

POLITECNICO DI TORINO

Collegio di Ingegneria Chimica e dei Materiali

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

Tesi di Laurea Magistrale

Valutazione della sostenibilità di una filiera agricola



Relatori

Prof.ssa Tonia Tommasi

Prof.ssa Francesca Demichelis

Candidato

Niccolò Borsoi

Marzo 2024

Indice

Introduzione	1
1. Life cycle thinking	3
1.1 Definizioni.....	3
1.2 Life Cycle Assessment (LCA).....	3
2. Processi per la valorizzazione della FORSU	5
2.1 Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU).....	5
2.2 Pirolisi lenta.....	6
2.2.1 Biochar come ammendante.....	7
2.3 Digestione Anaerobica.....	8
2.3.1 Digestato come ammendante.....	9
2.4 Compostaggio.....	10
2.4.1 Compost come ammendante.....	11
3. LCA applicato al caso studio	13
3.1 Obiettivo e scopo.....	13
3.2 Inventario.....	13
3.2.1 Dati sperimentali dei substrati.....	13
3.2.2 Impianti considerati.....	14
3.2.3 Trasporto.....	15
3.2.4 Sezione di ricezione e stoccaggio.....	15
3.2.5 Sezione di pretrattamento della FORSU e alimentazione alle fasi successive.....	16
3.2.6 Scenario 1: pirolisi lenta.....	17
3.2.7 Scenario 2: co-digestione anaerobica.....	20
3.2.8 Scenario 3: co-digestione anaerobica + pirolisi.....	24
3.2.9 Scenario 4: co-digestione anaerobica con aggiunta di biochar.....	27
3.2.10 Scenario 5: compostaggio.....	31
3.2.11 Applicazione in campo degli ammendanti.....	34
4. Life Cycle Impact Assessment	37
4.1 Caso studio 1 – UF: 52.31 t/d FORSU e 11.77 t/d letame.....	37
4.1.1 ReCipe Midpoint (H).....	37
4.1.1.1 Climate change.....	37
4.1.1.2 Human toxicity and ecotoxicity.....	40
4.1.1.3 Water consumption.....	44

4.1.1.4 Fossil resource scarcity.....	46
4.1.1.5 Altre categorie d’impatto.....	49
4.1.2 ReCiPe Endpoint (H).....	50
4.1.2.1 Mineral resource scarcity.....	50
4.1.2.2 Fossil resource scarcity.....	52
4.1.2.3 Altre categorie d’impatto.....	54
4.1.3 IPCC2021 GWP100 (incl. CO ₂ uptake).....	55
4.1.4 Cumulative Energy Demand (CED) – Non-renewable, fossil.....	57
4.2 <i>Caso studio 2 – UF: 0.932 kg N/d</i>	59
4.2.1 ReCipe Midpoint (H).....	59
4.2.1.1 Climate change.....	59
4.2.1.2 Terrestrial ecotoxicity.....	61
4.2.1.3 Human non-carcinogenic toxicity.....	63
4.2.1.4 Fossil resource scarcity.....	65
4.2.2 ReCiPe Endpoint (H).....	66
4.2.2.1 Mineral resource scarcity.....	66
4.2.2.2 Fossil resource scarcity.....	68
4.2.3 IPCC2021 GWP100 (incl. CO ₂ uptake).....	69
4.2.4 Cumulative Energy Demand (CED) – Non-renewable, fossil.....	70
5. Confronto risultati	73
Conclusioni	81
Bibliografia e sitografia	83
Appendice	89
Ringraziamenti	105

Indice delle figure

Figura 1.1. Fasi del Life Cycle Assessment (European Commission-Joint Research Center, 2010).....	4
Figura 1.2. Approcci di un'analisi LCA a seconda dei confini del sistema (European Commission-Joint Research Center, 2010).....	4
Figura 2.1. Ripartizione della composizione della frazione organica (ISPRA, 2022).....	5
Figura 2.2. Impianti di trattamento biologico della FORSU (ISPRA, 2022).....	6
Figura 2.3. Vantaggi della co-digestione anaerobica della FORSU (Tyagi <i>et al.</i> , 2018) ...	9
Figura 3.1. Diagramma a blocchi dell'impianto	14
Figura 3.2. Pretrattamenti della FORSU	15
Figura 3.3. Flussi di materia ed energia - sezione di stoccaggio dei substrati	16
Figura 3.4. Flussi di materia ed energia - sezione di pretrattamento della FORSU.....	17
Figura 3.5. Flussi di materia ed energia - scenario 1.....	20
Figura 3.6. Flussi di materia ed energia - scenario 2, condizioni mesofile.....	23
Figura 3.7. Flussi di materia ed energia - scenario 2, condizioni termofile.....	24
Figura 3.8. Flussi di materia ed energia - scenario 3, condizioni mesofile.....	26
Figura 3.9. Flussi di materia ed energia - scenario 3, condizioni termofile.....	27
Figura 3.10. Flussi di materia ed energia - scenario 4, co-digestione mesofila con dose 1 (sinistra) e co-digestione termofila con dose 1 (destra)	30
Figura 3.11. Flussi di materia ed energia - scenario 4, co-digestione mesofila con dose 2 (sinistra) e co-digestione termofila con dose 2 (destra)	31
Figura 3.12. Flussi di materia ed energia - scenario 5.....	34
Figura 4.1. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO ₂ eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame.....	38
Figura 4.2. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO ₂ eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame	39
Figura 4.3. Impatto percentuale sulla categoria cambiamento climatico secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame	40
Figura 4.4. Impatto percentuale sulla categoria cambiamento climatico secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step preliminari di gestione della FORSU, con unità funzionale FORSU e letame.....	40
Figura 4.5. Impatto sulla categoria <i>terrestrial ecotoxicity</i> (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame.....	41
Figura 4.6. Impatto sulla categoria <i>human non-carcinogenic toxicity</i> (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame.....	42
Figura 4.7. Impatto sulla categoria <i>terrestrial ecotoxicity</i> (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame	42
Figura 4.8. Impatto percentuale sulla categoria <i>terrestrial ecotoxicity</i> secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame	43

Figura 4.9. Impatto percentuale sulla categoria <i>terrestrial ecotoxicity</i> secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step preliminari di gestione della FORSU, con unità funzionale FORSU e letame.....	44
Figura 4.10. Impatto sulla categoria <i>water consumption</i> (m ³) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame	45
Figura 4.11. Impatto sulla categoria <i>water consumption</i> (m ³) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia seguito da centrifugazione e pirolisi, con unità funzionale FORSU e letame.....	45
Figura 4.12. Impatto percentuale sulla categoria <i>water consumption</i> secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame	46
Figura 4.13. Impatto sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i> (kg oil eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame.....	47
Figura 4.14. Impatto sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i> (kg oil eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 10 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame	48
Figura 4.15. Impatto percentuale sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i> secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame	49
Figura 4.16. Impatto sulla categoria <i>mineral resource scarcity</i> (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame.....	51
Figura 4.17. Impatto sulla categoria <i>mineral resource scarcity</i> (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame	52
Figura 4.18. Impatto sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i> (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame.....	53
Figura 4.19. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO ₂ eq - fossil) secondo il metodo IPCC dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame.....	55
Figura 4.20. Impatto percentuale sulla categoria cambiamento climatico secondo il metodo IPCC dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame	56
Figura 4.21. Impatto sulla categoria energia fossile non rinnovabile (MJ) secondo il metodo CED dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame.....	57
Figura 4.22. Impatto sulla categoria energia fossile non rinnovabile (MJ) secondo il metodo CED dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 10 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame	58
Figura 4.23. Impatto percentuale sulla categoria energia fossile non rinnovabile secondo il metodo CED dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame	59
Figura 4.24. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO ₂ eq) secondo il metodo Midpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto	60

Figura 4.25. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO ₂ eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dell'applicazione di biochar e digestato prodotto in termofilia con una dose di 5 g/L di biochar, con unità funzionale azoto	61
Figura 4.26. Impatto sulla categoria <i>terrestrial ecotoxicity</i> (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto	62
Figura 4.27. Impatto sulla categoria <i>terrestrial ecotoxicity</i> (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) delle fasi di produzione dei diversi ammendanti, con unità funzionale azoto	63
Figura 4.28. Impatto sulla categoria <i>human non-carcinogenic toxicity</i> (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto	64
Figura 4.29. Impatto sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i> (kg oil eq) secondo il metodo Midpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto	66
Figura 4.30. Impatto sulla categoria <i>mineral resource scarcity</i> (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto	67
Figura 4.31. Impatto sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i> (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto	68
Figura 4.32. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO ₂ eq - fossil) secondo il metodo IPCC dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto	70
Figura 4.33. Impatto sulla categoria energia fossile non rinnovabile (MJ) secondo il metodo CED dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto	71

Indice delle tabelle

Tabella 3.1. Caratteristiche dei substrati da prove sperimentali	14
Tabella 3.2. Consumi elettrici delle apparecchiature nella sezione di pretrattamento	16
Tabella 3.3. Parametri del processo di pirolisi	17
Tabella 3.4. Rese del processo di pirolisi	18
Tabella 3.5. Portate in ingresso e in uscita - centrifugazione	18
Tabella 3.6. Portate in uscita dalla pirolisi	19
Tabella 3.7. Parametri del processo di co-digestione anaerobica	20
Tabella 3.8. Rese del processo di co-digestione anaerobica in condizioni mesofile e termofile	20
Tabella 3.9. Portate in uscita dalla co-digestione anaerobica	21
Tabella 3.10. Dimensionamento dei digestori	21
Tabella 3.11. Calore necessario ai digestori	22
Tabella 3.12. Portate in ingresso e in uscita - centrifugazione	25
Tabella 3.13. Rese del processo di pirolisi	25
Tabella 3.14. Portate in uscita dalla pirolisi	25
Tabella 3.15. Rese del processo di co-digestione anaerobica mesofila	27
Tabella 3.16. Rese del processo di co-digestione anaerobica termofila	28
Tabella 3.17. Portate in uscita dalla co-digestione anaerobica con aggiunta di biochar (5 g/L)	28
Tabella 3.18. Portate in uscita dalla co-digestione anaerobica con aggiunta di biochar (10 g/L)	29
Tabella 3.19. Dimensionamento dei digestori	29
Tabella 3.20. Calore necessario ai digestori	29
Tabella 3.21. Impianti CHP considerati per i diversi scenari	30
Tabella 3.22. Perdite nelle fasi di compostaggio	31
Tabella 3.23. Durata delle fasi del processo di compostaggio	32
Tabella 3.24. Emissioni gassose durante la fase di bio-ossidazione accelerata	33
Tabella 3.25. Dimensionamento della fase di maturazione	33
Tabella 3.26. Consumi elettrici del processo di compostaggio	34
Tabella 3.27. Contenuto di azoto su base secca e contenuto di umidità degli ammendanti e quantità di ammendante da applicare	35
Tabella 3.28. Valori dei parametri per calcolo delle emissioni di N ₂ O	36
Tabella 4.1. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria cambiamento climatico	38
Tabella 4.2. Impatto degli scenari analizzati sulle categorie <i>terrestrial ecotoxicity</i> e <i>human non-carcinogenic toxicity</i>	41
Tabella 4.3. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>water consumption</i>	44
Tabella 4.4. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i>	47
Tabella 4.5. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>mineral resource scarcity</i> ...	51
Tabella 4.6. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i>	53
Tabella 4.7. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria cambiamento climatico con metodo IPCC	55
Tabella 4.8. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria energia fossile non rinnovabile	57
Tabella 4.9. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria cambiamento climatico	60
Tabella 4.10. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>terrestrial ecotoxicity</i>	62
Tabella 4.11. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>human non-carcinogenic toxicity</i>	64

Tabella 4.12. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i>	65
Tabella 4.13. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>mineral resource scarcity</i> .	67
Tabella 4.14. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria <i>fossil resource scarcity</i>	68
Tabella 4.15. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria cambiamento climatico con metodo IPCC	69
Tabella 4.16. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria energia fossile non rinnovabile.....	70

Introduzione

Nel corso degli ultimi anni il tema della sostenibilità sta acquisendo un ruolo di sempre più centrale importanza. In questo contesto è necessario partire da materie prime di scarto e, attraverso valorizzazione, ottenere dei prodotti dall'alto valore aggiunto che possano in qualche modo sostituire i prodotti tradizionali.

Nell'attuale contesto ambientale e industriale, la valorizzazione dei rifiuti organici rappresenta un imperativo sia per ridurre l'impatto ambientale legato al loro smaltimento, sia per sfruttarne il potenziale energetico ed agronomico. Tra questi, un substrato che riveste notevole interesse è la frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) in quanto è la maggiore costituente dei rifiuti solidi prodotti e possiede delle caratteristiche che la rendono un substrato appetibile per diversi processi di conversione.

Di conseguenza, la presente tesi si propone di valutare diverse possibili soluzioni per la conversione della FORSU, insieme a un co-substrato come il letame, con particolare attenzione alla produzione di ammendanti e bio-energia. Per ogni scenario studiato, dopo aver dimensionato l'impianto in questione, sono state svolte due analisi distinte sull'impatto ambientale tramite la metodologia del *Life Cycle Assessment* (LCA). Nel primo caso, tramite un approccio *from grave to gate*, si è determinato l'impatto associato alla produzione degli ammendanti e successivamente, tramite un approccio *from gate to gate*, l'impatto associato al loro utilizzo in agricoltura.

Nello specifico, sono stati considerati cinque diversi scenari:

- Pirolisi lenta, con produzione di biochar;
- Digestione anaerobica in mesofilia e termofilia, con produzione di digestato;
- Digestione anaerobica in mesofilia e termofilia seguita da pirolisi lenta, con produzione di biochar;
- Digestione anaerobica in mesofilia e termofilia con aggiunta di due diverse dosi di biochar (5 e 10 g/L), con produzione di digestato;
- Compostaggio, con produzione di compost.

Questo studio ha permesso di evidenziare punti di forza e punti di debolezza di ciascun processo di conversione della FORSU e le possibili ottimizzazioni delle fasi di processo attuabili in futuro. La ricerca si propone quindi di contribuire alla promozione di pratiche e tecnologie volte a massimizzare il recupero e la valorizzazione della FORSU, favorendo al contempo la transizione verso un'economia circolare e a basse emissioni di carbonio.

1. Life cycle thinking

1.1 Definizioni

Nel 2015, durante l'Assemblea generale delle Nazioni Unite, è stata definita l'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile e i suoi 17 obiettivi di sviluppo sostenibile (Commissione Europea). È necessario, quindi, che tutti i diversi settori industriali mirino ad avere un approccio maggiormente sostenibile riducendo così il loro impatto ambientale.

In virtù di questo si è sviluppato il *Life Cycle Thinking* (LCT), ossia un approccio analitico necessario a valutare gli impatti ambientali, sociali ed economici durante l'intero ciclo vita di un prodotto o servizio. L'obiettivo primario di questo approccio è quello di ridurre l'utilizzo delle risorse e le emissioni nell'ambiente che si presentano nel ciclo vita del prodotto o servizio (Rete italiana LCA; Sala, 2021).

Per far fronte a ciò, il metodo LCT si avvale dell'utilizzo di tre diversi strumenti: *Life Cycle Assessment*, *Life Cycle Costing* e *Social Life Cycle Assessment* (Rete italiana LCA).

1.2 Life Cycle Assessment (LCA)

La metodologia *Life Cycle Assessment* rappresenta un metodo oggettivo per valutare gli input, gli output e i potenziali impatti ambientali durante l'intero ciclo vita del prodotto, del processo o del servizio in esame (ISPRA; Curran, 2015; EPLCA).

Le norme ISO della serie 14040 regolano la metodologia LCA a livello internazionale, definendo i vari step da seguire:

1. *Goal and scope definition*: consiste nella definizione degli obiettivi dello studio e i suoi confini, ovvero il campo di applicazione dello studio stesso. In questa fase, inoltre, è necessario definire l'unità funzionale del sistema a cui tutte le correnti del processo sono correlate;
2. *Inventory analysis*: consiste nella definizione dell'inventario, ovvero quantificare tutte le correnti di materia e di energia entranti e uscenti dal sistema;
3. *Life Cycle Impact Assessment (LCIA)*: rappresenta l'analisi di impatto ambientale vera e propria, in cui vengono determinati gli impatti sull'ambiente o sull'uomo. Per fare ciò vengono utilizzati metodi che classificano le emissioni in categorie d'impatto che vengono rappresentate con delle specifiche unità;
4. *Interpretation*: consiste nell'analisi dei risultati e nella presentazione delle conclusioni, in accordo con gli obiettivi prefissati (ISPRA; Curran, 2015; EPLCA).

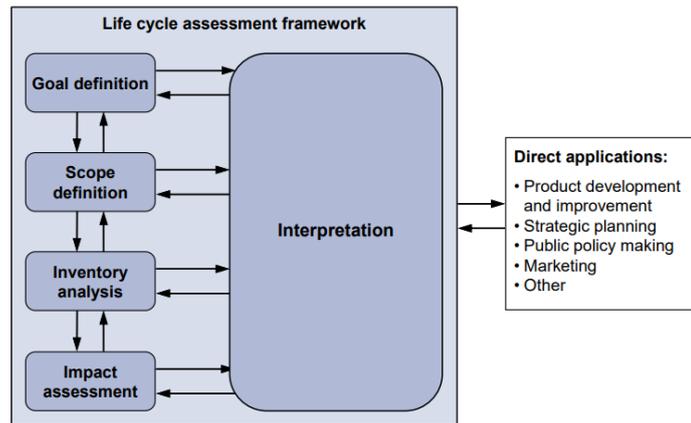


Figura 1.1. Fasi del Life Cycle Assessment (European Commission-Joint Research Center, 2010)

Per svolgere questo tipo di analisi è possibile ricorrere a diversi approcci, a seconda dei confini del sistema che si utilizzano. Ad esempio, può essere adottato un approccio *from cradle to grave* (dalla culla alla tomba) quando si analizza il ciclo vita di un prodotto partendo dall'estrazione delle materie prime necessarie al processo fino alla produzione del prodotto stesso. Oppure ancora un approccio *from cradle to gate* (dalla culla al cancello) quando l'analisi si ferma all'uscita dell'impianto.

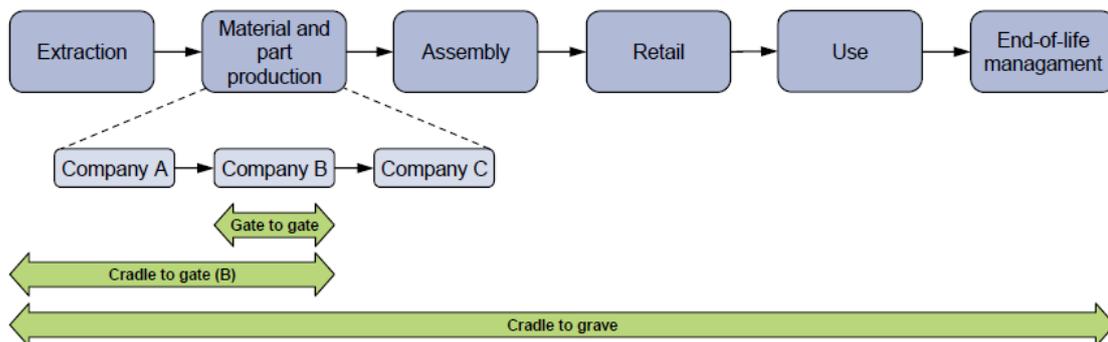


Figura 1.2. Approcci di un'analisi LCA a seconda dei confini del sistema (European Commission-Joint Research Center, 2010)

2. Processi per la valorizzazione della FORSU

2.1 Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU)

La gestione dei rifiuti solidi è un problema globale che negli ultimi anni sta assumendo un ruolo sempre di più centrale importanza visto il costante aumento della popolazione. La produzione mondiale di rifiuti solidi urbani, infatti, è destinata raggiungere 2.2 miliardi di tonnellate all'anno nel 2025 (Tyagi *et al.*, 2018). I maggiori impatti negativi associati riguardano l'ambiente, ma non solo.

Tra i rifiuti solidi, la frazione organica rappresenta circa il 46%, seguita dal 17% di carta, 10% di plastica e in misura minore altre correnti (Tyagi *et al.*, 2018; Le Pera, Sellaro and Bencivenni, 2022).

Per quanto riguarda la situazione in Italia, la frazione organica costituisce circa il 40% del totale dei rifiuti prodotti ed è in maggior misura composta da scarti alimentari. La sua composizione non è fissa, ma bensì varia nel corso dell'anno e dell'area geografica. Nello specifico, la maggior parte di frazione organica viene prodotto nel Nord con un valore di 135 kg per abitante, mentre la media nazionale risulta essere pari a 125 kg per abitante (ISPRA, 2022).

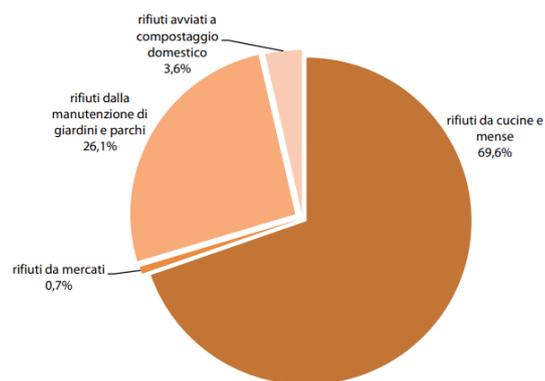


Figura 2.1. Ripartizione della composizione della frazione organica (ISPRA, 2022)

Questi dati indicano la necessità di garantirne la corretta gestione e di trovare soluzioni maggiormente sostenibili. A tal scopo è presente la Direttiva 2008/98/CE dell'Unione Europea riguardo la gerarchia di gestione dei rifiuti, rappresentata da una piramide in ordine di preferenza così composta:

- Prevenzione;
- Preparazione per il riutilizzo;
- Riciclaggio;
- Altro recupero;
- Smaltimento (Gerarchia dei rifiuti).

Visto l'alto contenuto di umidità e l'elevata biodegradabilità, la FORSU è un substrato destinato a processi di valorizzazione che consentono un recupero di materiale e un recupero energetico (Cesaro *et al.*, 2019; Demichelis *et al.*, 2022). Tra questi processi quelli che hanno riscontrato maggiore interesse e che verranno quindi analizzati in maniera più dettagliata nel corso di questa tesi sono la pirolisi lenta, la digestione anaerobica e il compostaggio.

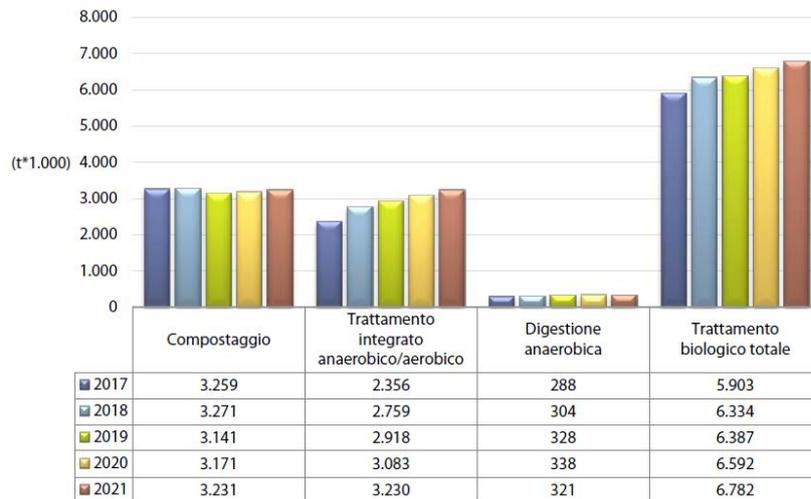


Figura 2.2. Impianti di trattamento biologico della FORSU (ISPRA, 2022)

Come si può osservare in figura 2.2, nel corso degli ultimi anni il numero di impianti presenti sul territorio Nazionale, considerando la totalità degli impianti di trattamento biologico, è in costante aumento e nello specifico si può notare un incremento maggiormente significativo degli impianti di trattamento integrato anaerobico e aerobico. Va inoltre segnalato che, allo stato dell'arte, non risultano processi di valorizzazione della frazione organica tramite pirolisi su scala industriale.

2.2 Pirolisi lenta

La pirolisi è un processo in cui il materiale organico è soggetto a decomposizione termica con la contemporanea produzione di bio-olio, piro-gas e biochar, ovvero un prodotto solido ricco di carbonio. Questo processo è influenzato da diversi parametri come la temperatura, il tempo di riscaldamento e di residenza, il tipo di biomassa e il flusso di gas inerte. È infatti importante che la pirolisi avvenga in assenza di ossigeno, motivo per cui si utilizza un gas inerte come l'azoto (Sakhiya *et al.*, 2021; de Almeida *et al.*, 2022).

A seconda di diversi parametri di processo, è possibile classificarla in:

- Pirolisi veloce: tempo di riscaldamento > 200 °C/s; $T > 500$ °C; basso tempo di residenza;
- Pirolisi lenta: tempo di riscaldamento = 5-15 °C/min; $T = 300-600$ °C; tempo di residenza = 1-3 h (Sakhiya *et al.*, 2021).

È evidente come nel caso di pirolisi lenta, proprio a causa delle minori temperature in gioco, si abbiano dei tempi di residenza maggiori all'interno del reattore di pirolisi.

In base al tipo di pirolisi varia la quantità relativa dei prodotti di reazione: con una pirolisi veloce si ha una maggiore produzione di bio-olio, mentre da una pirolisi lenta ne consegue una maggiore produzione di biochar (Sakhiya *et al.*, 2021).

La decomposizione termica dei diversi costituenti della biomassa avviene a temperature differenti: la cellulosa, per esempio, si decompone a temperature minori rispetto alla lignina (de Almeida *et al.*, 2022). Questo ha implicazioni anche sulle caratteristiche dei prodotti, in quanto biomasse ricche di lignina portano alla formazione di un biochar ricco in carbonio con elevata superficie specifica (Sahoo *et al.*, 2021).

Un altro parametro importante che influenza il processo è il contenuto di umidità del substrato di partenza e, a seconda del prodotto desiderato, si agisce di conseguenza: nel caso in cui si voglia incrementare la produzione di biochar è preferibile una biomassa con un contenuto di umidità minore dell'11% (Sahoo *et al.*, 2021).

Il biochar ha diverse applicazioni come ammendante, come adsorbente o agente filtrante per gli inquinanti, mentre l'olio e il gas ottenuti da pirolisi, avendo un contenuto energetico maggiore, possono essere utilizzati come carburanti. Tuttavia, l'olio, vista la sua composizione chimica, necessita di processi di trattamento complessi affinché possa essere utilizzato come carburante. Per questo motivo può essere considerata una risorsa per ottenere prodotti ad alto valore aggiunto come fenoli e acidi organici (de Almeida *et al.*, 2022).

2.2.1 Biochar come ammendante

Il biochar può incrementare il contenuto di umidità del suolo e la sua capacità di trattenere nutrienti, motivo per il quale è stato approfondito negli ultimi anni il suo impiego come ammendante (Ran *et al.*, 2023). L'utilizzo prolungato di fertilizzanti chimici può causare perdita di fertilità e portare alla compattazione del suolo, risultando globalmente in una degradazione del suolo stesso. Per ovviare a questi problemi è possibile ricorrere all'utilizzo di ammendanti organici come il biochar (da solo oppure insieme ad altri ammendanti come il compost), il quale può avere effetti benefici favorendo l'incremento delle proprietà chimiche e fisiche del suolo e al tempo stesso favorendo la crescita delle piante (Aina Najwa Mohd Nor Azman *et al.*, 2023). Gli autori (Aina Najwa Mohd Nor Azman *et al.*, 2023) hanno studiato questo effetto, notando come l'utilizzo di un ammendante misto biochar-compost produca una foglia con area maggiore perché vengono promossi il processo fotosintetico e la produttività della pianta stessa.

È risaputo che le microplastiche sono una delle maggiori fonti di inquinamento data la loro lunga permanenza nell'ambiente, in acqua e nei suoli. Come evidenziato da (Ran *et al.*, 2023), l'applicazione di biochar in terreni soggetti a contaminazione da microplastiche può portare all'incremento della ricchezza delle comunità microbiche risultando quindi in un aumento della quantità di batteri tolleranti a microplastiche. È stato inoltre riscontrato che viene ottimizzato il ciclo del metabolismo del fosforo e dell'azoto, cambiando la composizione della comunità microbica presente nel suolo contaminato e favorendo quindi la crescita delle piante (Ran *et al.*, 2023).

Un ulteriore problema a cui dovremo far fronte nei prossimi anni riguarda lo sviluppo di resistenza agli antibiotici a causa dell'eccessivo uso degli stessi. L'aggiunta di letame, utilizzato sovente come fertilizzante organico visto l'elevato contenuto di nutrienti, può introdurre nel suolo ulteriori geni di resistenza agli antibiotici (ARG) con conseguente diffusione di questi geni agli agenti patogeni umani attraverso la catena alimentare. Risulta quindi cruciale sviluppare strategie per prevenire l'ingresso di ARG nel suolo per assicurare la sicurezza alimentare e proteggere la salute umana (He *et al.*, 2023). Secondo lo studio condotto da (He *et al.*, 2023), l'utilizzo di letame incrementa il numero di ARG del 138-189% mentre l'aggiunta di biochar, applicato con le stesse proporzioni del letame, mostra un numero simile di ARG rispetto al suolo senza ammendante. Inoltre, occorre sottolineare che l'aggiunta di letame altera le comunità microbiche presenti nel suolo, cosa che non accade quando viene impiegato biochar (He *et al.*, 2023). Ad esempio, (García-Delgado *et al.*, 2023) hanno studiato il comportamento di un antibiotico, il sulfametossazolo, in suoli basici con basso contenuto di carbonio organico, in seguito ad applicazione di ammendanti organici. L'applicazione di biochar risulta in un aumento della capacità di assorbimento del

suolo, una diminuzione della lisciviazione e del tasso di degradazione dell'antibiotico (García-Delgado *et al.*, 2023).

È infine interessante riportare l'effetto di alcuni ammendanti sulle emissioni in atmosfera, legato alla loro applicazione in campo. L'aggiunta di biochar, in media, aumenta le emissioni di CO₂ del suolo dell'8.62%, mentre riduce le emissioni di CH₄ e di N₂O del 27% e 23.9% rispettivamente. L'aggiunta di altri fertilizzanti organici aumenta le emissioni di CO₂ del 133.7%, di CH₄ del 55.7% e di N₂O del 14%. Con l'applicazione di biochar complessivamente non si ha una variazione del *global warming potential*, mentre nel secondo caso si può riscontrare un aumento di questo parametro (Fu *et al.*, 2023).

2.3 Digestione Anaerobica

La digestione anaerobica è un processo biochimico in cui, grazie all'azione di microrganismi anaerobici, avviene la degradazione del substrato di partenza con produzione di biogas, costituito principalmente da metano e anidride carbonica, e digestato (Bouaita *et al.*, 2022; Ibarra-Esparza *et al.*, 2023).

A livello biochimico il processo si articola in quattro fasi che avvengono in maniera sequenziale:

- Idrolisi, ad opera di batteri idrolitici, in cui le macromolecole vengono degradate in monomeri;
- Acidogenesi, ad opera di batteri acidogeni, in cui i monomeri vengono convertiti in acidi a basso peso molecolare ed etanolo;
- Acetogenesi, ad opera di batteri acetogeni, in cui gli acidi grassi volatili e gli alcoli prodotti nella seconda fase vengono convertiti in H₂, CO₂ e acido acetico;
- Metanogenesi, in cui viene prodotto metano (Mlaik *et al.*, 2022; Ibarra-Esparza *et al.*, 2023).

Sono stati testati diversi substrati per la digestione anaerobica e tra quelli maggiormente adatti troviamo la FORSU. Affinché il processo si svolga in condizioni ottimali è necessario che la frazione organica subisca una serie di pretrattamenti, di origine meccanica o biologica, che hanno l'obiettivo di rimuovere i materiali non biodegradabili e le impurità, oltre che a ridurre le dimensioni delle particelle del substrato (Mlaik *et al.*, 2022; Ibarra-Esparza *et al.*, 2023). Il pretrattamento del substrato, in particolare, facilita la fase di idrolisi, che risulta essere lo step limitante della digestione (Mlaik *et al.*, 2022).

A seconda della tipologia di batteri utilizzati la digestione anaerobica può essere condotta in condizioni mesofile (30-40 °C) o termofile (50-60 °C). La scelta, a parità di quantità di materiale da trattare, ha conseguenze sui tempi di residenza in quanto nel secondo caso si avranno tempi di residenza minori. Inoltre, con una digestione mesofila si ha un processo generalmente più stabile e che richiede un minor quantitativo di energia (Mlaik *et al.*, 2022; Ibarra-Esparza *et al.*, 2023).

A livello impiantistico è possibile operare in continuo (più comune) oppure in discontinuo. La digestione anaerobica a doppio stadio risulta essere migliore a livello cinetico, con conseguente incremento della resa di biogas, e operativo perché garantisce maggiore stabilità; lo stadio singolo, invece, ha il vantaggio di avere minori costi operativi (Mlaik *et al.*, 2022; Ibarra-Esparza *et al.*, 2023).

Un parametro molto importante è il contenuto di solidi totali del substrato. In virtù di ciò la digestione anaerobica si può differenziare in umida (*wet*), quando il contenuto di solidi

risulta essere circa del 10-16%, oppure in secca (*dry*), quando il contenuto di solidi è maggiore del 20% (Ibarra-Esparza *et al.*, 2023).

I due prodotti principali del processo possono avere diversi utilizzi: il biogas, avendo elevato potere calorifico che è strettamente correlato al contenuto di metano (50-75 % del totale), può essere utilizzato per la produzione di energia; il digestato, essendo un composto ricco di azoto, può essere utilizzato come ammendante (Ibarra-Esparza *et al.*, 2023).

Il contenuto di solidi totali, oltre a definire il tipo di digestione anaerobica, ha un impatto diretto sulle rese. La produzione di biogas e metano è infatti influenzata dal contenuto di solidi totali e solidi volatili: la resa di CH₄ aumenta all'aumentare del contenuto di solidi totali e diminuisce al diminuire del contenuto di solidi volatili (Ibarra-Esparza *et al.*, 2023).

Operare con un unico substrato comporta alcuni problemi, tra cui una maggiore instabilità di processo e carenze a livello di nutrienti. Quindi la co-digestione, ovvero l'utilizzo di più substrati, è un'alternativa che è stata ampiamente studiata ed utilizzata per ottimizzare il processo in quanto substrati diversi e complementari possono fornire il giusto apporto di nutrienti e una varietà di microrganismi maggiore con un conseguente incremento delle rese di biogas e metano (Bouaita *et al.*, 2022; Mlaik *et al.*, 2022; Ibarra-Esparza *et al.*, 2023; Kumari and Chandel, 2023). Ad esempio, la digestione anaerobica batch di fanghi di depurazione e FORSU comporta rese maggiori di metano rispetto alla mono-digestione dei substrati presi singolarmente (Kumari and Chandel, 2023).

Un'altra possibile soluzione riportata in letteratura riguarda la co-digestione di FORSU e letame, che risulta in maggiori rese di metano e una migliore qualità del digestato. Nello specifico, il letame risulta essere un ottimo substrato in quanto fornisce nutrienti necessari ai microrganismi e aggiusta il contenuto di umidità avendo un basso contenuto di solidi totali (Tyagi *et al.*, 2018).

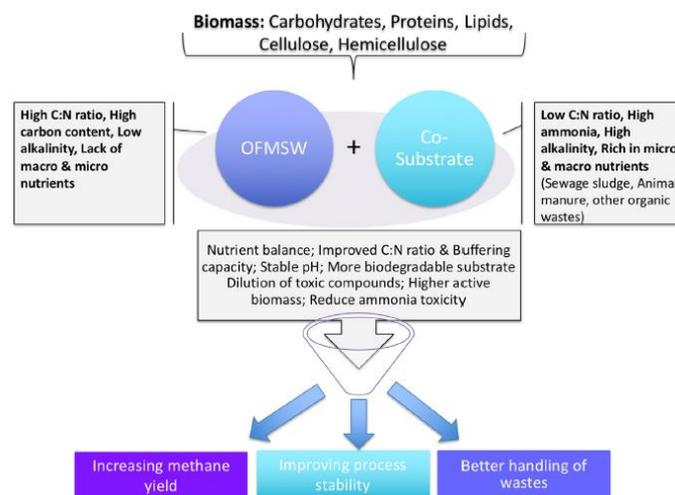


Figura 2.3. Vantaggi della co-digestione anaerobica della FORSU (Tyagi *et al.*, 2018)

2.3.1 Digestato come ammendante

Il digestato, a seconda delle tecniche di separazione impiegate, può essere liquido o solido. Secondo quanto riportato nell'articolo di (Alengebawy *et al.*, 2022), l'applicazione diretta del digestato può tuttavia presentare alcune controindicazioni, come ad esempio l'accumulo di metalli pesanti e la contaminazione di patogeni nel suolo. È per questo che sono state analizzate diverse tecniche di trattamento, tra cui appunto la separazione solido/liquido.

Infatti, sia la frazione solida, ricca in fosforo, sia quella liquida, ricca in azoto, possono essere utilizzate come ammendanti (Alengebawy *et al.*, 2022).

Considerando la sua applicazione a lungo termine è possibile riscontrare una minore efficienza sul contenuto di materia organica del suolo rispetto all'utilizzo di compost; al contempo, tuttavia, ne risulta una crescita in stabilità ed infiltrazione d'acqua (Mayerová *et al.*, 2023).

L'utilizzo di digestato porta a un aumento di azoto, direttamente disponibile per la piantagione a breve termine, e di fosforo nel suolo. Rispetto all'utilizzo di letame, invece, apporta un minore quantitativo di carbonio organico al suolo. Confrontando due diverse coltivazioni sono stati riscontrati effetti diversi: sull'anguria, coltivata in estate, si ha un effetto positivo sulle rese di produzione, mentre sul cavolfiore, coltivato in inverno, ci sono effetti minori rispetto all'utilizzo di fertilizzanti minerali (Alburquerque *et al.*, 2012).

La risposta delle comunità microbiche presenti nel suolo all'applicazione di digestato dipende in prima istanza dalle caratteristiche del digestato e dal tipo di suolo. Un digestato con bassi rapporti C/N è raccomandato per terreni più pesanti con un maggior contenuto di argilla, mentre un digestato con alto rapporto C/N risulta più idoneo a terreni sabbiosi (Vautrin *et al.*, 2024).

È stato inoltre osservato come l'utilizzo di calce come trattamento di stabilizzazione del digestato sia un buon metodo per controllare meglio la trasformazione di azoto nel suolo. Utilizzando questo digestato stabilizzato si hanno gli stessi effetti del compost sulla crescita della pianta, ma una diminuzione significativa delle emissioni di N₂O (Posmanik, Nejidat and Gross, 2023).

2.4 Compostaggio

Un ulteriore processo biologico che permette una valorizzazione del substrato organico è il compostaggio che, a differenza della digestione anaerobica, viene svolto in condizioni aerobiche. Di conseguenza, per assicurare un'attività microbica ottimale, è necessario garantire un flusso d'aria costante la cui entità dipende dal tipo di rifiuto trattato. Ciò ha un effetto diretto sull'attività dei microrganismi e un effetto indiretto sulla temperatura e sul contenuto di umidità del substrato (Cesaro *et al.*, 2019).

Il processo si articola in due fasi principali, una di bio-ossidazione accelerata e una successiva di maturazione. La buona riuscita del processo è innanzitutto influenzata dal contenuto di impurità, motivo per cui è necessaria la rimozione delle frazioni non biodegradabili (Cesaro *et al.*, 2019; Le Pera, Sellaro and Bencivenni, 2022).

La stabilità del compost ottenuto, parametro che definisce l'efficacia del processo, può essere migliorata con alcune tecniche, tra cui l'aggiunta di *bulking agents* oppure il rivoltamento periodico della massa. Come riportato da (Graça *et al.*, 2021) l'opzione preferibile tra quelle valutate dagli autori, risulta essere l'aggiunta di trucioli di legno, mentre rivoltare frequentemente i cumuli ha un impatto minore.

In seguito all'attività biologica dei microrganismi si può riscontrare un aumento della temperatura, maggiormente marcato nei primi giorni del processo. È stata valutata da (Zhang *et al.*, 2018) l'efficacia di un co-compostaggio tramite l'utilizzo di substrati differenti. In particolare, incrementando il contenuto di FORSU rispetto a quello dei fanghi di depurazione, si è riscontrato un aumento della fase termofila fino a 9-12 giorni (Zhang *et al.*, 2018).

Durante la fase di bio-ossidazione accelerata, la decomposizione della biomassa porta alla formazione di emissioni gassose che hanno un picco proprio nei primi giorni durante la fase

termofila. Incrementando le quantità relative dei due substrati si ottengono diversi risultati riguardo le emissioni. Considerando le emissioni di CO₂, si può osservare che l'incremento della quantità di FORSU porta a un aumento della produzione di CO₂ perché questo substrato ha un migliore rapporto C/N rispetto ai fanghi. L'aumento di FORSU porta invece a una diminuzione delle emissioni di NH₃, il cui motivo secondo gli autori è probabilmente legato al minore pH della matrice. Situazione opposta si ha per la formazione di metano, che risulta maggiore con un maggiore contenuto di fanghi di depurazione (Zhang *et al.*, 2018).

Oltre alle emissioni appena citate occorre sottolineare la formazione di N₂O in quanto ha un impatto ambientale 300 volte superiore alla CO₂. Come analizzato da (Yang *et al.*, 2023), è possibile ridurre le emissioni di questo gas serra di 10.2 volte conducendo un compostaggio ipertermofilo (HTC) che, grazie alle maggiori temperature in gioco, porta a una decomposizione più veloce del substrato e quindi a una riduzione della durata totale del processo.

2.4.1 Compost come ammendante

Come già accennato in precedenza nel paragrafo 2.2.1, un problema legato alla eccessiva applicazione di letame in contesti agricoli riguarda l'incremento dei geni di resistenza agli antibiotici nel suolo. Gli autori dell'articolo hanno evidenziato come si possa ridurre l'abbondanza di questi geni nel compost finale tramite un processo di co-compostaggio di letame e un altro co-substrato ricco in carbonio (Wang, Zheng and Huang, 2021). Di conseguenza, risulta evidente come il processo di co-compostaggio di letame e FORSU, in quanto substrato ad elevato contenuto di carbonio, sia positivo da questo punto di vista.

L'applicazione di compost risulta inoltre in maggiore contenuto di C e N, oltre che in un incremento dell'idrofobicità del suolo (Mayerova *et al.* 2023). Lo stesso risultato è stato ottenuto da (Atoloye *et al.*, 2022), che hanno osservato che una singola applicazione di compost risulta impattante sul contenuto di carbonio organico e sulle proprietà fisiche del suolo, con un effetto visibile sia a breve termine sia a lungo termine. In particolare, hanno evidenziato come si possano osservare degli effetti benefici sul suolo anche a una distanza di 24 anni dall'applicazione del compost. Secondo gli autori, questo risulta essere di notevole interesse soprattutto nelle aree soggette a degradazione del suolo e a stress idrici (Atoloye *et al.*, 2022).

3. LCA applicato al caso studio

3.1 Obiettivo e scopo

L'obiettivo del seguente LCA consiste nella valutazione dell'impatto ambientale di cinque scenari di conversione della FORSU e letame in ammendanti, ovvero prodotti ad alto valore aggiunto, e bio-energia. Considerando che la frazione organica è il maggior costituente dei rifiuti solidi prodotti, nell'ottica dell'economia circolare risulta importante sviluppare e analizzare processi che possano essere in qualche modo innovativi a livello ambientale. Di conseguenza, partendo da dati sperimentali, si è valutata l'attuabilità del processo su scale maggiori per evidenziare le fasi di processo con un impatto maggiore.

L'unità funzionale è il parametro a cui tutto lo studio viene rapportato; quindi, la sua scelta è importante per una comparazione corretta tra i vari scenari proposti.

Nel dettaglio, si è scelto un approccio *from grave to gate* per valutare l'impatto ambientale associato al processo di conversione della FORSU e un approccio *from gate to gate* per la successiva applicazione degli ammendanti prodotti. Per la prima parte di studio (*from grave to gate*) l'unità funzionale scelta è stata la quantità di FORSU e letame che viene alimentata al processo. In particolare, è stato preso come riferimento un impianto di digestione anaerobica di piccole/medie dimensioni già esistente a Novi Ligure (AL) che tratta 16125 t/y di FORSU e partendo da questo dato, noto che ai processi analizzati in questa tesi viene alimentato letame al 20% in peso, è stata calcolata la quantità di letame necessaria (ISPRA, 2022). Ne risulta quindi un'alimentazione totale di 64.08 t/d, costituita da 52.31 t/d di FORSU e 11.77 t/d di letame.

Per la seconda parte di studio (*from gate to gate*), invece, si è deciso di partire dalla quantità di azoto aggiunta annualmente tramite fertilizzazione, pari a 340 kg per ettaro (Gazzetta ufficiale, 2016). Questo è dettato dal diverso contenuto di azoto di ciascun ammendante e di conseguenza dalla necessità di applicare diverse quantità di fertilizzanti a seconda del caso specifico. Ne risulta quindi come unità funzionale un'applicazione giornaliera di 0.932 kg di azoto.

La valutazione dell'impatto ambientale è stata condotta mediante la metodologia LCA in accordo con le ISO 14040-44, tramite il software SimaPro 9.5.0.2, database Ecoinvent 9.5 e applicando i metodi ReCiPe 2016 Midpoint (H), ReCiPe 2016 Endpoint (H), Cumulative Energy Demand e IPCC 2021 GWP100.

3.2 Inventario

In questa fase occorre definire tutti i flussi di materia e di energia entranti ed uscenti da ogni singola unità di processo. Prima di tutto occorre però partire dagli schemi a blocchi dei processi in esame, dai quali vengono poi quantificate le correnti.

3.2.1 Dati sperimentali dei substrati

In tutti i processi considerati si alimenta lo stesso quantitativo di FORSU (80% in peso) e letame (20% in peso). Dalla tabella 3.1 si possono osservare le caratteristiche dei substrati, in termini di solidi totali e solidi volatili, ottenute tramite prove di laboratorio:

Tabella 3.1. Caratteristiche dei substrati da prove sperimentali

	FORSU	Letame
TS (%)	27.451	16.77
VS/TS (%)	85	70

Per entrambi i substrati, per semplicità di calcolo, si considera una densità pari a quella dell'acqua (1000 kg/m^3). Questa è sicuramente un'approssimazione, ma è stata ritenuta accettabile in quanto entrambi possiedono un elevato contenuto di umidità.

3.2.2 Impianti considerati

Per tutti gli scenari analizzati si considera una sezione di stoccaggio dei substrati e una sezione di pretrattamento della FORSU, mentre per il letame non si considera alcun trattamento preliminare. Questa scelta è stata effettuata dopo un'accurata analisi bibliografica in cui si è evidenziata la necessità di pretrattare la FORSU per ottimizzare i successivi processi di degradazione.

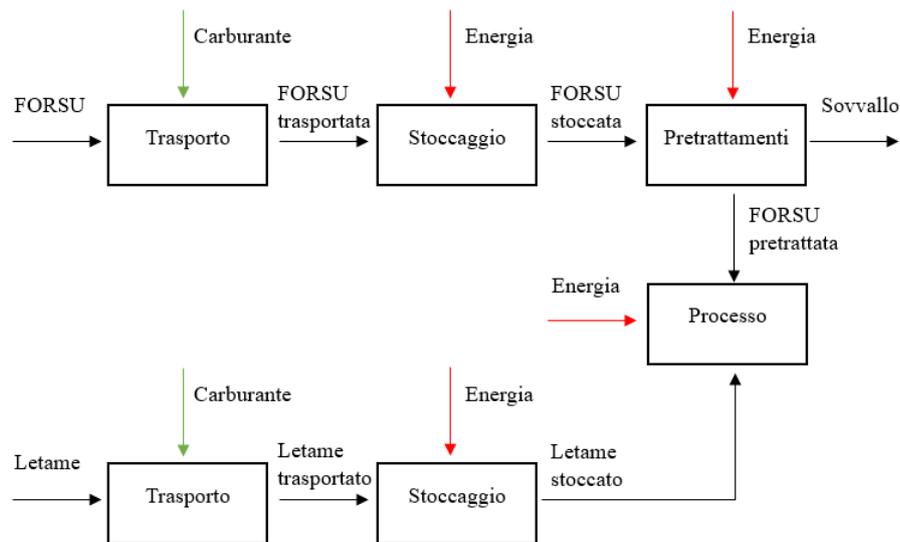


Figura 3.1. Diagramma a blocchi dell'impianto

I pretrattamenti a cui è sottoposta la FORSU vengono descritti in maniera più completa nella figura 3.2:

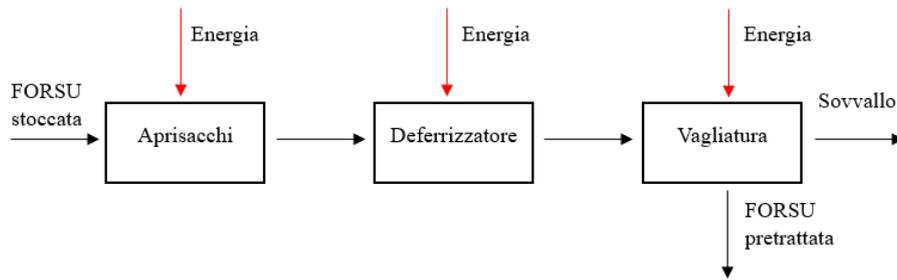


Figura 3.2. Pretrattamenti della FORSU

3.2.3 Trasporto

Per valutare l'impatto del trasporto delle materie prime all'impianto si considera un trasporto su strada con camion euro6. Ovviamente, dato che all'impianto arrivano quantitativi differenti di FORSU e letame, occorre scegliere la dimensione del camion necessaria a trasportare la quantità desiderata. Per il trasporto della FORSU è necessario un camion che possa trasportare più di 32 tonnellate, mentre per il letame un camion che ne possa trasportare da 7.5 a 16 tonnellate.

Innanzitutto, si calcola la distanza di trasporto considerando l'area metropolitana di Torino e, approssimandola a un cerchio, se ne ricava il raggio:

$$Distanza = \left(\frac{area}{\pi}\right)^{0.5} = \left(\frac{6821 \text{ km}^2}{\pi}\right)^{0.5} = 46.6 \text{ km} \quad (3.1)$$

Per entrambi i substrati si ipotizza la stessa distanza di trasporto.

3.2.4 Sezione di ricezione e stoccaggio

Una volta giunti all'impianto, dopo gli step preliminari di accettazione e pesa, è necessario che i substrati vengano stoccati in un'area dedicata che viene dimensionata per accogliere un volume di rifiuti pari a una produzione di 2-3 giorni (Cecchi *et al.*, 2005). Quindi, ipotizzando che i substrati arrivino all'impianto per 310 giorni all'anno, questo equivale ad avere una portata di FORSU pari a 52.31 t/d e una portata di letame pari a 11.77 t/d (la quantità di letame necessaria si calcola sapendo che al processo ne viene alimentata il 20% in peso rispetto al quantitativo totale).

$$\dot{V}_{FORSU} = \dot{m}_{FORSU} \cdot \rho_{FORSU} = 52.31 \frac{t}{d} \cdot 1000 \frac{kg}{m^3} = 52.31 \frac{m^3}{d} \quad (3.2)$$

Data la portata giornaliera calcolata con la formula (3.2) e considerando il dimensionamento accennato in precedenza, ne consegue che per la sezione di stoccaggio della FORSU è necessario un volume pari a 188 m³ (all'interno di questo valore è incluso anche un volume aggiuntivo precauzionale del 20%).

Si può procedere nella stessa maniera anche per il dimensionamento dell'area dedicata allo stoccaggio del letame, ottenendo un volume pari a 42.37 m³.

Dal momento che si trattano rifiuti organici, per evitare che inizino già in questa sezione i fenomeni di degradazione, è necessario che la zona di stoccaggio sia mantenuta in leggera depressione e che venga garantito un ricambio di aria ogni ora per eliminare gli odori. Questo è possibile grazie all'impiego di ventilatori assiali, per il cui funzionamento è necessaria una potenza di 44 kW. Considerando un funzionamento continuo nel corso di tutto l'anno è possibile calcolare il consumo ad essi legato (Progetto preliminare, 2017; Progetto impianto ASET SpA).



Figura 3.3. Flussi di materia ed energia - sezione di stoccaggio dei substrati

3.2.5 Sezione di pretrattamento della FORSU e alimentazione alle fasi successive

A valle della sezione di stoccaggio, è presente la sezione di pretrattamento della FORSU, necessaria per la rimozione dei materiali non biodegradabili e per rendere idoneo il substrato ai processi successivi.

La FORSU stoccata, alimentata a questa sezione tramite un carro ponte, è sottoposta a diversi trattamenti consecutivi (Progetto impianto ASET SpA). Innanzitutto, si ha la presenza di un aprisacchi e di uno spappolatore, che consiste in una macchina spremitrice utile per la rimozione delle plastiche dalla sostanza organica. In uscita si ottiene una parea che corrisponde all'80-90% dei rifiuti in ingresso e che può essere successivamente alimentata alla degradazione biologica e una restante parte, detta sovrullo, costituita dai materiali inerti. Per l'eliminazione dei materiali metallici è inoltre prevista la presenza di un deferrizzatore magnetico (Progetto impianto ASET SpA).

La percentuale di sovrullo dipende dalla qualità del materiale in ingresso e dall'efficienza dei sistemi di pretrattamento. In questo caso si ipotizza di avere una corrente di scarto pari al 10% dei rifiuti in ingresso, in modo che le successive parti dell'impianto, qualora la separazione in realtà sia meno efficiente, risultino sovradimensionate.

A valle dei pretrattamenti è infine considerata la presenza di due nastri trasportatori per l'alimentazione ai processi successivi, uno per la FORSU e uno per il letame. La scelta di questo sistema di movimentazione è dovuta al contenuto di solidi dei due substrati.

In tabella 3.2 sono riportati i consumi necessari al funzionamento delle apparecchiature, ricavati da schede tecniche di prodotti disponibili in commercio:

Tabella 3.2. Consumi elettrici delle apparecchiature nella sezione di pretrattamento

Apparecchiatura	Potenza elettrica [kW]	Consumo elettrico [MWh/y]	Riferimenti
Carro ponte	30	74.4	Progetto impianto ASET SpA
Aprisacchi	17-36	42.16	Vamaecology, 2022
Bio-spremitrice	36.2	89.78	Tiger Depack, 2017
Deferrizzatore	2.2	5.46	Malaman CTC Srl
Nastro alimentazione	7.5	60	Progetto impianto ASET SpA

Per il calcolo dei consumi elettrici della sezione di pretrattamento si considera un tempo di lavoro pari a 8 ore giornaliere ripartito su 310 giorni annui, corrispondenti ai giorni di conferimento della FORSU.

Per quanto riguarda i nastri trasportatori per l'alimentazione dei substrati al processo, invece, si ipotizza un funzionamento continuo dell'impianto pari a 8000 ore annue.

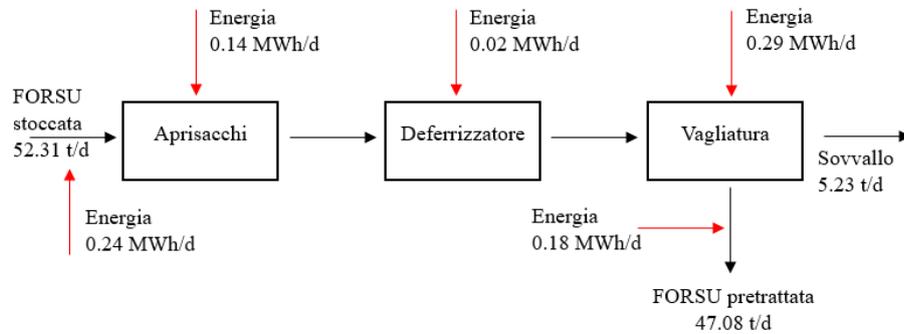


Figura 3.4. Flussi di materia ed energia - sezione di pretrattamento della FORSU

Nella figura 3.4 le due correnti di energia in corrispondenza dei flussi di materia riguardano rispettivamente il carroponete per l'alimentazione della sezione di pretrattamento e il nastro trasportatore per l'alimentazione del digestore.

A valle della sezione di stoccaggio e pretrattamento, comune a tutti gli scenari, è presente la fase di conversione vera e propria della biomassa. Questa tesi si focalizza sull'analisi di cinque scenari per confrontare le loro rese e, conseguentemente, i loro impatti ambientali.

3.2.6 Scenario 1: pirolisi lenta

Il primo processo analizzato è quello di pirolisi lenta, il quale risulta maggiormente idoneo rispetto alla pirolisi veloce in quanto garantisce una maggiore produzione di biochar. Innanzitutto, si riportano i parametri del processo:

Tabella 3.3. Parametri del processo di pirolisi

Pirolisi lenta	
T [°C]	500
HRT [°C/min]	15
Tempo di residenza [min]	60

Di seguito si riportano inoltre le rese dei prodotti di reazione ottenute da prove sperimentali in laboratorio:

Tabella 3.4. Rese del processo di pirolisi

Prodotto	Resa [%]
Biochar	42.29
Bio-oil	45.3
Piro-gas	8.41
Acqua	4

Dato che i substrati alimentati presentano un elevato contenuto di umidità, prima della pirolisi, è necessaria una centrifugazione in modo da eliminare una parte di acqua e rendere il substrato idoneo al processo successivo. Si considera una centrifuga orizzontale PUSHER P-32 in grado di trattare una portata oraria massima di 6 t/h e con una potenza installata di 7 kW (Ferrum, 2021). La scelta di una centrifuga e non di un altro sistema per la rimozione dell'acqua è dettata dalla ricerca della sostenibilità e della valorizzazione degli scarti di processo. Così facendo, infatti, l'acqua rimossa non viene sprecata ma, dopo alcuni trattamenti, può essere riutilizzata all'interno dell'impianto.

In letteratura sono state trovate diverse fonti riguardo il contenuto di umidità idoneo per il processo di pirolisi, in tutti i casi sono riportati valori intorno al 10% o minori (Sahoo *et al.*, 2021; Sakhiya *et al.*, 2021; de Almeida *et al.*, 2022). In questo caso, per effettuare una separazione più marcata e avere un minor contenuto di umidità, si ipotizza di avere un substrato con un contenuto di umidità dell'8% in uscita dalla centrifuga.

Di conseguenza, conoscendo il contenuto di umidità dei substrati, le loro portate relative e il contenuto di umidità finale desiderato, è possibile impostare il seguente bilancio sul contenuto di acqua per calcolare la portata liquida uscente dalla centrifuga:

$$\dot{m}_{H_2O} = \frac{\dot{m}_{FORSU} \cdot (H_2O_{FORSU} - H_2O_{mix}) + \dot{m}_{letame} \cdot (H_2O_{letame} - H_2O_{mix})}{1 - H_2O_{mix}} \quad (3.3)$$

Noto questo valore, si ricava la portata solida uscente semplicemente sottraendo questa quantità alla portata in ingresso alla centrifuga.

Tabella 3.5. Portate in ingresso e in uscita - centrifugazione

Corrente	Portata [t/d]
FORSU	47.07
Letame	11.77
Wastewater	42.65
Mix disidratato	16.19

La portata disidratata uscente dalla centrifuga è successivamente alimentata a pirolisi e, conoscendo le rese del processo riportate nella tabella 3.4, è possibile calcolare le portate dei diversi prodotti di pirolisi:

Tabella 3.6. Portate in uscita dalla pirolisi

Prodotto	Portata [t/d]
Biochar	6.85
Bio-olio	7.33
Piro-gas	0.65
Acqua	1.36

Dato che il processo avviene a 500 °C è necessario fornire calore:

$$\dot{Q} = \dot{m}_{mix} \cdot \hat{C}_p \cdot \Delta T = 0.39 \text{ MW} \quad (3.4)$$

Dove il calore specifico è considerato pari a quello dell'acqua ($\hat{C}_p = 4187 \text{ J/kg/K}$); $\Delta T = 500 - 3 = 497 \text{ K}$, è considerato il caso peggiore prendendo come riferimento la temperatura media invernale di Torino pari a 3 °C.

Inoltre, si considera l'impianto di pirolisi Beston BST-10 in grado di trattare una portata di 1000 kg/h, con una potenza installata di 34.7 kW (Beston, 2024).

Per garantire che la pirolisi avvenga in atmosfera inerte è necessario calcolare la portata di azoto da alimentare al processo, evitando così che si abbia una combustione o una gassificazione a causa della presenza di ossigeno.

Nell'articolo di (Sakhiya *et al.*, 2021) si riporta una portata di azoto pari a 1.5 mL/min per trattare 25 g di paglia di riso con pirolisi lenta della durata di un'ora. Quindi, dimensionando rispetto all'impianto in esame, si ottiene la seguente portata:

$$\dot{m}_{N_2} = \left(1.5 \frac{\text{L}}{\text{h}} \cdot \frac{\dot{m}_{mix}}{0.025 \frac{\text{kg}}{\text{h}}} \right) \cdot \frac{1}{1000} \frac{\text{m}^3}{\text{L}} \cdot \rho_{N_2} = 0.07 \frac{\text{t}}{\text{d}} \quad (3.5)$$

Infine, per avere un recupero energetico, si contempla la presenza di un impianto CHP (*combined heat and power*) al quale viene inviato il piro-gas prodotto da pirolisi. Nel caso specifico si prende in esame l'impianto Biopower 100M, con efficienza elettrica e termica rispettivamente pari a 0.365 e 0.482 (CPL CONCORDIA).

Per il calcolo del recupero di energia elettrica e termica si utilizzano le seguenti formule:

$$E_{el,rec} = \dot{m}_{gas} \cdot HHV_{gas} \cdot \eta_{el} \quad (3.6)$$

$$E_{term,rec} = \dot{m}_{gas} \cdot HHV_{gas} \cdot \eta_{term} \quad (3.7)$$

Dove il potere calorifico superiore del piro-gas è: $HHV_{gas} = 2.34 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}}$.

Sono inoltre da considerare le emissioni di CO₂ dovute all'utilizzo di combustibile da parte dell'impianto di cogenerazione: cautelativamente si considera un valore pari al 5% della portata di gas alimentata all'impianto stesso.

Nella figura seguente sono riassunti i flussi di materia ed energia per lo scenario in questione.

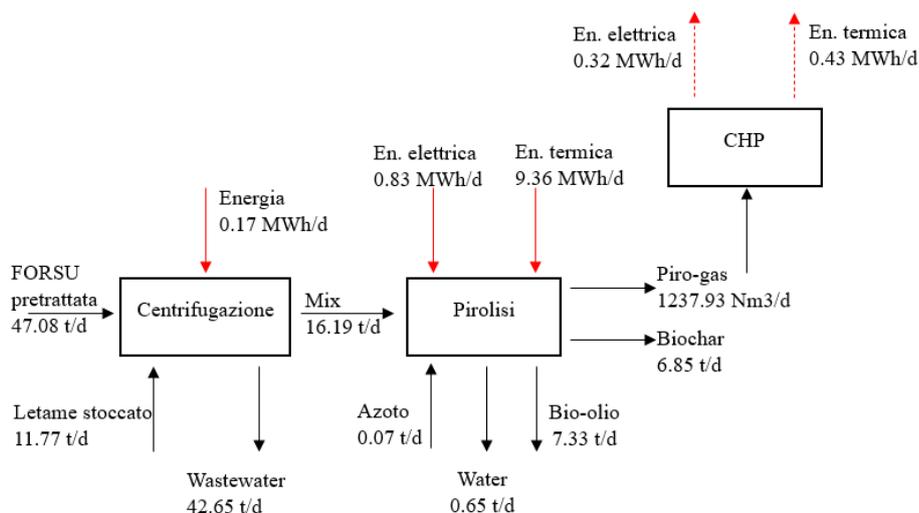


Figura 3.5. Flussi di materia ed energia - scenario 1

3.2.7 Scenario 2: co-digestione anaerobica

Per questo scenario si analizzano due diverse configurazioni, una digestione in condizioni mesofile e una in condizioni termofile; in entrambi i casi si svolge una digestione di tipo *wet*. Nella tabella seguente vengono riportati i parametri operativi del processo:

Tabella 3.7. Parametri del processo di co-digestione anaerobica

	Mesofilia	Termofilia
TS [%]	6	6
T [°C]	35	50
HRT [d]	20	15

Da prove sperimentali di laboratorio sono state ottenute le seguenti rese:

Tabella 3.8. Rese del processo di co-digestione anaerobica in condizioni mesofile e termofile

Prodotto	Unità di misura	Rese - mesofilia	Rese - termofilia
Digestato	%	89	85.4
Biogas	NL/kgVS	502.74	665.66
CH ₄	%	58.76	63.4
CO ₂	%	41.12	36.6
H ₂ S	%	0.12	0.24

Come si può notare dalle tabelle, una digestione condotta in condizioni mesofile comporta un tempo di residenza maggiore e una minore produzione di biogas e metano.

In questo caso, entrambi i substrati vengono alimentati direttamente al digestore. Dato che la digestione è condotta in condizioni umide, è necessario alimentare anche un certo quantitativo d'acqua. Per calcolarne il valore si imposta il seguente bilancio, valido sia per le condizioni mesofile sia per le condizioni termofile:

$$\dot{m}_{H_2O} = \frac{\dot{m}_{FORSU} \cdot (H_2O_{AD} - H_2O_{FORSU}) + \dot{m}_{letame} \cdot (H_2O_{AD} - H_2O_{letame})}{1 - H_2O_{AD}} \quad (3.8)$$

Inserendo i dati nella formula (3.8) si ottiene una portata di acqua pari a 189.43 t/d. Note le rese di processo è quindi possibile determinare le portate relative dei prodotti in uscita, riassunte nella seguente tabella:

Tabella 3.9. Portate in uscita dalla co-digestione anaerobica

Prodotto	Mesofilia	Termofilia
Digestato [t/d]	220.96	212.03
Biogas [Nm ³ /d]	6216.84	8231.50
CH ₄ [Nm ³ /d]	3653.02	5218.77
CO ₂ [Nm ³ /d]	2556.37	3012.73

Per la procedura di calcolo delle dimensioni del digestore e del calore da fornire, si segue quanto riportato da (Deublein and Steinhauser, 2008).

Innanzitutto, noti i tempi di residenza e le portate da trattare, è possibile dimensionare il digestore:

$$V = (\dot{m}_{FORSU} + \dot{m}_{letame} + \dot{m}_{H_2O}) \cdot HRT \quad (3.9)$$

Al volume ottenuto tramite la formula (3.9), si aggiunge un fattore correttivo del 20% per avere un volume effettivamente disponibile maggiore di quello minimo necessario. Ovviamente, visti i diversi tempi di residenza, i volumi in gioco saranno diversi a seconda che la digestione avvenga in condizioni mesofile o termofile.

Per il digestore viene considerato un cilindro di cemento con H/D pari a 0.5 (Deublein and Steinhauser, 2008).

Tabella 3.10. Dimensionamento dei digestori

	Mesofilia	Termofilia
Volume utile [m ³]	5958.57	4468.93
H [m]	12.38	11.25
D [m]	24.76	22.49

Per il calcolo del calore necessario alla digestione occorre considerare due contributi:

$$\dot{Q}_{totale} = \dot{Q}_{riscaldamento} + \dot{Q}_{disperso} \quad (3.10)$$

Il primo contributo rappresenta il calore necessario al riscaldamento della massa in ingresso al digestore, ovvero per portarla dalla sua temperatura iniziale a quella a cui avviene la

digestione. Per il calcolo si utilizza la formula (3.4), considerando valide le ipotesi fatte in precedenza. In questo caso considerare il calore specifico dell'acqua è sicuramente più corretto rispetto al caso precedente in quanto la digestione avviene con un contenuto totale di solidi pari al 6%.

Il secondo contributo, invece, è legato alle inevitabili perdite di calore che si hanno attraverso le pareti del digestore. Viene considerato un reattore isolato termicamente con un *layer* di polistirene, mentre nel calcolo sono trascurate le perdite nei tubi (Deublein and Steinhauser, 2008).

Viene innanzitutto calcolato il coefficiente globale di scambio termico del digestore:

$$U_{digestore} = \frac{1}{\frac{1}{\alpha_{int}} + \frac{s_{layer}}{\lambda_{layer}} + \frac{1}{\alpha_{est}}} = 0.5 \frac{W}{m^2K} \quad (3.11)$$

Dove:

- spessore *layer* polistirene: $s_{layer} = 0.1 \text{ m}$;
- conducibilità termica polistirene: $\lambda_{layer} = 0.05 \frac{W}{mK}$;
- coefficiente scambio termico interno (tra matrice e muro): $\alpha_{int} = 4000 \frac{W}{m^2K}$;
- coefficiente scambio termico esterno (tra muro ed esterno): $\alpha_{est} = 400 \frac{W}{m^2K}$ (Deublein and Steinhauser, 2008).

Calcolando la superficie del digestore che conduce calore, tramite la seguente formula:

$$A_{digestore} = \pi \cdot \frac{D^2}{4} + \pi \cdot D \cdot H \quad (3.12)$$

È possibile infine ricavare le perdite di calore attraverso le pareti:

$$\dot{Q}_{disperso} = U_{digestore} \cdot A \cdot \Delta T \quad (3.13)$$

Tabella 3.11. Calore necessario ai digestori

	Mesofilia	Termofilia
$\dot{Q}_{riscaldamento}$ [kW]	385	565.48
$A_{digestore}$ [m ²]	1444.11	1192.08
$\dot{Q}_{disperso}$ [kW]	23.07	27.98
\dot{Q}_{totale} [kW]	408.08	593.46

Come si può osservare dai risultati in tabella 3.11, la tipologia di digestore scelta fornisce un'ottima tenuta termica in quanto le perdite di calore sono nell'ordine del 5% in entrambi i casi.

In aggiunta al consumo termico bisogna considerare il consumo elettrico dovuto al sistema di miscelazione presente all'interno del digestore. Si considera l'agitatore Paddelgigant di agriKomp che possiede una potenza pari a 16.5 kW (AgriKomp, 2021).

Per il calcolo del consumo energetico annuo del processo, si ipotizza un funzionamento dell'impianto pari a 8000 ore.

Anche in questo caso è previsto un impianto di cogenerazione a cui viene alimentato il biogas prodotto dalla digestione anaerobica. Si prendono in esame due impianti differenti,

in quanto differenti le portate specifiche di biogas prodotte. Per il biogas prodotto da digestione mesofila si considera l'impianto Biopower 529M, con efficienza elettrica e termica rispettivamente pari a 0.39 e 0.482, mentre per il biogas prodotto da digestione termofila si considera l'impianto Biopower 890J con efficienza elettrica e termica rispettivamente pari a 0.415 e 0.439 (CPL CONCORDIA).

Per calcolare le potenze energetiche recuperate si utilizzano le formule (3.6) e (3.7), in cui al posto della portata di gas si usa la portata di metano e il rispettivo potere calorifico superiore pari a 39.13 MJ/Nm³.

Anche in questo caso occorre considerare le emissioni di CO₂ legate all'utilizzo di combustibile da parte dell'impianto CHP che risultano essere pari al 2% della portata di metano alimentata. Nel calcolo delle emissioni totali generate dal processo, quindi, questo valore andrà sommato alla quantità di CO₂ generata durante la digestione anaerobica.

Nelle figure seguenti sono riassunti i flussi di materia ed energia per lo scenario in questione.

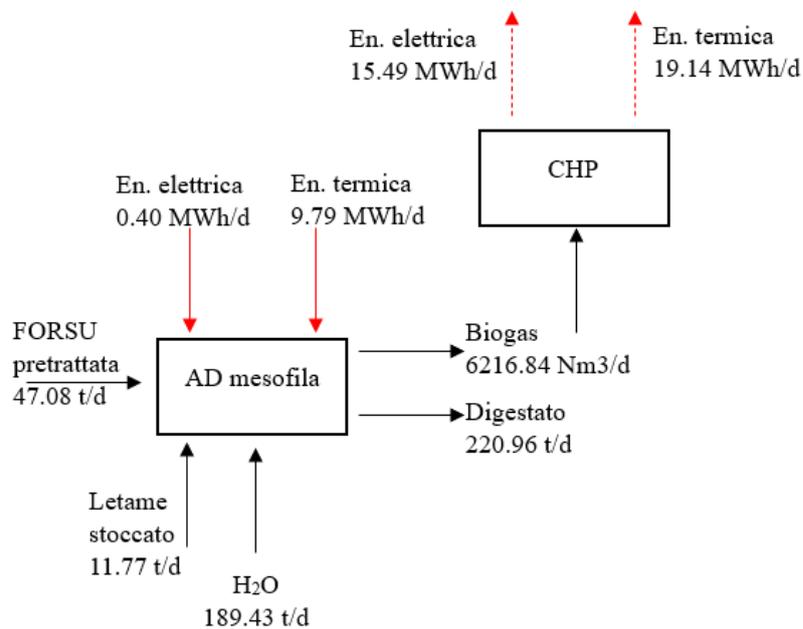


Figura 3.6. Flussi di materia ed energia - scenario 2, condizioni mesofile

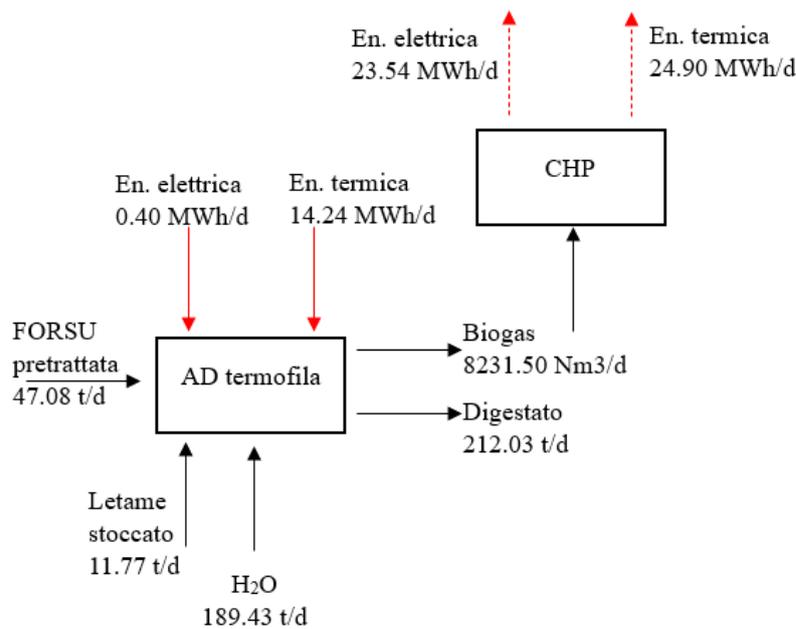


Figura 3.7. Flussi di materia ed energia - scenario 2, condizioni termofile

3.2.8 Scenario 3: co-digestione anaerobica + pirolisi

In questo scenario il digestato liquido prodotto dalla co-digestione anaerobica di FORSU e letame viene alimentato a pirolisi, previa centrifugazione.

Viene omessa la parte di calcolo relativa al digestore anaerobico in quanto è la medesima vista precedentemente nello scenario 2. In tabella 3.9 sono riportate le portate dei prodotti in uscita dalla co-digestione, sia per le condizioni mesofile sia per le condizioni termofile.

Il digestato liquido in uscita dal digestore è alimentato, tramite una pompa, alla centrifugazione necessaria a ridurre il contenuto di umidità in modo da rendere idoneo il flusso alla successiva pirolisi.

Per il calcolo della potenza necessaria alla pompa si utilizza la seguente formula, come riportato da (Deublein and Steinhauser, 2008):

$$Potenza = \frac{\dot{V}_{digestato} \cdot \Delta p}{\eta} \quad (3.14)$$

Dove $\dot{V}_{digestato}$ è la portata volumetrica di digestato, calcolata considerando sempre una densità pari a quella dell'acqua, $\Delta p = 10^5 Pa$ e $\eta = 0.5$ (Deublein and Steinhauser, 2008). Quindi, nel caso del digestato proveniente da digestione mesofila occorre una potenza di 0.51 kW, mentre nel caso del digestato proveniente da digestione termofila occorre una potenza di 0.49 kW. Questo è ragionevole in quanto nel primo caso si ha una maggiore produzione di digestato.

Come nello scenario 1, viene impostato un bilancio relativo all'acqua nella centrifuga. Il contenuto di solidi totali, determinato da prove di laboratorio, del digestato mesofilo è pari al 6%, mentre per quello termofilo è pari al 5.7%. Il valore di umidità del prodotto solido in uscita dalla centrifuga è nuovamente ipotizzato pari all'8%.

$$\dot{m}_{H_2O} = \frac{\dot{m}_{digestato} \cdot (H_2O_{digestato} - H_2O_{dig. solido})}{1 - H_2O_{dig. solido}} \quad (3.15)$$

Noto questo valore, si calcola la portata solida uscente semplicemente sottraendo questa quantità alla portata in ingresso alla centrifuga. I risultati sono riportati nella seguente tabella.

Tabella 3.12. Portate in ingresso e in uscita - centrifugazione

	Mesofilia	Termofilia
Digestato [t/d]	220.96	212.03
Wastewater [t/d]	206.55	198.89
Digestato solido [t/d]	14.41	13.14

Per entrambi i casi si considera una centrifuga PUSHER P-40 in grado di trattare una portata massima di 10 t/h e con una potenza installata di 11 kW (Ferrum, 2021).

A questo punto, la portata disidratata è alimentata al processo di pirolisi e, conoscendo le rese del processo, si ricavano le portate dei prodotti in uscita.

Tabella 3.13. Rese del processo di pirolisi

Prodotto	Rese [%]	
	Mesofilia	Termofilia
Biochar	39.8	40.12
Bio-olio	25.6	24
Piro-gas	24.60	24.88
Acqua	10	11

Tabella 3.14. Portate in uscita dalla pirolisi

Prodotto	Mesofilia	Termofilia
Biochar [t/d]	5.74	5.27
Bio-olio [t/d]	3.69	3.15
Piro-gas [t/d]	3.55	3.27
Acqua [t/d]	1.44	1.45

Per il calcolo del calore da fornire al processo si utilizza la formula (3.4) con le stesse ipotesi fatte in precedenza, ottenendo un valore di 0.35 MW nel primo caso e un valore di 0.32 MW nel secondo caso.

Come è logico pensare, dal momento che si hanno due flussi entranti nel pirolizzatore di entità diversa, anche i calori da fornire saranno diversi. In particolare, dato che la co-digestione in condizioni termofile produce una quantità minore di digestato, in questo secondo caso la quantità di calore da fornire risulta essere minore.

Inoltre, anche in questo scenario, si considera l'impianto di pirolisi Beston BST-10 in grado di trattare una portata di 1000 kg/h, con una potenza installata di 34.7 KW (Beston, 2024). Per il calcolo del consumo energetico annuo del processo, si ipotizza un funzionamento dell'impianto pari a 8000 ore.

L'azoto da alimentare per mantenere il processo in condizioni inerti, calcolato utilizzando la formula (3.5), risulta essere pari a 0.065 t/d per il caso mesofilo e 0.059 t/d per il caso termofilo.

In questo scenario si ha la produzione contemporanea di biogas da digestione anaerobica e di piro-gas da pirolisi. Il potere calorifico superiore, calcolato sperimentalmente, del piro-gas ottenuto dal digestato mesofilo è pari a 2.56 MJ/kg, mentre quello del piro-gas termofilo è di 2.5 MJ/kg.

Entrambe le correnti gassose vengono inviate all'impianto di cogenerazione per un recupero energetico. Nello scenario mesofilo si è scelto l'impianto CHP Biopower 890J con efficienza elettrica pari a 0.415 e termica pari a 0.439; per lo scenario termofilo, invece, si considera l'impianto Biopower 999J con efficienza elettrica pari a 0.402 e termica pari a 0.455 (CPL CONCORDIA).

Le energie termiche ed elettriche recuperate possono essere calcolate tramite le formule (3.6) e (3.7).

Si considerano inoltre le emissioni di CO₂ dovute all'impianto di cogenerazione: cautelativamente è stato considerato un valore pari al 5% della portata di gas alimentata all'impianto stesso.

Nelle figure seguenti sono riassunti i flussi di materia ed energia per lo scenario in questione.

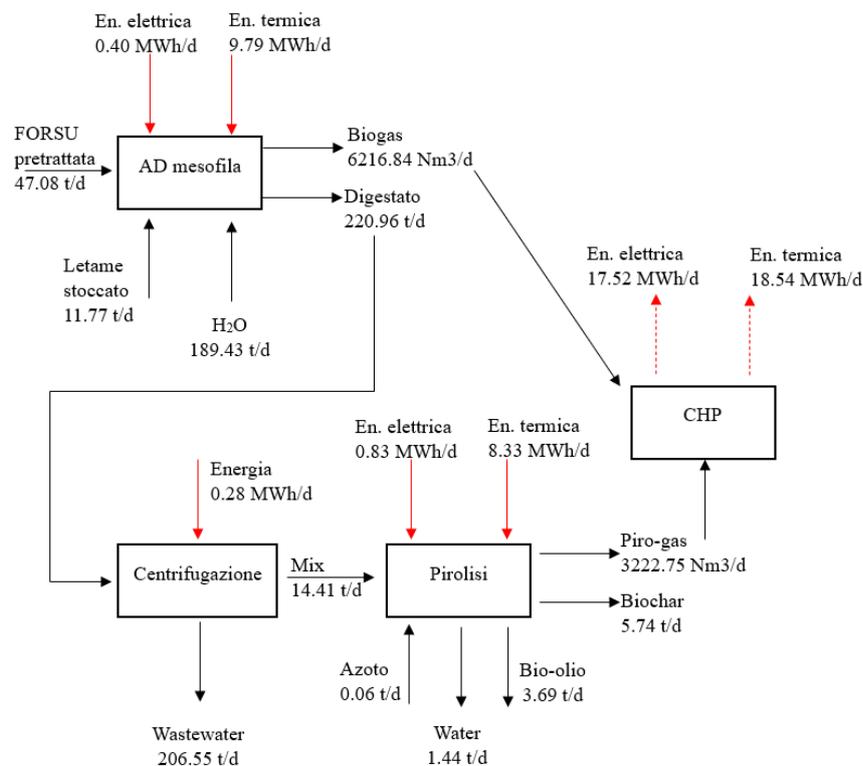


Figura 3.8. Flussi di materia ed energia - scenario 3, condizioni mesofile

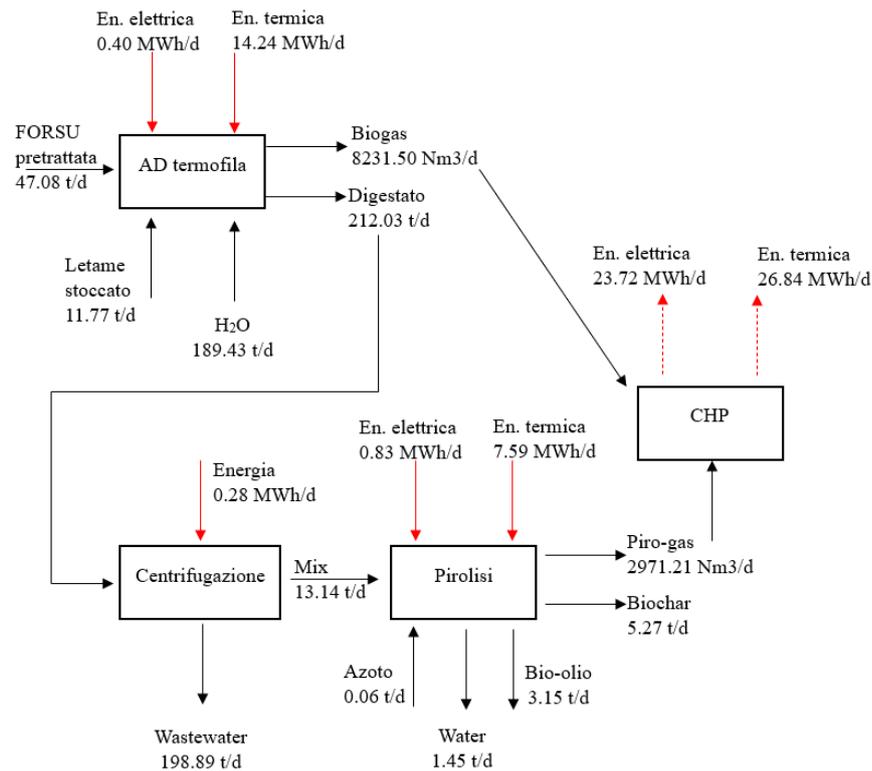


Figura 3.9. Flussi di materia ed energia - scenario 3, condizioni termofile

3.2.9 Scenario 4: co-digestione anaerobica con aggiunta di biochar

Questo scenario è concettualmente identico allo scenario 2, con la differenza che al digestore viene alimentato, oltre a FORSU e letame, anche il biochar prodotto nello scenario 3 con due diversi dosaggi (5 g/L e 10 g/L).

Tabella 3.15. Rese del processo di co-digestione anaerobica mesofila

Prodotto	Rese	
	Dose 1 (5 g/L)	Dose 2 (10 g/L)
Digestato [%]	75.8	80.6
Biogas [NL/kgVS]	585.68	438.99
CH ₄ [%]	69.9	63.4
CO ₂ [%]	30.092	36.6
H ₂ S [%]	0.008	0.01

Tabella 3.16. Rese del processo di co-digestione anaerobica termofila

Prodotto	Rese	
	Dose 1 (5 g/L)	Dose 2 (10 g/L)
Digestato [%]	70.32	74.98
Biogas [NL/kgVS]	895.49	890.07
CH ₄ [%]	72.98	69.74
CO ₂ [%]	27.02	30.26
H ₂ S [%]	0.06	0.1

Un primo confronto tra gli scenari può essere fatto osservando i dati riportati nelle tabelle precedenti. Aumentando la quantità di biochar alimentata, sia per la digestione mesofila che termofila, si riscontra un aumento della produzione di digestato e una diminuzione della produzione di biogas. Inoltre, anche il contenuto di metano nel biogas diminuisce aumentando la quantità di biochar aggiunta.

Considerando un contenuto di umidità del biochar pari al 2.8%, per calcolare la quantità di acqua da alimentare al processo per avere una digestione umida si imposta il seguente sistema di equazioni:

$$\begin{cases} \dot{m}_{FORSU} \cdot H_2O_{FORSU} + \dot{m}_{let} \cdot H_2O_{let} + \dot{m}_{bioch} \cdot H_2O_{bioch} + \dot{m}_{H_2O} = H_2O_{AD} \cdot \dot{m}_{tot} \\ \dot{m}_{bioch} = \alpha \cdot (\dot{m}_{FORSU} + \dot{m}_{let} + \dot{m}_{bioch} + \dot{m}_{H_2O}) \end{cases} \quad (3.16)$$

Dove il parametro $\alpha = 0.005$ oppure $\alpha = 0.01$ rappresenta la dose di biochar da alimentare al digestore.

Risolvendo il sistema, si ottiene una portata di acqua pari a 209.96 t/d e una portata di biochar di 1.35 t/d per gli scenari con dose di biochar di 5 g/L; per i rimanenti scenari, invece, la portata di acqua risulta essere di 234.46 t/d e quella di biochar di 2.96 t/d.

Note le rese di processo, è possibile calcolare quindi le portate relative dei prodotti in uscita.

Tabella 3.17. Portate in uscita dalla co-digestione anaerobica con aggiunta di biochar (5 g/L)

Prodotto	Mesofilia - dose 1	Termofilia - dose 1
Digestato [t/d]	204.78	189.97
Biogas [Nm ³ /d]	7242.47	11073.56
CH ₄ [Nm ³ /d]	5062.49	8081.48
CO ₂ [Nm ³ /d]	2179.41	2992.08

Tabella 3.18. Portate in uscita dalla co-digestione anaerobica con aggiunta di biochar (10 g/L)

Prodotto	Mesofilia - dose 2	Termofilia - dose 2
Digestato [t/d]	238.79	222.14
Biogas [Nm ³ /d]	5428.52	11006.5
CH ₄ [Nm ³ /d]	3441.68	7675.96
CO ₂ [Nm ³ /d]	1986.84	3330.58

Per la procedura di calcolo delle dimensioni del digestore e del calore da fornire si segue lo stesso procedimento riportato nello scenario 2. Di seguito vengono presentati esclusivamente i risultati ottenuti.

Tabella 3.19. Dimensionamento dei digestori

	Mes. – dose 1	Term. – dose 1	Mes. – dose 2	Term. – dose 2
Volume utile [m ³]	6483.76	4862.82	7110.47	5332.85
H [m]	12.73	11.57	13.13	11.93
D [m]	25.46	23.14	26.26	23.86

Tabella 3.20. Calore necessario ai digestori

	Mes. – dose 1	Term. – dose 1	Mes. – dose 2	Term. – dose 2
$\dot{Q}_{riscaldamento}$ [kW]	418.94	615.32	459.44	674.80
$A_{digestore}$ [m ²]	1527.76	1261.14	1624.69	1341.15
$\dot{Q}_{disperso}$ [kW]	24.41	29.59	25.96	31.47
\dot{Q}_{totale} [kW]	443.35	644.92	485.40	706.27

In aggiunta al consumo termico bisogna considerare il consumo elettrico dovuto al sistema di miscelazione presente all'interno del digestore (AgriKomp, 2021).

Per il calcolo del consumo energetico annuo del processo, si ipotizza un funzionamento dell'impianto pari a 8000 ore.

Anche in questo caso è previsto un impianto di cogenerazione a cui viene alimentato il biogas prodotto dalla digestione anaerobica. Si prendono in esame quattro impianti differenti, in quanto differenti le portate specifiche di biogas prodotte. I dati riportati in tabella 3.21 sono ottenuti da (CPL CONCORDIA).

Tabella 3.21. Impianti CHP considerati per i diversi scenari

Scenario	Impianto CHP	Rendimento el.	Rendimento term.
Mesofilia – dose 1	Biopower 890J	0.415	0.439
Termofilia – dose 1	Biopower 999J	0.402	0.455
Mesofilia – dose 2	Biopower 529M	0.39	0.482
Termofilia – dose 2	Biopower 999J	0.402	0.455

Per calcolare le potenze energetiche recuperate si utilizzano le formule (3.6) e (3.7), in cui al posto della portata di gas si usa la portata di metano e il rispettivo potere calorifico superiore pari a 39.13 MJ/Nm^3 .

Anche in questo caso occorre considerare le emissioni di CO_2 legate all'utilizzo di combustibile da parte dell'impianto CHP, che risultano essere pari al 2% della portata di metano alimentata. Nel calcolo delle emissioni totali generate, quindi, questo valore andrà sommato alla quantità di CO_2 che si genera durante la digestione anaerobica.

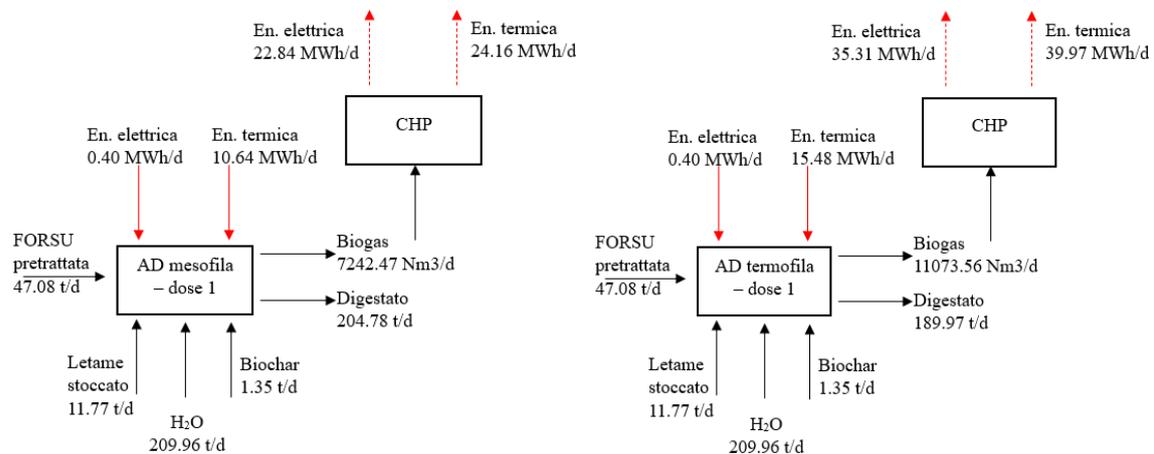


Figura 3.10. Flussi di materia ed energia - scenario 4, co-digestione mesofila con dose 1 (sinistra) e co-digestione termofila con dose 1 (destra)

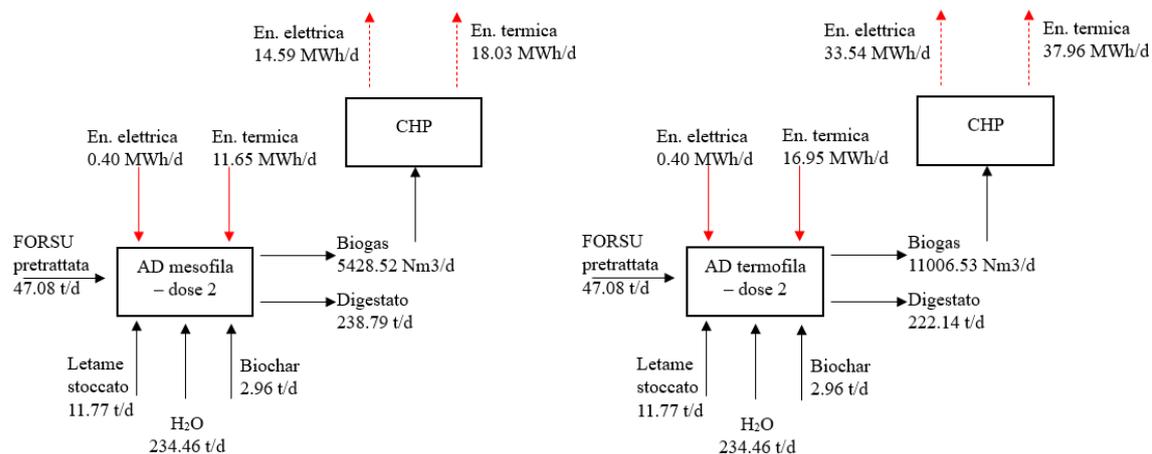


Figura 3.11. Flussi di materia ed energia - scenario 4, co-digestione mesofila con dose 2 (sinistra) e co-digestione termofila con dose 2 (destra)

3.2.10 Scenario 5: compostaggio

L'ultimo scenario analizzato riguarda il trattamento aerobico della biomassa. Il calcolo dei flussi di materia ed energia e il dimensionamento del processo, a differenza dei casi precedenti, è svolto partendo da dati reperiti in letteratura.

Il processo di compostaggio si può suddividere in tre step principali: una prima fase di bio-ossidazione accelerata (Bio-Act), seguita da una successiva maturazione e da uno step di vagliatura finale. Occorre fare però una premessa in quanto, analizzando schemi di processo di impianti di compostaggio esistenti, sono state riscontrate alcune differenze: per esempio nell'impianto riportato nel documento (Progetto impianto ASET SpA), al termine della fase Bio-Act, è presente una vagliatura intermedia, non presente invece nell'impianto considerato in (Relazione generale Palermo). Di conseguenza, ipotizzando che i substrati siano in condizioni ottimali e che i processi di pretrattamento siano molto efficienti, si è scelto di prendere come riferimento l'impianto senza vagliatura intermedia.

Per quanto concerne le perdite associate a ogni fase del processo, viene riportata la seguente tabella:

Tabella 3.22. Perdite nelle fasi di compostaggio

	Bio-Act	Vaglio intermedio	Maturazione	Vaglio finale	Riferimenti
Perdite [%]	0.2	0.425	0.1	0.19	Progetto impianto ASET SpA
	0.2	-	0.1	0.2	Relazione generale Palermo

Un altro parametro importante da considerare è la durata dei due principali step di processo, ovvero Bio-Act e maturazione. Nella tabella seguente, dopo un'analisi della letteratura reperita, vengono riportate le durate delle due fasi sopra citate:

Tabella 3.23. Durata delle fasi del processo di compostaggio

	Bio-Act	Maturazione	Riferimenti
Durata [d]	21	28-42	Progetto impianto ASET SpA
	21	45	Relazione generale Palermo
	28-30	45-50	Le Pera, Sellaro and Bencivenni, 2022

Dopo aver introdotto in maniera generale il processo e aver evidenziato le ipotesi iniziali fatte, si riporta nel seguito la procedura utilizzata per il calcolo dei flussi di materia ed energia.

Innanzitutto, i due substrati sono miscelati nel miscelatore SAM 7 450/70-GC/ME (Seko Industries Srl). Il prodotto in uscita viene quindi alimentato tramite pala gommata alla prima fase di compostaggio, dove avviene una riduzione della massa in seguito a una perdita del 20% in peso. Affinché la bio-ossidazione accelerata si svolga in condizioni ottimali, è necessario che durante tutta la durata del processo venga insufflata una portata oraria di aria pari a 15 m³ per tonnellata di rifiuto trattato (Zicari, 2009). Questo è fondamentale in quanto essendo un processo aerobico è necessario garantire un costante apporto di ossigeno e contemporaneamente permette di mantenere sotto controllo la temperatura, la quale tende ad aumentare durante questa fase fino a 50-60 °C.

Per calcolare la giusta quantità di aria da fornire sono necessari alcuni calcoli preliminari. Innanzitutto, nota la durata di funzionamento dell'impianto (si considerano 8000 ore/annue, quindi dividendo per 24 ore/giorno si ottiene la durata in giorni) e la durata del processo di bio-ossidazione, si ricava il numero di cicli annui:

$$N^{\circ} \text{ cicli} = \frac{\text{Giorni annui funzionamento impianto} \left[\frac{d}{y} \right]}{\text{Durata processo} [d]} = 15.87 \left[\frac{\text{cicli}}{y} \right] \quad (3.17)$$

In realtà ai 21 giorni necessari per la prima fase di compostaggio andrebbero aggiunti anche i tempi necessari per caricare e scaricare ogni singola cella. Tuttavia, per semplicità di calcolo, questo tempo aggiuntivo non viene considerato.

A questo punto, nota la portata volumetrica annua in input, per il cui calcolo si considera una densità della massa pari a 1000 kg/m³, si ricava il volume necessario per ogni ciclo:

$$\text{Volume} = \frac{\dot{V}}{N^{\circ} \text{ cicli} \left[\frac{\text{cicli}}{y} \right]} = \frac{19614.73 \left[\frac{m^3}{y} \right]}{15.87 \left[\frac{\text{cicli}}{y} \right]} = 1235.74 \left[\frac{m^3}{\text{ciclo}} \right] \quad (3.18)$$

Questo valore deve essere maggiorato considerando un riempimento dell'80%, ottenendo così un volume utile pari a 1544.68 m³/ciclo.

Dividendo quindi la portata annua di biomassa da trattare per il numero di cicli annui, si ottiene la portata di biomassa per ogni ciclo, corrispondente a 1235.74 t/ciclo.

Per la fase Bio-Act si considerano delle celle in cemento armato dal volume di 460 m³ ciascuna, come riportato da (Progetto impianto ASET SpA), e si ricava il numero di celle necessario pari a 3.36. Siccome la quantità di materiale da trattare non è necessariamente costante durante tutto l'arco dell'anno, si ipotizza di avere a disposizione quattro celle in totale in modo da avere un volume disponibile maggiore qualora fosse necessario.

A questo punto, si può ricavare la portata d'aria da alimentare al processo:

$$\dot{V}_{aria} = \dot{m}_{ciclo} \cdot 15 \left[\frac{m^3}{h \cdot t} \right] = 1235.74 \left[\frac{t}{\text{ciclo}} \right] \cdot 15 \left[\frac{m^3}{h \cdot t} \right] = 18536.1 \left[\frac{m^3}{h} \right] \quad (3.19)$$

Tra le perdite di processo si possono riscontrare perdite gassose e perdite di acqua. Sono elencate nella tabella successiva le emissioni gassose riportate da (Nordahl *et al.*, 2023):

Tabella 3.24. Emissioni gassose durante la fase di bio-ossidazione accelerata

Emissioni	Valore	Unità di misura
CO ₂	$5.63 \cdot 10^{-2}$	kg/kg wet feedstock
CH ₄	$8.79 \cdot 10^{-4}$	kg/kg wet feedstock
N ₂ O	$6.8 \cdot 10^{-5}$	kg/kg wet feedstock
NH ₃	$1.03 \cdot 10^{-3}$	kg/kg wet feedstock

Nota la quantità di biomassa alimentata alla fase di maturazione è quindi possibile calcolare la portata relativa a ciascuna emissione. Per quanto riguarda la perdita di acqua, al valore relativo alle perdite totali si sottrae la somma delle emissioni gassose.

Terminata la fase di bio-ossidazione accelerata, il materiale viene alimentato, sempre tramite pala gommata, alla fase di maturazione all'interno di un capannone areato dove rimane per 45 giorni circa. Il procedimento per il calcolo dei volumi in gioco e della portata d'aria da alimentare è lo stesso visto in precedenza. L'unica differenza riguarda la densità del materiale sottoposto a maturazione, considerata in questo caso pari a 0.6 t/m³ come riportato da (Relazione generale Palermo). Qui di seguito vengono riportati i risultati ottenuti:

Tabella 3.25. Dimensionamento della fase di maturazione

Volume da trattare [t/y]	15691.78
Durata [d/y]	45
N° cicli [cicli/y]	7.41
Volume utile [m ³ /ciclo]	4413.36
Portata da trattare per ciclo [t/ciclo]	2118.41
Portata d'aria [m ³ /h]	31776.17

Il compost maturo in uscita, corrispondente alla portata entrante a cui devono essere sottratte delle perdite di percolato pari al 10% in peso, può essere infine alimentato all'ultima fase di vagliatura al termine della quale si ottiene il compost destinato poi all'utilizzo come ammendante. In questo step le perdite di processo considerate sono pari al 20% in peso della portata entrante.

Nella tabella seguente vengono infine riportati i consumi elettrici associati ai vari step di processo:

Tabella 3.26. Consumi elettrici del processo di compostaggio

Apparecchiatura	Quantità	Potenza [kW]	Tempo di utilizzo [h/y]	Riferimenti
Ventilatori biocelle	4	37	8000	Progetto impianto ASET SpA
Ventilatori aia maturazione	4	37	8000	
Miscelatore	1	30	2480	Seko Industries, 2020
Vaglio a tamburo rotante	1	22	2480	Scheda tecnica vagli secondari

Viene considerato l'impiego di un ventilatore per biocella, mentre per l'aia di maturazione, visto che nel caso in esame si ha circa lo stesso volume riportato in (Progetto impianto ASET SpA), viene utilizzato lo stesso numero di ventilatori.

Per quanto riguarda i tempi di utilizzo, si ipotizza che il miscelatore e il vaglio funzionino per 8 ore di lavoro per 310 giorni all'anno, mentre per i ventilatori si considera un funzionamento continuo dell'impianto.

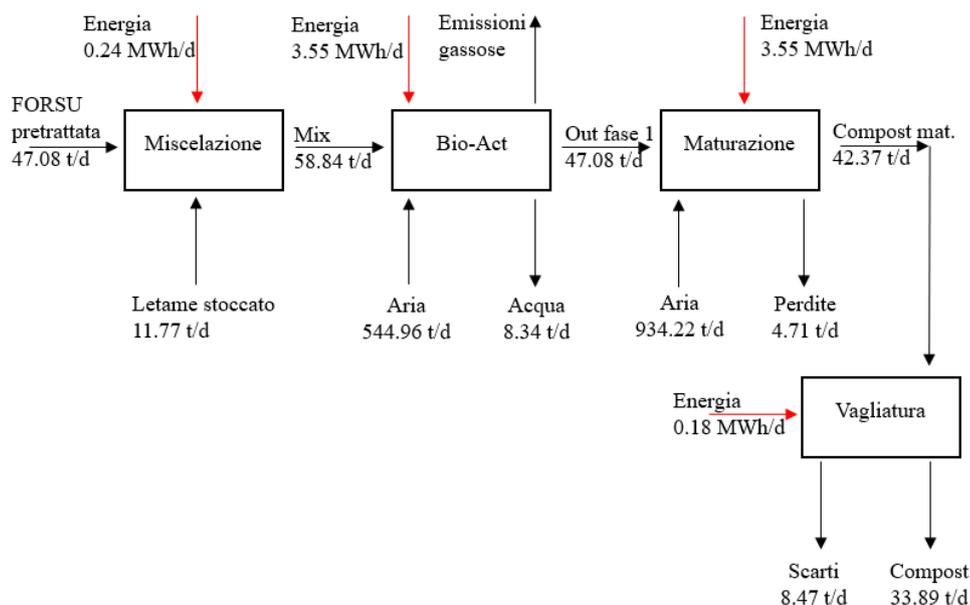


Figura 3.12. Flussi di materia ed energia - scenario 5

3.2.11 Applicazione in campo degli ammendanti

A valle della produzione degli ammendanti è stato valutato l'impatto legato al loro utilizzo in campo in sostituzione dei fertilizzanti minerali. Per far ciò è stato innanzitutto calcolato il quantitativo di ammendante da applicare per ogni singolo scenario al fine di avere una quantità di azoto pari a 340 kg per ettaro. Nella tabella seguente vengono riportati il contenuto di azoto e di umidità e la quantità di ciascun ammendante da applicare per raggiungere il tenore di azoto desiderato:

Tabella 3.27. Contenuto di azoto su base secca e contenuto di umidità degli ammendanti e quantità di ammendante da applicare

Scenario	Ammendante	N [% d.w.]	H ₂ O [%]	Quantità [t/y]
1	Biochar	2.64	4	13.42
2	Digestato mesofilo	6.9	94	82.13
	Digestato termofilo	2.34	94.3	254.91
3	Biochar da digestato mesofilo	1.85	2.8	18.19
	Biochar da digestato termofilo	1.7	2.8	20.58
4	Digestato mesofilo con biochar dose 1	3.27	94.33	183.38
	Digestato termofilo con biochar dose 1	1.83	94.21	320.88
	Digestato mesofilo con biochar dose 2	3.225	94	175.71
	Digestato termofilo con biochar dose 2	2.165	94.2	270.77
5	Compost	3.3	18.8	12.69

Tutti i valori riportati in tabella 3.27 sono ottenuti da prove sperimentali di laboratorio, ad eccezione del compost in cui sono presi come riferimento i valori riportati da (Cesaro *et al.*, 2019). È inclusa nell'analisi anche l'urea, un fertilizzante sintetico che ha largo impiego in agricoltura visto il suo elevato contenuto di azoto. Come riportato dal software Simapro, 1 kg di urea contiene 0.466 kg di azoto e partendo da questo valore si è ricavato il quantitativo necessario.

Una volta determinate le portate necessarie di ciascun ammendante, si ipotizza anche in questo caso un trasporto con una distanza pari a 46.6 km e poi la successiva applicazione in campo.

L'utilizzo di fertilizzanti, siano essi di origine minerale o organica, comporta una serie di emissioni che devono essere tenute in considerazione per avere un quadro maggiormente realistico dell'impatto ambientale associato al loro impiego in agricoltura. Per stimarle, è stato seguito l'approccio Tier 1 proposto dall'IPCC, che risulta essere il più semplificato in quanto non tiene conto di alcuni fattori come il tipo di suolo, le condizioni climatiche e le pratiche di gestione (IPCC, 2006).

Tra le emissioni citate nel documento troviamo quelle di protossido di azoto, un potente gas serra che ha un impatto notevolmente maggiore rispetto alla CO₂. È possibile fare una distinzione in emissioni dirette ed indirette. Le emissioni dirette, legate all'aggiunta di azoto che favorisce i processi di nitrificazione e denitrificazione con conseguente incremento della produzione di protossido di azoto, possono essere calcolate con la seguente formula:

$$N_2O_{dirette} - N = F_N \cdot EF \quad (3.20)$$

Dove F_N è la quantità annuale di azoto applicato e EF è un fattore di emissione che dipende dal tipo di fertilizzante applicato.

Per passare dalle emissioni N₂O-N a emissioni di N₂O, si utilizza la seguente equazione:

$$N_2O = N_2O - N \cdot 44/28 \quad (3.21)$$

Le emissioni indirette possono avvenire secondo due diverse modalità. La prima è la volatilizzazione di N a NH₃ e NO_x e la successiva deposizione dei gas e dei loro prodotti sul suolo e in acqua. La seconda, invece, è la lisciviazione (*leaching*) con conseguente formazione di nitrati. Secondo l'approccio indicato è possibile calcolare questa tipologia di emissioni con la seguente formula:

$$N_2O_{indirette} - N = F_N \cdot Frac \cdot EF_1 \quad (3.22)$$

Dove F_N è la quantità annuale di azoto applicato, Frac è la frazione di fertilizzante che volatilizza o che è soggetto a *leaching* e EF₁ è un fattore di emissione che dipende dal tipo di fertilizzante applicato. Per passare alle emissioni di N₂O viene poi utilizzata la formula (3.21) (IPCC, 2006).

Nella tabella seguente sono riportati i valori dei fattori necessari al calcolo delle emissioni.

Tabella 3.28. Valori dei parametri per calcolo delle emissioni di N₂O

Fattore	Valore	Unità di misura	Note
EF	0.01	kg N ₂ O-N (kg N input) ⁻¹	Emissioni dirette: fertilizzanti sintetici e organici
EF ₁	0.01	kg N ₂ O-N (kg NH ₃ -N + NO _x -N volatilizzati) ⁻¹	Emissioni indirette: volatilizzazione
Frac	0.10	kg N ₂ O-N (kg NH ₃ -N + NO _x -N) (kg N input) ⁻¹	Emissioni indirette: volatilizzazione fertilizzanti sintetici
	0.20	kg N ₂ O-N (kg NH ₃ -N + NO _x -N) (kg N input) ⁻¹	Emissioni indirette: volatilizzazione fertilizzanti organici
EF ₁	0.0075	kg N ₂ O-N (kg N leaching) ⁻¹	Emissioni indirette: lisciviazione
Frac	0.30	kg N (kg N input) ⁻¹	

In appendice è infine riportata l'analisi di inventario completa che è stata utilizzata nel software SimaPro per condurre i due studi LCA.

4. Life Cycle Impact Assessment

Questa fase di studio, effettuata tramite il software SimaPro e il database Ecoinvent 9.5, permette di calcolare ed analizzare gli impatti ambientali dei processi descritti nella fase di inventario. In questa tesi sono utilizzati i seguenti metodi:

- ReCiPe 2016
Metodo globale che comprende categorie d'impatto midpoint, orientate al problema, ed endpoint, orientate al danno. Il metodo Midpoint comprende 18 categorie d'impatto, mentre per il metodo Endpoint le categorie d'impatto sono moltiplicate per un fattore di danno e raggruppate in tre categorie. Ogni metodo può essere valutato secondo tre diverse prospettive: individualista (I), basata sull'impatto a breve termine; gerarchica (H), basata sull'impatto a medio termine; egualitaria (E), basata sull'impatto a lungo termine (SimaPro, 2023).
- IPCC 2021
Metodo *single issue* sviluppato dall'*Intergovernmental Panel on Climate Change* che comprende sei metodi per la quantificazione del *global warming potential* (GWP) e due metodi per la quantificazione del *global temperature potential* (GTP) (SimaPro, 2023).
- Cumulative Energy Demand (HHV)
Metodo *single issue* basato sul calore specifico superiore dei combustibili e comprendente cinque categorie d'impatto (SimaPro, 2023).

4.1 Caso studio 1 – UF: 52.31 t/d FORSU e 11.77 t/d letame

4.1.1 ReCipe Midpoint (H)

Nell'analisi sono incluse tutte quelle categorie d'impatto su cui i processi in esame hanno un impatto non trascurabile.

4.1.1.1 Climate change

Il fattore di caratterizzazione è il potenziale di riscaldamento globale con un orizzonte temporale di 100 anni secondo la prospettiva gerarchica, espresso in yr/kg CO₂ eq (SimaPro, 2023).

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.1. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria cambiamento climatico

Processo	GWP (kg CO ₂ eq)
Pirolisi	4980.15
AD mesofilia	-3254.39
AD termofilia	-5548.98
AD mesofilia + pirolisi	1141.37
AD termofilia + pirolisi	-1494.15
AD mesofilia con biochar dose 1	-6482.76
AD termofilia con biochar dose 1	-12727.99
AD mesofilia con biochar dose 2	-1998.52
AD termofilia con biochar dose 2	-11518.15
Compostaggio	7266.03

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.1 con il seguente grafico:

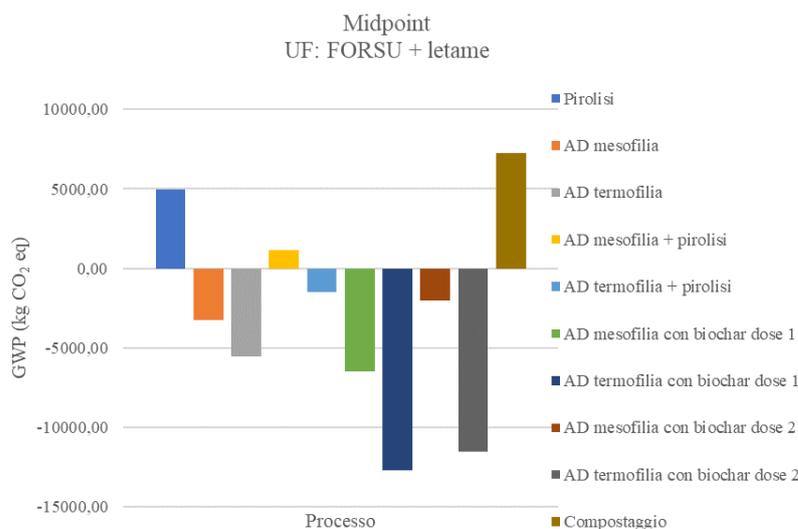


Figura 4.1. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO₂ eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.1, i processi con un impatto maggiore sulla categoria cambiamento climatico risultano essere quelli di pirolisi e compostaggio. La digestione anaerobica, invece, tramite la quale è possibile ottenere un'elevata produzione di biogas, risulta vantaggiosa se vengono considerati gli impatti evitati grazie al recupero energetico tramite cogenerazione. Questo effetto è particolarmente marcato quando la digestione è condotta in condizioni termofile, proprio grazie alla maggiore quantità di biogas prodotta rispetto alle condizioni mesofile.

Nella figura seguente viene riportato l'impatto legato a ciascuna fase di processo nello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di biochar di 5 g/L.

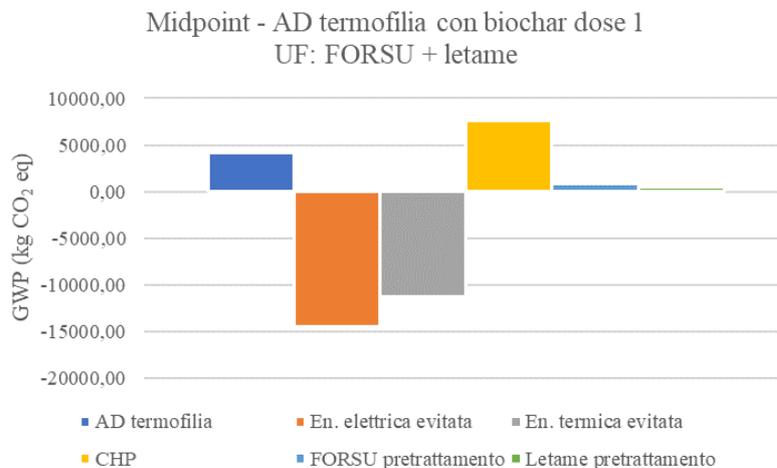


Figura 4.2. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO₂ eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.2, la presenza dell'impianto di cogenerazione consente di ridurre gli impatti dovuti ai prodotti evitati come elettricità e calore. Considerando invece gli impatti netti positivi, ovvero depurati degli impatti evitati, l'impianto CHP ha un impatto non trascurabile, legato al consumo di combustibile, che si attesta intorno al 60% di tutti gli impatti positivi di questo scenario, mentre la digestione anaerobica ha un peso del 30% circa, dovuto principalmente al calore necessario al processo. Nel contributo legato alla digestione anaerobica è anche considerato l'impatto legato alla produzione di biochar che risulta essere negativo. Per tutti gli altri scenari analizzati, il peso dell'impianto CHP si riduce al 50% dell'impatto totale, mentre nel processo di pirolisi diminuisce al 16%, con il contributo maggiore, pari al 57% del totale, fornito invece proprio dalla pirolisi stessa. I processi preliminari di trasporto, stoccaggio e pretrattamento dei substrati hanno generalmente un impatto decisamente inferiore, ad eccezione dello scenario 1, in cui hanno un peso del 25% circa di tutti gli impatti positivi.

Discorso a parte va fatto per il processo di compostaggio, in quanto non è prevista nessuna cogenerazione associata ad esso. Complessivamente l'impatto maggiore è dovuto alla fase di bio-ossidazione accelerata, a causa delle emissioni gassose (66%) e al sistema di alimentazione dell'aria (33% circa).

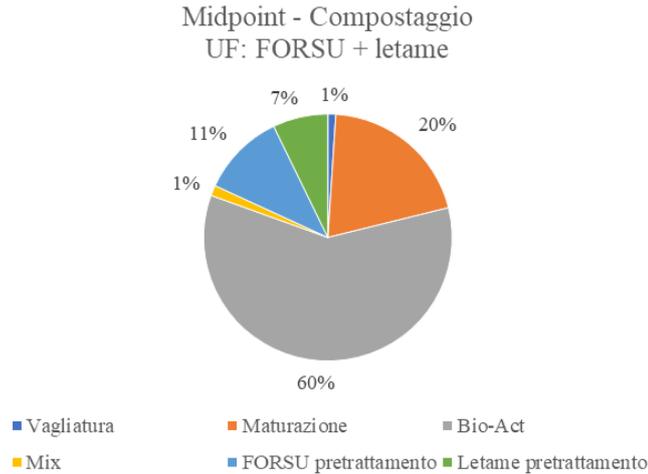


Figura 4.3. Impatto percentuale sulla categoria cambiamento climatico secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame

Infine, risulta interessante analizzare l’impatto delle singole fasi preliminari di trattamento dei substrati.

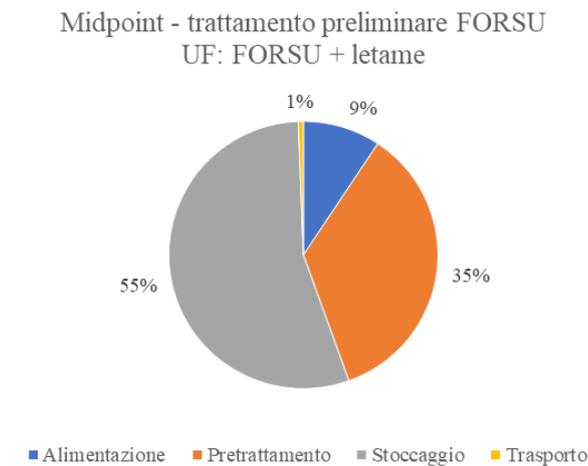


Figura 4.4. Impatto percentuale sulla categoria cambiamento climatico secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step preliminari di gestione della FORSU, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.4, l’impatto maggiore è legato alla fase di stoccaggio a causa del sistema di ventilazione presente. Questo è dovuto infatti alla necessità di mantenere l’area in condizioni idonee durante tutto l’arco dell’anno, mentre la sezione di pretrattamento ha un funzionamento giornaliero inferiore e di conseguenza un consumo energetico minore. Considerando invece il letame, data l’assenza di processi di pretrattamento, la sezione di stoccaggio impatta per l’83% del totale. In entrambi i casi gli impatti legati al trasporto delle materie prime all’impianto risultano trascurabili.

4.1.1.2 Human toxicity and ecotoxicity

Il fattore di caratterizzazione, espresso in yr/kg 1,4-DCB, tiene conto dell'accumulo nella catena alimentare umana e la tossicità di un prodotto chimico come il diclorobenzene (Simapro, 2023).

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.2. Impatto degli scenari analizzati sulle categorie *terrestrial ecotoxicity* e *human non-carcinogenic toxicity*

Processo	<i>Terrestrial ecotoxicity</i> (kg 1,4-DCB)	<i>Human non-carcinogenic toxicity</i> (kg 1,4-DCB)
Pirolisi	3717.37	1056.28
AD mesofilia	-611.78	-383.41
AD termofilia	-2036.06	-978.87
AD mesofilia + pirolisi	2828.91	534.57
AD termofilia + pirolisi	1365.95	8.70
AD mesofilia con biochar dose 1	-2254.34	-1077.41
AD termofilia con biochar dose 1	-5544.24	-2247.74
AD mesofilia con biochar dose 2	1006.26	-77.58
AD termofilia con biochar dose 2	-4088.74	-1929.06
Compostaggio	3808.88	1345.75

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.2 con i seguenti grafici:

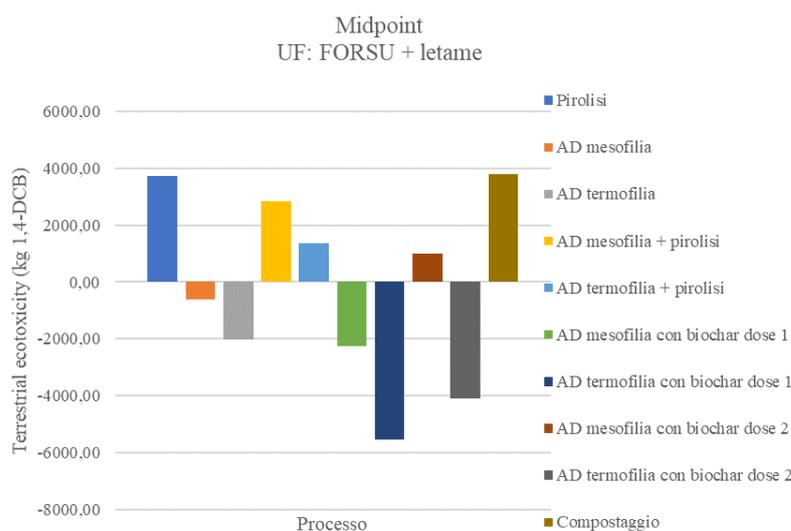


Figura 4.5. Impatto sulla categoria *terrestrial ecotoxicity* (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

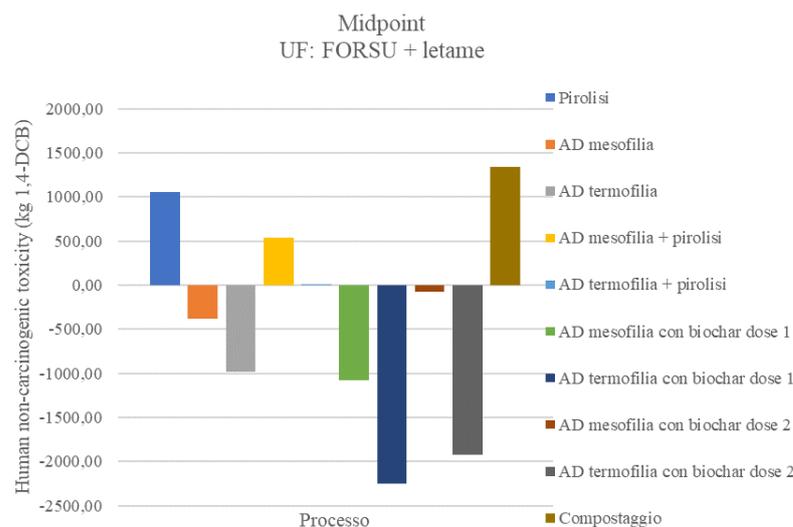


Figura 4.6. Impatto sulla categoria *human non-carcinogenic toxicity* (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

Per entrambe le categorie, gli scenari di pirolisi e compostaggio risultano essere quelli con un impatto maggiore. Lo scenario meno impattante, come nella categoria cambiamento climatico, risulta essere quello relativo al processo di digestione anaerobica con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar.

Nella figura seguente viene riportato l'impatto legato a ciascuna fase di processo nello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di biochar di 5 g/L.

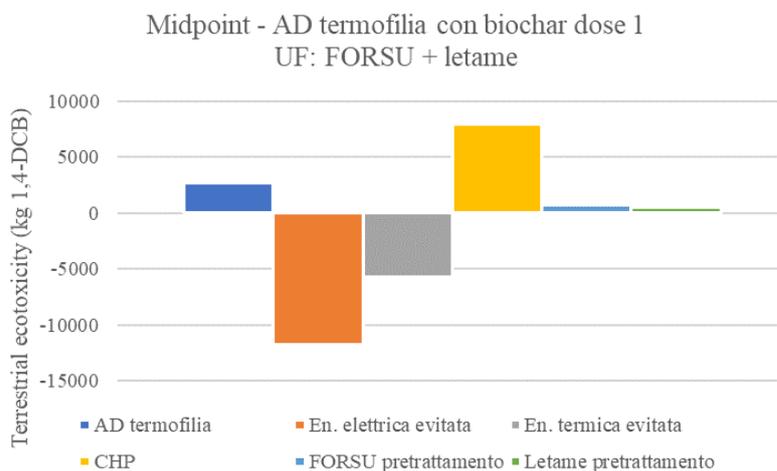


Figura 4.7. Impatto sulla categoria *terrestrial ecotoxicity* (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.7, i prodotti evitati hanno un notevole impatto su tutto il processo. Lo stesso risultato si ottiene considerando la categoria *human non-carginogenic toxicity*. Il consumo di combustibile da parte dell'impianto CHP comporta un impatto

ancora maggiore rispetto all'impatto sulla categoria cambiamento climatico, raggiungendo il 66% degli impatti positivi sulla categoria *terrestrial ecotoxicity* e il 72% sulla categoria *human non-carcinogenic toxicity*.

I processi preliminari di trasporto, stoccaggio e pretrattamento dei substrati hanno generalmente un impatto decisamente inferiore, ad eccezione dello scenario 1, in cui hanno un peso intorno al 35% circa di tutti gli impatti positivi per entrambe le categorie analizzate.

Rispetto alla categoria cambiamento climatico, l'impatto dovuto alle diverse fasi del processo di compostaggio risulta essere maggiormente uniforme sia per la categoria *terrestrial ecotoxicity* sia per la categoria *human non-carcinogenic toxicity*, come si può osservare nella figura seguente:

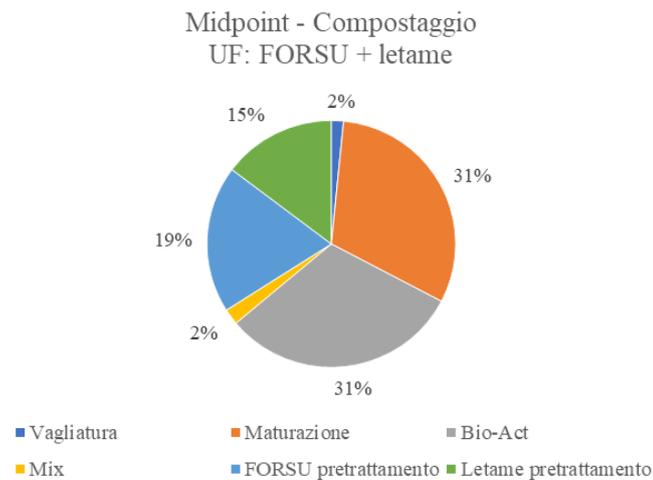


Figura 4.8. Impatto percentuale sulla categoria *terrestrial ecotoxicity* secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame

In entrambe le categorie, l'impatto di ciascuna fase di processo è legato al consumo di energia elettrica per la quasi totalità.

Per quanto concerne l'impatto delle singole fasi preliminari di trattamento dei substrati, in questo caso l'impatto legato al trasporto risulta non più trascurabile per la categoria *terrestrial ecotoxicity*. Come si può osservare infatti nella figura seguente, il trasporto impatta per il 13% del totale, valore che arriva fino al 26% se invece si considerano i trattamenti preliminari del letame.

Midpoint - trattamento preliminare FORSU
UF: FORSU + letame

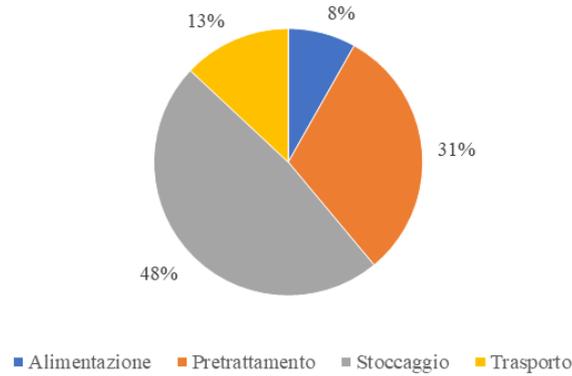


Figura 4.9. Impatto percentuale sulla categoria *terrestrial ecotoxicity* secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step preliminari di gestione della FORSU, con unità funzionale FORSU e letame

4.1.1.3 Water consumption

Il fattore di caratterizzazione è il consumo di acqua dolce, espresso in m³ (SimaPro, 2023).

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.3. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *water consumption*

Processo	<i>Water consumption</i> (m ³)
Pirolisi	-53
AD mesofilia	110.93
AD termofilia	57.59
AD mesofilia + pirolisi	-285.46
AD termofilia + pirolisi	-312.77
AD mesofilia con biochar dose 1	14.28
AD termofilia con biochar dose 1	-83.05
AD mesofilia con biochar dose 2	15.02
AD termofilia con biochar dose 2	-141.30
Compostaggio	47.56

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.3 con il seguente grafico:

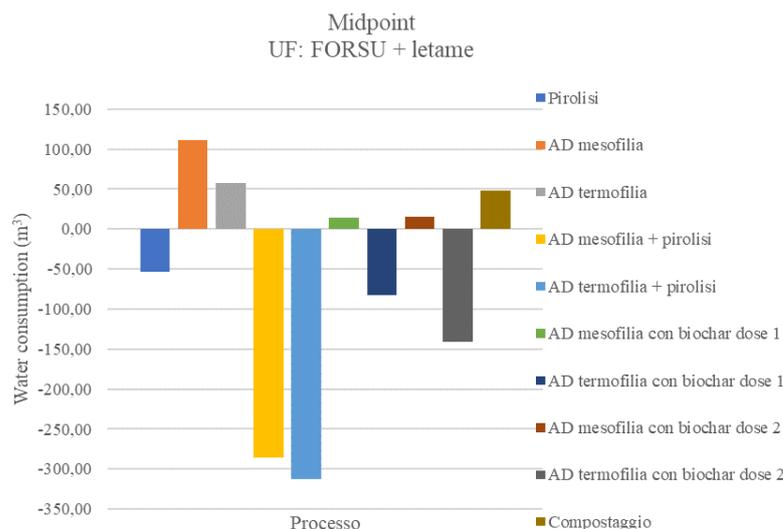


Figura 4.10. Impatto sulla categoria *water consumption* (m^3) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.10, il processo di digestione anaerobica risulta essere accompagnato da un notevole consumo d'acqua, necessario a mantenere le condizioni umide all'interno del digestore. Nello specifico, la digestione in mesofilia risulta essere la più svantaggiosa in quanto si ha una minore produzione di biogas e di conseguenza un impatto evitato che incide in maniera minoritaria rispetto all'analoga digestione in condizioni termofile.

Considerando invece gli scenari che prevedono la presenza del processo di pirolisi, essi risultano interessanti per il minore consumo d'acqua soprattutto grazie alla presenza della centrifuga. Nella figura seguente è riportato, a titolo esemplificativo, il caso con il minor consumo d'acqua tra tutti gli scenari proposti:

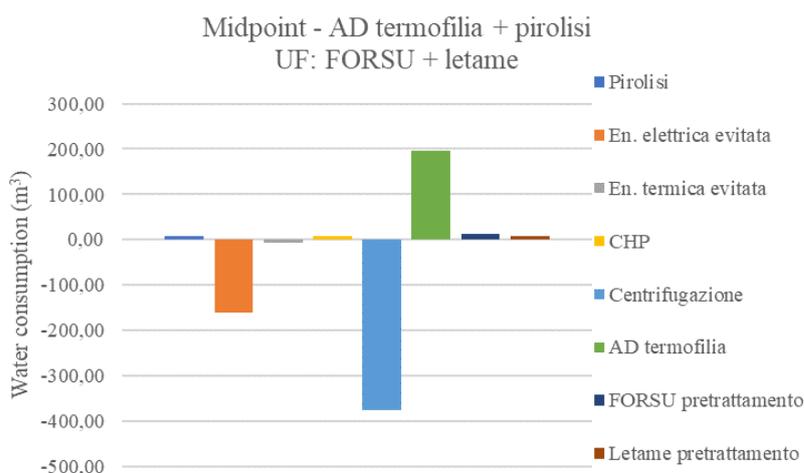


Figura 4.11. Impatto sulla categoria *water consumption* (m^3) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia seguito da centrifugazione e pirolisi, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.11, la presenza della centrifuga dopo il processo di digestione anaerobica è fondamentale per consentire un recupero d'acqua e alimentare così il materiale in condizioni idonee alla successiva pirolisi. Occorre inoltre evidenziare che anche l'impatto evitato legato alla produzione di energia elettrica nell'impianto di cogenerazione ha un contributo decisamente non trascurabile.

Il compostaggio, che globalmente provoca un impatto positivo sulla categoria consumo d'acqua, ha un impatto relativo alle singole fasi di processo così ripartito:

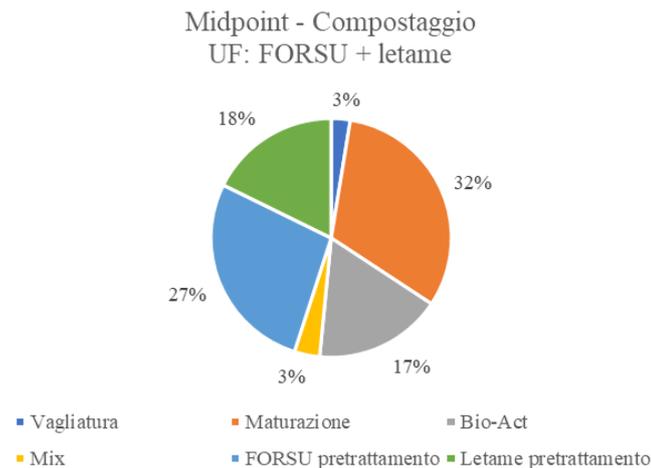


Figura 4.12. Impatto percentuale sulla categoria *water consumption* secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame

Osservando la ripartizione percentuale degli impatti si può notare come sia abbastanza omogenea su tutte le fasi principali del processo. A differenza di quanto accade per la categoria cambiamento climatico, in questo caso lo step di maturazione risulta essere quello con un impatto maggiore. Occorre inoltre evidenziare come i pretrattamenti dei due substrati abbiano un peso non trascurabile, corrispondente al 27% del totale per quanto riguarda la FORSU e al 18% del totale per il letame.

Considerando infine l'impatto delle singole fasi preliminari di trattamento dei substrati, si riscontra una ripartizione praticamente identica a quella riportata in figura 4.4, valida per la categoria cambiamento climatico. Anche in questo caso l'impatto maggiore è associato alla fase di stoccaggio di FORSU e letame, mentre il trasporto dei due substrati ha un impatto trascurabile, inferiore all'1% del totale.

4.1.1.4 Fossil resource scarcity

Il fattore di caratterizzazione, espresso in kg oil eq, è il consumo potenziale di combustibili fossili basato sul potere calorifico superiore (SimaPro, 2023).

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.4. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *fossil resource scarcity*

Processo	<i>Fossil resource scarcity</i> (kg oil eq)
Pirolisi	1418.33
AD mesofilia	-2008.86
AD termofilia	-3034.18
AD mesofilia + pirolisi	-1073.22
AD termofilia + pirolisi	-2187.62
AD mesofilia con biochar dose 1	-3529.53
AD termofilia con biochar dose 1	-6224.36
AD mesofilia con biochar dose 2	-2216.92
AD termofilia con biochar dose 2	-6342.29
Compostaggio	1371.02

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.4 con il seguente grafico:

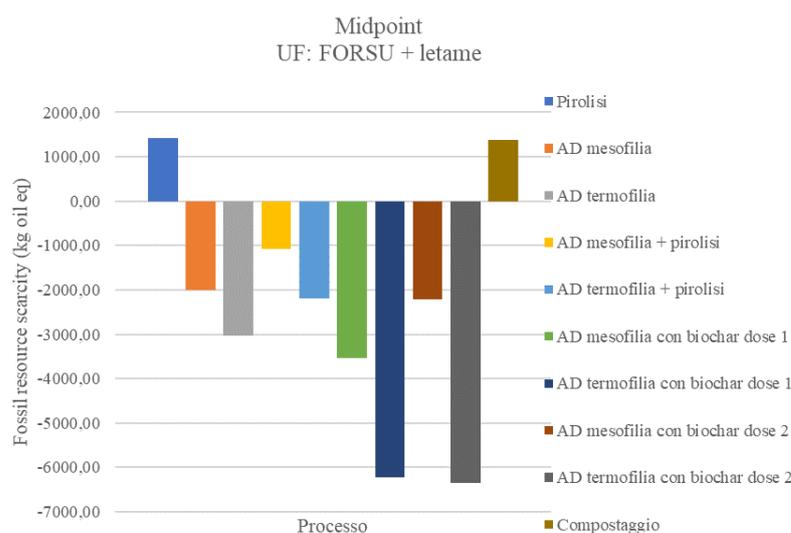


Figura 4.13. Impatto sulla categoria *fossil resource scarcity* (kg oil eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può notare in figura 4.13, i processi di pirolisi e di compostaggio risultano i peggiori, mentre tutti gli scenari che prevedono la digestione anaerobica dei substrati comportano un impatto totale negativo. Questo è conseguenza della maggiore quantità e del maggiore potere calorifico del biogas prodotto rispetto al piro-gas prodotto da pirolisi, con impatti evitati conseguentemente maggiori grazie all'impianto CHP. A differenza di quanto visto nei paragrafi precedenti, tuttavia, lo scenario con un impatto minore risulta essere quello di digestione anaerobica con una dose di biochar di 10 g/L. Va comunque evidenziato che anche riducendo la dose a 5 g/L si ottengono sostanzialmente gli stessi risultati.

Nella figura seguente viene riportato l'impatto legato a ciascuna fase di processo nello scenario con le performance ambientali migliori.

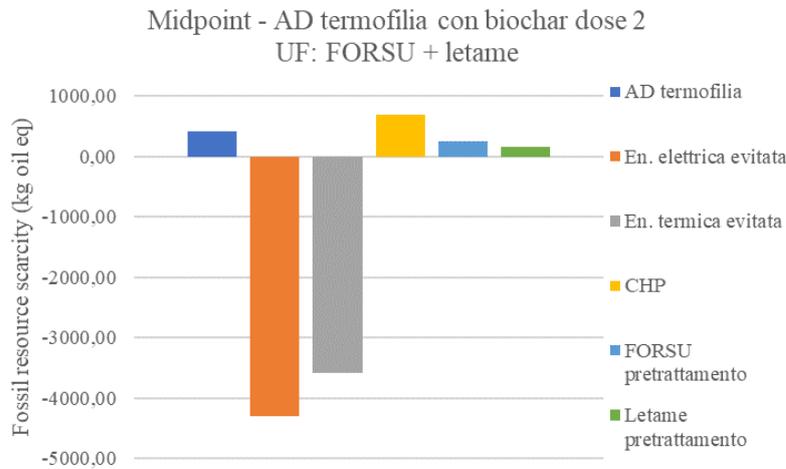


Figura 4.14. Impatto sulla categoria *fossil resource scarcity* (kg oil eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 10 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.14, la presenza dell'impianto di cogenerazione consente di ridurre gli impatti dovuti ai prodotti evitati come elettricità e calore. Considerando invece gli impatti netti positivi, ovvero depurati degli impatti evitati, l'impianto CHP ha un impatto non trascurabile, dovuto al consumo di combustibile, che si attesta intorno al 45% di tutti gli impatti positivi di questo scenario, mentre la digestione anaerobica ha un peso del 30% circa, dovuto principalmente al calore necessario al processo. Per tutti gli altri scenari analizzati, l'impianto CHP ha un peso molto variabile che aumenta all'aumentare della quantità di biogas prodotta. Il processo di pirolisi risulta essere il meno influenzato dalla presenza dell'impianto CHP, il cui impatto diminuisce al 5%, con il contributo maggiore, pari al 66%, fornito invece proprio dalla pirolisi stessa.

I processi preliminari di trasporto, stoccaggio e pretrattamento dei substrati hanno complessivamente un impatto non trascurabile sulla categoria in questione.

Il compostaggio, che insieme alla pirolisi comporta le performance peggiori sulla categoria *fossil resource scarcity*, ha un impatto relativo alle singole fasi di processo così ripartito:

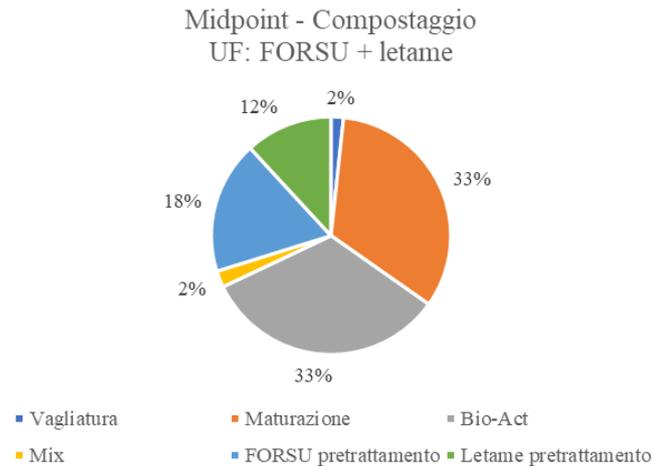


Figura 4.15. Impatto percentuale sulla categoria *fossil resource scarcity* secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame

Se si considerano tutte le fasi del processo risulta evidente di come ci sia una ripartizione sostanzialmente omogenea dell'impatto. Infatti, osservando la figura 4.15, si può notare come il pretrattamento dei substrati abbia circa lo stesso peso delle fasi di bio-ossidazione accelerata e maturazione.

Anche in questo caso, infine, l'impatto delle singole fasi di pretrattamento dei substrati è analogo a quello riportato in figura 4.4, in cui l'impatto maggiore è associato alla fase di stoccaggio della FORSU. Per il letame, questa sezione ha un impatto ancora maggiore dal momento che non sono previsti trattamenti preliminari del substrato in questione.

4.1.1.5 Altre categorie d'impatto

Dopo aver analizzato le principali categorie su cui i processi analizzati risultano avere un impatto globalmente più significativo, in questa sezione vengono citate ulteriori categorie su cui qualche processo nello specifico ha un impatto tale da essere menzionato.

La prima categoria è la *ionizing radiation*, il cui fattore di caratterizzazione che tiene conto dei livelli di esposizione per la popolazione si misura in kBq-Co-60 eq (SimaPro, 2023). Su di essa i processi che hanno un impatto maggiore risultano essere quello di pirolisi (235.7 kBq-Co-60 eq) e di compostaggio (531.82 kBq-Co-60 eq), mentre tutti i rimanenti scenari analizzati hanno un impatto negativo, dovuto principalmente all'energia elettrica evitata grazie all'impianto di cogenerazione. Nel dettaglio, il processo con le performance ambientali migliori risulta essere quello di digestione anaerobica in condizioni termofile con aggiunta di una dose di 10 g/L di biochar, che comporta un impatto di -1967.95 kBq-Co-60 eq sulla categoria in questione. Occorre inoltre segnalare che lo stesso scenario ma condotto in condizioni mesofile, presenta un contributo non trascurabile legato alla produzione del biochar alimentato al processo. In questo caso, infatti, l'energia elettrica evitata ha un impatto di -726.02 kBq-Co-60 eq, mentre la produzione di biochar comporta un impatto negativo pari a -288.96 kBq-Co-60 eq.

La categoria *land use* rappresenta la quantità di terra trasformata o occupata per un determinato periodo di tempo ed è quantificabile tramite l'unità di misura m^2y (SimaPro, 2023). La performance ambientale peggiore in questo caso è associata ai processi di digestione anaerobica in mesofilia e termofilia seguiti da pirolisi, con un valore

rispettivamente pari a 120.18 m²y e 104.83 m²y. In entrambi i casi, l'impatto maggiore è legato al consumo di combustibile dell'impianto di cogenerazione; tuttavia, grazie al recupero energetico, è possibile mitigare parzialmente il suo effetto negativo sulla categoria analizzata.

Il processo di compostaggio risulta in un impatto pari a 92.5 m²y inferiore rispetto ai due scenari sopra citati, in cui il contributo è sostanzialmente omogeneo riguardo tutte le fasi di processo.

Per la categoria *land use*, l'unico scenario con impatto totale negativo è quello di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar (-2.22 m²y).

L'ultima categoria da menzionare è la *human carcinogenic toxicity*, che può sempre rientrare nella categoria citata nel paragrafo 4.1.1.2. Anche in questo caso, gli scenari con le performance peggiori sono quelli di pirolisi e compostaggio, con impatti rispettivamente pari a 117.04 kg 1,4-DCB e 125.65 kg 1,4-DCB. Nel processo di pirolisi, il contributo maggiore è fornito dal calore necessario al riscaldamento della biomassa in ingresso al pirolizzatore.

4.1.2 ReCiPe Endpoint (H)

I fattori di caratterizzazione di questo metodo sono: 1) *human health*, misurato in anni tramite i DALYs, è espressa come i numeri di anni di vita persi e numeri di anni vissuti in condizioni di disabilità; 2) *ecosystems*, misurato in anni, rappresenta la perdita di specie in una determinata area in un certo periodo di tempo; 3) *resource scarcity*, misurato in USD2013, rappresenta il costo aggiuntivo della futura produzione di risorse in un arco di tempo infinito, considerando un tasso di sconto del 3% (SimaPro, 2023). Quindi con il metodo Endpoint vengono stimati i danni causati dalla nostra attività a ciascuna di queste tre categorie.

Nell'analisi sono state incluse tutte quelle categorie su cui i processi in esame hanno un impatto non trascurabile.

4.1.2.1 Mineral resource scarcity

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati, con il fattore di caratterizzazione espresso in USD2013:

Tabella 4.5. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *mineral resource scarcity*

Processo	<i>Mineral resource scarcity</i> (USD2013)
Pirolisi	1.13
AD mesofilia	-1.07
AD termofilia	-1.75
AD mesofilia + pirolisi	-0.13
AD termofilia + pirolisi	-0.86
AD mesofilia con biochar dose 1	-2.01
AD termofilia con biochar dose 1	-3.72
AD mesofilia con biochar dose 2	-0.96
AD termofilia con biochar dose 2	-3.59
Compostaggio	1.13

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.5 con il seguente grafico:

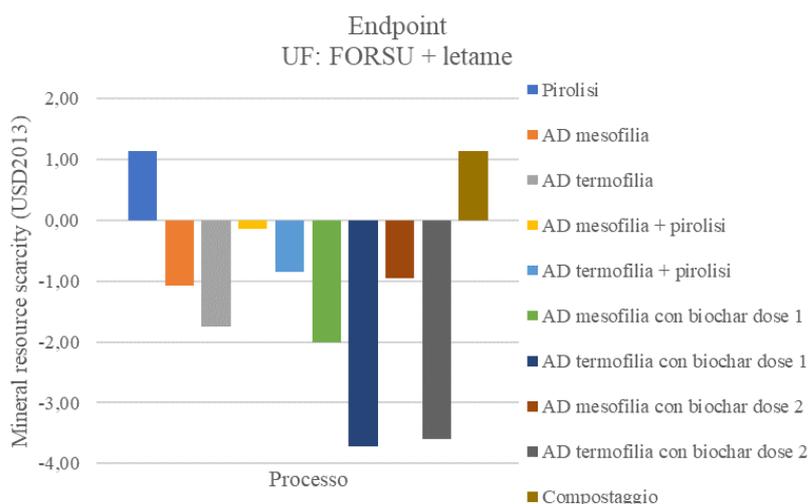


Figura 4.16. Impatto sulla categoria *mineral resource scarcity* (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.16, i processi con un impatto maggiore sulla categoria *mineral resource scarcity* risultano essere quelli di pirolisi e di compostaggio. La digestione anaerobica, invece, tramite la quale è possibile ottenere un'elevata produzione di biogas, risulta vantaggiosa se vengono considerati gli impatti evitati grazie al recupero energetico tramite cogenerazione. Questo effetto è particolarmente marcato quando la digestione è condotta in condizioni termofile, grazie alla maggiore quantità di biogas prodotta rispetto alle condizioni mesofile.

Nella figura seguente viene riportato l'impatto legato a ciascuna fase di processo nello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di biochar di 5 g/L.

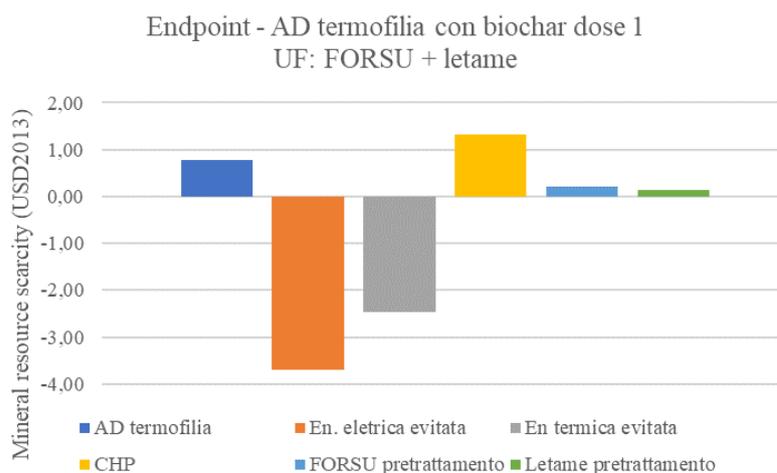


Figura 4.17. Impatto sulla categoria *mineral resource scarcity* (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.17, la presenza dell'impianto di cogenerazione consente di ridurre gli impatti dovuti ai prodotti evitati come elettricità e calore. Considerando invece gli impatti netti positivi, ovvero depurati degli impatti evitati, l'impianto CHP ha un impatto non trascurabile, dovuto al consumo di combustibile, che si attesta intorno al 54% di tutti gli impatti positivi di questo scenario, mentre la digestione anaerobica ha un peso del 30% circa, dovuto in larga misura al calore necessario al processo. Per tutti gli altri scenari di digestione anaerobica, il peso dell'impianto CHP si riduce al 40% dell'impatto totale, mentre nel processo di pirolisi diminuisce al 12%, con il contributo maggiore, pari al 56%, fornito invece proprio dalla pirolisi stessa.

I processi preliminari di trasporto, stoccaggio e pretrattamento dei substrati hanno generalmente un impatto decisamente inferiore, ad eccezione dello scenario 1, in cui hanno un peso del 25% circa di tutti gli impatti positivi.

Per quanto concerne il processo di compostaggio, l'impatto è equamente ripartito tra le diverse fasi, ad eccezione della miscelazione e della vagliatura che risultano essere trascurabili. In entrambi gli step di bio-ossidazione accelerata e maturazione l'impatto su questa categoria è legato all'utilizzo di energia elettrica necessario per il funzionamento dei ventilatori.

Riguardo le singole fasi preliminari di trattamento dei substrati, l'impatto maggiore è legato alla fase di stoccaggio a causa del sistema di ventilazione presente. Considerando invece il letame, data l'assenza di processi di pretrattamento, la sezione di stoccaggio impatta per l'82% del totale. In entrambi i casi gli impatti legati al trasporto delle materie prime all'impianto risultano trascurabili.

4.1.2.2 Fossil resource scarcity

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati, con il fattore di caratterizzazione espresso in USD2013:

Tabella 4.6. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *fossil resource scarcity*

Processo	<i>Fossil resource scarcity</i> (USD2013)
Pirolisi	471.86
AD mesofilia	-730.67
AD termofilia	-1082.37
AD mesofilia + pirolisi	-432.77
AD termofilia + pirolisi	-820.92
AD mesofilia con biochar dose 1	-1261.83
AD termofilia con biochar dose 1	-2205.75
AD mesofilia con biochar dose 2	-826.48
AD termofilia con biochar dose 2	-2268.51
Compostaggio	440.41

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.6 con il seguente grafico:

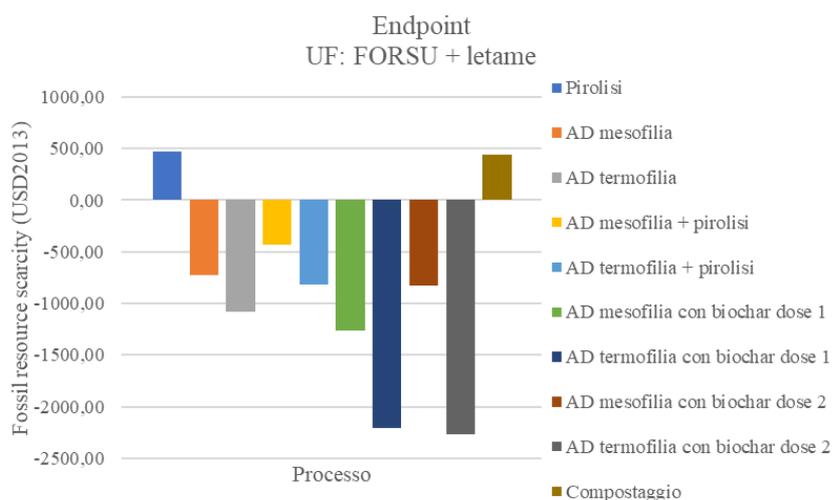


Figura 4.18. Impatto sulla categoria *fossil resource scarcity* (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

Globalmente questa risulta essere la categoria, calcolata tramite il metodo Endpoint, su cui i processi analizzati hanno un impatto maggiore. Come si può osservare in figura 4.18, l'andamento sulla categoria in questione è uguale a quello riportato in figura 4.16 per la categoria *mineral resource scarcity*. L'unica differenza riguarda lo scenario con le performance migliori che in questo caso risulta essere quello di digestione anaerobica in termofilia con una dose di biochar di 10 g/L, mentre nel caso precedente era quello con una dose di 5 g/L.

Nello scenario con performance migliori citato in precedenza, gli impatti netti positivi, ovvero depurati degli impatti evitati, legati all'impianto CHP e la digestione anaerobica

hanno sostanzialmente lo stesso impatto sulla categoria *fossil resource scarcity*. Nel processo di pirolisi l'impatto legato alla cogenerazione diminuisce al 3%, con il contributo maggiore, pari al 70%, fornito invece proprio dalla pirolisi stessa.

I processi preliminari di trasporto, stoccaggio e pretrattamento dei substrati hanno generalmente un impatto decisamente inferiore, ad eccezione dello scenario 1, in cui hanno un peso del 25% circa di tutti gli impatti positivi.

Nel processo di compostaggio l'impatto è equamente ripartito tra le diverse fasi, ad eccezione della miscelazione e della vagliatura che risultano essere trascurabili. In entrambi gli step di bio-ossidazione accelerata e maturazione l'impatto su questa categoria è legato all'utilizzo di energia elettrica necessario per il funzionamento dei ventilatori.

Riguardo le singole fasi preliminari di trattamento dei substrati, l'impatto maggiore è legato alla fase di stoccaggio a causa del sistema di ventilazione presente. Considerando invece il letame, data l'assenza di processi di pretrattamento, la sezione di stoccaggio impatta per l'82% del totale. In entrambi i casi gli impatti legati al trasporto delle materie prime all'impianto risultano trascurabili.

4.1.2.3 Altre categorie d'impatto

Dopo aver analizzato le principali categorie su cui i processi analizzati hanno un impatto globalmente più significativo, in questa sezione vengono citate ulteriori categorie su cui qualche processo nello specifico ha un impatto tale da essere menzionato. Complessivamente le due categorie analizzate hanno un impatto di qualche ordine di grandezza inferiore rispetto alle categorie *mineral* e *fossil resource scarcity*, ma un impatto superiore rispetto a tutte le altre categorie proposte dal metodo Endpoint.

La prima categoria è il *global warming, human health* espresso in DALY (SimaPro, 2023). Il cambiamento climatico, considerando il metodo Endpoint, causa danni sia alla salute umana sia agli ecosistemi. Tuttavia, nel caso dei processi analizzati in questa tesi risultano significativi solo i danni provocati sulla salute umana, mentre quelli causati sull'ecosistema risultano essere di parecchi ordini di grandezza minori.

Su di essa i processi che hanno un impatto maggiore risultano essere quello di pirolisi ($4.62 \cdot 10^{-3}$ DALY) e di compostaggio ($5.64 \cdot 10^{-3}$ DALY), seguiti dal processo di digestione anaerobica in mesofilia con pirolisi ($1.06 \cdot 10^{-3}$ DALY). Tutti i rimanenti scenari analizzati hanno un impatto negativo, dovuto principalmente all'energia elettrica evitata grazie all'impianto di cogenerazione. Nel dettaglio, il processo con le performance ambientali migliori risulta essere quello di digestione anaerobica in condizioni termofile con aggiunta di una dose di 5 g/L di biochar, che comporta un impatto di $-1.18 \cdot 10^{-3}$ DALY sulla categoria in questione.

La categoria *fine particulate matter formation*, quantificabile tramite l'unità di misura DALY, provoca danni solo sulla salute umana in seguito all'aumento di malattie respiratorie (SimaPro, 2023). La performance ambientale peggiore in questo caso è associata al processo di compostaggio con un valore pari a $3.41 \cdot 10^{-2}$ DALY, il cui contributo maggiore è legato alle emissioni gassose che avvengono nella fase di bio-ossidazione accelerata. Considerando invece il processo di digestione anaerobica, condurlo in condizioni di mesofilia provoca un impatto positivo ($1.54 \cdot 10^{-5}$ DALY) mentre in condizioni di termofilia comporta un impatto negativo ($-7.75 \cdot 10^{-4}$ DALY).

La performance ambientale migliore, invece, risulta essere associata al processo di digestione anaerobica in termofilia con una dose di 5 g/L di biochar ($-2.14 \cdot 10^{-3}$ DALY), grazie alla maggiore produzione di biogas destinato a recupero energetico.

4.1.3 IPCC2021 GWP100 (incl. CO₂ uptake)

Il fattore di caratterizzazione è il potenziale di riscaldamento globale con un orizzonte temporale di 100 anni (SimaPro, 2023). Con questo metodo è possibile analizzare diverse categorie d'impatto; nel caso specifico è stata scelta la categoria *fossil*, misurata in kg CO₂ eq.

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.7. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria cambiamento climatico con metodo IPCC

Processo	GWP100 (kg CO ₂ eq - fossil)
Pirolisi	4430.53
AD mesofilia	-5149.6
AD termofilia	-8002.28
AD mesofilia + pirolisi	-1914.21
AD termofilia + pirolisi	-5028.87
AD mesofilia con biochar dose 1	-9305.18
AD termofilia con biochar dose 1	-16788.1
AD mesofilia con biochar dose 2	-5231.11
AD termofilia con biochar dose 2	-16686.5
Compostaggio	4239.13

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.1 con il seguente grafico:

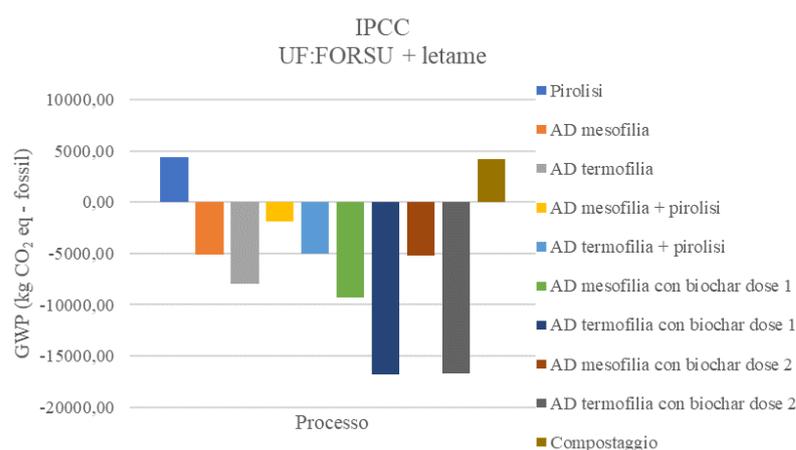


Figura 4.19. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO₂ eq - fossil) secondo il metodo IPCC dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

Confrontando il GWP calcolato con il metodo IPCC, riportato nella figura 4.19, con quello calcolato con il metodo Midpoint, riportato nella figura 4.1, è possibile evidenziare alcune differenze. Generalmente, le emissioni con il metodo IPCC risultano inferiori come si può notare nel caso di pirolisi e compostaggio; inoltre, gli altri scenari comportano tutti performance ambientali migliori.

Analizzando invece i singoli scenari, il processo di digestione anaerobica in mesofilia comporta un impatto negativo se calcolato con il metodo IPCC e positivo se calcolato con il metodo Midpoint.

Considerando gli impatti netti positivi, ovvero depurati degli impatti evitati, nel processo di digestione anaerobica in termofilia con una dose di biochar di 5 g/L, se calcolato con il metodo IPCC, l'impatto legato all'impianto CHP ha un valore pari al 46% del totale, mentre il 38% è legato alla digestione anaerobica. Nello stesso scenario, ma utilizzando il metodo Midpoint, risulta invece un peso maggiore legato all'impianto di cogenerazione. Lo stesso andamento è possibile riscontrarlo anche nei rimanenti scenari, deducendo di conseguenza che le emissioni legate al consumo di combustibile vengono sottostimate se calcolate con il metodo IPCC rispetto al metodo Midpoint.

Per quanto concerne il processo di compostaggio, viene riportata la seguente immagine:

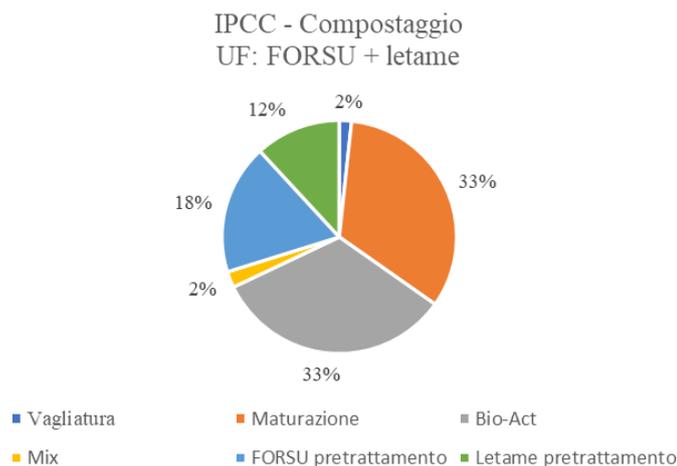


Figura 4.20. Impatto percentuale sulla categoria cambiamento climatico secondo il metodo IPCC dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame

A differenza di quanto ottenuto con il metodo Midpoint in cui l'impatto maggiore è legato alla fase di bio-ossidazione accelerata, come riportato in figura 4.3, tramite il metodo IPCC si ottiene un impatto maggiormente distribuito sulle varie fasi di processo. Infatti, le fasi di pretrattamento dei substrati e i due step principali del compostaggio hanno circa lo stesso impatto, come rappresentato in figura 4.20. Siccome con il metodo Midpoint l'impatto legato alla fase Bio-act è dovuto alle emissioni gassose per il 66% del totale, anche in questo si può quindi dedurre che tramite il metodo IPCC si ha un minore impatto legato proprio al minore contributo dovuto alle emissioni.

Per quanto concerne l'impatto dei pretrattamenti dei singoli substrati occorre sottolineare che non si presentano differenze a seconda del metodo utilizzato per il calcolo. Il loro contributo può quindi essere osservato in figura 4.4.

4.1.4 Cumulative Energy Demand (CED) – Non-renewable, fossil

Tramite questo metodo è possibile calcolare il consumo complessivo di energia secondo diverse fonti, con un fattore di caratterizzazione espresso in MJ (SimaPro, 2023). Nel caso specifico è stata scelta la categoria di energia fossile non rinnovabile richiesta dai processi analizzati.

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.8. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria energia fossile non rinnovabile

Processo	<i>Non-renewable, fossil (MJ)</i>
Pirolisi	$6.48 \cdot 10^4$
AD mesofilia	$-9.16 \cdot 10^4$
AD termofilia	$-1.38 \cdot 10^5$
AD mesofilia + pirolisi	$-4.89 \cdot 10^4$
AD termofilia + pirolisi	$-9.97 \cdot 10^4$
AD mesofilia con biochar dose 1	$-1.61 \cdot 10^5$
AD termofilia con biochar dose 1	$-2.84 \cdot 10^5$
AD mesofilia con biochar dose 2	$-1.01 \cdot 10^5$
AD termofilia con biochar dose 2	$-2.89 \cdot 10^5$
Compostaggio	$-6.27 \cdot 10^4$

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella con il seguente grafico:

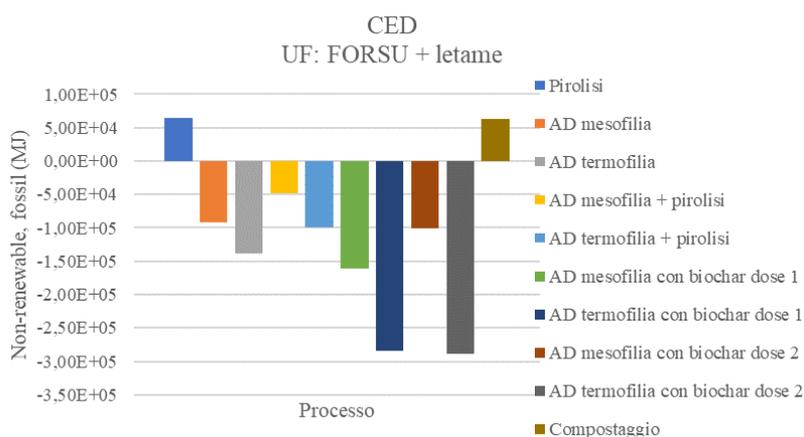


Figura 4.21. Impatto sulla categoria energia fossile non rinnovabile (MJ) secondo il metodo CED dei processi di trattamento della FORSU analizzati, con unità funzionale FORSU e letame

I processi che richiedono un consumo di energia maggiore e che quindi hanno un impatto maggiore su questa categoria sono anche in questo caso la pirolisi e il compostaggio. Questo

accade perché nel primo caso la quantità di piro-gas prodotta è relativamente bassa, quindi anche la presenza dell'impianto CHP non garantisce un effetto significativo come succede invece negli altri scenari, mentre nel secondo caso non è proprio previsto alcun recupero energetico. Nel complesso il processo che risulta in un minor impatto sulla categoria analizzata è la digestione anaerobica in termofilia con una dose di biochar di 10 g/L. In generale condurre il processo in termofilia è vantaggioso perché viene aumentata la produzione di biogas e di conseguenza è maggiore la quantità che può essere inviata al recupero energetico.

Nella figura seguente viene riportato l'impatto legato a ciascuna fase di processo nello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di biochar di 10 g/L.

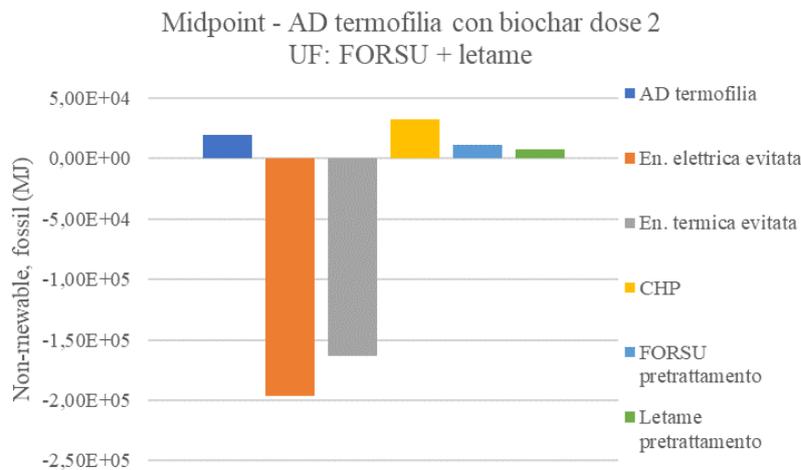


Figura 4.22. Impatto sulla categoria energia fossile non rinnovabile (MJ) secondo il metodo CED dei diversi step dello scenario di digestione anaerobica in termofilia con aggiunta di una dose di 10 g/L di biochar, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura 4.22, la presenza dell'impianto di cogenerazione consente di ridurre gli impatti dovuti ai prodotti evitati come elettricità e calore. Considerando invece gli impatti netti positivi, ovvero depurati degli impatti evitati, l'impianto CHP ha un impatto non trascurabile, dovuto al consumo di combustibile, che si attesta intorno al 46% di tutti gli impatti positivi di questo scenario, mentre la digestione anaerobica ha un peso del 28% circa, dovuto principalmente al calore necessario al processo. Per tutti gli altri scenari analizzati, l'impianto CHP ha un peso molto variabile che aumenta all'aumentare della quantità di biogas prodotta. Il processo di pirolisi risulta essere il meno influenzato dalla presenza dell'impianto CHP, il cui impatto diminuisce al 5%, con il contributo maggiore, pari al 66%, fornito invece proprio dalla pirolisi stessa.

I processi preliminari di trasporto, stoccaggio e pretrattamento dei substrati hanno complessivamente un impatto non trascurabile sulla categoria in questione.

Il compostaggio ha un impatto relativo alle singole fasi di processo così ripartito:

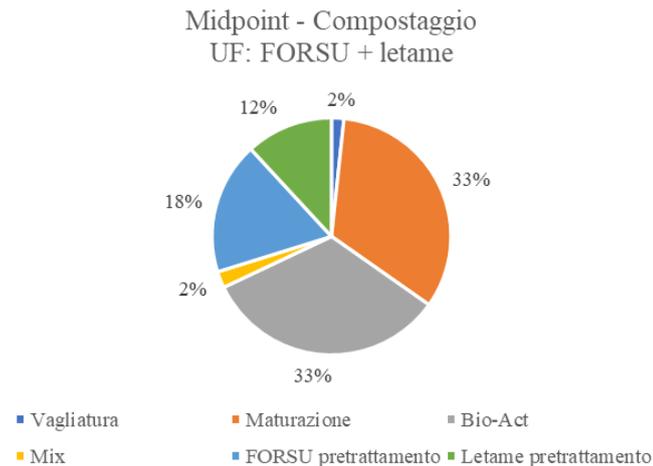


Figura 4.23. Impatto percentuale sulla categoria energia fossile non rinnovabile secondo il metodo CED dei diversi step del processo di compostaggio, con unità funzionale FORSU e letame

Come si può osservare in figura, l’impatto delle fasi del processo di compostaggio risulta pressoché omogeneo.

Analizzando infine i risultati ottenuti per gli step preliminari di trattamento dei substrati, anche in questo caso l’impatto maggiore sulla categoria è legato alla fase di stoccaggio.

4.2 Caso studio 2 – UF: 0.932 kg N/d

Questo secondo studio LCA è condotto tramite un approccio *from gate to gate*, ovvero dalla produzione degli ammendanti al loro utilizzo, per valutare l’impatto ambientale associato all’utilizzo degli stessi. Nell’analisi è stata inclusa anche l’urea al fine di avere un metro di paragone con un fertilizzante minerale largamente impiegato in agricoltura.

Anche in questo caso sono stati utilizzati i quattro metodi utilizzati per il primo LCA.

4.2.1 ReCipe Midpoint (H)

Nell’analisi sono state incluse tutte quelle categorie d’impatto su cui i processi in esame hanno un impatto non trascurabile.

4.2.1.1 Climate change

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.9. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria cambiamento climatico

Ammendante	GWP (kg CO ₂ eq)
Biochar	50.50
Digestato mesofilia	20.28
Digestato termofilia	5.33
Biochar mesofilia	33.94
Biochar termofilia	7.72
Digestato mesofilia con biochar dose 1	7.70
Digestato termofilia con biochar dose 1	-35.30
Digestato mesofilia con biochar dose 2	19.57
Digestato termofilia con biochar dose 2	-14.88
Compost	31.10
Urea	25.84

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.9 con il seguente grafico:

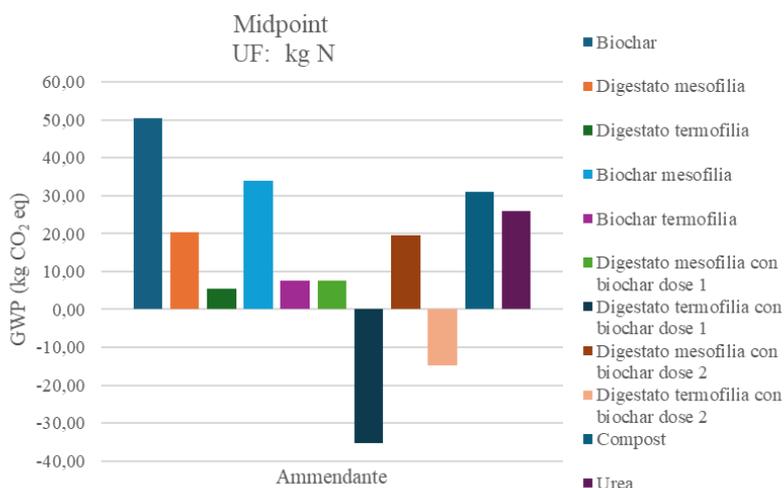


Figura 4.24. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO₂ eq) secondo il metodo Midpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto

Come si può osservare in figura 4.24, l'applicazione con un impatto maggiore sulla categoria cambiamento climatico risulta essere il biochar derivante da pirolisi, mentre la performance migliore si ottiene con il digestato liquido derivante da digestione anaerobica in termofilia con una dose di 5 g/L di biochar. Questo è dovuto all'impatto negativo associato alla produzione di questo ammendante, possibile grazie al recupero energetico tramite cogenerazione. Confrontando inoltre l'applicazione di urea si può notare come il suo utilizzo abbia un impatto ambientale sostanzialmente in linea con molti degli ammendanti analizzati. Questo può essere dovuto alla minore quantità di urea prodotta e

applicata visto il suo elevato contenuto di azoto. Infatti, per raggiungere il quantitativo di azoto desiderato sono necessari 2 kg di urea, mentre nel caso del biochar, ad esempio, sono necessari 37 kg giornalieri.

Nella figura seguente viene confrontato l'impatto legato a ciascuna fase di applicazione dei due ammendanti con rispettivamente impatto peggiore e migliore.

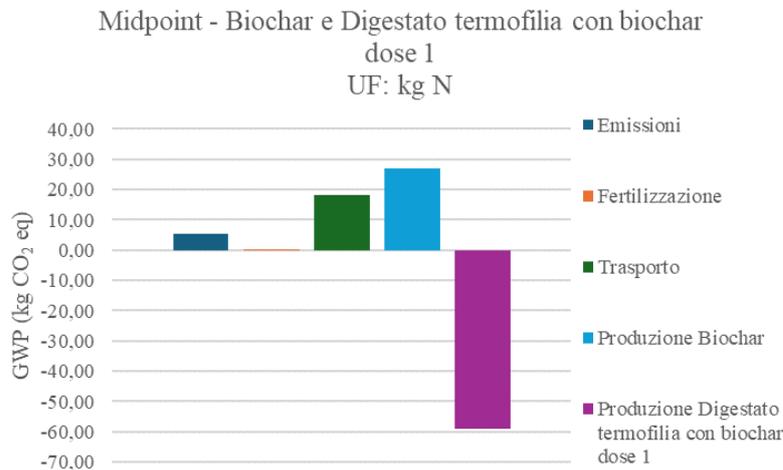


Figura 4.25. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO₂ eq) secondo il metodo Midpoint (H) dei diversi step dell'applicazione di biochar e digestato prodotto in termofilia con una dose di 5 g/L di biochar, con unità funzionale azoto

Come si può osservare in figura 4.25, l'impatto ambientale positivo legato all'applicazione di biochar è in larga parte causato dalla sua produzione; mentre, come già accennato in precedenza, la produzione di digestato è accompagnata da una elevata produzione di biogas che consente un recupero energetico e un impatto complessivo negativo.

Discorso a parte va fatto per l'urea in quanto, trattandosi di un fertilizzante minerale, secondo i calcoli riportati nel capitolo 3, produce una quantità inferiore di emissioni gassose pari a 4.77 kg CO₂ eq. La sua produzione invece è associata a un contributo pari a 2.84 kg CO₂ eq. Questo valore risulta inferiore se comparato alla produzione di molti degli ammendanti proposti; tuttavia, occorre fare presente che queste emissioni sono relative alla sola produzione di 2 kg di urea.

Inoltre, osservando il grafico 4.25, si evidenziano altri due aspetti importanti: la fertilizzazione in sé comporta un impatto trascurabile, mentre il trasporto dell'ammendante dall'impianto di produzione al campo su cui viene applicato è uno step cruciale per l'impatto totale sulla categoria cambiamento climatico.

A questo scopo, si è notato che riducendo la distanza di trasporto da 46.6 km a 10 km, si riscontra una diminuzione delle emissioni associate al trasporto stesso, passando da 18.16 kg CO₂ eq a 3.9 kg CO₂ eq. Inoltre, anche il tipo di trasporto scelto ha un'influenza notevole. Infatti, a parità di distanza percorsa, passando da un trasporto con trattore a un trasporto con camion euro6 si passa da 18.16 kg CO₂ eq a 7.04 kg CO₂ eq.

4.2.1.2 Terrestrial ecotoxicity

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.10. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *terrestrial ecotoxicity*

Ammendante	<i>Terrestrial ecotoxicity</i> (kg 1,4-DCB)
Biochar	91.68
Digestato mesofilia	70.98
Digestato termofilia	64.90
Biochar mesofilia	97.23
Biochar termofilia	86.11
Digestato mesofilia con biochar dose 1	66.07
Digestato termofilia con biochar dose 1	45.95
Digestato mesofilia con biochar dose 2	73.63
Digestato termofilia con biochar dose 2	57.94
Compost	75.53
Urea	83.95

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.10 con il seguente grafico:

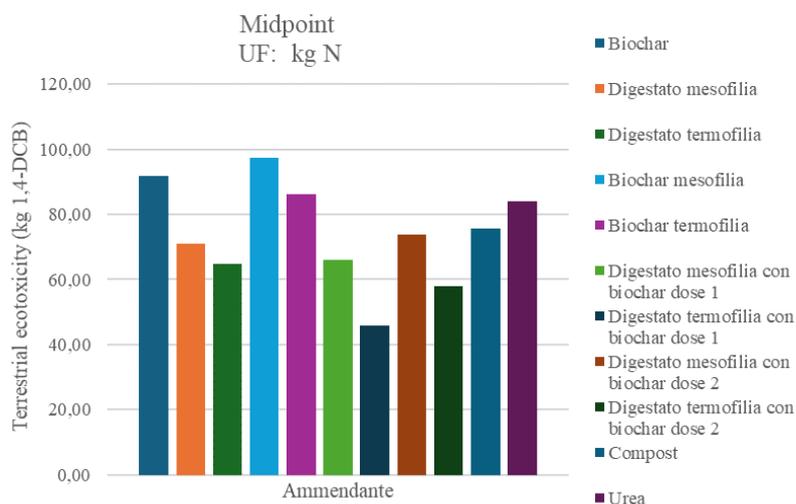


Figura 4.26. Impatto sulla categoria *terrestrial ecotoxicity* (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto

Come si può osservare in figura 4.26, l'applicazione con un impatto maggiore risulta essere il biochar prodotto a partire dal digestato derivante da digestione in mesofilia, mentre la performance migliore si ottiene anche in questo caso con il digestato liquido derivante da digestione anaerobica in termofilia con una dose di 5 g/L di biochar. Questo è dovuto all'impatto negativo associato alla produzione di questo ammendante, possibile grazie al recupero energetico tramite cogenerazione.

Nella figura seguente viene confrontato l'impatto legato alla sola fase di produzione dei diversi ammendanti.

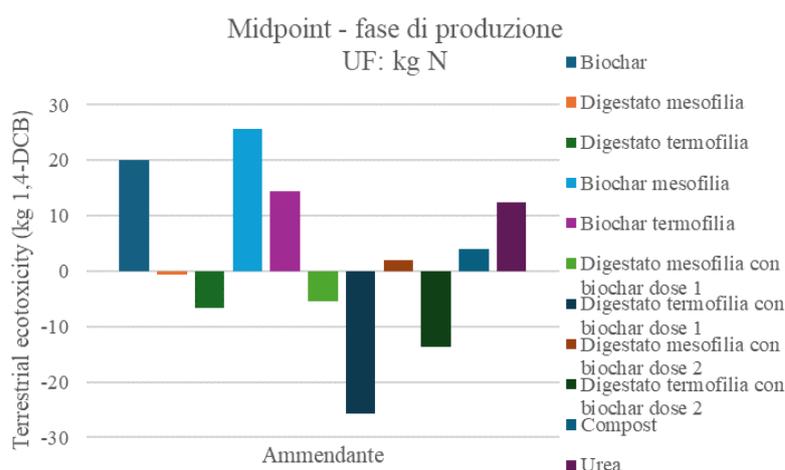


Figura 4.27. Impatto sulla categoria *terrestrial ecotoxicity* (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) delle fasi di produzione dei diversi ammendanti, con unità funzionale azoto

Come si può osservare in figura 4.27, la fase di produzione associata al biochar mesofilo è quella maggiormente impattante sulla categoria analizzata, motivo per cui questo ammendante risulta essere il peggiore per la categoria *terrestrial ecotoxicity*. I soli processi di digestione, invece, hanno nella quasi totalità dei casi una performance ambientale migliore.

Anche in questo caso lo step di fertilizzazione comporta un impatto trascurabile, mentre il trasporto dell'ammendante dall'impianto di produzione al campo è uno step cruciale per l'impatto totale sulla categoria *terrestrial ecotoxicity*. Infatti, considerando una distanza di trasporto pari a 46.6 km effettuata con un trattore, ne risulta un impatto pari a 71.3 kg 1,4-DCB. Riducendo la distanza di trasporto a 10 km, si riscontra una diminuzione delle emissioni associate al trasporto stesso fino a 15.3 kg 1,4-DCB.

Inoltre, anche il tipo di trasporto scelto ha un'influenza notevole. Infatti, a parità di distanza percorsa, passando da un trasporto con trattore a un trasporto con camion euro6 si passa da 71.3 kg 1,4-DCB a 117.94 kg 1,4-DCB. Si può notare che a differenza di quanto accade per la categoria cambiamento climatico, il trasporto con trattore risulta essere vantaggioso per la categoria *terrestrial ecotoxicity*.

Va infine sottolineato che su questa categoria le emissioni di N₂O dovute ai fertilizzanti non hanno alcun effetto.

4.2.1.3 Human non-carcinogenic toxicity

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.11. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *human non-carcinogenic toxicity*

Ammendante	<i>Human non-carcinogenic toxicity</i> (kg 1,4-DCB)
Biochar	58.23
Digestato mesofilia	52.14
Digestato termofilia	49.31
Biochar mesofilia	57.37
Biochar termofilia	52.62
Digestato mesofilia con biochar dose 1	49.89
Digestato termofilia con biochar dose 1	42.13
Digestato mesofilia con biochar dose 2	52.37
Digestato termofilia con biochar dose 2	46.09
Compost	53.92
Urea	54.65

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.11 con il seguente grafico:

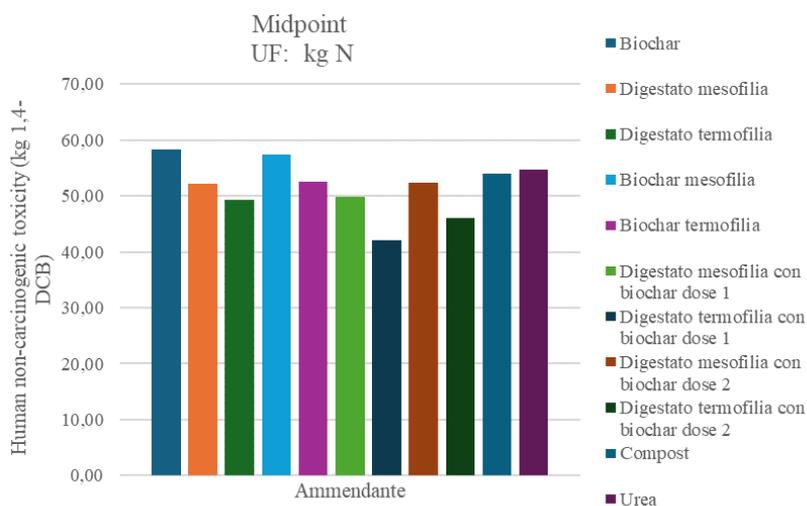


Figura 4.28. Impatto sulla categoria *human non-carcinogenic toxicity* (kg 1,4-DCB) secondo il metodo Midpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto

Come si può osservare in figura 4.28, l'applicazione con un impatto maggiore risulta essere il biochar prodotto da pirolisi, mentre la performance migliore si ottiene anche in questo caso con il digestato liquido derivante da digestione anaerobica in termofilia con una dose di 5 g/L di biochar. Questo è dovuto all'impatto negativo associato alla produzione di questo ammendante, possibile grazie al recupero energetico tramite cogenerazione.

Anche in questo caso lo step di fertilizzazione comporta un impatto trascurabile, mentre il trasporto dell'ammendante dall'impianto di produzione al campo è lo step maggiormente

impattante sulla categoria *human non-carcinogenic toxicity*. Infatti, considerando una distanza di trasporto pari a 46.6 km effettuata con un trattore, ne risulta un impatto pari a 52.39 kg 1,4-DCB. Riducendo la distanza di trasporto a 10 km, si riscontra una diminuzione delle emissioni associate al trasporto stesso fino a 11.24 kg 1,4-DCB.

Inoltre, anche il tipo di trasporto scelto ha un'influenza notevole. Infatti, a parità di distanza percorsa, passando da un trasporto con trattore a un trasporto con camion euro6 si passa da 52.39 kg 1,4-DCB a 5.56 kg 1,4-DCB.

Va infine sottolineato che anche su questa categoria le emissioni di N₂O dovute ai fertilizzanti non hanno alcun effetto.

4.2.1.4 Fossil resource scarcity

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.12. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *fossil resource scarcity*

Ammendante	<i>Fossil resource scarcity</i> (kg oil eq)
Biochar	12.46
Digestato mesofilia	2.75
Digestato termofilia	-5.19
Biochar mesofilia	-4.93
Biochar termofilia	-18.45
Digestato mesofilia con biochar dose 1	-3.86
Digestato termofilia con biochar dose 1	-24
Digestato mesofilia con biochar dose 2	0.33
Digestato termofilia con biochar dose 2	-16.39
Compost	6.21
Urea	6.18

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.12 con il seguente grafico:

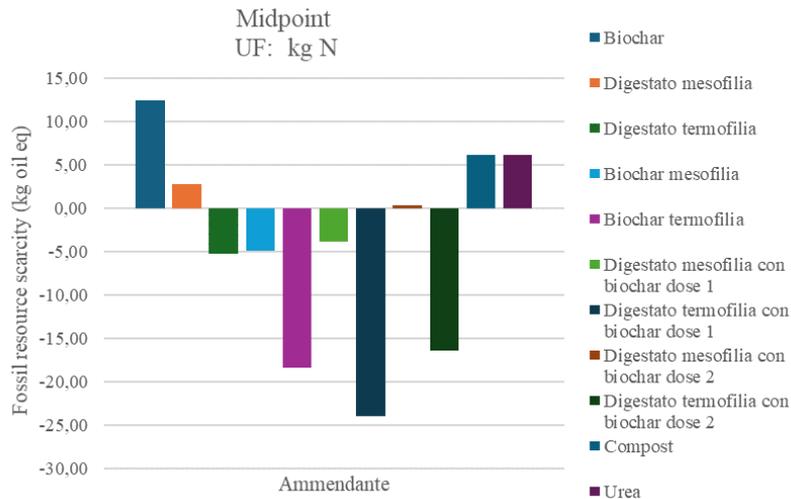


Figura 4.29. Impatto sulla categoria *fossil resource scarcity* (kg oil eq) secondo il metodo Midpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto

Come si può osservare in figura 4.29, l'applicazione con un impatto maggiore sulla categoria risulta essere il biochar prodotto da pirolisi, mentre la performance migliore si ottiene anche in questo caso con il digestato liquido derivante da digestione anaerobica in termofilia con una dose di 5 g/L di biochar. Questo è dovuto all'impatto negativo associato alla produzione di questo ammendante, possibile grazie al recupero energetico tramite cogenerazione.

Anche in questo caso lo step di fertilizzazione comporta un impatto trascurabile, mentre il trasporto dell'ammendante dall'impianto di produzione al campo è uno step cruciale dell'impatto sulla categoria *fossil resource scarcity*. Infatti, considerando una distanza di trasporto pari a 46.6 km effettuata con un trattore, ne risulta un impatto pari a 4.78 kg oil eq. Riducendo la distanza di trasporto a 10 km, si riscontra una diminuzione delle emissioni associate al trasporto stesso fino a 1.03 kg oil eq.

Inoltre, anche il tipo di trasporto scelto ha un'influenza notevole. Infatti, a parità di distanza percorsa, passando da un trasporto con trattore a un trasporto con camion euro6 si passa da 4.78 kg oil eq a 2.28 kg oil eq.

Va infine sottolineato che anche su questa categoria le emissioni di N₂O dovute ai fertilizzanti non hanno alcun effetto.

4.2.2 ReCiPe Endpoint (H)

Nell'analisi sono state incluse tutte quelle categorie su cui i processi in esame hanno un impatto non trascurabile.

4.2.2.1 Mineral resource scarcity

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati, con il fattore di caratterizzazione espresso in USD2013:

Tabella 4.13. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *mineral resource scarcity*

Ammendante	<i>Mineral resource scarcity</i> (USD2013)
Biochar	$4.46 \cdot 10^{-2}$
Digestato mesofilia	$3.74 \cdot 10^{-2}$
Digestato termofilia	$3.27 \cdot 10^{-2}$
Biochar mesofilia	$3.73 \cdot 10^{-2}$
Biochar termofilia	$2.93 \cdot 10^{-2}$
Digestato mesofilia con biochar dose 1	$3.35 \cdot 10^{-2}$
Digestato termofilia con biochar dose 1	$2.13 \cdot 10^{-2}$
Digestato mesofilia con biochar dose 2	$3.65 \cdot 10^{-2}$
Digestato termofilia con biochar dose 2	$2.65 \cdot 10^{-2}$
Compost	$3.96 \cdot 10^{-2}$
Urea	$4.15 \cdot 10^{-2}$

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.13 con il seguente grafico:

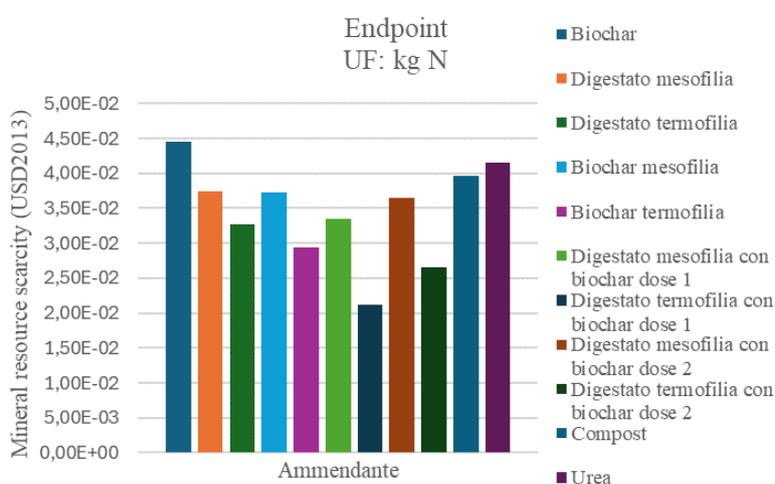


Figura 4.30. Impatto sulla categoria *mineral resource scarcity* (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto

Come si può osservare in figura 4.30, le applicazioni con un impatto maggiore sulla categoria risultano essere il biochar prodotto da pirolisi e l'urea. La digestione anaerobica, invece, tramite la quale è possibile ottenere un'elevata produzione di biogas, risulta vantaggiosa se vengono considerati gli impatti evitati grazie al recupero energetico tramite cogenerazione. Questo effetto è particolarmente marcato quando la digestione è condotta in condizioni termofile, grazie alla maggiore quantità di biogas prodotta rispetto alle condizioni mesofile.

Occorre inoltre sottolineare che le emissioni non hanno effetto su questa categoria, mentre il trasporto risulta essere lo step maggiormente impattante.

4.2.2.2 Fossil resource scarcity

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati, con il fattore di caratterizzazione espresso in USD2013:

Tabella 4.14. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria *fossil resource scarcity*

Ammendante	<i>Fossil resource scarcity</i> (USD2013)
Biochar	4.16
Digestato mesofilia	0.87
Digestato termofilia	-1.95
Biochar mesofilia	-2.31
Biochar termofilia	-7.11
Digestato mesofilia con biochar dose 1	-1.48
Digestato termofilia con biochar dose 1	-8.59
Digestato mesofilia con biochar dose 2	-0.05
Digestato termofilia con biochar dose 2	-5.96
Compost	2.07
Urea	2.10

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.14 con il seguente grafico:

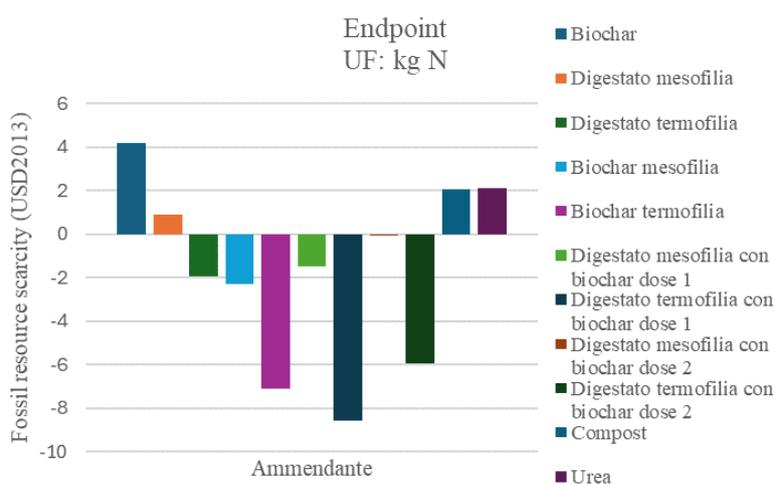


Figura 4.31. Impatto sulla categoria *fossil resource scarcity* (USD2013) secondo il metodo Endpoint (H) dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto

Come si può osservare in figura 4.31, l'applicazione con un impatto maggiore sulla categoria risulta essere il biochar prodotto da pirolisi, seguito dal compost e dall'urea che hanno circa lo stesso impatto. La digestione anaerobica, invece, tramite la quale è possibile ottenere un'elevata produzione di biogas, risulta vantaggiosa se vengono considerati gli impatti evitati grazie al recupero energetico tramite cogenerazione. Questo effetto è particolarmente marcato quando la digestione è condotta in condizioni termofile, grazie alla maggiore quantità di biogas prodotta rispetto alle condizioni mesofile.

Occorre inoltre sottolineare che le emissioni non hanno effetto su questa categoria, mentre il trasporto risulta essere lo step maggiormente impattante.

In conclusione, va evidenziato che per entrambi i metodi ReCiPe, le emissioni gassose che avvengono in seguito all'applicazione degli ammendanti in campo hanno effetti solo sulle categorie cambiamento climatico e *stratospheric ozone depletion*.

4.2.3 IPCC2021 GWP100 (incl. CO₂ uptake)

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.15. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria cambiamento climatico con metodo IPCC

Ammendante	GWP100 (kg CO ₂ eq)
Biochar	46.65
Digestato mesofilia	17.47
Digestato termofilia	-3.63
Biochar mesofilia	5.37
Biochar termofilia	-30.73
Digestato mesofilia con biochar dose 1	-0.10
Digestato termofilia con biochar dose 1	-54.97
Digestato mesofilia con biochar dose 2	12.17
Digestato termofilia con biochar dose 2	-33.03
Compost	28.22
Urea	24.92

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.15 con il seguente grafico:

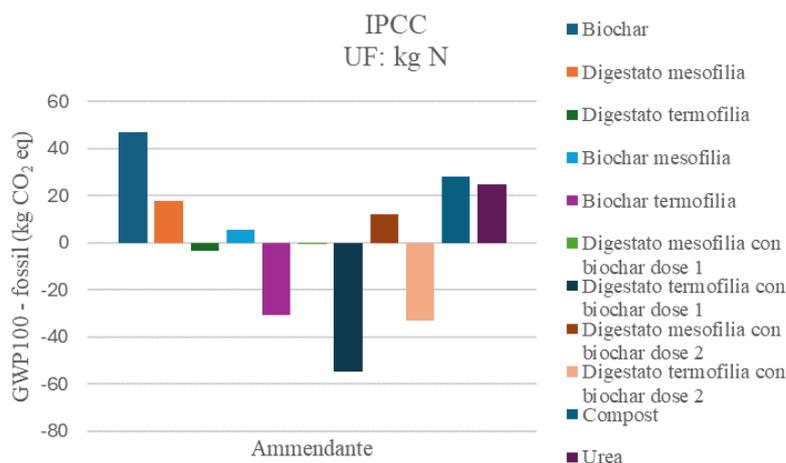


Figura 4.32. Impatto sulla categoria cambiamento climatico (kg CO₂ eq - fossil) secondo il metodo IPCC dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto

Con il metodo IPCC si ottengono valori sulla categoria analizzata inferiori rispetto a quelli che si ottengono con il metodo Midpoint. Questo è dovuto a un minore contributo di ciascun parametro che caratterizza le emissioni totali.

4.2.4 Cumulative Energy Demand (CED) – Non-renewable, fossil

Nella tabella seguente vengono riportati i risultati ottenuti per i diversi scenari analizzati:

Tabella 4.16. Impatto degli scenari analizzati sulla categoria energia fossile non rinnovabile

Ammendante	<i>Non-renewable, fossil</i> (MJ)
Biochar	570.06
Digestato mesofilia	126.88
Digestato termofilia	-235.55
Biochar mesofilia	-222.45
Biochar termofilia	-839.49
Digestato mesofilia con biochar dose 1	-174.56
Digestato termofilia con biochar dose 1	-1093.9
Digestato mesofilia con biochar dose 2	16.59
Digestato termofilia con biochar dose 2	-746.3
Compost	284.90
Urea	283.12

Si possono riassumere i risultati riportati in tabella 4.16 con il seguente grafico:

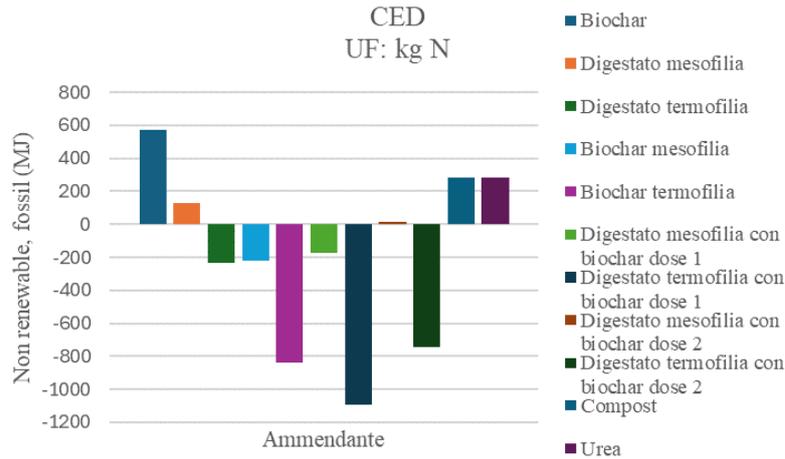


Figura 4.33. Impatto sulla categoria energia fossile non rinnovabile (MJ) secondo il metodo CED dell'applicazione dei diversi ammendanti analizzati, con unità funzionale azoto

I processi che richiedono un consumo di energia maggiore e che quindi hanno un impatto maggiore su questa categoria sono anche in questo caso la pirolisi, il compostaggio e la produzione di urea. Questo accade perché nel primo caso la quantità di piro-gas prodotta è relativamente bassa, quindi anche la presenza dell'impianto CHP non garantisce un effetto significativo come succede invece negli altri scenari, mentre nei rimanenti casi non è proprio previsto alcun recupero energetico. Nel complesso il processo che risulta in un minor impatto sulla categoria analizzata è la digestione anaerobica in termofilia con una dose di biochar di 5 g/L. In generale condurre il processo in termofilia è vantaggioso perché viene aumentata la produzione di biogas e di conseguenza è maggiore la quantità che può essere inviata al recupero energetico.

Le emissioni gassose associate alla fertilizzazione non hanno impatto considerando questo metodo e la fertilizzazione produce un contributo trascurabile. I due processi di maggiore impatto, secondo il metodo CED, sono il trasporto (219.15 MJ) e la produzione degli ammendanti, la cui entità naturalmente varia a seconda del tipo di ammendante analizzato.

5. Confronto risultati

Confrontare studi sull'analisi del ciclo vita è complesso perché coinvolge molteplici variabili e metodologie. Prima di tutto, ci sono diverse fasi coinvolte nella valutazione del ciclo di vita di un prodotto che possono essere valutate in modi diversi da diversi studi. Inoltre, le scelte di progettazione dello studio, come l'unità funzionale scelta, i confini del sistema e le allocazioni di impatto, possono variare notevolmente tra gli studi, influenzando direttamente i risultati finali. La disponibilità e la qualità dei dati possono essere variabili, e le tecnologie e le pratiche possono cambiare nel tempo, rendendo quindi difficile confrontare studi condotti in periodi diversi. Infine, ci possono essere differenze normative che influenzano le valutazioni e le conclusioni degli studi LCA. Tutto ciò rende fondamentale avere una certa cautela nel confrontare e interpretare i risultati di questa tipologia di studi.

Fatta questa doverosa premessa, in questo capitolo viene presentato un confronto tale da analizzare in maniera più completa il lavoro svolto nel corso di questa tesi e cercando eventualmente di determinare i punti critici dell'analisi svolta.

Innanzitutto, nelle analisi condotte da (Timonen *et al.*, 2019) e (Kyttä, Helenius and Tuomisto, 2021), vengono utilizzati diversi metodi di allocazione come allocazione di massa, allocazione energetica o economica per condurre uno studio LCA sullo stesso processo. I risultati ottenuti dagli autori hanno evidenziato che, cambiando il metodo di allocazione, si può giungere a conclusioni sostanzialmente diverse (Timonen *et al.*, 2019; Kyttä, Helenius and Tuomisto, 2021). Questo a dimostrazione della difficoltà di condurre questo tipo di analisi, come accennato all'inizio del capitolo.

Secondo quanto riportato da (Timonen *et al.*, 2019), le emissioni relative alla fase di generazione dei rifiuti non vengono considerate perché considerati come materie di scarto. Gli autori analizzano in due fasi diverse l'impatto legato alla produzione di digestato, comprendente anche l'utilizzo di biogas in un impianto CHP, e l'impatto legato all'utilizzo di digestato come ammendante. Considerando un'allocazione di massa, con unità funzionale kg N, gli autori hanno evidenziato un impatto associato alla produzione sulla categoria cambiamento climatico pari 1.1-1.6 kg CO₂ eq/kg N, variabile a seconda dello scenario analizzato. In generale la produzione di digestato ha un impatto inferiore rispetto alla produzione di fertilizzanti minerali. Questo risultato conferma quanto determinato in questa tesi, dove la produzione di urea ha un impatto maggiore rispetto alla produzione di digestato. Inoltre, secondo gli autori l'impatto maggiore associato alla fase di produzione riguarda l'impianto CHP, mentre il trasporto delle materie prime all'impianto è trascurabile, a conferma dei risultati esposti nel capitolo precedente (Timonen *et al.*, 2019).

Un aspetto che è stato trascurato è lo stoccaggio del digestato prima del suo utilizzo in campo. Infatti, mentre i fertilizzanti chimici azotati non generano emissioni durante lo stoccaggio, il digestato può perdere ammoniaca per evaporazione durante questa fase. Tuttavia, gli autori hanno evidenziato che le emissioni durante lo stoccaggio di questo fertilizzante organico non sono significative, quindi l'omissione di questo contributo si può ritenere accettabile (Timonen *et al.*, 2019).

Un'ulteriore analogia con i risultati ottenuti riguarda le emissioni causate dall'applicazione di ammendanti. Infatti, le emissioni calcolate relative al digestato risultano essere pari a 5.36 kg CO₂ eq, mentre quelle relative all'urea pari a 4.77 kg CO₂ eq. Questi risultati sono consistenti con quelli ottenuti da (Timonen *et al.*, 2019), secondo cui le emissioni dirette e indirette di N₂O sono rispettivamente pari a 4.7 kg CO₂ eq/kg N e 2 kg CO₂ eq/kg per il

digestato e 4.6 kg CO₂ eq/kg N e 1.5 kg CO₂ eq/kg N per il fertilizzante minerale (Timonen *et al.*, 2019).

Un aspetto critico di quanto riportato in questa tesi può riguardare invece la fase di trasporto degli ammendanti. Infatti, dal momento che i fertilizzanti minerali risultano più concentrati, a parità di quantità di azoto, ne è necessaria una minore quantità rispetto al digestato. Gli autori riportano quindi che il trasporto del digestato causa più emissioni rispetto al trasporto di un fertilizzante minerale (Timonen *et al.*, 2019; Kyttä, Helenius and Tuomisto, 2021).

Nell'articolo di (Kyttä, Helenius and Tuomisto, 2021), viene invece valutato il consumo di energia e le emissioni di gas serra associate alla produzione di avena usando diversi fertilizzanti. Il vantaggio del digestato, rispetto agli altri ammendanti proposti nell'articolo, è che può essere utilizzando senza ulteriori pretrattamenti (Kyttä, Helenius and Tuomisto, 2021).

Anche in questo caso il trasporto del digestato è significativo e cresce linearmente al crescere della distanza, risultato che si può osservare anche nel capitolo 4 di questa tesi. Il digestato presenta un impatto sulla categoria cambiamento climatico intorno a 10 kg CO₂ eq/kg N e l'impatto maggiore è dovuto alle emissioni dirette ed indirette con un valore simile a quello ottenuto da (Timonen *et al.*, 2019). La produzione in questo caso non è considerata nell'impatto in quanto il digestato viene considerato come rifiuto (Kyttä, Helenius and Tuomisto, 2021).

Inoltre, viene valutato l'uso di energia tramite il metodo CED e ne consegue un valore pari a circa 35 MJ/kg N per il digestato, con contributo maggiore associato al trasporto, mentre la produzione anche in questo caso non ha impatto (Kyttä, Helenius and Tuomisto, 2021). Questo risultato supporta quanto ottenuto in questa tesi in cui l'impatto associato al trasporto calcolato con il metodo CED risulta significativo.

Nell'articolo di (Bartocci *et al.*, 2020), viene valutato l'impatto ambientale dell'uso diretto del digestato oppure il compostaggio del digestato e poi applicazione in campo, con unità funzionale di 1 tonnellata di *food waste* trattato. Secondo gli autori, il compostaggio del digestato non presenta vantaggi sull'ecosistema, perché l'impatto sulla suddetta categoria è legato al contenuto di metalli pesanti che non presenta una sostanziale variazione tra i due ammendanti. Tuttavia, questo successivo processo di compostaggio impatta notevolmente sul cambiamento climatico a causa dell'uso di energia. L'utilizzo del digestato ha maggiore impatto sulla categoria *marine ecotoxicity*, principalmente a causa del nickel contenuto in acqua. I metalli pesanti, infatti, provocano impatti sull'ecosistema e sulla tossicità umana (Bartocci *et al.*, 2020). Nel corso di questa tesi, nessuna di queste categorie è risultata particolarmente influenzata dai processi in esame, probabilmente perché è stato omesso il contributo legato ai metalli.

Risulta inoltre interessante riportare quanto ottenuto su due categorie come *acidification* ed *eutrophication potential*. Infatti, nell'analisi sono state considerate anche le emissioni di nitrati e fosfati in acqua e le emissioni dovute alla volatilizzazione di ammoniaca. L'utilizzo di digestato come ammendante risulta in un impatto superiore al 50% su queste due categorie proprio a causa del *leaching* di nitrati e fosfati, mentre l'impatto sul cambiamento climatico si riduce al 20%, dovuto in larga parte alle emissioni di ossidi di azoto (Bartocci *et al.*, 2020). Ne consegue quindi che il non aver considerato i contributi legati alle emissioni di ammoniaca e nitrati, può risultare un punto critico della tesi.

Nell'articolo di (Slorach *et al.*, 2019), viene valutato l'impatto ambientale di diversi trattamenti del *food waste* generato a livello domestico, tra cui digestione anaerobica in condizioni di mesofilia e compostaggio. L'unità funzionale scelta è 1 tonnellata di *food waste* e lo studio è stato condotto con un approccio *from cradle to grave*. Complessivamente, considerando tutte le categorie d'impatto, il processo di digestione

anaerobica risulta essere il più vantaggioso grazie ai crediti relativi all'energia elettrica prodotta a partire dal biogas in un impianto CHP. Nello specifico, la digestione anaerobica ha un impatto sulla categoria cambiamento climatico pari a -31.6 kg CO₂ eq/t FW, mentre il compostaggio pari a 77.5 kg CO₂ eq/t FW. In quest'ultimo caso, il contributo è ripartito in utilizzo di energia (34 kg CO₂ eq/t FW), trasporto (26 kg CO₂ eq/t FW) ed emissioni che avvengono durante il processo (15.4 kg CO₂ eq/t FW). Questo risultato presenta alcune differenze rispetto a quanto ottenuto in questa tesi. Infatti, analizzando quanto riportato nel capitolo 4, si può notare che il maggior impatto associato al processo di compostaggio è dovuto principalmente alla fase di bio-ossidazione accelerata, in cui le emissioni impattano per il 66% del totale (2854.5 kg CO₂ eq/FU) mentre il trasporto delle materie prime risulta essere trascurabile, a differenza di quanto sottolineato dagli autori (Slorach *et al.*, 2019).

Considerando invece la categoria *fossil depletion*, la digestione anaerobica risulta in un impatto pari -19.8 kg oil eq/ t FW, con il contributo maggiore legato al trasporto (8.8 kg oil eq/t FW), mentre il compostaggio ha le performance peggiori (20.3 kg oil eq/t FW), con il contributo maggiore legato al consumo di energia (9.9 kg oil eq/t FW). Ciò è dovuto all'assenza di recupero energetico (Slorach *et al.*, 2019). I risultati ottenuti in questa tesi trovano conferma riguardo il processo di compostaggio che globalmente risulta meno vantaggioso, con un impatto pari a 1371 kg oil eq/FU dovuto in larga parte all'energia elettrica necessaria a condurre il processo. Tuttavia, ci sono delle discrepanze riguardo lo scenario di digestione anaerobica. Infatti, nonostante globalmente il processo presenti le performance migliori (-2008.86 kg oil eq/FU), raggiungendo risultati ancora migliori se condotto in termofilia, l'impatto legato al trasporto delle materie prime risulta trascurabile. Questo può essere dovuto alla maggiore quantità di materie prime trattate nel caso in esame, risultando quindi in una ottimizzazione della fase di trasporto.

È infine interessante riportare l'impatto sulla categoria *water depletion*. In accordo con i calcoli presentati in precedenza, entrambi i processi di digestione anaerobica sono associati a un notevole consumo d'acqua. L'articolo in questione, invece, presenta un impatto negativo nella suddetta categoria, con un valore pari a -274 m³/ t FW (Slorach *et al.*, 2019). Una possibile spiegazione può essere legata alle condizioni in cui viene condotto il processo: nel caso esposto in questa tesi, infatti, la digestione è condotta in condizioni umide, il che comporta quindi la necessità di alimentare una notevole quantità di acqua al digestore.

L'articolo di (Zhang *et al.*, 2021) si pone l'obiettivo di determinare l'impatto ambientale di diversi metodi di gestione del letame attraverso uno studio LCA condotto tramite il metodo CML IA baseline e con unità funzionale la quantità di letame prodotta annualmente dall'allevamento in questione. In particolare, vengono valutate tre diverse configurazioni: 1) utilizzo diretto del letame, 2) mono-digestione anaerobica e 3) co-digestione anaerobica. La digestione in entrambi i casi viene condotta in condizioni mesofile. Nell'analisi viene considerata la presenza dell'impianto CHP e si considerano anche le emissioni di CH₄ dovute a combustione incompleta o perdite e le emissioni di N₂O (Zhang *et al.*, 2021). Questo può portare a delle discrepanze con i risultati ottenuti in questa tesi in quanto questa tipologia di emissioni non è considerata per l'impianto CHP.

Considerando il processo di digestione anaerobica, il consumo di energia ha un impatto sulle categorie *human* ed *eco-toxicity*, come peraltro viene evidenziato nel capitolo 4. Infatti, considerando ad esempio la categoria *terrestrial ecotoxicity*, si è riscontrato un impatto pari a 1398.05 kg 1,4-DCB/FU dovuto al calore necessario al processo. Ovviamente questo effetto è mitigato dalla presenza dell'impianto CHP e dai conseguenti prodotti evitati come elettricità e calore.

Una sostanziale differenza, già riscontrata nell'articolo di (Bartocci *et al.*, 2020), riguarda le emissioni dovute all'applicazione del digestato. Infatti, vengono considerate le emissioni

di N_2O , NH_3 e quelle dovute a *leaching*, mentre le emissioni di CH_4 vengono trascurate. Questo ha un effetto significativo sulle categorie *acidification* e *eutrophication potential*, che invece nel caso oggetto di studio in questa tesi non presentano particolare rilevanza. Occorre infine sottolineare che, secondo quanto determinato dagli autori, l'applicazione diretta del letame presenta un impatto peggiore su molte delle categorie analizzate, mentre le performance migliori risultano essere associate alla co-digestione di letame e insilato di erba grazie ai crediti derivanti dalla produzione di biogas (Zhang *et al.*, 2021). Da questo si evince la necessità di sfruttare il letame in maniera alternativa rispetto alla sua diretta applicazione in campo, indipendentemente dagli effetti che il suo utilizzo può avere sulla qualità e sulle proprietà del suolo stesso.

Nell'articolo di (Mondello *et al.*, 2017), viene analizzato l'impatto ambientale del trattamento di *food waste* confrontando diversi possibili scenari, con unità funzionale di 1 t di *food waste*. I confini del sistema comprendono i processi di raccolta, pretrattamento e trattamento del substrato.

Una prima analisi si può fare riguardo le rese di processo. Infatti, secondo gli autori, il compost ottenuto corrisponde al 21% del materiale totale in ingresso, mentre in questa tesi può risultare sovrastimata la produzione di compost (Mondello *et al.*, 2017).

Per quanto riguarda gli impatti ambientali, senza considerare i prodotti evitati, la digestione anaerobica comporta minori impatti sulla categoria cambiamento climatico (66 kg CO_2 eq/FU) rispetto al processo di compostaggio, con il maggior contributo associato all'elettricità usata nei pretrattamenti e nel processo stesso (Mondello *et al.*, 2017). Analizzando invece quanto ottenuto in questa tesi, si conferma che l'impatto maggiore è associato al processo di digestione anaerobica, a maggior ragione se viene condotta in condizioni di termofilia, ma l'impatto dei pretrattamenti risulta decisamente inferiore.

Nel caso del compostaggio, avente un impatto pari a 99.2 kg CO_2 eq/FU, l'impatto maggiore è associato all'uso dell'elettricità per il 51.9% (Mondello *et al.*, 2017). Questo è parzialmente verificato anche nella tesi in esame, ma bisogna tener conto del contributo non indifferente associato alle emissioni che avvengono durante il compostaggio stesso.

Analizzando l'impatto su tutte le categorie, la raccolta presenta complessivamente un contributo trascurabile, come peraltro dimostrato in questa tesi. Tuttavia, si riscontrano differenze riguardo il processo di digestione anaerobica. Gli autori (Mondello *et al.*, 2017), infatti, riportano un contributo significativo dei pretrattamenti, mentre, secondo quanto ottenuto nella tesi, i trattamenti preliminari risultano sicuramente meno impattanti rispetto al processo di digestione e all'impianto CHP. Questo può anche essere dovuto a una sottostima dei consumi elettrici necessari ai pretrattamenti analizzati e alla tipologia di pretrattamenti presenti.

Considerando invece gli impatti evitati, ovvero l'elettricità prodotta tramite combustione del biogas derivante dal processo, lo scenario di digestione anaerobica risulta in impatti globali negativi pari a -93.2 kg CO_2 eq/FU, confermando i risultati esposti nel capitolo 4 di questa tesi (Mondello *et al.*, 2017).

Per quanto concerne la produzione di biochar tramite pirolisi è interessante riportare lo studio condotto da (Hamedani *et al.*, 2019), che hanno valutato l'impatto ambientale associato alla produzione e applicazione di questo ammendante tramite un'analisi *from cradle to gate* con unità funzionale 1 t di biochar utilizzando il metodo Impact2002+.

Innanzitutto, occorre precisare che a seconda del substrato di partenza si possono ottenere anche risultati diametralmente opposti. Per esempio, utilizzando salice come substrato si ha un consumo minore di energia rispetto all'utilizzo di letame (-16830 vs. 6100 MJ/t). Lo stesso risultato si ottiene anche per altre categorie d'impatto, tra cui *ionizing radiation*. Questo, secondo gli autori, è dovuto alla maggiore produzione di gas naturale con salice

come substrato, risultando di conseguenza in impatti evitati maggiori. Al tempo stesso si riscontrano impatti maggiori in categorie come *terrestrial* e *aquatic ecotoxicity* principalmente a causa della fase di coltivazione del salice (Hamedani *et al.*, 2019). In virtù di ciò si rende necessario utilizzare un substrato che abbia un impatto poco significativo per la produzione del biochar stesso, come ad esempio la FORSU in qualità di scarto.

Sulla categoria cambiamento climatico in entrambi i casi si riportano impatti negativi in quanto gli autori considerano le emissioni di CO₂ e N₂O evitate in seguito all'applicazione di biochar, ipotesi che in questa tesi non è stata presa in considerazione (Hamedani *et al.*, 2019). Di conseguenza, la differenza tra gli impatti riscontrati nell'articolo e quelli riportati nella tesi può essere legata a questo fattore.

Sono inoltre valutati gli impatti sulle categorie endpoint. L'applicazione di biochar ha un impatto significativo sul cambiamento climatico grazie agli impatti evitati dovuti alla sua applicazione al posto di fertilizzanti minerali. Sulla categoria in questione l'impatto positivo è sostanzialmente diviso tra il calore necessario al processo e i pretrattamenti del letame, mentre il trasporto risulta essere trascurabile per tutte le categorie endpoint (Hamedani *et al.*, 2019). Risultato simile è stato esposto nel capitolo precedente, in cui l'impatto sulla maggioranza delle categorie endpoint è legato al pirolizzatore e ai pretrattamenti del substrato.

Nell'articolo di (Caiardi *et al.*, 2022) si valutano i possibili benefici ambientali legati all'aggiunta di uno step di pirolisi successivo alla digestione anaerobica, tramite uno studio LCA condotto con un approccio *from cradle to grave* e con unità funzionale di 1 tonnellata di biomassa secca.

Considerando il solo scenario di digestione anaerobica, il processo stesso e la successiva cogenerazione del biogas prodotto hanno un impatto significativo su 9 delle 16 categorie analizzate, mentre sulle restanti impatta in maggior misura lo spargimento del digestato liquido. Nel primo caso l'impatto è dovuto in larga parte all'aggiunta di cloruro di ferro per la desolforizzazione del gas, uno step che in questa tesi non è stato considerato in quanto si è supposto di alimentare direttamente il biogas al cogeneratore. Questo, nonostante presenti sicuramente una semplificazione, non ha portato a una variazione significativa sui risultati in quanto, come si può osservare nel capitolo 4, lo step di cogenerazione risulta uno dei più impattanti, seguito da quello di digestione anaerobica. Per quanto riguarda invece l'impatto del digestato liquido, occorre segnalare che anche in questo caso si riscontrano effetti su categorie come *particulate matter formation*, *acidification* e *eutrophication potential* a causa delle emissioni di ammoniaca, anidride carbonica e lisciviazione (Caiardi *et al.*, 2022). Di conseguenza, come già evidenziato in precedenza, l'aver omesso questi contributi può presentare una criticità nel lavoro svolto. Al tempo stesso, gli autori (Caiardi *et al.*, 2022) confermano che le emissioni evitate sono maggiori delle emissioni totali per quasi tutte le categorie analizzate, confermando quanto ottenuto nella tesi.

Analizzando invece il secondo scenario con aggiunta di pirolisi, (Caiardi *et al.*, 2022) riscontrano una diminuzione dell'impatto associato alla digestione anaerobica e all'impianto di cogenerazione. Questo è osservabile anche nel lavoro svolto in questa tesi. Infatti, considerando gli impatti netti positivi della digestione anaerobica in condizioni mesofile si riscontra un contributo pari al 34% del totale associato alla digestione e un contributo del 50% associato all'impianto CHP. Aggiungendo il processo di pirolisi, il primo impatto scende al 22% del totale, mentre il secondo presenta una diminuzione non particolarmente significativa.

Una sostanziale differenza riguarda invece il metodo di rimozione del contenuto di umidità della biomassa in ingresso al pirolizzatore. Infatti, mentre nella presente tesi si è supposto di utilizzare una centrifugazione, gli autori hanno sfruttato l'utilizzo di una fonte di calore proveniente da gas naturale. Nel primo caso l'impatto associato alla centrifugazione risulta

trascurabile, mentre secondo quanto riportato da (Caiardi *et al.*, 2022) risultano impatti notevoli su categorie come *climate change*, *ozone depletion* e *fossil resource scarcity*. (Caiardi *et al.*, 2022) hanno ipotizzato di sfruttare anche l'olio proveniente da pirolisi e valorizzarlo tramite cogenerazione, mentre nel presente lavoro si è ipotizzato di trattarlo come uno scarto. Inoltre, nell'impatto legato all'applicazione di fertilizzanti, gli autori hanno incluso anche gli impatti evitati dall'uso di fertilizzanti chimici. Di conseguenza, questa considerazione può portare ad alcune discrepanze tra i risultati ottenuti da (Caiardi *et al.*, 2022) e quelli presentati nella tesi.

Analizzando infine l'impatto sulla categoria cambiamento climatico si può effettuare un paragone. (Caiardi *et al.*, 2022) riportano un impatto pari a -769 kg CO₂ eq/t biomassa per lo scenario di digestione anaerobica, e un impatto pari a -604 kg CO₂ eq/t biomassa per lo scenario che include anche la pirolisi. Secondo quanto esposto nel capitolo 4, invece la digestione condotta in mesofilia comporta un impatto pari a -3254 kg CO₂ eq/FU, mentre l'aggiunta di pirolisi risulta in un impatto totale di 1141 kg CO₂ eq/FU. Lo stesso andamento si può riscontrare anche nelle condizioni di termofilia, indicando quindi che almeno per la categoria in questione, l'aggiunta dello step di pirolisi non porta a particolari benefici.

Un risultato opposto è stato invece ottenuto da (Wang *et al.*, 2021) secondo cui lo scenario con minore impatto ambientale risulta essere quello di digestione anaerobica seguito da pirolisi. Gli autori hanno condotto uno studio LCA che comprende il trasporto della FORSU fino all'applicazione degli ammendanti prodotti con unità funzionale di 1 kg di FORSU, considerando anche la produzione di energia tramite cogenerazione. Considerando ad esempio la categoria cambiamento climatico, il solo processo di pirolisi ha un impatto pari a -0.11 kg CO₂ eq/kg FORSU, la digestione anaerobica pari a -6.45 kg CO₂ eq/kg FORSU e i due processi accoppiati pari a -8.05 kg CO₂ eq/kg FORSU (Wang *et al.*, 2021). Questo risultato può essere legato alle diverse ipotesi fatte dagli autori dell'articolo rispetto a quanto ipotizzato in questa tesi.

Gli autori (Yang, Zhang and Ergas, 2023) hanno valutato l'impatto associato all'aggiunta di biochar al processo di digestione anaerobica, in questo caso condotta tuttavia in condizioni secche. Come peraltro evidenziato nei primi capitoli di questa tesi, gli autori dell'articolo in questione hanno determinato che una quantità di biochar pari al 10% in peso comporta un incremento delle rese di produzione di metano fino al 7%, mentre ulteriori aumenti della quantità alimentata al digestore impattano negativamente sulle rese. Questo avviene perché, grazie alla presenza del biochar, viene facilitato lo step di metanogenesi (Yang, Zhang and Ergas, 2023). Inoltre, tramite uno studio LCA, gli autori hanno determinato minori impatti sulle categorie *ecotoxicity* ed *eutrophication* e maggiori impatti sulla categoria *climate change*, in larga parte dovuti all'energia necessaria alla produzione del biochar stesso (Yang, Zhang and Ergas, 2023). Questo può in parte spiegare la differenza di quanto ottenuto in questa tesi in quanto la produzione del biochar utilizzato nello scenario 4 è associata a un impatto negativo sulla maggior parte delle categorie analizzate.

In definitiva, dopo aver presentato i risultati ottenuti e averli confrontati con una breve analisi di letteratura, è possibile trarre le seguenti conclusioni:

- Il processo di pirolisi non risulta competitivo a livello ambientale perché il piro-gas ottenuto ha basso potere calorifico. Tuttavia, è possibile massimizzare il recupero energetico se viene previsto anche l'utilizzo dell'olio prodotto, il quale però deve subire dei pretrattamenti prima di essere alimentato al cogeneratore;
- Il processo di compostaggio non risulta competitivo a livello ambientale in quanto non è previsto nessun recupero energetico associato ad esso;

- Il processo di digestione anaerobica risulta competitivo a livello ambientale in quanto il biogas prodotto presenta elevato potere calorifico, derivante dal contenuto di metano. La produzione di biogas è maggiore se il processo viene condotto in termofilia, aumentando quindi gli effetti positivi derivanti dalla cogenerazione;
- Il processo di digestione anaerobica seguito da pirolisi non risulta in particolari miglioramenti a livello ambientale;
- Alimentare un dosaggio di biochar inferiore al 10% in peso a digestione anaerobica risulta vantaggioso in quanto vengono aumentate le rese di biogas e metano, consentendo quindi un maggiore recupero energetico;
- In tutte le categorie d'impatto analizzate, l'impatto maggiore è legato all'impianto CHP e al processo di conversione della FORSU. L'impatto del trasporto e dei pretrattamenti dei substrati risulta invece poco significativo;
- La sezione di stoccaggio dei substrati risulta lo step critico per le categorie d'impatto analizzate, quindi occorre ottimizzare questa fase lavorando con biomasse con elevato carico organico in modo da diminuire la quantità di biomassa necessaria e accorciare i tempi di stoccaggio;
- Il trasporto degli ammendanti fornisce un contributo significativo sulle categorie d'impatto, da cui la necessità di ottimizzare fattori come la distanza e la tipologia di trasporto.
- Le emissioni calcolate nella tesi contribuiscono a un impatto verosimilmente minore del loro effettivo contributo. Questo perché occorre considerare anche emissioni di ammoniaca, anidride carbonica e lisciviazione che possono quindi risultare in un incremento dell'impatto su determinate categorie;
- Nel complesso occorre applicare un maggiore quantitativo di fertilizzante organico rispetto al fertilizzante minerale. Tuttavia, considerando gli impatti negativi associati alla produzione di ammendanti organici e i possibili benefici sul suolo, ne risulta complessivamente una performance migliore.

Infine, occorre sottolineare che alla presente analisi di impatto ambientale è necessario affiancare una valutazione economica per valutare la profittabilità dei vari scenari proposti.

Conclusioni

L'obiettivo di questo studio è quello di analizzare gli impatti ambientali di diversi processi di conversione della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) in prodotti ad alto valore aggiunto come ammendanti e bio-energia.

I processi analizzati possono essere suddivisi in tre fasi principali: una fase di pretrattamento del substrato, una fase di conversione e infine l'applicazione in campo degli ammendanti prodotti. Per lo step di conversione si analizzano cinque diverse configurazioni: 1) pirolisi lenta, 2) digestione anaerobica in mesofilia e termofilia, 3) digestione anaerobica in mesofilia e termofilia seguita da pirolisi lenta, 4) digestione anaerobica in mesofilia e termofilia con due diversi dosaggi di biochar (5 o 10 g/L) e 5) compostaggio.

Una prima analisi può essere fatta confrontando le rese di processo. La pirolisi porta alla formazione di co-prodotti come l'olio, la cui produzione può essere problematica se considerato come scarto come in questa tesi. Tuttavia, accoppiare il processo di digestione anaerobica con il processo di pirolisi, consente di ridurre la produzione di olio e aumentare la produzione di piro-gas, mantenendo circa costanti le rese di produzione di biochar. In generale, il processo di pirolisi non sembra particolarmente interessante visto il basso potere calorifico del gas prodotto. Per quanto concerne la digestione anaerobica, le condizioni termofile consentono una maggiore produzione di biogas e metano, il che può essere vantaggioso se viene considerato un recupero energetico. In aggiunta, alimentando al reattore anche biochar si ha un aumento della produzione di biogas e un dosaggio maggiore risulta in maggior produzione di digestato sia per condizioni mesofile che termofile. Al contempo, il gas derivante da digestione anaerobica con minore dosaggio di biochar presenta contenuto maggiore di metano, quindi maggior potere calorifico.

È stato condotto uno studio di impatto ambientale, tramite metodologia LCA, sfruttando differenti metodi per il calcolo. Nello specifico, sono state effettuate due analisi LCA distinte: la prima, con un approccio *from grave to gate* e con unità funzionale la quantità di substrati alimentata a processo, per valutare l'impatto associato alla produzione degli ammendanti e la seconda, con un approccio *from gate to gate* e con unità funzionale la quantità di azoto applicata, per valutare l'utilizzo in campo degli stessi.

Globalmente i due processi che presentano le performance ambientali peggiori risultano essere la pirolisi e il compostaggio. Questo può essere dovuto nel primo caso al basso potere calorifico del gas prodotto e nel secondo caso all'assenza di recupero energetico. Al contrario, il processo di digestione anaerobica risulta essere quello meno impattante sull'ambiente grazie alla maggiore produzione di biogas e, di conseguenza, al maggiore contributo associato ai prodotti evitati. Nello specifico, con una digestione condotta in condizioni termofile con aggiunta di una dose di 5 g/L si ottiene un impatto sulla categoria cambiamento climatico pari a $-12 \cdot 10^3$ kg CO₂ eq/FU. Va altresì evidenziato che anche con una dose maggiore di biochar si ottengono circa gli stessi risultati.

In generale le fasi di pretrattamento e trasporto dei substrati non presentano un impatto significativo su tutte le categorie analizzate con i diversi metodi. Tuttavia, occorre tenere presente che la maggior parte degli impatti sono associati alla fase di stoccaggio che risulta essere quindi uno step cruciale di questa fase.

Riguardo il secondo studio, l'impatto peggiore sulla categoria cambiamento climatico è associato all'utilizzo di biochar e compost, i quali presentano risultati in linea con quelli di un fertilizzante minerale come l'urea. La performance ambientale migliore è invece associata al digestato termofilo con una dose di 5 g/L di biochar, con un valore pari a -35.30 kg CO₂ eq/FU

dovuto all'impatto negativo associato alla sua produzione. Occorre inoltre segnalare la forte influenza della tipologia e della distanza di trasporto degli ammendanti.

Un aspetto da tenere in considerazione riguarda le emissioni associate all'utilizzo di ammendanti. Infatti, l'approccio utilizzato per il calcolo potrebbe aver portato a sottostimare le emissioni stesse, rendendo trascurabili gli impatti su determinate categorie.

La produzione di ammendanti da FORSU consente di sostituire i fertilizzanti chimici con materiali organici, riducendo così l'uso di risorse non rinnovabili e contribuendo alla conservazione del suolo e alla biodiversità. Inoltre, come si è evidenziato, il processo di digestione anaerobica può generare energia rinnovabile e ridurre le emissioni di gas serra rispetto allo smaltimento tradizionale dei rifiuti. Tuttavia, lo studio ha anche evidenziato alcune sfide e opportunità per migliorare ulteriormente l'efficacia e la sostenibilità della valorizzazione della FORSU e della produzione di ammendanti. Ad esempio, è necessario ottimizzare i processi di raccolta, separazione e trattamento dei rifiuti per massimizzare il recupero di materiali utilizzabili e ridurre al minimo gli scarti.

In definitiva, lo studio ha confermato che la valorizzazione dei rifiuti attraverso la produzione di ammendanti può rappresentare una strategia efficace per ridurre l'impatto ambientale dei rifiuti solidi urbani e promuovere la transizione verso un'economia circolare e sostenibile. Tuttavia, è fondamentale continuare a investire nella ricerca e nello sviluppo di tecnologie e pratiche migliori, nonché nell'istruzione e nell'informazione del pubblico, al fine di massimizzare i benefici di tali approcci e affrontare le sfide emergenti nel campo della gestione dei rifiuti.

Bibliografia e sitografia

- AgriKomp (2021), https://agrikomp.com/wp-content/uploads/Components_AK_IT.pdf#page=4, ultima consultazione: 21/02/2024.
- Aina Najwa Mohd Nor Azman, N. *et al.* (2023) 'Effects of biochar, compost, and composted biochar soil amendments on okra plant growth', *Materials Today: Proceedings*, (June 2023), pp. 6–9. doi: 10.1016/j.matpr.2023.08.017.
- Albuquerque, J. A. *et al.* (2012) 'Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties', *European Journal of Agronomy*, 43, pp. 119–128. doi: 10.1016/j.eja.2012.06.001.
- Alengebawy, A. *et al.* (2022) 'A comparative life cycle assessment of biofertilizer production towards sustainable utilization of anaerobic digestate', *Sustainable Production and Consumption*, 33, pp. 875–889. doi: 10.1016/j.spc.2022.08.016.
- de Almeida, S. G. C. *et al.* (2022) 'Biochar production from sugarcane biomass using slow pyrolysis: Characterization of the solid fraction', *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 179(July). doi: 10.1016/j.cep.2022.109054.
- Atoloye, I. A. *et al.* (2022) 'Soil organic carbon pools and soil quality indicators 3 and 24 years after a one-time compost application in organic dryland wheat systems', *Soil and Tillage Research*, 224(December 2021), p. 105503. doi: 10.1016/j.still.2022.105503.
- Bartocci, P. *et al.* (2020) 'Food waste anaerobic digestion in Umbria region (Italy): Scenario analysis on the use of digestate through LCA', *E3S Web of Conferences*, 197. doi: 10.1051/e3sconf/202019708011.
- Beston (2024), <https://bestonpyrolysisplant.com/biomass-carbonation-machine/>, ultima consultazione: 21/02/2024.
- Bouaita, R. *et al.* (2022) 'Methane production from anaerobic co-digestion of orange peel waste and organic fraction of municipal solid waste in batch and semi-continuous reactors', *Biomass and Bioenergy*, 160(February), p. 106421. doi: 10.1016/j.biombioe.2022.106421.
- Caiardi, F. *et al.* (2022) 'Waste-to-energy innovative system: Assessment of integrating anaerobic digestion and pyrolysis technologies', *Sustainable Production and Consumption*, 31, pp. 657–669. doi: 10.1016/j.spc.2022.03.021.
- Cecchi, F. *et al.* (2005) 'Digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti solidi', *APAT: Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici*, p. 178.
- Cesaro, A. *et al.* (2019) 'The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste', *Journal of Environmental Management*, 232(March 2018), pp. 264–270. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.10.121.
- Commissione Europea, https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/sustainable-development-goals/eu-and-united-nations-common-goals-sustainable-future_it, ultima consultazione: 04/02/2024.
- CPL CONCORDIA (2017), <https://www.consorziobiogas.it/wp-content/uploads/2017/08/Cogenerazione-da-Biogas.pdf>, ultima consultazione: 21/02/2024.
- Curran, Mary Ann (2015), *Life Cycle Assessment Student Handbook*, John Wiley & Sons, Incorporated. *ProQuest Ebook Central*, <https://ebookcentral.proquest.com/lib/polito-ebooks/detail.action?docID=4911663>.

Demichelis, F. *et al.* (2022) 'Life cycle assessment and life cycle costing of advanced anaerobic digestion of organic fraction municipal solid waste', *Chemosphere*, 289(October 2021), pp. 1–10. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.133058.

Deublein, Dieter, and Steinhauser, Angelika (2008) 'Biogas from Waste and Renewable Resources.' *WILEY-VCH*, https://chemistry.pixel-online.org/files/ed_pack/04/further03/Deublein%20D.%20Steinhauser%20A.-Biogas%20from%20Waste%20and%20Renewable%20Resources.pdf, ultima consultazione: 21/02/2024.

EPLCA, <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/lifecycleassessment.html>, ultima consultazione: 04/02/2024.

European Commission-Joint Research Center (2010) *Eur 24708 en - 2010, Constraints*. doi: 10.2788/38479.

Ferrum (2021), https://www.ferrum.net/en/products/pr/p2_p-32-50.php, ultima consultazione: 21/02/2024.

Fu, J. *et al.* (2023) 'Co-application of biochar and organic amendments on soil greenhouse gas emissions: A meta-analysis', *Science of the Total Environment*, 897(May), p. 166171. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.166171.

García-Delgado, C. *et al.* (2023) 'The role of biochar and green compost amendments in the adsorption, leaching, and degradation of sulfamethoxazole in basic soil', *Chemosphere*, 344(October). doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.140364.

Gazzetta ufficiale (2016), [https://www.gazzettaufficiale.it/do/atto/serie_generale/caricaPdf?cdimg=16A02762010001010110001&dgu=2016-04-18&art.dataPubblicazioneGazzetta=2016-04-18&art.codiceRedazionale=16A02762&art.num=1&art.tiposerie=SG#:~:text=Nel%20caso%20in%20cui%20pi%C3%B9,%2C%20sotto%20serra%20o%20tunnel\),](https://www.gazzettaufficiale.it/do/atto/serie_generale/caricaPdf?cdimg=16A02762010001010110001&dgu=2016-04-18&art.dataPubblicazioneGazzetta=2016-04-18&art.codiceRedazionale=16A02762&art.num=1&art.tiposerie=SG#:~:text=Nel%20caso%20in%20cui%20pi%C3%B9,%2C%20sotto%20serra%20o%20tunnel),) ultima consultazione: 21/02/2024.

Gerarchia dei rifiuti, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/HTML/?uri=LEGISSUM%3A%20waste_hierarchy, ultima consultazione: 21/02/2024.

Graça, J. *et al.* (2021) 'Bacterium consortium drives compost stability and degradation of organic contaminants in in-vessel composting process of the mechanically separated organic fraction of municipal solid waste (MS-OFMSW)', *Bioresource Technology Reports*, 13(January), p. 100621. doi: 10.1016/j.biteb.2020.100621.

Hamedani, S. R. *et al.* (2019) 'Life cycle assessment and environmental valuation of biochar production: Two case studies in Belgium', *Energies*, 12(11), pp. 1–21. doi: 10.3390/en12112166.

He, Y. *et al.* (2023) 'Conversion of swine manure into biochar for soil amendment: Efficacy and underlying mechanism of dissipating antibiotic resistance genes', *Science of the Total Environment*, 871(February), p. 162046. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.162046.

Ibarra-Esparza, F. E. *et al.* (2023) 'Implementation of anaerobic digestion for valorizing the organic fraction of municipal solid waste in developing countries: Technical insights from a systematic review', *Journal of Environmental Management*, 347(January). doi: 10.1016/j.jenvman.2023.118993.

IPCC, I. P. on C. C. (2006) 'Chapter 11 - N₂O Emissions from managed Soils and C₂ Emissions From', *Agriculture*, pp. 1–54.

ISPRA (2022) *Rapporto rifiuti urbani (edizione 2022)*, ISPRA - Area Comunicazione. Available at: https://www.isprambiente.gov.it/files2022/pubblicazioni/rapporti/rapportorifiutiurbani_ed-2022_n-380.pdf.

ISPRA, <https://www.isprambiente.gov.it/attivita/certificazioni/ipp/lca>, ultima consultazione: 04/02/2024.

Kumari, M. and Chandel, M. K. (2023) 'Anaerobic Co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste: Focus on mix ratio optimization and synergistic effects', *Journal of Environmental Management*, 345(September). doi: 10.1016/j.jenvman.2023.118821.

Kyttä, V., Helenius, J. and Tuomisto, H. L. (2021) 'Carbon footprint and energy use of recycled fertilizers in arable farming', *Journal of Cleaner Production*, 287. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.125063.

Malaman CTC Srl, <https://www.malamanctc.it/pronta-consegna/>, ultima consultazione: 21/02/2024.

Mayerová, M. *et al.* (2023) 'Long-term application of biogas digestate improves soil physical properties', *Soil and Tillage Research*, 231(March). doi: 10.1016/j.still.2023.105715.

Mlaik, N. *et al.* (2022) 'Semi-continuous anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: digester performance and microbial population dynamics', *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), p. 107941. doi: 10.1016/j.jece.2022.107941.

Mondello, G. *et al.* (2017) 'Comparative LCA of alternative scenarios for waste treatment: The case of food waste production by the mass-retail sector', *Sustainability (Switzerland)*, 9(5). doi: 10.3390/su9050827.

Nordahl, S. L. *et al.* (2023) 'Greenhouse Gas and Air Pollutant Emissions from Composting', *Environmental Science and Technology*, 57(6), pp. 2235–2247. doi: 10.1021/acs.est.2c05846.

Le Pera, A., Sellaro, M. and Bencivenni, E. (2022) 'Composting food waste or digestate? Characteristics, statistical and life cycle assessment study based on an Italian composting plant', *Journal of Cleaner Production*, 350(March). doi: 10.1016/j.jclepro.2022.131552.

Posmanik, R., Nejidat, A. and Gross, A. (2023) 'Effects of limed manure digestate application in sandy soil on plant nitrogen availability and soil N₂O emissions', *Soil & Environmental Health*, 1(1), p. 100006. doi: 10.1016/j.seh.2023.100006.

Progetto impianto ASET SpA, allegato 6, https://www.atarifiuti.pu.it/fileadmin/grpmnt/5674/Piano_Ambito/Documento_Preliminare_Allegato_6.pdf, ultima consultazione: 04/02/2024.

Progetto preliminare, Friuli Venezia Giulia (2017), https://lexview-int.regione.fvg.it/serviziovia/documentazione/SCR1555/DOCUMENTAZIONE%20PROPONENTE/01_RELAZIONE%20TECNICA.PDF, ultima consultazione: 04/02/2024.

Ran, T. *et al.* (2023) 'Effects of biochar amendment on bacterial communities and their function predictions in a microplastic-contaminated *Capsicum annuum* L. soil', *Environmental Technology and Innovation*, 31, p. 103174. doi: 10.1016/j.eti.2023.103174.

Relazione generale Palermo, <https://srrpalermo.it/wp->

content/uploads/2018/07/Relazioni_1-di-3.pdf, ultima consultazione: 21/02/2024.

Rete italiana LCA, <https://www.reteitalianalca.it/life-cycle-thinking/life-cycle-assessment/>, ultima consultazione: 04/02/2024.

Sahoo, S. S. *et al.* (2021) 'Production and characterization of biochar produced from slow pyrolysis of pigeon pea stalk and bamboo', *Cleaner Engineering and Technology*, 3, p. 100101. doi: 10.1016/j.clet.2021.100101.

Sakhiya, A. K. *et al.* (2021) 'Suitability of rice straw for biochar production through slow pyrolysis: Product characterization and thermodynamic analysis', *Bioresource Technology Reports*, 15(August), p. 100818. doi: 10.1016/j.biteb.2021.100818.

Sala, Serenella (2021) 'Life cycle assessment fo supporting policies in the EU: an overview of some pilot initiatives for the monitoring and evaluation of policies', *European Commission - Joint Research Centre*, https://projects2014-2020.interregeurope.eu/fileadmin/user_upload/tx_tevprojects/library/file_1638135375.pdf, ultima consultazione: 21/02/2024.

Scheda tecnica vagli secondari, <https://www.sapnapoli.it/download/1f0cbcf2445e1b484dfbd954b5d9d8aeabdc9e44.pdf>, ultima consultazione: 22/02/2024.

Seko Industries (2020), <https://sekoindustries.com/files/2020/11/biotrituratori-ita.pdf>, ultima consultazione: 21/02/2024.

SimaPro (2023), *SimaPro Database Manual – Methods Library*, <https://simapro.com/wp-content/uploads/2023/07/DatabaseManualMethods.pdf>, ultima consultazione: 21/02/2024.

Slorach, P. C. *et al.* (2019) 'Environmental and economic implications of recovering resources from food waste in a circular economy', *Science of the Total Environment*, 693. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.322.

Tiger Depack, by Cesaro Mac Import (2017), <https://www.tigerdepac.com/it/tiger-depack/hs10-unit.html>, ultima consultazione: 21/02/2024.

Timonen, K. *et al.* (2019) 'LCA of anaerobic digestion: Emission allocation for energy and digestate', *Journal of Cleaner Production*, 235, pp. 1567–1579. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.06.085.

Tyagi, V. K. *et al.* (2018) 'Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 93(May), pp. 380–399. doi: 10.1016/j.rser.2018.05.051.

Vama Ecology (2022), <https://www.vamaecology.it/catalogo/settore-nuovo/brt/bo-bos-aprisacchi/aprisacchi-brt/>, ultima consultazione: 21/02/2024.

Vautrin, F. *et al.* (2024) 'The short-term response of soil microbial communities to digestate application depends on the characteristics of the digestate and soil type', *Applied Soil Ecology*, 193(September 2023). doi: 10.1016/j.apsoil.2023.105105.

Wang, J. *et al.* (2021) 'Life cycle assessment of the integration of anaerobic digestion and pyrolysis for treatment of municipal solid waste', *Bioresource Technology*, 338(June). doi: 10.1016/j.biortech.2021.125486.

Wang, L., Zheng, J. and Huang, X. (2021) 'Co-composting materials can further affect the attenuation of antibiotic resistome in soil application', *Waste Management*, 135(June), pp. 329–337. doi: 10.1016/j.wasman.2021.09.016.

Yang, M. *et al.* (2023) 'Operational performance of organic fraction of municipal solid waste discarded from communities, using an in-vessel hyperthermophilic composting technology', *Journal of Cleaner Production*, 427, p. 139059. doi: 10.1016/j.jclepro.2023.139059.

Yang, X., Zhang, Q. and Ergas, S. J. (2023) 'Enhancement of System and Environmental Performance of High Solids Anaerobic Digestion of Lignocellulosic Banana Waste by Biochar Addition', *Sustainability (Switzerland)*, 15(8). doi: 10.3390/su15086832.

Zhang, D. *et al.* (2018) 'Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions', *Bioresource Technology*, 250(August 2017), pp. 853–859. doi: 10.1016/j.biortech.2017.08.136.

Zhang, Y. *et al.* (2021) 'Environmental sustainability assessment of pig manure mono- and co-digestion and dynamic land application of the digestate', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137(March 2020). doi: 10.1016/j.rser.2020.110476.

Zicari, G. (2009) 'LINEE GUIDA - Il compostaggio', *Direzione Sanità Regione Piemonte*, pp. 1–43.

Appendice

Caso studio 1 (from grave to gate) – UF: 52.31 t/d FORSU e 11.77 t/d letame

Pretrattamenti (comuni a tutti gli scenari)					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Trasporto FORSU	46.6	kmt	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 {RER} market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cut-off, S	
	Trasporto letame	46.6	kmt	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO6 {RER} market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO6 Cut-off, S	
Out	FORSU trasportata	52.31	t/d	-	
	Letame trasportato	11.77	t/d	-	
Stoccaggio FORSU					
In	FORSU trasportata	52.31	t/d	-	
	Energia elettrica	1.06	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
Out	FORSU stoccata	52.31	t/d	-	
Stoccaggio letame					
In	Letame trasportato	11.77	t/d	-	
	Energia elettrica	1.06	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
Out	Letame stoccato	11.77	t/d	-	
Pretrattamenti FORSU					
In	FORSU stoccata	52.31	t/d	-	
	Energia elettrica	0.68	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	Somma dell'energia necessaria a tutti i pretrattamenti
Out	FORSU pretrattata	47.08	t/d	-	

	Waste	5.23	t/d	Non-hazardous waste, unspecified treatment	Sovvallo
Alimentazione FORSU					
In	FORSU pretrattata	47.08	t/d	-	
	Energia elettrica	0.18	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
Out	FORSU pump	47.08	t/d	-	
Alimentazione letame					
In	Letame pretrattato	11.77	t/d	-	
	Energia elettrica	0.18	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
Out	Letame pump	11.77	t/d	-	

Scenario 1: Pirolisi lenta					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Centrifugazione					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	Energia elettrica	0.17	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
Out	Mix disidratato	16.19	t/d	-	
	H ₂ O out	42.65	t/d	Wastewater, unpolluted {RoW} market for wastewater, unpolluted Cut-off, S	
Pirolisi lenta					
In	Mix disidratato	16.19	t/d	-	
	Energia elettrica	0.83	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	9.36	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Azoto	0.07	t/d	Nitrogen, atmospheric	
	Pyro-gas	1237.93	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	Usato come combustibile

					nell'impianto CHP
Out	Biochar	6.85	t/d	-	
	Water	0.65	t/d	Wastewater, unpolluted {RoW} market for wastewater, unpolluted Cut-off, S	
	Bio-oil	7.33	t/d	Oil waste	
	Energia elettrica	0.32	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	Impatto evitato grazie all'impianto CHP
	Energia termica	0.43	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	0.07	t/d	Carbon dioxide, biogenic	Dovute a impianto CHP

Scenario 2: Digestione anaerobica					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
1. Digestione anaerobica in mesofilia (T = 35 °C)					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	H ₂ O	189.43	t/d	Water, unspecified natural origin, IT	
	Energia elettrica	0.40	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	9.79	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Biogas	6216.84	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	
Out	Digestato	220.96	t/d	-	
	Energia elettrica	15.49	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	19.14	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	5.18	t/d	Carbon dioxide, biogenic	Dovute a digestione anaerobica

					e impianto CHP
2. Digestione anaerobica in termofilia (T = 50 °C)					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	H ₂ O	189.43	t/d	-	
	Energia elettrica	0.40	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	14.24	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Biogas	8231.50	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	
Out	Digestato	212.03	t/d	-	
	Energia elettrica	23.54	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	24.90	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	6.14	t/d	Carbon dioxide, biogenic	Dovute a digestione anaerobica e impianto CHP

Scenario 3: Digestione anaerobica + Pirolisi lenta					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
1. Digestione anaerobica in mesofilia (T = 35 °C)					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	H ₂ O	189.43	t/d	Water, unspecified natural origin, IT	
	Energia elettrica	0.40	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	9.79	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
Out	Digestato	220.96	t/d	-	

	CO ₂	5.18	t/d	Carbon dioxide, biogenic	
Centrifugazione					
In	Digestato	220.96	t/d	-	
	Energia elettrica	0.28	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
Out	Digestato solido	14.41	t/d	-	
	Digestato liquido	206.55	t/d	Wastewater, unpolluted {RoW} market for wastewater, unpolluted Cut-off, S	
Pirolisi lenta					
In	Digestato solido	14.41	t/d	-	
	Energia elettrica	0.83	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	8.33	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Azoto	0.06	t/d	Nitrogen, atmospheric	
	Piro-gas	9439.59	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	
Out	Biochar	5.74	t/d	-	
	Water	1.44	t/d	Wastewater, unpolluted {RoW} market for wastewater, unpolluted Cut-off, S	
	Bio-oil	3.69	t/d	Oil waste	
	Energia elettrica	17.52	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	18.54	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	0.18	t/d	Carbon dioxide, biogenic	
2. Digestione anaerobica in termofilia (T = 50 °C)					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	H ₂ O	189.43	t/d	-	
	Energia elettrica	0.40	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	14.24	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group	

				for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
Out	Digestato	212.03	t/d	-	
	CO ₂	6.14	t/d	Carbon dioxide, biogenic	
Centrifugazione					
In	Digestato	212.03	t/d	-	
	Energia elettrica	0.28	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
Out	Digestato solido	13.14	t/d	-	
	Digestato liquido	198.89	t/d	Wastewater, unpolluted {RoW} market for wastewater, unpolluted Cut-off, S	
Pirolisi lenta					
In	Digestato solido	13.14	t/d	-	
	Energia elettrica	0.83	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	7.59	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Azoto	0.06	t/d	Nitrogen, atmospheric	
	Biogas	11202.71	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	
Out	Biochar	5.27	t/d	-	
	Water	1.45	t/d	Wastewater, unpolluted {RoW} market for wastewater, unpolluted Cut-off, S	
	Bio-oil	3.15	t/d	Oil waste	
	Energia elettrica	23.72	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	26.84	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	0.16	t/d	Carbon dioxide, biogenic	

Scenario 4: Digestione anaerobica con Biochar					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
1. Digestione anaerobica in mesofilia (T = 35 °C) + Biochar (5 g/L)					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	

	H ₂ O	209.96	t/d	Water, unspecified natural origin, IT	
	Biochar	1.35	t/d	-	Da scenario 3.1
	Energia elettrica	0.40	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	10.64	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Biogas	7242.47	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	
Out	Digestato	204.78	t/d	-	
	Energia elettrica	22.84	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	24.16	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	4.49	t/d	Carbon dioxide, biogenic	
2. Digestione anaerobica in termofilia (T = 50 °C) + Biochar (5 g/L)					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	H ₂ O	209.96	t/d	-	
	Biochar	1.35	t/d	-	Da scenario 3.2
	Energia elettrica	0.40	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	15.48	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Biogas	11073.56	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	
Out	Digestato	189.97	t/d	-	
	Energia elettrica	35.31	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	39.97	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	6.21	t/d	Carbon dioxide, biogenic	
3. Digestione anaerobica in mesofilia (T = 35 °C) + Biochar (10 g/L)					

In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	H ₂ O	234.46	t/d	-	
	Biochar	2.96	t/d	-	Da scenario 3.1
	Energia elettrica	0.40	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	11.65	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Biogas	5428.52	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	
Out	Digestato	238.79	t/d	-	
	Energia elettrica	14.59	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	18.03	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	3.91	t/d	Carbon dioxide, biogenic	
4. Digestione anaerobica in termofilia (T = 50 °C) + Biochar (10 g/L)					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	H ₂ O	234.46	t/d	-	
	Biochar	2.96	t/d	-	Da scenario 3.2
	Energia elettrica	0.40	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	16.95	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	Biogas	11006.53	Nm ³ /d	Biogas {RoW} market for biogas Cut-off, S	
Out	Digestato	222.14	t/d	-	
	Energia elettrica	33.54	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Energia termica	37.96	MWh/d	Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group	

				for heat, central or small-scale, natural gas Cut-off, S	
	CO ₂	6.86	t/d	Carbon dioxide, biogenic	

Scenario 5: Compostaggio					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Miscelazione					
In	FORSU pump	47.08	t/d	-	
	Letame pump	11.77	t/d	-	
	Energia elettrica	0.24	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
Out	Mix	58.84	t/d	-	
Bio-ossidazione accelerata					
In	Mix	58.84	t/d	-	
	Energia elettrica	3.55	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Aria	544.96	t/d	-	
Out	Compost - fase 1	47.08	t/d	-	
	CO ₂	3.31	t/d	Carbon dioxide, biogenic	
	CH ₄	0.05	t/d	Methane, biogenic	
	NH ₃	0.06	t/d	Ammonia, IT	
	N ₂ O	0.004	t/d	Dinitrogen monoxide	
	H ₂ O	8.34	t/d	Wastewater, unpolluted {RoW} market for wastewater, unpolluted Cut-off, S	
Maturazione					
In	Compost - fase 1	47.08	t/d	-	
	Energia elettrica	3.55	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	
	Aria	934.22	t/d	-	
Out	Compost maturo	42.37	t/d	-	
	Perdite	4.71	t/d	Wastewater, unpolluted {RoW} market for wastewater, unpolluted Cut-off, S	
Vagliatura					
In	Compost maturo	42.37	t/d	-	
	Energia elettrica	0.18	MWh/d	Electricity, high voltage {IT} market for electricity, high voltage Cut-off, S	

Out	Compost	33.89	t/d	-	
	Scarti	8.47	t/d	Non-hazardous waste, unspecified treatment	

Caso studio 2 (from gate to gate) – UF: 0.932 kg N/d

Scenario 1: Biochar					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Biochar	0.037	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Biochar trasportato	0.037	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Biochar trasportato	0.037	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 2: Digestato mesofilo					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Digestato mesofilo	0.225	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	

Out	Digestato mesofilo trasportato	0.225	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Digestato mesofilo trasportato	0.225	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 3: Digestato termofilo					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Digestato termofilo	0.698	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Digestato termofilo trasportato	0.698	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Digestato termofilo trasportato	0.698	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 4: Biochar da digestato mesofilo					

In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Biochar mesofilo	0.052	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Biochar mesofilo trasportato	0.052	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Biochar mesofilo trasportato	0.052	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 5: Biochar da digestato termofilo					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Biochar termofilo	0.056	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Biochar termofilo trasportato	0.056	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Biochar trasportato	0.056	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	

Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 6: Digestato mesofilo con aggiunta di biochar (5 g/L)					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Digestato mesofilo biochar 1	0.502	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Digestato mesofilo biochar 1 trasportato	0.502	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Digestato mesofilo biochar 1 trasportato	0.502	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 7: Digestato termofilo con aggiunta di biochar (5 g/L)					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Digestato termofilo biochar 1	0.879	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market	

				for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Digestato termofilo biochar 1 trasportato	0.879	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Digestato termofilo biochar 1 trasportato	0.879	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 8: Digestato mesofilo con aggiunta di biochar (10 g/L)					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Digestato mesofilo biochar 2	0.481	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Digestato mesofilo biochar 2 trasportato	0.481	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Digestato mesofilo biochar 2 trasportato	0.481	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	

	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 9: Digestato termofilo con aggiunta di biochar (10 g/L)					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Digestato termofilo biochar 2	0.742	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Digestato termofilo biochar 2 trasportato	0.742	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Digestato termofilo biochar 2 trasportato	0.742	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 10: Compost					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Compost	0.085	t/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	

Out	Compost trasportato	0.085	t/d	-	
Applicazione in campo					
In	Compost trasportato	0.085	t/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.018	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)
Scenario 11: Urea					
In/Out	Corrente	Valore	Unità di misura	Descrizione	Note
Trasporto					
In	Urea	1.999	kg/d	-	
	Trasporto	46.6	kmt	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW} market for transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, S	
Out	Urea trasportata	1.999	kg/d	-	
Applicazione in campo					
In	Urea trasportata	1.999	kg/d	-	
	Fertilizzazione	0.0027	ha	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for fertilising, by broadcaster Cut-off, S	
Out	Land	0.0027	ha	-	
	N ₂ O	0.016	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni in aria (dirette + volatilizzazione)
	N ₂ O	0.0033	kg/d	Dinitrogen monoxide	Emissioni nel terreno (leaching)

Ringraziamenti

A conclusione di questo elaborato, desidero ringraziare tutte quelle persone senza le quali tutto questo percorso non sarebbe stato possibile.

Alla mia famiglia, il cui sostegno e supporto è stato di fondamentale importanza soprattutto nei momenti più complicati.

Ai miei amici, i miei compagni di università e a tutti quelli che hanno incrociato la loro vita con la mia lasciandomi qualcosa di buono. Grazie per aver reso questo traguardo speciale.

Infine, vorrei dedicare questo traguardo a me stesso, che possa essere l'inizio di una lunga e brillante carriera professionale.