei macro-criteri vengono variati, come indicato nella tabella 6.31.

Scenario	Aspetti tecnici	Principi normativi	Accettazione sociale	Impatto ambientale	Valutazione economica
1	60%	10%	10%	10%	10%
2	10%	60%	10%	10%	10%
3	10%	10%	60%	10%	10%
4	10%	10%	10%	60%	10%
5	10%	10%	10%	10%	60%
6	20%	20%	20%	20%	20%

Tabella 6.31. Assegnazione dei pesi per l'analisi di sensitività

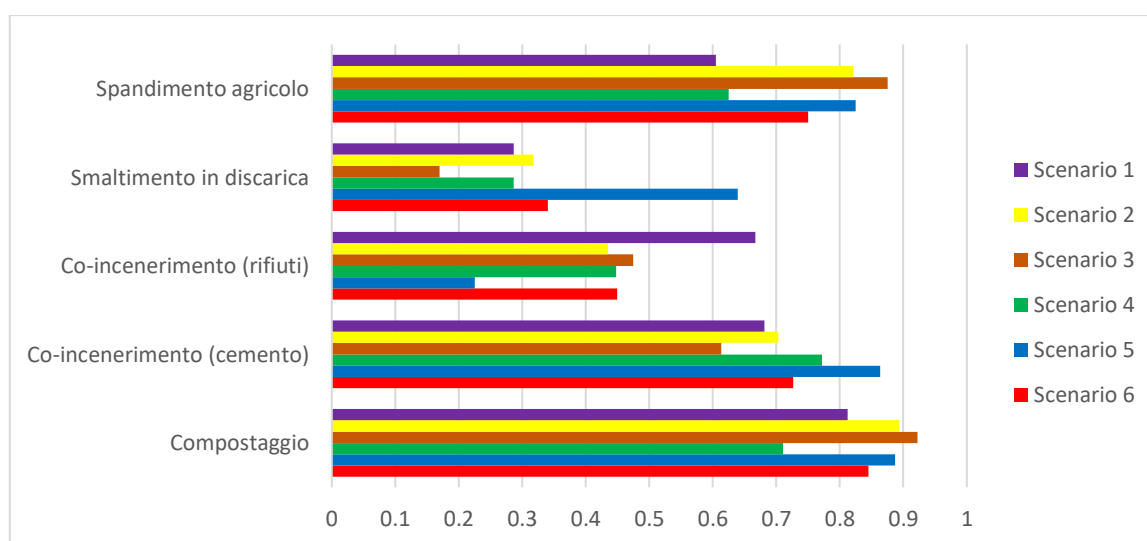


Figura 6.23. Risultati analisi di sensitività impianto di Cuneo

L'analisi mostra come la tendenza generale venga confermata, mantenendo inalterato l'ordine preferenziale, garantendo quindi robustezza ai risultati ed indicando il compostaggio come la soluzione di miglior compromesso.

6.9. ATO 5 – Impianto di Asti

L'impianto di depurazione delle acque reflue di Asti serve 95000 abitanti equivalenti, risultando l'impianto più grande del relativo ambito territoriale (ATO 5) ed è gestito da ASP s.p.a.



Figura 6.24. Impianto depurazione acque reflue di Asti (Maps, 2021)

I dati relativi alla produzione di fanghi del presente impianto sono riportati in tabella 6.32.

PARAMETRO	U.M.	VALORE
Produzione fanghi tal quale	ton/anno	2840
Percentuale di secco	%	28.6
Produzione sostanza secca	ton/anno	813

Tabella 6.32. Produzione fanghi depurazione impianto di Asti (Regione Piemonte)

In accordo con le metodologie esposte nel paragrafo 6.2.: “Determinazione dei criteri di valutazione”, per l'impianto di depurazione di Asti, in funzione delle caratteristiche dei fanghi fornite dalla Regione, vengono determinati i seguenti punteggi di performance:

CRITERI			ALTERNATIVE				
			Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	#	0	1	1	7	0
	Gestione attuale	ton/y	10613	2520	8930	431	0
	Consistenza	#	4	10	12	12	4
Principi Normativi	Gerarchia	#	3	2	2	1	3
	Prossimità	km	44.2	40.9	60.7	53.3	43.4
	Diversificazione	%	20	20	20	20	20
Accettazione sociale		#	3	2	2	1	3
Impatto ambientale	GHG	Kg CO ₂ eq	150883	269412	310022	489466	84790
	HT	#	3	4	4	2	2
	WE	#	1	4	3	3	1
	TE	#	2	3	4	3	2
Valutazione economica		€	468983	519993	639215	500895	383277

Tabella 6.33. Matrice dei punteggi impianto di Asti

I punteggi riportati nella matrice delle valutazioni mantengono unità fisiche ed ogni attributo rappresenta diverse grandezze quantitative o qualitative, con scale e unità di misura diverse, rendendo impossibile la comparazione tra gli attributi, e tra le alternative. Occorre effettuare una normalizzazione (formula 6.1.) trasformando i punteggi di performance in valori adimensionali, espressi tutti sulla medesima scala.

CRITERI		ALTERNATIVE				
		Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	1	0.86	0.86	0	1
	Gestione attuale	1	0.24	0.84	0.04	0
	Consistenza	0	0.75	1	1	0
Principi Normativi	Gerarchia	1	0.5	0.5	0	1
	Prossimità	0.83	1	0	0.37	0.87
	Diversificazione	1	1	1	1	1
Accettazione sociale		1	0.5	0.5	0	1
Impatto ambientale	GHG	0.84	0.54	0.44	0	1
	HT	0.5	1	1	0	0
	TE	0	1	0.67	0.67	0
	WE	0	0.5	1	0.5	0
Valutazione economica		0.66	0.45	0	0.54	1

Tabella 6.34. Matrice dei punteggi normalizzata impianto di Asti

Disponendo dei punteggi normalizzati, relativi ad ogni criterio e sotto-criterio di valutazione, e dei pesi relativi, caratterizzanti ognuno di essi, è possibile aggregare i risultati in un unico valore, secondo la formula 6.5., che descrive la preferenza relativa di ogni alternativa rispetto le altre.

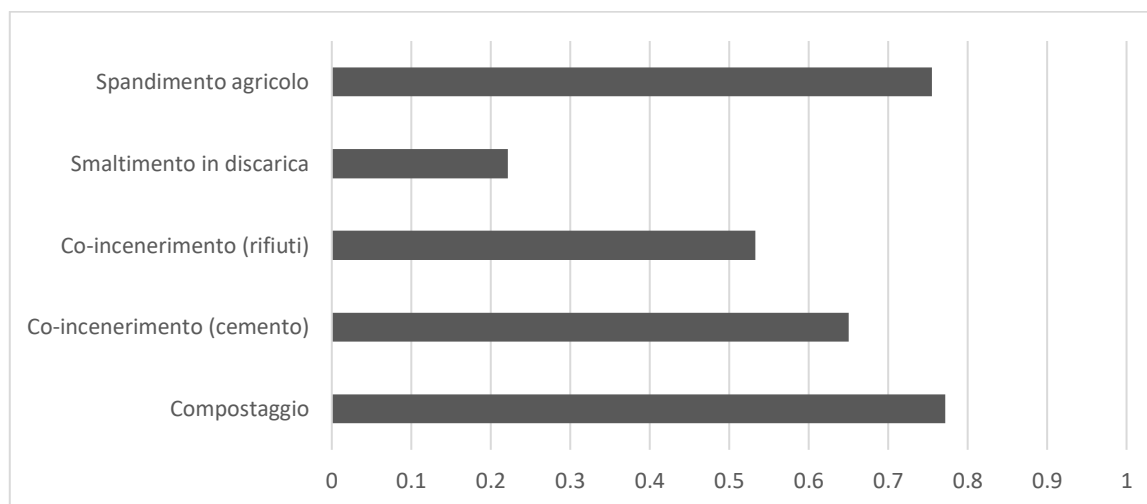


Figura 6.25. Aggregazione dei risultati impianto di Asti

I risultati, anche in questo caso, mostrano la preferibilità del recupero agricolo, viene confermato il disdegno per lo smaltimento in discarica ed un punteggio per le alternative di valorizzazione termica intermedio tra le altre, con l'alternativa di co-incenerimento con RSU ancora limitata dalla sola presenza del TRM come impianto utilizzabile.

Con lo scopo di verificare come una differente assegnazione dei pesi influirebbe sui risultati, viene condotta un'analisi di sensitività, ipotizzando sei scenari in cui i pesi dei macro-criteri vengono variati, come indicato nella tabella 6.35.

Scenario	Aspetti tecnici	Principi normativi	Accettazione sociale	Impatto ambientale	Valutazione economica
1	60%	10%	10%	10%	10%
2	10%	60%	10%	10%	10%
3	10%	10%	60%	10%	10%
4	10%	10%	10%	60%	10%
5	10%	10%	10%	10%	60%
6	20%	20%	20%	20%	20%

Tabella 6.35. Assegnazione dei pesi per l'analisi di sensitività

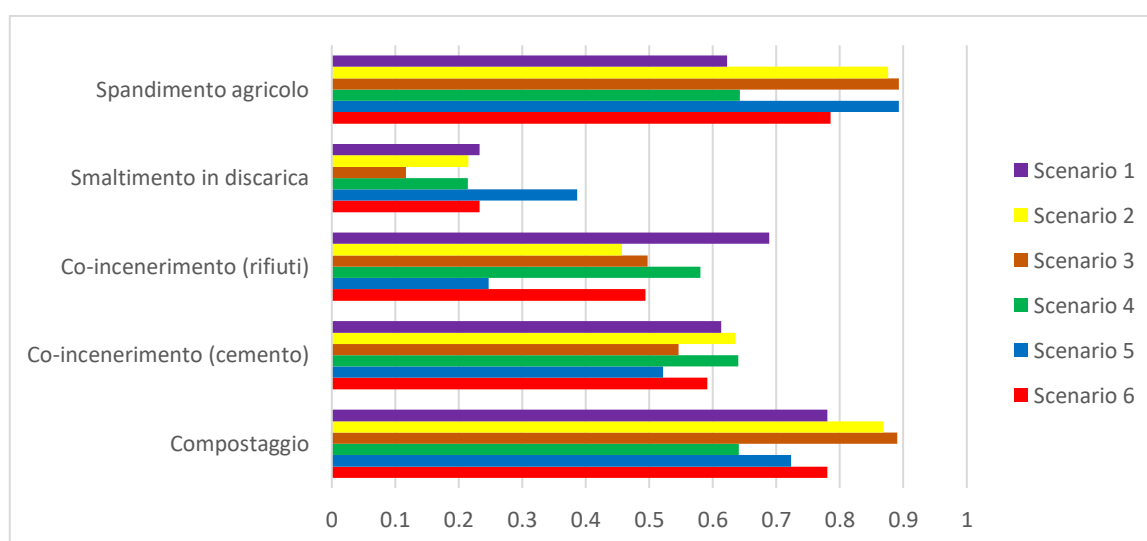


Figura 6.26. Risultati analisi di sensitività impianto di Asti

L'analisi mostra come la tendenza generale venga confermata, mantenendo inalterato l'ordine preferenziale, garantendo quindi robustezza ai risultati ed indicando il compostaggio come la soluzione di miglior compromesso.

6.10. ATO 6 – Impianto di Cassano Spinola

L'impianto di depurazione delle acque reflue di Asti serve circa 105000 abitanti equivalenti, risultando l'impianto più grande del relativo ambito territoriale (ATO 6) ed in gestione di "GESTIONE ACQUA s.p.a."



Figura 6.27. Impianto depurazione acque reflue di Cassano Spinola (Maps, 2021)

I dati relativi alla produzione di fanghi del presente impianto sono riportati in tabella 6.36.

PARAMETRO	U.M.	VALORE
Produzione fanghi tal quale	ton/anno	17261
Percentuale di secco	%	24
Produzione sostanza secca	ton/anno	4118

Tabella 6.36. Caratterizzazione fanghi depurazione impianto di Cassano Spinola (Regione Piemonte)

In accordo con le metodologie espone nel paragrafo 6.2.: "Determinazione dei criteri di valutazione", per l'impianto di depurazione di Cassano Spinola, in funzione delle caratteristiche dei fanghi fornite dalla Regione, vengono determinati i seguenti punteggi di performance:

CRITERI			ALTERNATIVE				
			Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	#	0	1	1	5	0
	Gestione attuale	ton/y	10613	2520	8930	431	0
	Consistenza	#	4	10	12	12	4
Principi Normativi	Gerarchia	#	3	2	2	1	3
	Prossimità	km	16.9	12.1	170	117	21.2
	Diversificazione	%	20	20	20	20	20
Accettazione sociale		#	3	2	2	1	3
Impatto ambientale	GHG	Kg CO2eq	1641497	1755018	15654914	11433987	1696957
	HT	#	3	4	4	2	2
	TE	#	1	4	3	3	1
	WE	#	2	3	4	3	2
Valutazione economica		€	3631875	3286701	26417904	18168800	3841569

Tabella 6.37. Matrice dei punteggi impianto di Cassano Spinola

I punteggi riportati nella matrice delle valutazioni mantengono unità fisiche ed ogni attributo rappresenta diverse grandezze quantitative o qualitative, con scale e unità di misura diverse, rendendo impossibile la comparazione tra gli attributi, e tra le alternative. Occorre effettuare una normalizzazione (formula 6.1.) trasformando i punteggi di performance in valori adimensionali, espressi tutti sulla medesima scala.

CRITERI		ALTERNATIVE				
		Compostaggio	Cementeria	Incenerimento	Discarica	Spandimento
Contesto tecnico attuale	Caratt. fanghi	1	0.87	0.87	0	1
	Gestione attuale	1	0.24	0.84	0.04	1
	Consistenza	0	0.75	1	1	0
Principi Normativi	Gerarchia	1	0.5	0.5	0	1
	Prossimità	0.97	1	0	0.33	0.94
	Diversificazione	1	1	1	1	1
Accettazione sociale		1	0.5	0.5	0	1
Impatto ambientale	GHG	1	0.99	0	0.3	0.99
	HT	0.5	1	1	0	0
	TE	0	1	0.67	0.67	0
	WE	0	0.5	1	0.5	0
Valutazione economica		0.98	1	0	0.36	0.98

Tabella 6.38. Matrice dei punteggi normalizzata impianto di Cassano Spinola

Disponendo dei punteggi normalizzati, relativi ad ogni criterio e sotto-criterio di valutazione, e dei pesi relativi, caratterizzanti ognuno di essi, è possibile aggregare i risultati in un unico valore, secondo la formula 6.5., che descrive la preferenza relativa di ogni alternativa rispetto le altre.

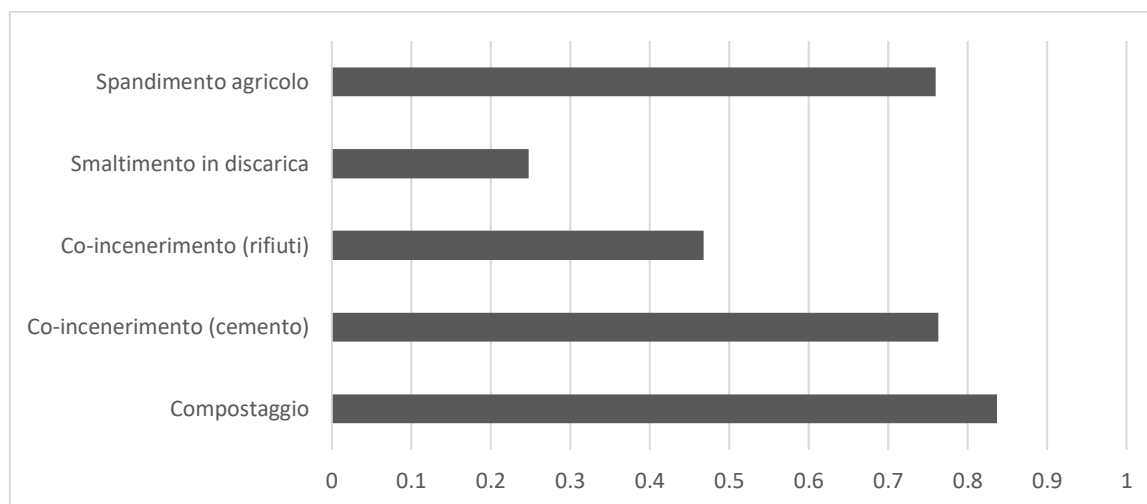


Figura 6.28. Aggregazione dei risultati impianto di Cassano Spinola

I risultati evidenziano come il riutilizzo agricolo, in particolare il compostaggio, risulti l'alternativa più vantaggiosa, consentendo il completo recupero delle risorse materiali ed essendo l'alternativa attualmente maggiormente impiegata sul territorio regionale. Seguono i trattamenti termici, con il riutilizzo per la produzione di cemento in netto vantaggio rispetto al co-incenerimento con rifiuti, quasi al pari del spandimento diretto sul suolo, essendo la cementeria di Novi Ligure molto meno distante rispetto all'inceneritore TRM. Lo smaltimento in discarica, anche in questo caso, si colloca

in ultima posizione, in accordo con gli obiettivi tecnico-normativi di limitare il ricorso a questa tipologia di gestione.

Con lo scopo di verificare come una differente assegnazione dei pesi influirebbe sui risultati, viene condotta un'analisi di sensitività, ipotizzando sei scenari in cui i pesi dei macro-criteri vengono variati, come indicato nella tabella 6.39.

Scenario	Aspetti tecnici	Principi normativi	Accettazione sociale	Impatto ambientale	Valutazione economica
1	60%	10%	10%	10%	10%
2	10%	60%	10%	10%	10%
3	10%	10%	60%	10%	10%
4	10%	10%	10%	60%	10%
5	10%	10%	10%	10%	60%
6	20%	20%	20%	20%	20%

Tabella 6.39. Assegnazione dei pesi per l'analisi di sensitività

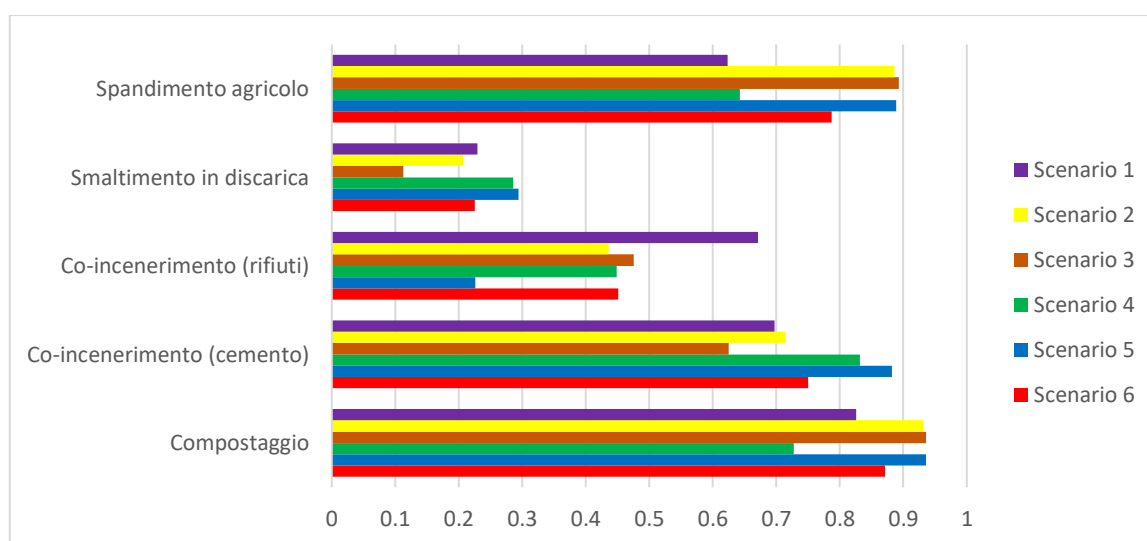


Figura 6.29. Risultati analisi di sensitività impianto di Cassano Spinola

L'analisi mostra come la tendenza generale venga confermata, mantenendo inalterato l'ordine preferenziale, garantendo quindi robustezza ai risultati ed indicando il compostaggio come la soluzione di miglior compromesso.

6.11. Aggregazione risultati a livello regionale

Al fine di ottenere un risultato rappresentativo dell'intero territorio regionale, secondo la formula 6.12., viene effettuata una media ponderata dei risultati relativi ai singoli impianti esaminati, in funzione delle produzioni annue di sostanza secca di ognuno di essi. I risultati ottenuti vengono riportati nella figura 6.30.

$$P_{REG} = \frac{\sum_{i=1}^n (P_{i-IMP} * m_{i-IMP})}{\sum_{i=1}^n m_{i-IMP}} \quad (\text{formula 6.12.})$$

Dove:

- P_{REG} : rappresenta il punteggio globale dell'alternativa a livello regionale;
- P_{IMP} : rappresenta il punteggio globale dell'alternativa relativamente all'i-esimo impianto;
- m_{IMP} : rappresenta la quantità di fanghi prodotti dall'i-esimo impianto.

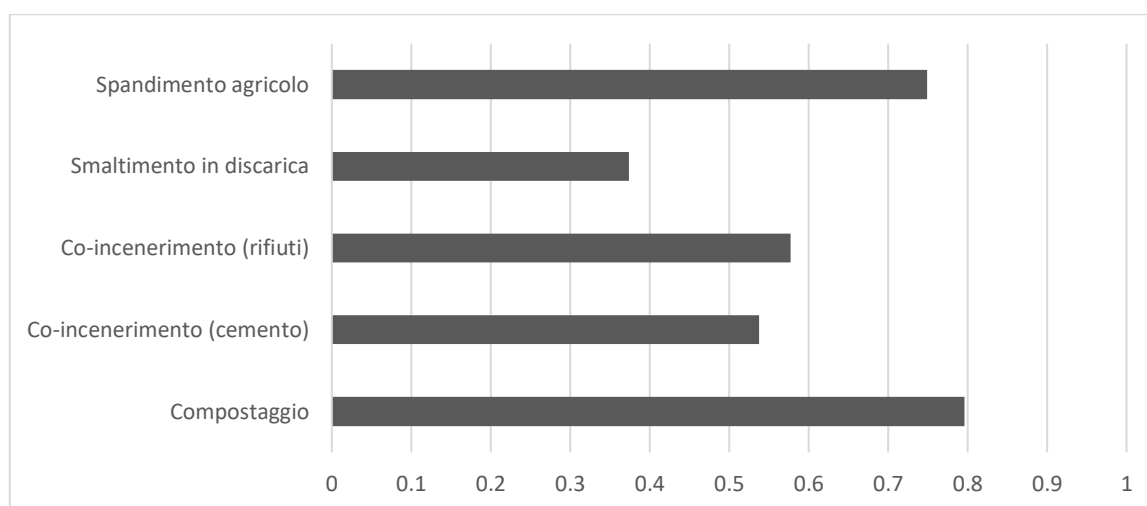


Figura 6.30. Media ponderata risultati

I risultati a livello regionale conservano la tendenza riscontrata a livello locale dei singoli impianti manifestando la preferibilità del riutilizzo agricolo dei fanghi di depurazione. In accordo, peraltro, con l'attuale modello di gestione, secondo il quale il 69% della produzione annua viene destinata al recupero agricolo (diretto o mediante compostaggio). Tuttavia, è necessario considerare due fattori che vincolano questa alternativa:

1. L'attuale capacità di gestione all'interno del territorio regionale;
2. L'evoluzione del quadro normativo.

Riguardo il primo fattore, del 69% sul totale, destinato al recupero agricolo, solamente poco più del 21% è gestito in regione (quasi totalmente mediante compostaggio) mentre il restante 48% è inviato fuori regione. Al fine di assolvere l'obiettivo di autosufficienza regionale posto con l'atto di indirizzo in materia, il potenziamento dell'attuale capacità di gestione risulta fondamentale. Upgrade da applicarsi sia dal lato della produzione, con una minimizzazione della quantità dei fanghi ed in parallelo un miglioramento delle loro qualità chimico-fisiche, sia dal lato dell'utilizzo, mediante l'applicazione delle migliori tecnologie e pratiche a disposizione ed operando una scrupolosa campagna di monitoraggio, al fine di tenere sotto controllo gli impatti negativi sull'ambiente.

Inoltre, il secondo fattore complica ulteriormente la questione. Il quadro normativo in evoluzione rende lo scenario di recupero agricolo particolarmente incerto: dall'emanazione della normativa comunitaria 86/278/CEE, tutti i paesi dell'unione hanno progressivamente introdotto limiti sempre più stringenti riducendo progressivamente l'applicazione di questa alternativa. Nonostante sia la pratica di gestione ancora più diffusa a livello europeo, alcuni paesi come Austria, Germania e Paesi Bassi hanno già abbandonato questa direzione (Collivignarelli, 2019). Anche in Italia, facendo riferimento in particolare alla sentenza 27958 del 6 Giugno 2017, questo trend è presente. Inoltre, bisogna sottolineare, come in Piemonte, attualmente, il riutilizzo diretto in agricoltura dei fanghi di depurazione è limitato solamente a quelli di origine agroindustriale e zootecnica, rendendo praticamente viabile solamente il compostaggio. In questo scenario, in cui i limiti normativi risultano sempre più stringenti, risulta quindi ragionevole considerare, per pianificazioni sul lungo periodo, anche soluzioni alternative: prima su tutte la valorizzazione termica. Le opzioni di valorizzazione termica considerate in questa analisi (il co-incenerimento con RSU ed il co-incenerimento per la produzione di cemento) come si può vedere dalla figura 6.30., ottengono punteggi simili, entrambi inferiori al recupero agricolo. Bisogna però tenere presente che mentre siti di stoccaggio ed impianti adibiti alla produzione di compost sono numerosi e ben distribuiti sul territorio regionale, le alternative di valorizzazione termica sono limitate dalle dotazioni impiantistiche a disposizione. Per il co-incenerimento con RSU si può fare affidamento al solo TRM di Torino e per quando riguarda il recupero i forni per la produzione di cemento su quattro cementerie (Trino, Robilante, Novi Ligure ed Arquata Scrivia). Risulta evidente come questa situazione condizioni il punteggio globale delle alternative, limitando la capacità operativa ed incrementando considerevolmente il contributo dei trasporti (ad esempio l'impianto di depurazione di Cassano Spinola dista 170 km dall'impianto di termovalorizzazione TRM, mentre, solamente, circa 17 km dall'impianto di compostaggio). Per questi fattori, al momento, la valorizzazione termica non risulta la miglior alternativa di gestione a livello regionale. In questo senso risulta necessario un consistente potenziamento della dotazione impiantistica, per andare incontro ai principi di prossimità e diversificazione caratterizzanti l'atto di indirizzo regionale, al fine di garantire un'alternativa di gestione a quella frazione, sempre più rilevante, di fanghi che non potrà essere destinata al recupero agricolo. Attualmente solo il 28% della quantità totale di sostanza secca prodotta annualmente è destinato al recupero energetico, in accordo con le limitazioni esposte, tuttavia, nello scenario che si sta delineando questa percentuale è destinata ad aumentare. Gli investimenti regionali sul medio e lungo periodo dovrebbero essere indirizzati al rafforzamento di tale presenza impiantistica ed al miglioramento della qualità chimico-fisico dei fanghi prodotti dagli impianti di depurazione, con particolare riferimento al tenore di secco, che dovrà passare dall'attuale 28% medio a valori fino anche del 90% per garantire ai fanghi, nelle vesti di combustibili, un adeguato potere calorifico inferiore. Nel campo della pianificazione futura è interessante considerare lo scenario di unità di mono-incenerimento direttamente a valle degli impianti di depurazione di taglie maggiori, in cui il recupero energetico può essere agevolmente reimpiegato nell'impianto stesso, e la tipologia di processo permetterebbe il recupero del fosforo delle ceneri prodotte, aggregando il recupero di materia a quello energetico. Chiude, infine, la classifica lo smaltimento in discarica. Nel 2019, si registra solo un 3% della quantità di sostanza secca prodotta destinata a questa alternativa, in diminuzione di un punto percentuale rispetto al 2018, in accordo con gli obiettivi tecnico-normativi di limitare il ricorso a questa tipologia di gestione.

7. Conclusioni

Il contesto tecnologico e, soprattutto, il quadro normativo in evoluzione e di carattere incerto hanno condizionato il sistema di gestione dei fanghi di depurazione della Regione Piemonte. Seguendo i principi di economia circolare, fondata sulla riduzione degli scarti ed il recupero di materia ed energia, è possibile individuare gli obiettivi che la Regione dovrebbe perseguire. Occorre premettere come i risultati di questa analisi non possono fornire soluzione ineccepibili per i vari impianti, poiché i dati andrebbero ulteriormente dettagliati in funzione delle esigenze specifiche, tale compito può essere assolto da un tavolo tecnico, composto da tutte le parti interessate ed in grado di fornire le competenze trasversali per poter effettuare valutazioni che descrivono in maniera più puntuale le alternative analizzate. I risultati possono comunque offrire una visione rappresentativa del territorio regionale, mediante l'individuazione di criteri selezionati in maniera da descrivere con completezza il territorio in esame ed ispirati ai principi di economia circolare, racchiusi nell'atto di indirizzo regionale in tema di gestione dei fanghi di depurazione, permettendo quindi di analizzare il contesto attuale e le prospettive future. I risultati mostrano come, attualmente, il recupero di materia in agricoltura, sulla base del virtuoso recupero della sostanza organica e nutritiva, in particolare mediante compostaggio, sia la situazione preferibile. Tuttavia, la progressiva introduzione di limiti normativi sempre più stringenti non garantisce questa predilezione anche sul lungo periodo. Per la pianificazione futura il recupero agricolo sarà sostituito con la valorizzazione termica. Alternativa, al momento, troppo vincolata dalla carente presenza impiantistica sul territorio regionale, limitazione che si manifesta, di conseguenza, anche in un rilevante impatto del contributo dei trasporti. In quest'ottica, gli investimenti regionali sul medio e lungo periodo dovrebbero essere indirizzati al rafforzamento di tale presenza impiantistica ed allo sviluppo di tecniche di essiccamento sempre più performanti. Per perseguire l'obiettivo di una gestione più efficiente dei fanghi di depurazione in Regione risulta quindi necessario: una revisione ed aggiornamento tecnologico degli impianti esistenti al fine di ridurre a monte le quantità prodotte ed aumentarne lo stato qualitativo; disporre un sistema di monitoraggio che fornisca un report completo sulle caratteristiche dei fanghi prodotti e le risposte dell'ecosistema alle varie alternative; rafforzare il sistema tecnologico ed impiantistico delle alternative di gestione e smaltimento adottabili, in particolare della valorizzazione termica, al fine di garantire un'autosufficienza regionale consistente sul lungo periodo.

Riferimenti

Maria Cristina Collivignarelli, Matteo Canato, Alessandro Abba e Marco Carnevale Miino (2019) - Biosolids: What are the different types of reuse?

Decreto legislativo 152/2006 - Testo unico ambientale

Luca Bonomo (2008) - Trattamenti delle acque reflue.

Metcalf e Eddy (2003) - Wastewater Engineering, treatment and reuse.

German Environment Agency (2018) - Sewage Sludge Disposal in the Federal Republic of Germany.

Hana Hudcová, Jan Vymazal, Miloš Rozkošný (2019) - Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union.

Dany Romanos, Nabil Nemer, Yara Khairallah, Marie Thérèse e Abi Saab (2019) - Assessing the quality of sewage sludge as an agricultural soil amendment in Mediterranean habitats

Durdevic, Bleich e Juric (2019) - Energy Recovery from Sewage Sludge: The Case Study of Croatia.

Direttiva 278/1986/CEE – Utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura.

Decreto legislativo 99/1992 – Attuazione della direttiva 278/1986/CEE.

Sentenza della Corte di Cassazione 27958 (6 Giugno 2017).

Decreto legislativo 109/2018, art. 41 - Disposizioni urgenti sulla gestione dei biosolidi.

Decreto legislativo 75/2010 – Disciplina in materia di fertilizzanti.

Decreto ministeriale 10 Luglio 2013 – Aggiornamenti del D.Lgs 75/2010.

Decreto legislativo 36/2003 – Disposizioni relative alle discariche di rifiuti.

Decreto ministeriale 27 Settembre 2010 – Definizione dei criteri di ammissibilità in discarica.

Decreto ministeriale 5 Febbraio 1998 – Disposizioni relative alle procedure semplificate di recupero.

Giuseppe Mininni, Anicet R. Blanc, Francisco Lucena (2014) - EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management.

Maria Cristina Collivignarelli, Alessandro Abbà, Andrea Frattarola, Marco Carnevale Miino, Sergio Padovani, Ioannis Katsoyiannis, Vincenzo Torretta (2019) - Legislation for the Reuse of Biosolids on Agricultural Land in Europe: Overview.

Maria Cristina Collivignarelli, Alessandro Abbà e Ilaria Benigna (2020) - The reuse of biosolids on agricultural land: Critical issues and perspective.

ARPA Veneto (2002) - La tecnologia del compostaggio.

TBF partners (2020) - The white paper: mono-incenerimento.

Bonfiglioli, Bianchini, Pellegrini e Sacconi (2014) - Sewage sludge: characteristics and recovery options.

Agnieszka Rorat, Pauline Courtois, Franck Vandenbulcke e Sebastien Lemiere (2019) - Sanitary and environmental aspects of sewage sludge management.

Roberto Canziani e Roberto Di Cosmo (2019) - Stato dell'arte e potenzialità delle tecnologie di recupero del fosforo dai fanghi di depurazione.

Stefano Cernuschi, Mario Grosso, Federico Viganò, Maria Chiara Zanetti, Deborah Panepinto, Marco Ragazzi, Andrea Magrini e Francesco Lombardi (2020) - Libro bianco sull'incenerimento dei rifiuti urbani.

Małgorzata Wzorek (2012) - Characterisation of the properties of alternative fuels containing sewage sludge.

Augusto Bianchini, Marco Pellegrini e Cesare Saccani (2016) - Sewage sludge management in Europe: a critical analysis of data quality.

ISPRA (2020) - Rapporto rifiuti speciali.

Giorgio Bertanza, Pietro Baroni e Matteo Canato (2016) - Ranking sewage sludge management strategies by means of DecisionSupport Systems: A case study.

Gandino M. (2015) – Tesi di laurea magistrale: “Il contributo dell'analisi multicriteri spaziale nella gestione sostenibile della rete di rifugi del CAI”.

Mocenni C. (2011) - Il metodo di analisi multicriterio, slides corso di Analisi delle decisioni, UNISI

Saaty R. W. (1987) - The analytic hierarchy process - what it is and how it is used – Articolo pubblicato sul Pergamon Journals Ltd

Stanghellini S. Coppiello S. (2014) - Valutazione multicriteriale, corso di Valutazione economica del progetto.

Antonio Latora (2011) – Tesi di dottorato: “Metodologie analytic hierarchy process ibride per applicazioni di multiple criteria decision analysis ai processi di procurement”.

Alexandros Kelessidis e Athanasios Stasinakis (2012) - Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries.

AITEC (2016) - Relazione annuale produzione cemento.

Deliberazione della Giunta Regionale (Piemonte) numero 13-1669 (17 Luglio 2020) allegato 1 – Atto di indirizzo regionale in materia di gestione dei fanghi di depurazione.

Regione Piemonte (2010) - Censimento generale dell'agricoltura in Piemonte.

Claude Bellehumeur, Liette Vasseur, Colette Anseau, Bernard Marcos (1996) - Implementation of a Multicriteria Sewage Sludge Management Model in the Southern Que'bec Municipality of Lac-Me'gantic, Canada.

Guangli Zhoua, Yifan Gua, Haoran Yuanb, Yu Gongga e Yufeng Wu (2020) - Selecting sustainable technologies for disposal of municipal sewage sludge using a multi-criterion decision-making method: A case study from China.

Ying-Chu Chen e Jeff Kuo (2016) - Potential of greenhouse gas emissions from sewage sludge management: a case study of Taiwan.

Ministero dello sviluppo economico (2009) - Impatto potenziale sulla riduzione delle emissioni di gas a effetto serra.

Dana Vocino (2019) - Il percorso per lo sviluppo e l'adozione della impronta di carbonio di una organizzazione pubblica.

Soon Kay Teoh e Loretta Y. Li (2019) - Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective.

Capodaglio e Olsson (2019) - Energy Issues in Sustainable Urban Wastewater Management: Use, Demand Reduction and Recovery in the Urban Water Cycle.

Preliminary market analysis: review "SludgeTreat" (2015).

Kacprzaka, Neczaja, Fijałkowska, Grobelaka, Grossera, Worwaga, Rorata, Brattebob, Almas e Singhc (2017) - Sewage sludge disposal strategies for sustainable development.

Luisella Dellacqua (2020) – tesi di laurea magistrale: "Caratterizzazione e valutazione sulla termovalorizzazione dei fanghi di depurazione"

Pradel, Aissani, Villot, Baudez e Laforest (2016) - From waste to added value product: towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge: a review.

Hans e Kumar (2018) – Biohythane production in two-stage anaerobic digestion system.

Manara e Zabaniotou (2012) - Towards sewage sludge based biofuels via thermochemical conversion: a review.

Johnson, Napiah e Kamaruddin (2014) - Potential uses of waste sludge in construction industry: a review.

Gineys, Aouad, Sorrentino e Damidot – (2011) Incorporation of trace elements in Portland cement clinker: thresholds limits for Cu, Ni, Sn or Zn.

Lucci S. (2017) – Seminario: uso dei fanghi di depurazione in agricoltura attività di controllo e vigilanza del territorio.

www.acquanovaravco.eu (data ultima consultazione: 06/06/2021)

www.cordarbiella.it (data ultima consultazione: 06/06/2021)

www.smatorino.it (data ultima consultazione: 06/06/2021)

www.sisiacque.it (data ultima consultazione: 06/06/2021)

www.acda.it (data ultima consultazione: 07/06/2021)

www.asp.asti.it (data ultima consultazione: 07/06/2021)

www.gestioneacqua.it (data ultima consultazione: 07/06/2021)

[www.sistemapiemonte – ambiente – gestione rifiuti.it](http://www.sistemapiemonte-ambiente-gestione-rifiuti.it) (data ultima consultazione: 01/06/2021)