

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

Life Cycle Assessment della bioraffineria sequenziale: digestione anaerobica e pirolisi



Relatrice:

Prof.ssa Tommasi Tonia

Correlatori:

Prof.ssa Demichelis Francesca

Prof. Deorsola Fabio Alessandro

Candidata:

Savarino Dalila Maria (279713)

Ottobre 2023

INDICE

<i>Introduzione al lavoro svolto</i>	III
<i>Capitolo 1</i>	1
1.1 BIOENPRO4TO	1
1.2 Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU)	1
1.3 Analisi dei processi	2
1.3.1 Digestione anaerobica	3
1.3.2 Pirolisi	4
1.3.3 Pretrattamento enzimatico	4
1.3.4 Pretrattamento di idrocavitazione	5
1.4 Life Cycle Assessment	5
1.5 Schemi di processo	6
<i>Capitolo 2 Applicazione dell’LCA al caso studio</i>	9
2.1 Obiettivo e scopo	9
2.2 Unità funzionale e approccio utilizzato	9
2.3 Dati del processo	10
2.4 Protocollo di calcolo	12
2.4.1 Bilancio con unità funzionale FORSU	13
2.4.2 Bilancio considerando come unità funzionale il biochar	21
2.5 Life Cycle Inventory (LCI)	25
2.5.1 Life Cycle Inventory con UF 95,89 t/d di FORSU	26
2.5.2 Life Cycle Inventory con UF 3,75 t/d di biochar prodotto	30
2.6 Metodi utilizzati	34
2.6.1 Categorie di impatto	35
3.1 Confronto digestione anaerobica	37
3.2 Analisi dei singoli scenari	42
3.2.1 Digestione anaerobica nei tre scenari	42
3.3 Analisi degli scenari completi dell’intero processo	57
3.3.1 Confronto tra scenari	74
<i>Capitolo 4 Confronto risultati</i>	81
<i>Capitolo 5 Conclusioni</i>	97
Bibliografia	99
SITOGRAFIA	100

Introduzione al lavoro svolto

Questo elaborato ha lo scopo di svolgere un'analisi del ciclo di vita, Life Cycle Assessment (LCA), del biochar prodotto a partire dalla Frazione Organica del Rifiuto Solido Urbano (FORSU).

Questa tesi è parte del progetto BIOENPRO4TO il cui tema è la valorizzazione degli scarti organici, tra cui la FORSU per la produzione di vettori energetici quali bioidrogeno e biogas. Nel presente lavoro di tesi, l'analisi è focalizzata sulla valorizzazione della FORSU attraverso due differenti processi, la digestione anaerobica per la produzione di biogas e la pirolisi per produrre in primis biochar ma anche altri vettori energetici, il bio-olio e il piro-gas.

La FORSU è infatti principalmente composta da scarti di cibo, carta da alimenti sporca di cibo e frazione verde, e costituisce circa 30-40% in peso dei rifiuti urbani solidi e rappresenta un problema ambientale in quanto a causa della formazione di percolato ricco di batteri e della produzione di biogas e biometano non può essere immessa in discarica.

In letteratura vi sono molti studi che spiegano in modo dettagliato come trattare la FORSU per evitare questi problemi di smaltimento. In questo elaborato la FORSU attraverso il processo di digestione anaerobica (DA) seguito da un processo di pirolisi lenta (PL) viene convertita in prodotti dall'alto valore aggiunto.

La tesi ha come obiettivo la valutazione degli impatti ambientali ed energetici della bioraffineria sequenziale costituita dalla digestione anaerobica della FORSU per la produzione di biogas, seguita da una pirolisi lenta del digestato disidratato per la produzione di biochar da applicare in agricoltura e di bio-olio e piro-gas.

Nel presente lavoro di tesi, la valutazione degli impatti ambientali è svolta mediante la metodologia di Life Cycle Assessment (LCA).

Sono state svolte due differenti configurazioni di pretrattamenti a monte della digestione anaerobica ed è stata considerata anche la DA della FORSU senza alcun pretrattamento, seguite da pirolisi, per un totale di tre scenari di valorizzazione della FORSU e del digestato (processo di digestione anaerobica seguito da pirolisi).

I tre scenari sono di seguito riportati:

- digestione anaerobica di FORSU senza pretrattamento seguita da pirolisi lenta;
- pretrattamento enzimatico della FORSU seguito da digestione anaerobica e pirolisi lenta;
- idrocavitazione dinamica della FORSU seguita da digestione anaerobica e pirolisi lenta.

Nel lavoro di tesi sono forniti gli schemi di processo supportati da analisi di impatto ambientale per ciascuno scenario e un confronto finale tra essi, per identificare la configurazione più idonea ovvero quella con impatto ambientale minore.

Nel presente elaborato di tesi, inizialmente è discusso il tema della gestione e trattamento dello smaltimento dei rifiuti e le problematiche a esso associate. Successivamente la tesi è strutturata in accordo con la metodologia LCA: ovvero sono indicati gli obiettivi e gli scopi della valutazione di impatto, successivamente sono presentati i dati di inventario, poi la metodologia utilizzata per calcolare gli impatti e in fine, i risultati ottenuti a seguito della digestione anaerobica e pirolisi lenta nei tre scenari.

Capitolo 1

1.1 BIOENPRO4TO

Il BIOENPRO4TO (333-201) è un progetto regionale svolto in Piemonte dal 2019-2022, con lo scopo di valorizzare la FORSU per ottenere Bioenergia e Bioprodotti realizzati da:

- Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU);
- Biomasse;
- Fanghi ricavati dalla depurazione di acque reflue.

L'obiettivo del progetto è quello di creare dei modelli di strategie circolari che riescano a valorizzare degli scarti per creare Bioenergie e Bioprodotti che fungano da vettori economici (BIOENPRO4TO, 2019).

Questa tesi si basa su questo progetto perché si è deciso di partire dalla FORSU per creare, attraverso l'unione di due processi chimici, Digestione Anaerobica (DA) e Pirolisi (P), biogas e biochar.

Questa tesi può essere inserita nel BIOENPRO4TO perché viene svolta un'analisi del ciclo di vita del biochar prodotto, per verificare gli impatti di questi due processi chimici.

1.2 Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU)

La FORSU rappresenta circa 30-40% in peso dei rifiuti solidi urbani prodotti in Italia e nell'ambito della raccolta differenziata viene chiamata Umido. È infatti formata da scarti di cibo, da frazioni assimilabili come, per esempio, carta alimentare sporca di residui di cibo e dalla frazione verde ovvero erba, scarti di potatura.

La frazione organica dei rifiuti solidi urbani non ha una composizione fissa; infatti, questa varia in base al luogo e al periodo in cui essa viene raccolta (variazione geografica e stagionale). Nella tabella 1 è riportata la composizione dello stesso campione di FORSU raccolta negli stessi luoghi (area di ricezione dei rifiuti di un impianto di DA a Padova) ma in periodi dell'anno differenti (febbraio, maggio, luglio, ottobre e novembre) e si evince che la composizione della FORSU non sia sempre la stessa, ma cambi da periodo a periodo (Araldi & Cossu, 2014).

Tabella 1 Variazione stagionale della FORSU in % sulla base di peso umido (%w/w) (Araldi & Cossu, 2014)

Fraction	February	May	July	October	November
Meat-fish-cheese	10.2	6.8	0.3	3.4	12.0
Fruit	24.8	18.9	28.7	12.7	16.3
Vegetables	18.2	32.4	33.2	42.3	28.7
Pasta-bread	12.3	7.7	1.3	8.0	4.4
Undersieve	13.0	15.0	17.5	16.6	16.4
Rejected materials	21.5	19.2	19.0	17.0	22.2
Total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Questa variazione è dovuta a diversi fattori, infatti, la FORSU è caratterizzata da una elevata umidità e biodegradabilità perché è costituita perlopiù da rifiuti alimentari.

Rappresenta infatti, una delle principali fonti di impatti ambientali negativi perché causa cattivi odori, alta possibilità di incendio, contaminazione delle acque sotterranee e cambiamenti climatici. Infatti, secondo la direttiva europea 2018-91-31, la FORSU, come tutti i rifiuti solidi urbani, prima di essere depositata in discarica deve seguire una gerarchia.

La gerarchia per la gestione dei rifiuti è:

- Prevenzione;
- Preparazione per il riutilizzo;
- Riciclaggio;
- Recupero di altro tipo, come per esempio il recupero energetico;
- Smaltimento.

In questa tesi viene approfondito il quarto punto ovvero il recupero energetico della FORSU ottenendo come prodotto finale biochar mentre il biogas, il gas di pirolisi e bio-oil verranno utilizzati come vettori energetici.

Lo smaltimento della FORSU inoltre è vincolato alla Direttiva UE sulle discariche (99-31-CE) che proibisce l'inserimento in discarica di materiale organico se non opportunamente stabilizzato perché lo smaltimento di prodotti organici non stabilizzati produce un gravoso impatto ambientale in termini di emissioni non controllate di gas clima alteranti e percolazioni in acque di falda superficiali e profonde (Di Ciaula, et al., 2015).

Nello specifico, se la FORSU è smaltita in discarica tal quale, ovvero senza alcun pretrattamento, emette in forma non controllata biogas, composto principalmente da metano e anidride carbonica, che altera il clima, poiché la FORSU è ricca di microrganismi che in quelle condizioni proliferano in modo ottimale. Inoltre, in discarica, la FORSU produce percolato ricco di microrganismi e sostanze tossiche che può inquinare le falde acquifere e/o sorgenti di acqua presenti nelle vicinanze della discarica.

È per questo motivo che negli ultimi anni si sta cercando di trovare dei modelli impiantistici che permettano di evitare il più possibile gli impatti ambientali dovuti allo smaltimento della FORSU e di trarne dei prodotti che possono essere utili. A tal proposito nei prossimi capitoli si discutono tecnologie mature e convalidate quali; i processi di digestione anaerobica e pirolisi.

1.3 Analisi dei processi

I processi analizzati per la gestione e valorizzazione della FORSU per l'elaborazione di questa tesi sono due, digestione anaerobica (DA) e pirolisi lenta (PL).

Sono stati inoltre considerati due pretrattamenti a monte della digestione anaerobica. Dunque, gli scenari testati sono tre e di seguito riportati:

- digestione anaerobica della FORSU senza pretrattamento seguita da pirolisi lenta;
- pretrattamento enzimatico della FORSU seguito da digestione anaerobica e pirolisi lenta;
- idrocavitazione della FORSU seguita da DA e PL.

1.3.1 Digestione anaerobica

Il primo step del processo illustrato in questa tesi è la digestione anaerobica. La DA è uno dei processi bio-chimici più studiati negli ultimi 50 anni per trattare rifiuti di matrice organica perché permette di stabilizzare lo scarto e contemporaneamente il biogas, un vettore energetico, che viene utilizzato per scopi energetici (Elkhalifa, et al., 2019).

Durante la digestione anaerobica, la mancanza di ossigeno permette al carbonio di trasformarsi in biogas. La DA si suddivide in 4 step che si susseguono l'uno all'altro e sono:

- 1) Idrolisi dove le macromolecole si scompongono nei monomeri di partenza, e dunque, i carboidrati si convertono in zuccheri, le proteine in aminoacidi e i lipidi in lipidi a catena corta;
- 2) Acidogenesi dove i prodotti intermedi formatosi nello step precedente vengono trasformati dai batteri acidogeni in acidi grassi volatili;
- 3) Acetogenesi dove i batteri acetogenici trasformano in acido acetico, idrogeno e anidride carbonica i prodotti dello step 2;
- 4) Metanogenesi, step in cui viene prodotto metano insieme ad anidride carbonica, monossido di carbonio, azoto, idrogeno e solfuro di idrogeno. Nel caso analizzato in questa tesi però l' H_2S non viene prodotto.

I vantaggi di condurre una DA sono quelli di:

- ottenere un prodotto di valore aggiunto sotto forma di biogas composto principalmente da metano;
- un processo ben consolidato;
- un impatto sul suolo minimo.

Invece, gli svantaggi del processo di DA sono:

- il costo elevato dei digestori e del sistema di controllo;
- le emissioni che, se rilasciate in atmosfera possono creare cattivi odori ma anche un possibile effetto serra dovuto al rilascio di metano;
- produzione di liquame residuo che può essere usato come fertilizzante ma che a sua volta comporta dei costi di raccolta e di trasporto.

La FORSU è infatti, molto utilizzata come materiale di partenza per questo processo in quanto, la DA di quest'ultima produce due prodotti di valore; il biogas che contiene il metano, il quale rappresenta il vettore energetico e il digestato che può essere utilizzato in agricoltura dopo opportuno trattamento.

Il biogas ottenuto da questo processo è solitamente composto dal 50-70 % in volume di metano e per il resto da anidride carbonica poiché gli altri composti come NH_3 , H_2S e vapori acquei sono considerate impurità in percentuale così bassa da non essere considerati.

Negli ultimi anni si è inoltre, data particolare importanza alla digestione anaerobica in quanto viene usata sempre più energia e questo preoccupa molto a causa del riscaldamento globale.

1.3.2 Pirolisi

La pirolisi è un trattamento termochimico in assenza di ossigeno che consente la decomposizione termica della biomassa per produrre tre prodotti: un liquido detto bio-olio, un gas detto piro-gas e un solido detto biochar. La quantità di questi prodotti dipende dalle condizioni operative del processo, ovvero dalla temperatura di reazione, dalla velocità di riscaldamento e dal tempo di residenza. La pirolisi provoca la decomposizione dei componenti organici; nel caso delle biomasse questa inizia quando la temperatura è tra i 350°C-550°C e arriva fino a 700°C-800°C in assenza di ossigeno (Iannace, 2018).

La pirolisi può essere classificata in pirolisi lenta e pirolisi veloce. La classificazione è effettuata sulla base della temperatura di pirolisi, del gradiente di riscaldamento e del tempo di residenza all'interno del reattore di pirolisi.

La pirolisi veloce (PV) è un processo condotto tra i 700°C e gli 800°C dove vi è un elevato aumento della temperatura che comporta un basso tempo di permanenza all'interno del reattore. La PV produce principalmente bio-olio (~60%) e in minori quantità biochar (~20%) e piro-gas (~20%) ed è la più utilizzata.

La pirolisi lenta (PL) è un processo condotto a temperature tra i 400°C e i 600°C dove vi è una bassa velocità di riscaldamento che può essere di circa 6-60 °C/min, comportando lunghi tempi di permanenza all'interno del reattore di pirolisi; infatti, ci possono volere ore prima che il processo si concluda. Per la produzione di biochar è preferibile, rispetto ad altri processi, utilizzare il processo di pirolisi in quanto ha rese di biochar elevate e basse emissioni di gas nocivi.

Un'ulteriore differenza tra PL e PV risiede, dunque, nelle diverse rese di reazione, in quanto la PV produce principalmente bio-olio mentre la PL biochar.

Dato lo scopo di questo processo, ovvero la produzione di biochar, è stato scelto di condurre una pirolisi lenta, in modo da massimizzare la resa di biochar. Sulla base di prove sperimentali svolte in laboratorio, la miglior resa di biochar è stata ottenuta usando un gradiente di riscaldamento di 15 °C/min. Questo gradiente è stato dunque scelto per condurre l'LCA.

È un processo molto utilizzato perché è efficace nello smaltimento dei rifiuti solidi urbani ed ha un buon recupero di energia, produzione di ammendanti (biochar) e riduzione del volume di rifiuto da smaltire.

1.3.3 Pretrattamento enzimatico

Il pretrattamento enzimatico svolto in questo progetto è stato effettuato con UltraPract P2. Questo è un mix di cellulase, emicellulosa, peptinase e protease creato appositamente per rendere migliori i processi quando si effettua una digestione anaerobica. Dai dati ottenuti in letteratura evince che UltraPract P2 ha un'attività massima quando si lavora con FORSU con pH prossimi alla neutralità, permette di velocizzare la degradazione della FORSU, anche nelle parti di difficile digestione come le zone ricche di fibre.

Questo enzima permette dunque di ridurre i costi e aumentare le rese di biogas, i vantaggi sono:

- massimizzazione della velocità della DA;
- massimizzazione delle rese di biogas e la conversione delle biomasse;

- aumento della redditività dell'impianto;
- ottimizzazione del volume di digestato.

Nel caso del pretrattamento effettuato alla FORSU prima della digestione anaerobica la quantità di enzima di utilizzato è minima ovvero, 1 mg per ogni grammo di FORSU secca utilizzata. Questo viene effettuato in un reattore posizionato prima dell'unità di DA dove viene inserita la FORSU, l'acqua necessaria affinché questa risulti al 6 % di umidità, l'enzima e il 2 % rispetto alla FORSU.

La FORSU che viene inserita per il pretrattamento viene portata a un pH che varia tra 5 e 7. Una volta che vengono inseriti tutti i componenti nel reattore di pretrattamento, vengono trattati alla temperatura di 30°C per 120 minuti e successivamente convogliati nel digestore anaerobico.

1.3.4 Pretrattamento di idrocavitazione

L'idrocavitazione dinamica (IC) è un processo in cui si formano, crescono e implodono delle bolle di vapore in un liquido a temperature inferiori rispetto al punto di ebollizione creando temperature molto elevate in alcuni punti, onde di pressione e getti idraulici. L'IC non è un fenomeno molto utilizzato ma negli ultimi anni il suo utilizzo è in aumento, infatti, non solo viene utilizzato più frequentemente ma soprattutto in una più vasta gamma di settori come quello agricolo, forestale, alimentare ed energetico. Questo perché è in grado di aumentare le rese dei processi e di limitare i consumi energetici. Alcuni vantaggi di fare un pretrattamento di idrocavitazione sono:

- minimizzare i costi di impianto e di gestione;
- massimizzare le rese;
- avere un risparmio energetico;
- massimizzare l'estrazione di composti bioattivi.

Nel processo analizzato viene effettuata l'IC a 55 °C per 10 min con un inserimento di acqua pari a 1/3 della FORSU trattata e successivamente essa è convogliata nel digestore anaerobico.

1.4 Life Cycle Assessment

Il Life Cycle Assessment (LCA) è l'analisi del ciclo di vita di un prodotto, processo o servizio.

Eseguire uno studio di LCA significa quantificare gli impatti legati alle varie fasi di vita di un prodotto, la fase di produzione, distribuzione e smaltimento di quest'ultimo. Attraverso lo studio di LCA, inoltre, si possono valutare diverse categorie di impatti come le emissioni di gas serra, emissioni di composti potenzialmente nocivi per l'ambiente o per la salute umana e il consumo delle risorse e delle materie prime.

LCA si suddivide in 4 sequenziali fasi in accordo con la normativa ISO 14040-44:

- 1) definizione di obiettivo e scopo, ovvero indicare quale sia il motivo dello studio e quale sia l'applicazione di esso e a chi è rivolto lo studio.

- 2) analisi dell'inventario; in questo step si effettua una catalogazione dei tutti gli input e gli output che sono stati presi in considerazione nel ciclo di vita del prodotto.
- 3) valutazione dell'impatto; qui vengono riportati tutti i risultati ottenuti in termini di impatto per le categorie che si desiderano analizzare.
- 4) interpretazione dei dati. In questo step si analizzano i risultati ottenuti analizzando i contributi di ogni parte del processo, la validità dei dati ottenuti e si analizzano tutte le diverse operazioni che si possono fare per ridurre ulteriormente gli impatti.

In questa tesi viene effettuato uno studio di LCA di tre scenari del processo di valorizzazione della FORSU in una filiera sequenziale, per la produzione di prodotti agricoli, come il biochar, e di energia. Vengono quindi confrontati i tre scenari per individuare lo scenario con minori impatti. L'approccio utilizzato in questo elaborato è un approccio dalla tomba alla culla in quanto, si parte dalla tomba della FORSU che non può più essere utilizzate e deve essere smaltita per arrivare alla culla ovvero alla nascita di un nuovo differente prodotto che ha un alto valore aggiunto e che può essere utilizzato.

1.5 Schemi di processo

In questo elaborato viene effettuato un'analisi del ciclo di vita del processo di valorizzazione della FORSU. Sono stati definiti differenti schemi di processo in quanto si è voluto effettuare un confronto dei risultati tra questi differenti scenari.

Gli schemi di processo analizzati sono:

- 1) L'impianto è composto da un digestore anaerobico, un essiccatore, un reattore di pirolisi e una camera di stoccaggio del biochar. La FORSU raccolta mediante raccolta differenziata viene trasportata all'impianto e successivamente immessa nel digestore anaerobico, mediante un sistema di pompaggio, dove viene miscelata a dell'acqua per ottenere all'interno di questo un'umidità del 6% w/w. Una volta effettuata la DA il digestato viene mandato, sempre mediante un sistema di pompaggio all'essiccatore dove viene disidratato. Dopo questa operazione l'acqua rimossa viene ricircolata nel digestore anaerobico in modo da ridurre il consumo di acqua da fonti esterne, mentre il digestato, ormai secco, viene inviato attraverso un nastro trasportatore al reattore di pirolisi, dove viene effettuata una pirolisi lenta.

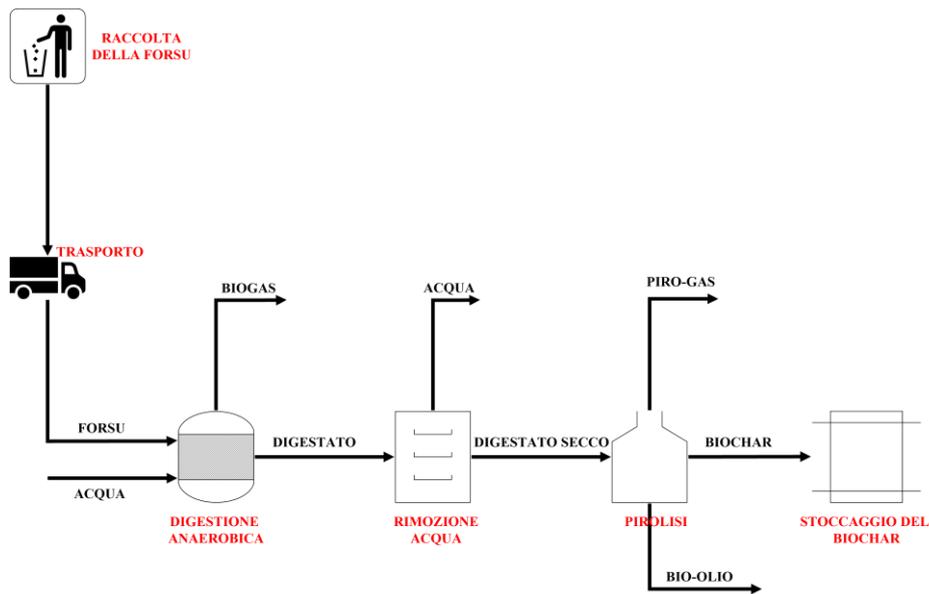


Figura 1 Schema di processo FORSU tal quale

- 2) L'impianto è composto da un reattore di pretrattamento dove avviene un pretrattamento enzimatico, un digestore anaerobico, un essiccatore, un reattore di pirolisi e un barilotto di stoccaggio del biochar. La FORSU raccolta mediante raccolta differenziata viene trasportata all'impianto e immessa nel barilotto dove viene miscelato con dell'acqua, l'NaOH e l'enzima (UPP2). Dopo il pretrattamento lo schema di processo è il medesimo di quello descritto nel punto 1 con unica differenza che in questo caso non viene inserita acqua nel digestore anaerobico. Il pretrattamento enzimatico consiste nell'inserimento della FORSU, di 1 mg di enzima per ogni g di FORSU secca e NaOH in peso pari al 2% della massa della FORSU e far stare la miscela per 2 h a 30°C.

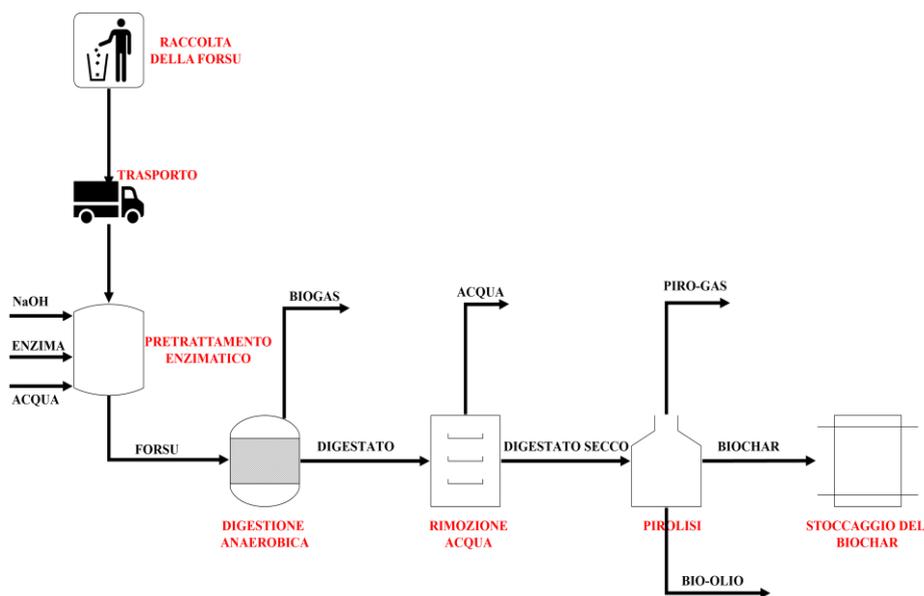


Figura 2 Schema di processo FORSU con pretrattamento enzimatico

- 3) L'impianto è composto da un idrocavitatore dove avviene un pretrattamento, un digestore anaerobico, un essiccatore, un reattore di pirolisi e un barilotto di stoccaggio del biochar. La FORSU raccolta mediante raccolta differenziata viene trasportata all'impianto e immessa nell'idrocavitatore dove viene miscelata con una quantità di acqua pari a 1/3 in massa della FORSU e il processo è eseguito a 55°C per 10 min. Dopo il pretrattamento lo schema di processo è il medesimo di quello descritto nel punto 1.

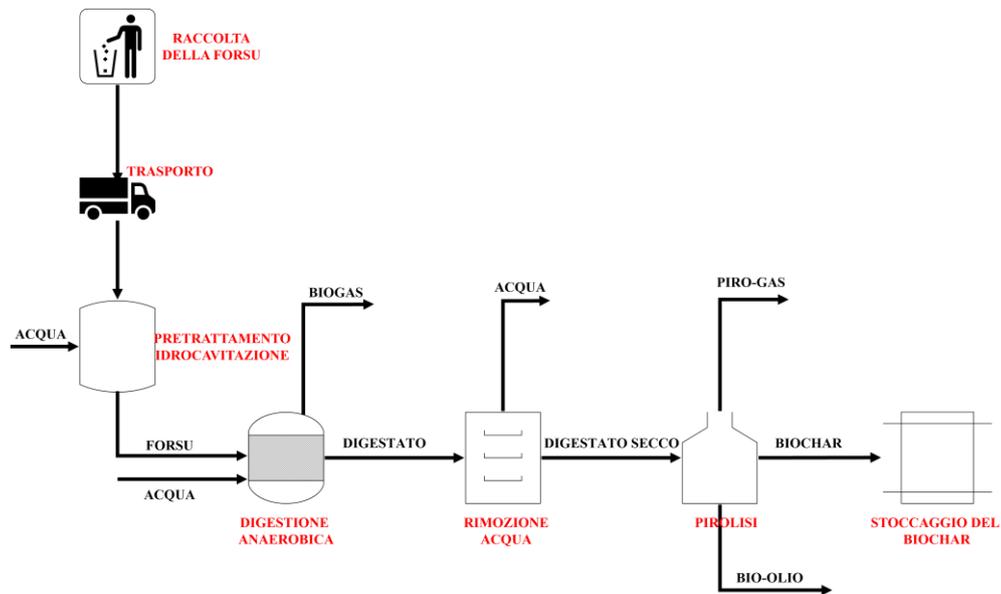


Figura 3 Schema di processo FORSU con pretrattamento di idrocavitazione

Capitolo 2 Applicazione dell’LCA al caso studio

In questo capitolo sono descritte tutte le fasi dell’LCA del processo studiato. È necessario descrivere l’applicazione del Life Cycle Assessment prima di riportare i risultati in modo da avere una visione più ampia e una maggiore comprensione delle analisi fatte e delle ipotesi su cui si basa l’intero processo. In questo capitolo, dunque, vengono descritti lo scopo e l’obiettivo dello studio, l’unità funzionale (UF) utilizzata per effettuare questo studio, le assunzioni fatte con i rispettivi confini di sistema e tutti gli scenari analizzati tramite un software. Per svolgere questo lavoro e analizzare la sostenibilità del processo di digestione anaerobica della FORSU con successiva pirolisi lenta del digestato secco prodotto dalla disidratazione del digestato prodotto nella DA è stato utilizzato il software SimaPro 9.4.

SimaPro è un software che consente di svolgere studi di LCA e di quantificare gli impatti.

2.1 Obiettivo e scopo

L’obiettivo dello studio è confrontare gli impatti di tre diversi scenari di valorizzazione di FORSU attraverso un processo sequenziale di digestione anaerobica e pirolisi, per produrre di biochar ed energia, al fine di individuare lo scenario con i minori impatti ambientali, e dunque il pretrattamento più vantaggioso da eseguire sulla FORSU.

Lo scopo di questo studio è quello di proporre e validare la FORSU da integrare in un sistema di produzione già esistente.

2.2 Unità funzionale e approccio utilizzato

L’unità funzionale (UF) è il parametro a cui si ascrive l’obiettivo dello studio.

In questa tesi sono state studiate due diverse unità funzionali in modo tale da poter avere due prospettive e validare gli andamenti dei tre scenari analizzati.

Le unità funzionali scelte in questo lavoro sono:

- La FORSU prodotta al giorno in Piemonte ovvero 95,89 t/d (IREN, 2018). Il processo descritto è stato dunque dimensionato sulla base di 95,89 t/d di FORSU da trattare. Si considera il processo di sequenziale di digestione anaerobica della FORSU e pirolisi del digestato prodotta in un giorno in Piemonte che porta alla produzione di una quantità diversa di biochar a seconda dello scenario descritto, ovvero in funzione delle rese di processo.
- Il biochar prodotto dal processo sequenziale di digestione anaerobica della FORSU e pirolisi del digestato è stato posto uguale a 3,75 t/d., poiché si è considerato lo scenario dei tre considerati che produceva il minor quantitativo di biochar al fine di non richiedere a monte più FORSU di quella attualmente disponibile in Piemonte. Andando a ritroso da una quantità fissa di biochar prodotta si determina la quantità di FORSU da mandare al processo di DA+PL che sarà diversa in base allo scenario studiato.

L'approccio dell'LCA utilizzato in questa tesi è un approccio dalla tomba alla culla. Si è scelto di utilizzare questo approccio in quanto si è voluto valorizzare la FORSU, ovvero un rifiuto che, rappresenta un problema ambientale vista la sua difficoltà di smaltimento, economico perché richiede investimenti nello smaltimento e sociale a causa degli odori e occupazione degli spazi.

Questo nuovo prodotto che si è formato, biochar, si trova all'inizio del suo ciclo vita in quanto è un prodotto con del valore aggiunto che sarà successivamente utilizzato per scopi nuovi.

2.3 Dati del processo

Dalla tabella 2 si possono vedere i dati ottenuti dalle prove eseguite in laboratorio sulla FORSU ovvero, le percentuali di solidi totali, di solidi volatili/solidi totali. Si ipotizza che, la densità della FORSU sia uguale a quella dell'acqua perché la frazione organica dei rifiuti solidi urbani è principalmente composto da acqua e ha un tenore di secco pari all'11 %.

Tabella 2 Dati sperimentali della FORSU

FORSU		
Contenuto di acqua	%	89
ST	%	11
SV/ST	%	97
Densità	kg/m ³	1000

Nella tabella 3 invece, sono riportati i dati ottenuti dalle prove in laboratorio per quanto riguarda il metano. Vengono riportate le percentuali di efficienza dell'energia elettrica e termica ma come si può notare la somma non è 100% in quanto si è voluto tenere un 10% di scarto per sopperire alle mancate analisi e ai mancati trattamenti fatti al biogas, bio-olio e piro-gas per trasformarli in energia.

Tabella 3 Dati sperimentali del Metano

METANO		
CH ₄ FORSU tal quale	%	54
CH ₄ IC-FORSU	%	69
CH ₄ E-FORSU	%	69,90
Densità	kg/m ³	0,657
Eff. E. Elettrica	%	40
Eff. E. Termica	%	50
HHV	kWh/ m ³	11

La tabella seguente (tabella 4) invece, riporta le assunzioni fatte per il reattore di digestione anaerobica dove viene effettuata una digestione umida con umidità del 6%.

Tabella 4 Assunzioni Reattore

DIGESTORE ANAEROBICO		
HRT	Giorni	12
ST	%	6
H/L	(-)	3

È stato supposto che il rapporto tra altezza e diametro sia uguale a 3, mentre il tempo di residenza idraulico utilizzato è stato ottenuto dalle prove sperimentali eseguite in laboratorio e confrontato con i dati in letteratura (Cecchi, et al., 2005).

Di seguito sono riportati i dati di laboratorio ricavati per quanto riguarda il digestato ottenuto dalla digestione anaerobica nei tre differenti scenari. Sono stati assunti questi valori al seguito di alcuni esperimenti in laboratorio.

Tabella 5 Composizione del digestato

	Digestato da digestione tal quale	Digestato da digestione con idrocavitazione dinamica	Digestato da digestione con pretrattamento enzimatico
ST (%)	5,70	6	5,88
SV/ST (%)	52	46,41	50
C (%)	40	34,70	35
H (%)	6,08	6,23	6
N (%)	5	5,60	5
S (%)	1,45	1,39	1
O (%)	47,47	52,08	51
pH	6,9	7,56	7,29
Ash (%)	4,70	4,90	5
Biogas (NL/kgvs)	575,21	784,74	738,7
CH ₄ (%)	58	69	70
CH ₄ (Nm ³ /kgvs)	0,33	0,54	0,52
CO ₂ (Nm ³ /kgvs)	0,24	0,24	0,22
LHV digestato (MJ/kg)	19,00	17,06	18,88

Le rese di pirolisi utilizzate in questo elaborato per i diversi scenari sono:

Tabella 6 Rese di pirolisi nei tre scenari

		Tal quale	Enzimatico	Idrocavitato dinamico
Biochar	(%)	37	34	38
Bio-oil	(%)	20	20	22
Fase acquosa	(%)	7	4	5
Gas	(%)	31	24	24
Gas perso	(%)	4	19	11

2.4 Protocollo di calcolo

In questa sezione verranno spiegati i calcoli utilizzati per arrivare alle quantità di processo utilizzate nel programma SimaPro 9.4 per poter effettuare lo studio di LCA che verranno successivamente inserite nell'inventario. È stato svolto questo procedimento per i tre diversi scenari studiati in questa tesi.

Sono le relazioni utilizzate per il calcolo con unità funzionale FORSU mentre nel caso di unità funzionale biochar le relazioni utilizzate sono state le medesime ma il bilancio di materia è stato svolto a ritroso ovvero partendo dalla portata di biochar prodotto è stata calcolata la portata di digestato secco. Una volta calcolato quest'ultimo con un procedimento a ritroso si può arrivare alla portata di FORSU da mandare al digestore.

Partendo dai dati riportati nelle tabelle del paragrafo precedente si è voluto procedere al calcolo di alcuni fattori necessari per calcolare l'acqua in ingresso al digestore per avere all'interno di esso un'umidità pari al 6% in quanto si vuole svolgere una DA umida. I fattori calcolati sono stati A, B e f; dove A è il contenuto di acqua presente nella FORSU iniziale ovvero 89%, B è la percentuale di acqua che vi deve essere in totale nel digestore ovvero 94% e f è un fattore moltiplicativo calcolato con la seguente equazione.

$$f = \frac{A}{B} = 0,95 \quad (1)$$

Una volta ottenuto il valore f è stata calcolata la portata di acqua da avere in ingresso nel processo come:

$$Q_{acqua} = Q_{FORSU} \cdot f \quad (2)$$

Per quanto riguarda i tre differenti scenari l'acqua viene inserita nello scenario 1 direttamente nel digestore nello scenario 2 nel barilotto del pretrattamento enzimatico mentre nello scenario 3 1/3 viene inserita nell'idrocavitatore mentre i restanti 2/3 nel digestore.

2.4.1 Bilancio con unità funzionale FORSU

- Pretrattamento

- 1) Enzimatico

La portata totale da alimentare al pretrattamento enzimatico è data dalla somma della portata della FORSU, dell'acqua, dell'enzima e di NaOH.

$$Q_{\text{pretrattamento } E} = Q_{\text{FORSU}} + Q_{\text{Enzima}} + Q_{\text{acqua}} + Q_{\text{NaOH}} \quad (3)$$

Dove, sapendo che inseriamo 1mg di enzima per ogni g di FORSU secca

$$Q_{\text{Enzima}} = Q_{\text{FORSU}} \cdot TS_{\text{FORSU}} \cdot 10^{-6} \quad (4)$$

e

$$Q_{\text{NaOH}} = 2\% \cdot Q_{\text{FORSU}} \quad (5)$$

Per quanto riguarda le dimensioni del barilotto dove sarà effettuata il pretrattamento enzimatico abbiamo assunto che H/L è pari a 3 e che il volume di lavoro sia l'80% del volume totale per questo motivo una volta calcolata la portata totale è stato calcolato il volume del barilotto come:

$$V = \frac{Q_{\text{TOT}} \cdot \text{HRT}}{0,8} \quad (6)$$

E successivamente sono stati calcolati il raggio e l'altezza:

$$R = \left(\frac{V \cdot 4}{\pi \cdot H/L} \right)^{1/3} \quad (7)$$

$$H = L \cdot 3 \quad (8)$$

L'energia necessaria affinché il processo di pretrattamento enzimatico avvenga è:

$$E = m \cdot cp \cdot \Delta T \quad (9)$$

Dove ΔT è la differenza tra la temperatura di servizio (35°C) e la temperatura di ingresso della FORSU (10°C).

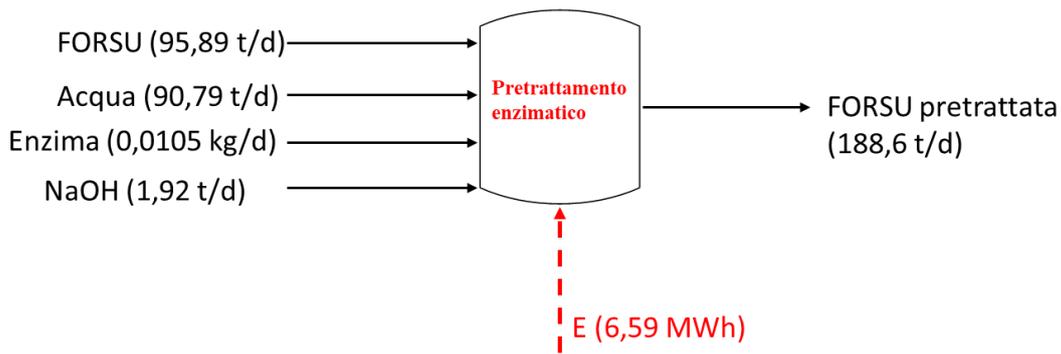


Figura 4 Schema di processo pretrattamento enzimatico (UF FORSU)

2) Idrocavitazione dinamica

La portata totale in ingresso al pretrattamento di idrocavitazione dinamica è:

$$Q_{pretrattamento\ IC} = Q_{FORSU} + \frac{1}{3} \cdot Q_{acqua} \quad (10)$$

Assumendo dai dati di laboratorio che per trattare 8000 L/h di composto si consumano $C=22\text{kW}$ e che il nostro pretrattamento dura solo $t=0,5\text{h}$ l'energia utilizzata per questo pretrattamento è stata calcolata come:

$$E = C * t \quad (11)$$

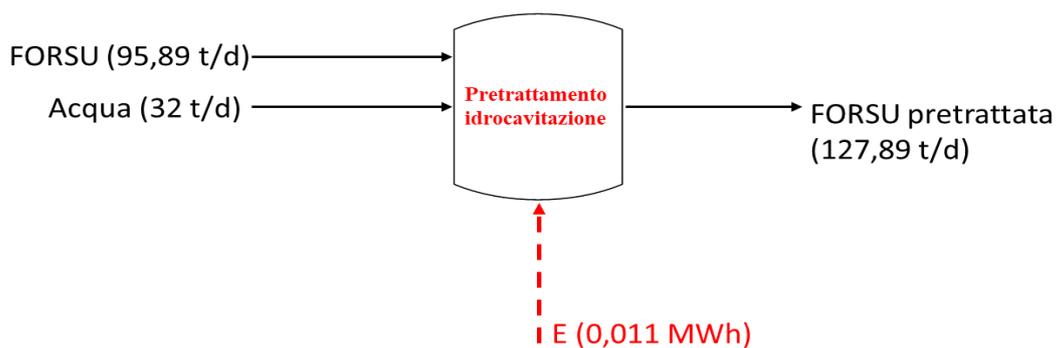


Figura 5 Schema di processo pretrattamento di idrocavitazione dinamica (UF FORSU)

- Digestione anaerobica

Nel digestore anaerobico vengono prodotti Biogas e Digestato. La portata in ingresso nel digestore per lo scenario tal quale, enzimatico e idrocavitato dinamico è:

$$Q_{DIGESTORE} = Q_{FORSU} + Q_{acqua} \quad (12)$$

$$Q_{DIGESTORE E} = Q_{pretrattamento E} \quad (13)$$

$$Q_{DIGESTORE IC} = Q_{pretrattamento IC} + \frac{2}{3} \cdot Q_{acqua} \quad (14)$$

La portata di Biogas prodotta è

$$Q_{Biogas} = Q_{FORSU} \cdot \eta_{FORSU} \quad (15)$$

dove η_{FORSU} è la resa di biogas che cambia nei vari scenari e si trova in tabella 5.

La portata del digestato prodotto invece è uguale alla portata in ingresso al digestore.

Le dimensioni dei digestori sono calcolate analogamente al barilotto di pretrattamento enzimatico con le formule 6, 7 e 8.

L'energia necessaria al processo è data dalla somma di due contributi l'energia per mantenere quel calore e l'energia necessaria per passare da una temperatura ad un'altra che si calcolano con:

$$E_1 = U_{ug} \cdot A_{base} \cdot (T_{out} - T_{suolo}) + U_{ext} \cdot A_{laterale} \cdot (T_{out} - T_{ext}) \quad (16)$$

$$E_2 = m \cdot cp \cdot (T_{out} - T_{in}) \quad (17)$$

Dove le T variano a seconda dello scenario e le U sono dei coefficienti.

Tabella 7 Valori di temperatura e U nei vari scenari

		Tal quale	Enzimatico	Idrocavitato
T_{in}	°C	10	35	25
T_{out}	°C	35	35	35
T_{suolo}	°C	10	10	10
T_{ext}	°C	20	20	20
U_{ug}	$\frac{W}{m^2 \cdot ^\circ C}$	2,326	2,326	2,326
U_{ext}	$\frac{W}{m^2 \cdot ^\circ C}$	0,93	0,93	0,93

Nel bilancio energetico va considerata anche l'energia recuperata dal biogas. È stata calcolata la quantità di metano come

$$Q_{CH4} = Q_{biogas} \cdot \eta_{CH4} \quad (18)$$

$$E_{termica recuperata} = Q_{CH_4} \cdot eff_T \cdot HHV \quad (19)$$

$$E_{elettrica recuperata} = Q_{CH_4} \cdot eff_E \cdot HHV \quad (20)$$

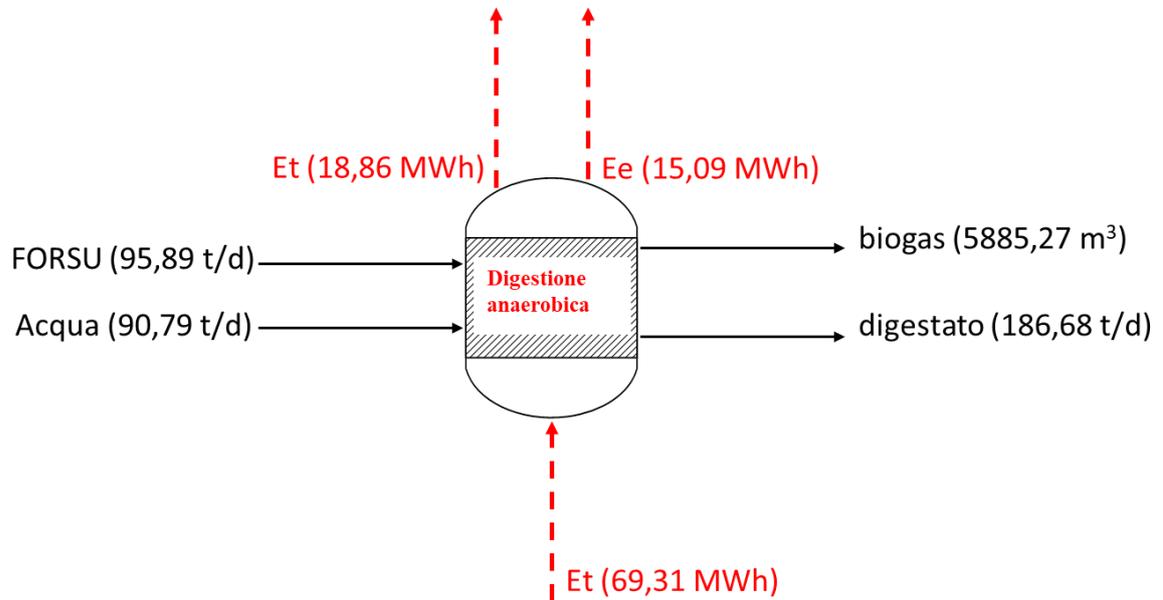


Figura 6 Schema di processo DA (UF FORSU)

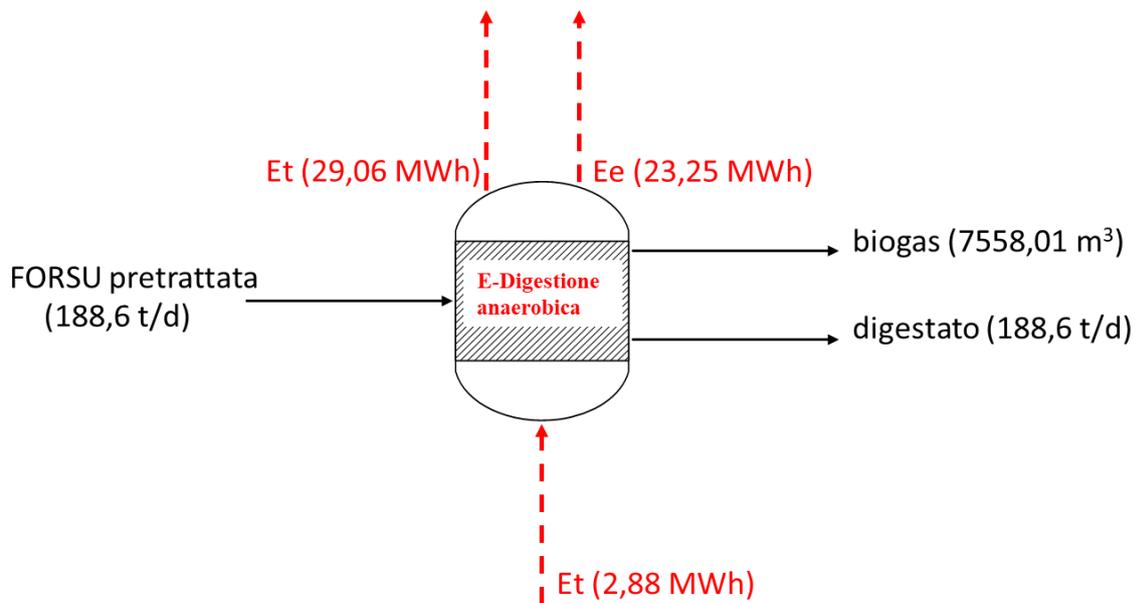


Figura 8 Schema di processo E-DA (UF FORSU)

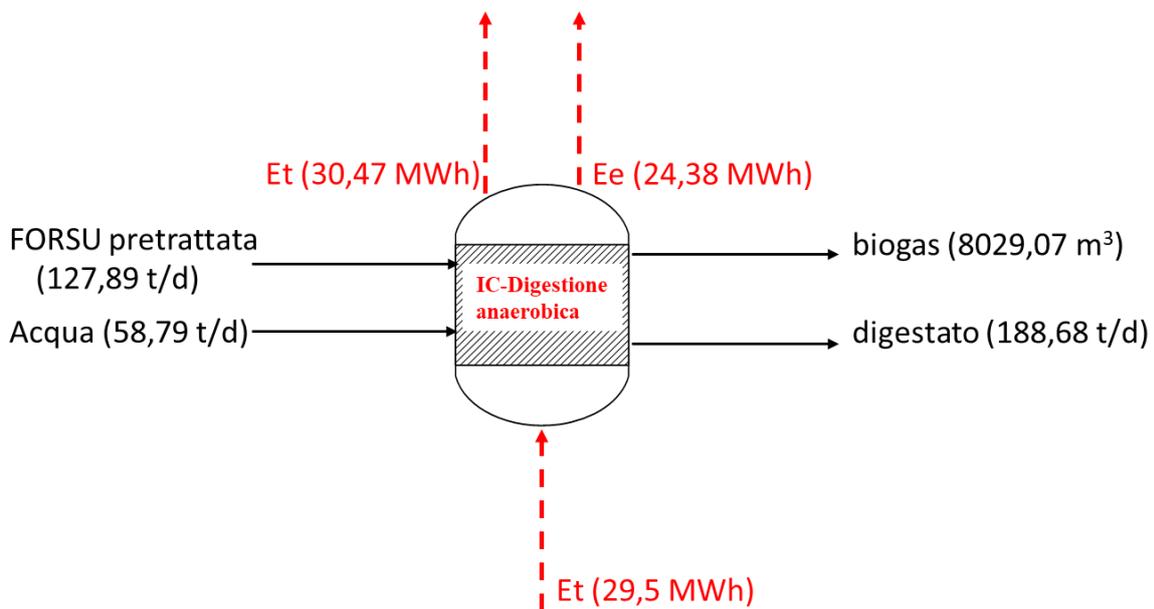


Figura 7 Schema di processo IC-DA (UF FORSU)

- Rimozione acqua

Nella sezione di rimozione acqua vengono prodotti Acqua e Digestato secco.

La portata di Digestato secco è data da:

$$Q_{\text{DIGESTATOSECCO}} = Q_{\text{DIGETATO}} \cdot ST_{\text{DIGETATO}} \quad (21)$$

dove ST_{DIGETATO} varia nei diversi scenari (tabella 5).

La portata d'acqua in uscita da questa parte del processo è calcolata come:

$$Q_{\text{acqua OUT}} = Q_{\text{DIGETATO}} - Q_{\text{DIGESTATOSECCO}} \quad (22)$$

Per il bilancio energetico l'equazione utilizzata è l'equazione 17 dove $T_{\text{in}}=10^{\circ}\text{C}$ e $T_{\text{out}}=105^{\circ}\text{C}$ per permettere all'acqua di evaporare.

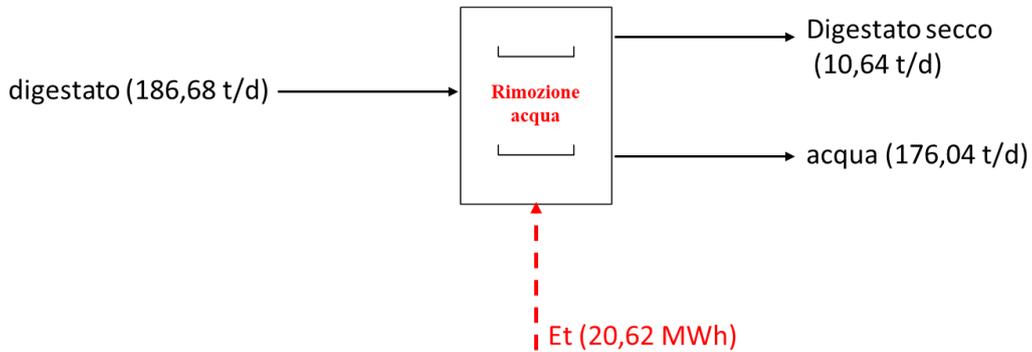


Figura 9 Schema di processo Rimozione acqua (UF FORSU)

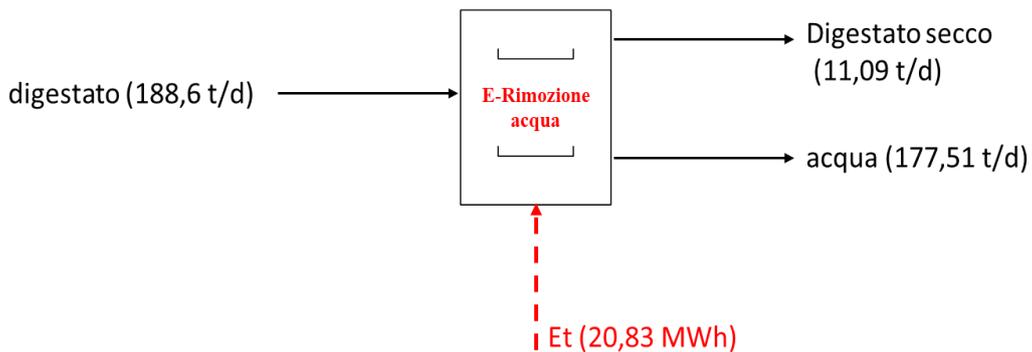


Figura 10 Schema di processo E-Rimozione acqua (UF FORSU)

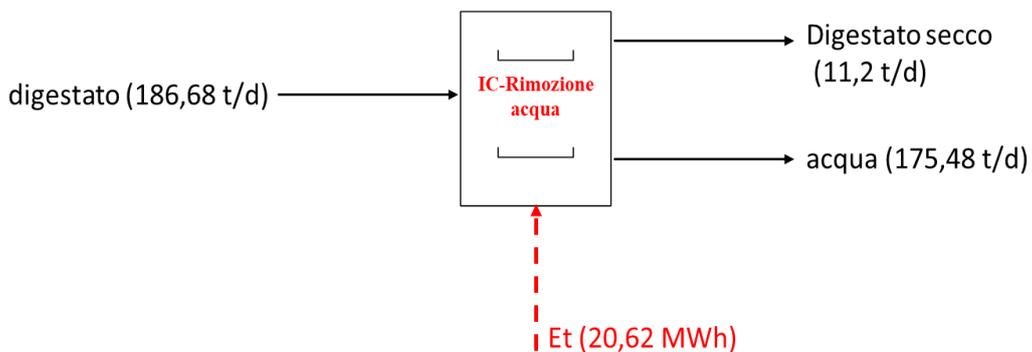


Figura 11 Schema di processo IC-Rimozione acqua (UF FORSU)

- Pirolisi

In questa fase vengono prodotti biochar, bio-oil, fase acquosa e piro-gas.

Le portate dei diversi prodotti in uscita sono state calcolate come prodotto tra la portata di digestato secco per la resa di pirolisi di ogni prodotto che sono diverse nei tre scenari e sono state riportate nella tabella 6.

Per quanto riguarda il bilancio energetico del pirolizzatore la formula utilizzata è la seguente:

$$E = Q_{\text{DIGESTATOSECCO}} \cdot \frac{\text{Potenza installata}}{\text{Digestato trattato}} \quad (23)$$

Tabella 8 Consumi pirolizzatore

Consumo pirolizzatore		
Digestato trattato	t/y	4421,05
Potenza installata	MW	570
t di riscaldamento	min	26,33
t di residenza	min	60
t di prova totale	min	86,33
t di prova totale	h	1,44

Nel bilancio energetico va considerata anche l'energia recuperata dal piro-gas e dal bio-oil che è stata calcolata partendo dai dati sperimentali riportati nella tabella successiva.

Tabella 9 Dati sperimentali per il recupero energetico della pirolisi

		Tal quale	Enzimatico	Idrocavitato dinamico
CH ₄ piro-gas	%	11,33	15	12,99
Efficienza E. termica	%	50	50	50
Efficienza E. elettrica	%	40	40	40
H _v gas	MJ/kg	19,23	19,38	19,74
H _v olio	MJ/kg	18,59	19,99	20,02

Le formule utilizzate sono:

$$E_{\text{Termica recuperata}} = Q_{\text{singas}} \cdot H_{v_{\text{gas}}} \cdot \text{eff}_T + Q_{\text{bio-oil}} \cdot H_{v_{\text{olio}}} \cdot \text{eff}_T \quad (24)$$

$$E_{elettrica\ recuperata} = Q_{singas} \cdot Hv_{gas} \cdot eff_E + Q_{bio-oil} \cdot Hv_{olio} \cdot eff_E \quad (25)$$

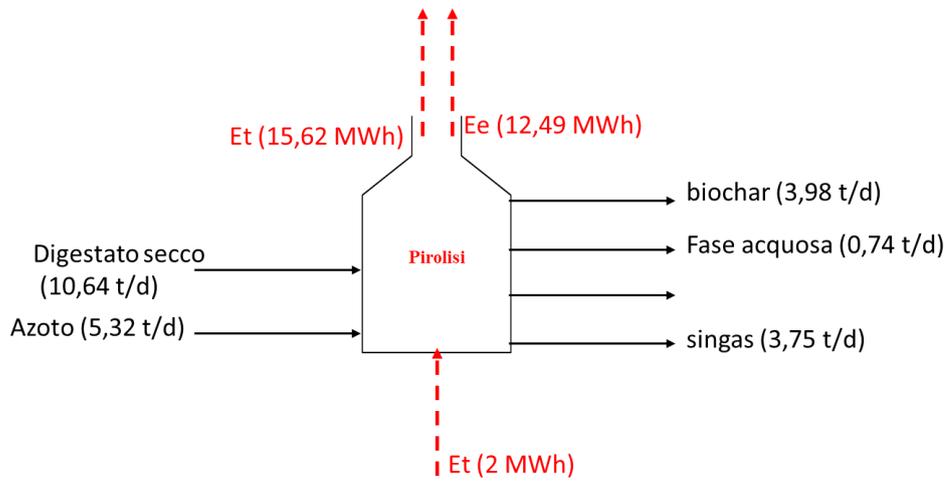


Figura 12 Schema di processo Pirolisi (UF FORSU)

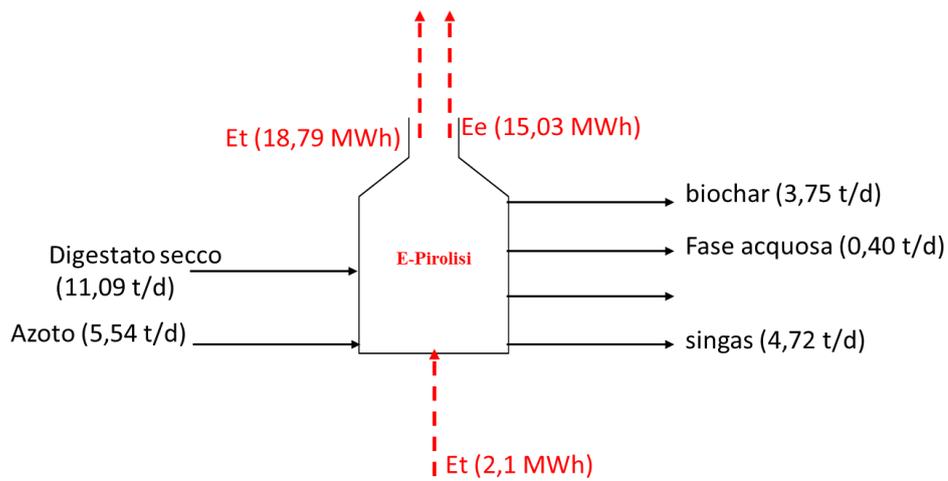


Figura 13 Schema di processo E-Pirolisi (UF FORSU)

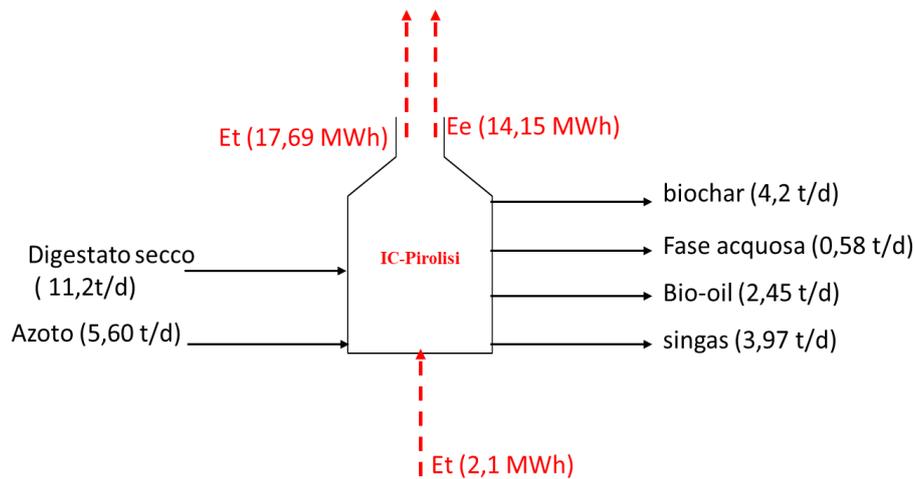


Figura 14 Schema di processo IC-Pirolisi (UF FORSU)

- Trasporto

Sono stati effettuati i calcoli per il trasporto della FORSU nella filiera di produzione del biochar. È stata calcolata l'energia necessaria per pompare la FORSU liquida dallo step di pretrattamento al reattore di digestione anaerobica e successivamente allo step di rimozione dell'acqua e l'energia necessaria a un nastro trasportatore per portare il digestato secco al pirolizzatore. Poiché la somma delle due energie risulta essere tre ordini di grandezza inferiore all'energia dei vari step della filiera è stata trascurata e dunque, non inserita nel bilancio energetico

2.4.2 Bilancio considerando come unità funzionale il biochar

I calcoli del bilancio di materia sono stati svolti a ritroso mentre quelli per il bilancio energetico sono esattamente gli stessi per questo motivo in questa sezione verranno omesse le formule ma saranno riportati esclusivamente i diagrammi di processo per ogni sezione.

- Pretrattamento

1) Enzimatico

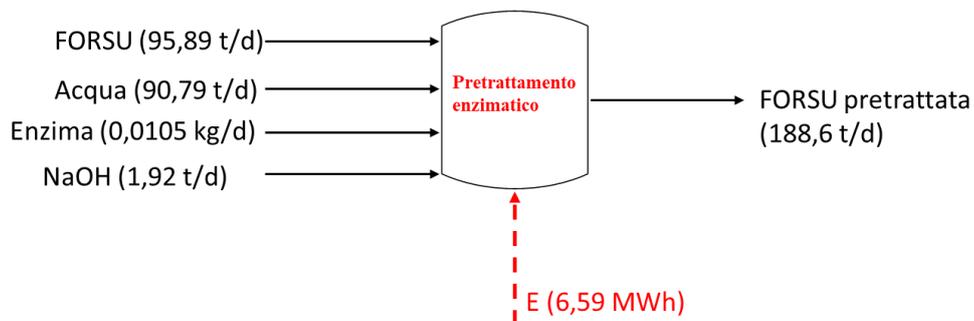


Figura 15 Schema di processo pretrattamento enzimatico (UF biochar)

2) Idrocavitazione dinamica

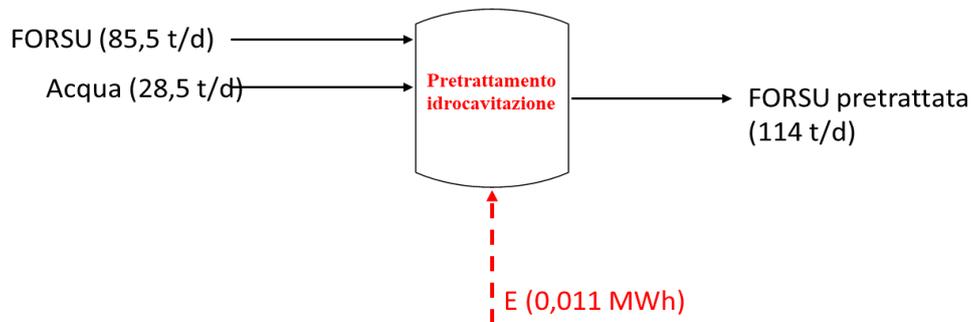


Figura 16 Schema di processo pretrattamento idrocavitazione dinamica (UF biochar)

- Digestione anaerobica

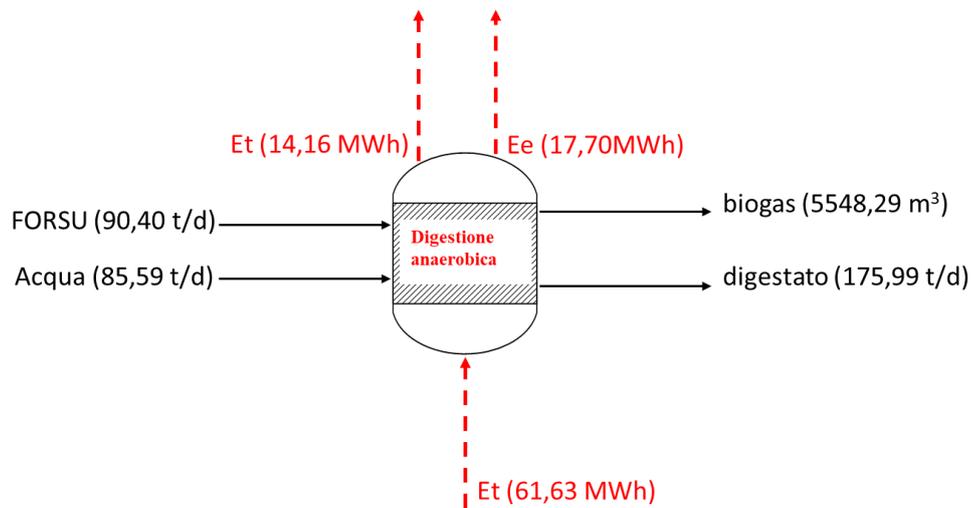


Figura 17 Schema di processo DA (UF biochar)

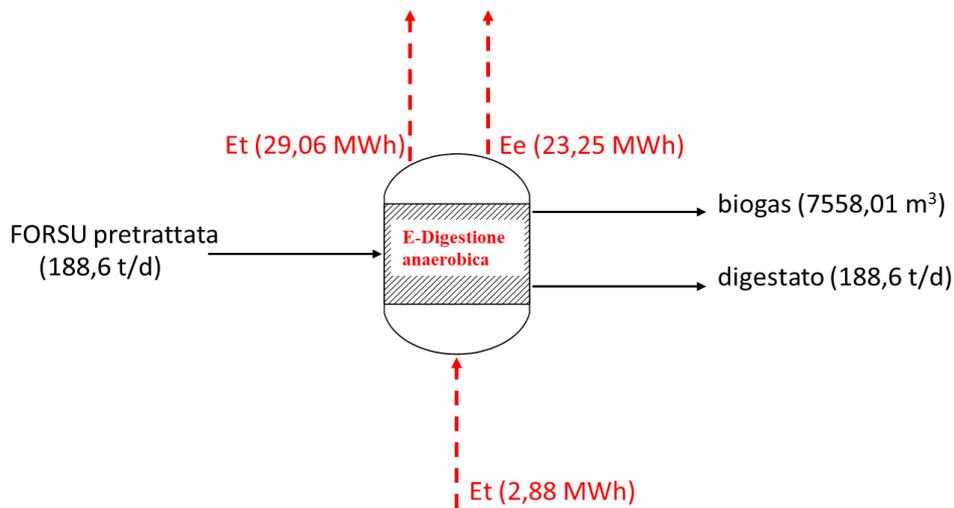


Figura 18 Schema di processo E-DA (UF biochar)

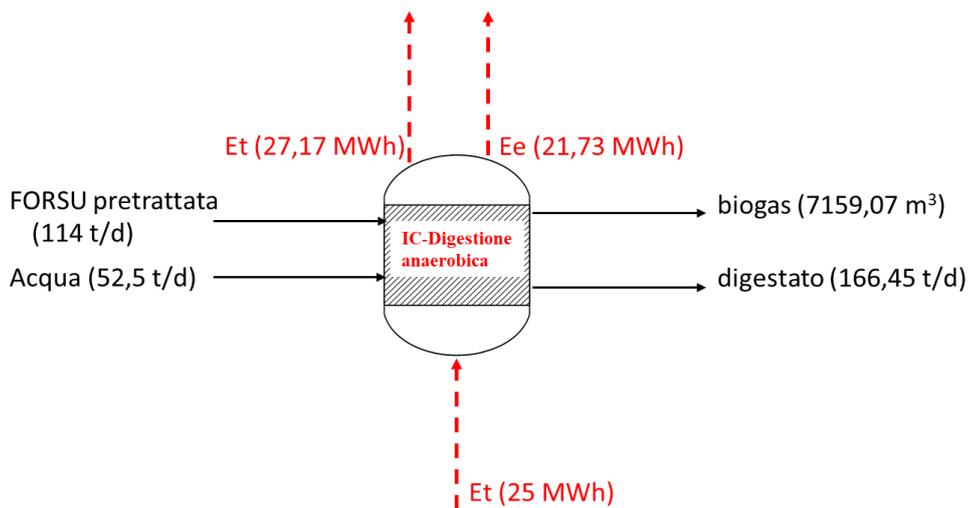


Figura 19 Schema di processo IC-DA (UF biochar)

- Rimozione acqua

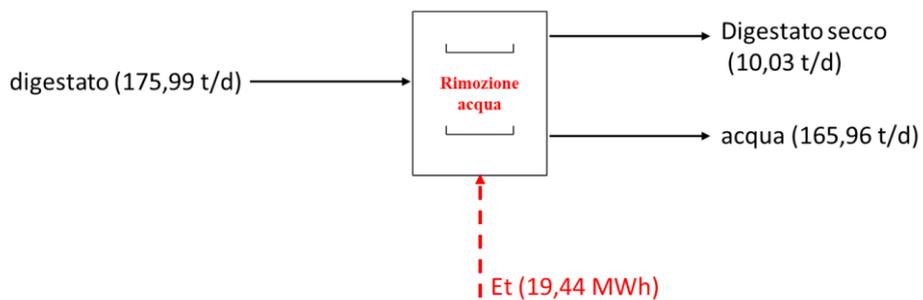


Figura 20 Schema di processo Rimozione acqua (UF biochar)

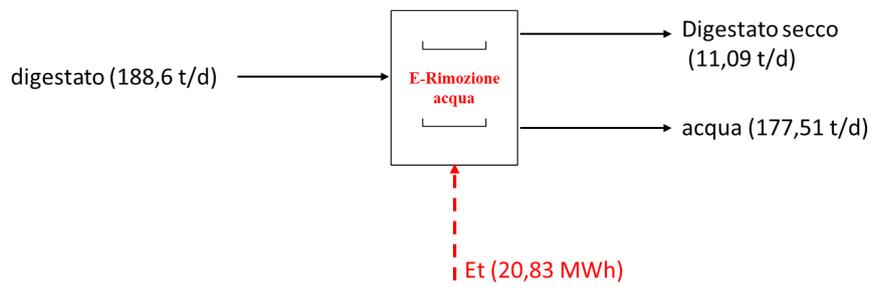


Figura 21 Schema di processo E-Rimozione acqua (UF biochar)

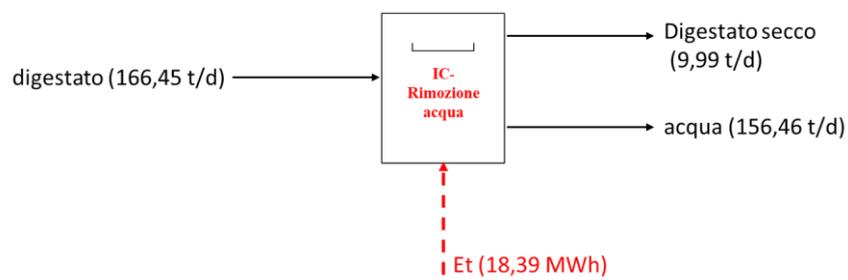


Figura 22 Schema di processo IC-Rimozione acqua (UF biochar)

- Pirolisi lenta

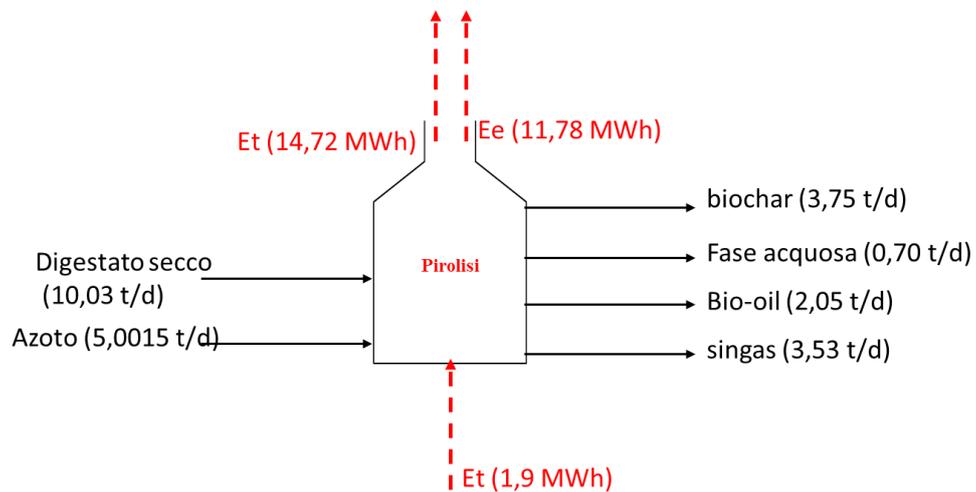


Figura 23 Schema di processo Pirolisi (UF biochar)

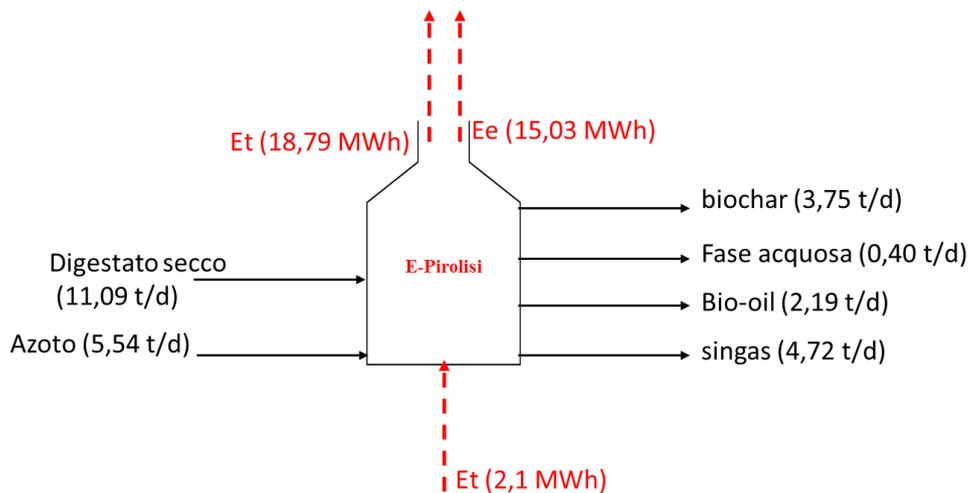


Figura 24 Schema di processo E-Pirolisi (UF biochar)

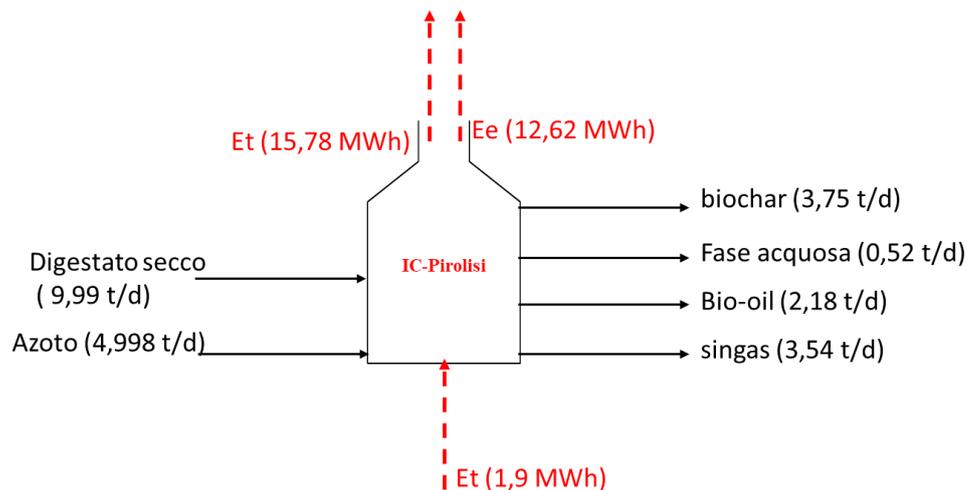


Figura 25 Schema di processo IC-Pirolisi (UF biochar)

2.5 Life Cycle Inventory (LCI)

In questo paragrafo viene descritto l'inventario utilizzato per lo studio di LCA con le rispettive quantità del processo. L'inventario sarà suddiviso in due sezioni in modo da dividere i due diversi studi effettuati sulla base delle due UF. Ogni sezione verrà successivamente suddivisa in tre sottosezioni in base allo scenario di processo che viene studiato ovvero il processo sulla FORSU tal quale, il processo sulla FORSU pretrattata con enzima oppure il processo sulla FORSU pretrattata tramite idrocavitazione dinamica.

2.5.1 Life Cycle Inventory con UF 95,89 t/d di FORSU

• SCENARIO 1

TRASPORTO					
Input			Output		
Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO6 {GLO} market for Conseq, S	tkm	30	OFMSW	ton	95,89
DIGESTIONE ANAEROBICA					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	85,59	Digestato	ton	175,99
OFMSW	ton	90,4	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	14,16
Heat, district, or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	61,63	Heat, district, or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	17,7
			Carbon dioxide, biogenic	ton	4,6
DISIDRATAZIONE					
Input			Output		
Digestato	ton	175,99	Digestato secco	ton	10,03
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	19,44	Wastewater from anaerobic digestion of whey {GLO} market for Conseq, U	m3	165,96
PIROLISI					
Input			Output		
Digestato secco	ton	10,03	Biochar	ton	3,75
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	1,9	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	11,78
Nitrogen	ton	5,0015	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and	MWh	14,72

			power co-generation, oil Conseq, S		
			Carbon dioxide, biogenic	kg	290

- SCENARIO 2

TRASPORTO					
Input			Output		
Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO6 {GLO} market for Conseq, S	tkm	30	OFMSW	ton	95,89
PRETRATTAMENTO					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	90,79	Prodotto del pretrattamento enzimatico	ton	188,6
OFMSW	ton	95,89			
Enzyme, Cellulase, Novozyme Celluclast/kg/RER	kg	0,0105			
Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Conseq, S	ton	1,92			
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	6,59			
DIGESTIONE ANAEROBICA					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	0	Digestato	ton	188,6
Prodotto del pretrattamento enzimatico	ton	188,6	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	23,35
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-	MWh	2,88	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	29,06

generation, oil Conseq, S					
			Carbon dioxide, biogenic	ton	4,5
DISIDRATAZIONE					
Input			Output		
Digestato	ton	188,6	Digestato secco	ton	11,09
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	20,83	Wastewater from anaerobic digestion of whey {GLO} market for Conseq, U	m3	177,51
PIROLISI					
Input			Output		
Digestato secco	ton	11,09	Biochar	ton	3,75
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	2,1	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	15,03
Nitrogen	ton	5,54	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	18,79
			Carbon dioxide, biogenic	kg	1430

- SCENARIO 3

TRASPORTO					
Input			Output		
Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO6 {GLO} market for Conseq, S	tkm	30	OFMSW	ton	95,89
PRETRATTAMENTO					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	28,5	Prodotto del pretrattamento di idrocavitazione	ton	114
OFMSW	ton	85,5			
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-	MWh	0,011			

generation, oil Conseq, S					
DIGESTIONE ANAEROBICA					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	52,5	Digestato	ton	166,45
Prodotto del pretrattamento di idrocavitazione	ton	114	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	21,73
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	25	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	27,17
			Carbon dioxide, biogenic	ton	4,39
DISIDRATAZIONE					
Input			Output		
Digestato	ton	166,45	Digestato secco	ton	9,99
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	18,39	Wastewater from anaerobic digestion of whey {GLO} market for Conseq, U	m3	156,46
PIROLISI					
Input			Output		
Digestato secco	ton	9,99	Biochar	ton	3,75
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	1,9	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	12,62
Nitrogen	ton	4,998	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	15,78
			Carbon dioxide, biogenic	kg	320

2.5.2 Life Cycle Inventory con UF 3,75 t/d di biochar prodotto

- SCENARIO 1

TRASPORTO					
Input			Output		
Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO6 {GLO} market for Conseq, S	tkm	30	OFMSW	ton	95,89
DIGESTIONE ANAEROBICA					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	85,59	Digestato	ton	175,99
OFMSW	ton	90,4	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	14,16
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	61,63	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	17,7
			Carbon dioxide, biogenic	ton	4,6
DISIDRATAZIONE					
Input			Output		
Digestato	ton	175,99	Digestato secco	ton	10,03
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	19,44	Wastewater from anaerobic digestion of whey {GLO} market for Conseq, U	m3	165,96
PIROLISI					
Input			Output		
Digestato secco	ton	10,03	Biochar	ton	3,75
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	1,9	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	11,78

Nitrogen	ton	5,0015	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	14,72
			Carbon dioxide, biogenic	kg	290

- SCENARIO 2

TRASPORTO					
Input			Output		
Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO6 {GLO} market for Conseq, S	tkm	30	OFMSW	ton	95,89
PRETRATTAMENTO					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	90,79	Prodotto del pretrattamento enzimatico	ton	188,6
OFMSW	ton	95,89			
Enzyme, Cellulase, Novozyme Celluclast/kg/RER	kg	0,0105			
Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Conseq, S	ton	1,92			
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	6,59			
DIGESTIONE ANAEROBICA					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	0	Digestato	ton	188,6
Prodotto del pretrattamento enzimatico	ton	188,6	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	23,35
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat	MWh	2,88	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and	MWh	29,06

and power co-generation, oil Conseq, S			power co-generation, oil Conseq, S		
			Carbon dioxide, biogenic	ton	4,5
DISIDRATAZIONE					
Input			Output		
Digestato	ton	188,6	Digestato secco	ton	11,09
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	20,83	Wastewater from anaerobic digestion of whey {GLO} market for Conseq, U	m3	177,51
PIROLISI					
Input			Output		
Digestato secco	ton	11,09	Biochar	ton	3,75
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	2,1	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	15,03
Nitrogen	ton	5,54	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	18,79
			Carbon dioxide, biogenic	kg	1430

- SCENARIO 3

TRASPORTO					
Input			Output		
Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO6 {GLO} market for Conseq, S	tkm	30	OFMSW	ton	95,89
PRETRATTAMENTO					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	28,5	Prodotto del pretrattamento di idrocavitazione	ton	114
OFMSW	ton	85,5			
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-	MWh	0,011			

generation, oil Conseq, S					
DIGESTIONE ANAEROBICA					
Input			Output		
Water, unspecified natural origin, IT	m3	52,5	Digestato	ton	166,45
Prodotto del pretrattamento di idrocavitazione	ton	114	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	21,73
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	25	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	27,17
			Carbon dioxide, biogenic	ton	4,39
DISIDRATAZIONE					
Input			Output		
Digestato	ton	166,45	Digestato secco	ton	9,99
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	18,39	Wastewater from anaerobic digestion of whey {GLO} market for Conseq, U	m3	156,46
PIROLISI					
Input			Output		
Digestato secco	ton	9,99	Biochar	ton	3,75
Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co- generation, oil Conseq, S	MWh	1,9	Electricity, high voltage {IT}, electricity production, natural gas, combined cycle power plant Conseq, S	MWh	12,62
Nitrogen	ton	4,998	Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S	MWh	15,78
			Carbon dioxide, biogenic	kg	320

2.6 Metodi utilizzati

I metodi di calcolo utilizzati per l'analisi LCA sono stati:

- Per il calcolo degli impatti ambientali è stato utilizzato il metodo ReCiPe 2016 Midpoint (H) mentre per gli impatti energetici è stato utilizzato il metodo Cumulative Energy Demand (HHV).
ReCiPe 2016 è un metodo utilizzato in LCA che permette di effettuare un'analisi degli impatti di specifiche categorie impattanti, analizzando i problemi legati sia all'ambiente che all'uomo (Anon., 2016).
Viene utilizzato il livello Midpoint che si concentra su singoli problemi ambientali e comprende 18 categorie di impatto:
 1. Riduzione dell'ozono
 2. Tossicità per l'uomo
 3. Radiazioni ionizzanti
 4. Formazione di ossidanti fotochimici
 5. Formazione di particolato
 6. Acidificazione terrestre
 7. Cambiamento climatico
 8. Ecotossicità terrestre
 9. Occupazione di suolo agricolo
 10. Occupazione di suolo urbano
 11. Trasformazione di suolo naturale
 12. Ecotossicità marina
 13. Eutrofizzazione marina
 14. Eutrofizzazione dell'acqua pura
 15. Ecotossicità dell'acqua pura
 16. Esaurimento dei combustibili fossili
 17. Esaurimento dei minerali
 18. Esaurimento dell'acqua pura
- Il metodo Cumulative Energy Demand (HHV) invece, analizza la somma della richiesta di vari tipi di energia primaria (rinnovabile e non rinnovabile) associata al ciclo di vita di un prodotto (cioè, che copre la produzione, la fabbricazione, l'uso e lo smaltimento). Questo comprende cinque diverse categorie che sono:
 1. Non rinnovabile, fossile
 2. Non rinnovabile, nucleare
 3. Rinnovabile, biomassa
 4. Rinnovabili, eolico, solare, geotermico
 5. Rinnovabili, acqua
- Per tutte le voci dell'inventario dell'analisi di LCA è stata utilizzata l'opzione System ad eccezione della voce Wastewater from anaerobic digestion dove è stata utilizzata l'opzione Unit in quanto non vi era l'opzione System. Ciò consente di avere dei risultati validi sul processo. Nel caso si voglia analizzare in dettaglio ogni step di processo, sarebbe necessario usare l'opzione Unit che è più costoso a livello computazionale, ma viene usato System che dà i valori senza i dettagli dell'operazione.
- I risultati riportati sono i valori forniti da SimaPro sotto l'opzione "caratterizzazione", in modo da fornire le unità di misura di ogni categoria di impatto.

- Nella scelta delle voci di inventario tratte dalle librerie di SimaPro sono state usate, quando presenti, voci di inventario relative a dati raccolti per l'Italia. Nel caso non vi fossero voci riferite specificatamente all'Italia, sono state scelte voci contenenti dati di riferimento europei o di altri paesi facenti parte dell'Unione Europea, e nel caso queste voci non fossero state disponibili, sono state scelte voci riportanti dati denominati "Rest of the world".
- Gli impatti tenuti particolarmente in considerazione sono il rilascio di gas serra e la tossicità causata nelle acque dolci, la tossicità umana e l'effetto che il processo causa al buco nell'ozono.

2.6.1 Categorie di impatto

Le categorie di impatto analizzate, per il metodo Recipe, in questo elaborato sono: tossicità umana, cambiamento climatico (emissioni gas serra), tossicità delle acque dolci e danneggiamento dell'ozono.

- Cambiamento climatico è caratterizzato dal potenziale di riscaldamento globale ed è misurato in kg di CO₂-eq. (Manuale SimaPro).
- Danneggiamento dell'ozono è caratterizzato dalle emissioni di sostanze che tendono a ridurre lo strato dell'ozono (ODP). Gli ODP si riferiscono alla diminuzione di ozono in un arco temporale infinito. Questa categoria di impatti è calcolata come kg di CFC-11 eq..
- Tossicità umana e delle acque dolci, calcolate in kg di 1,4-diclorobenzene-eq., è caratterizzata da fattori tossicologici che il rilascio di determinate sostanze possono comportare.

La categoria di impatto analizzata, per il metodo Cumulative Energy Demand, invece è l'energia non rinnovabile fossile.

Capitolo 3 Risultati

In questo lavoro, sono stati analizzati molteplici scenari di produzione di biochar a partire da digestato da FORSU, includendo una filiera sequenziale costituita dal processo di digestione anaerobica seguito dal processo di pirolisi lenta. I risultati dell'analisi condotta sono stati dunque interpretati, in accordo con la ISO 14040 (ISO, 2006) per gli studi di LCA selezionando i metodi che meglio si apprestano all'interpretazione dei risultati in accordo all'analisi da condurre.

Le due fasi sono state concentrate, in particolare, sul confronto tra i processi di digestione anaerobica nei vari scenari analizzati, per poi approfondire ogni scenario, sia includendo soltanto gli step precedenti alla digestione anaerobica, sia includendo anche gli step di essiccamento e pirolisi del digestato, dunque il processo nella sua interezza. Infine, i vari scenari nella loro interezza sono stati confrontati, includendo dunque anche essiccamento e pirolisi, a differenza del primo confronto. Inoltre, sono stati presentati i risultati sia dello studio effettuato con unità funzionale pari a 3,75 t/d di biochar, sia dello studio effettuato considerando 95,89 t/d di FORSU come unità funzionale.

È stato scelto di riportare soltanto gli impatti più rilevanti, elencati nella sezione 2.6.1.

3.1 Confronto digestione anaerobica

La figura 26 riporta le emissioni di gas serra del processo di digestione anaerobica dei tre scenari analizzati, per entrambe le unità funzionali.

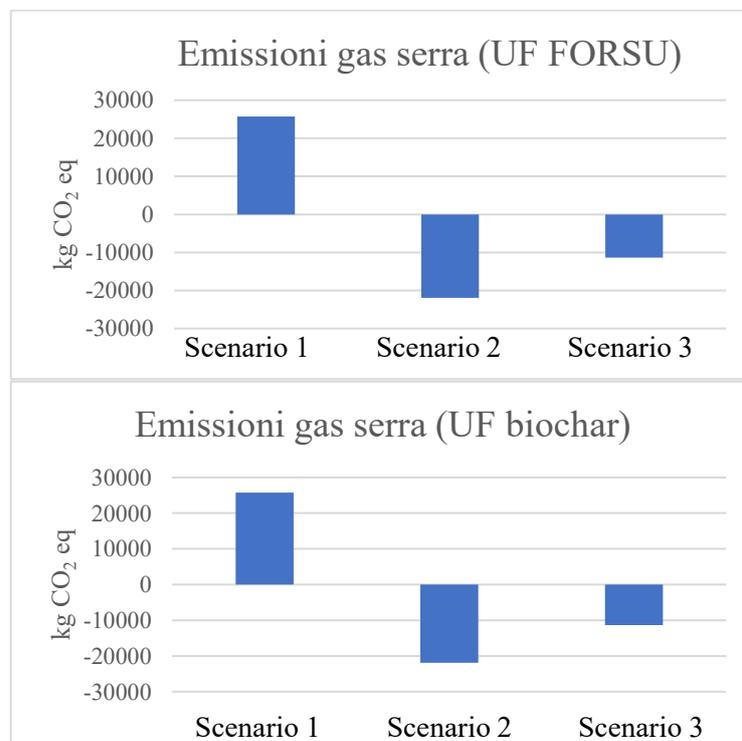


Figura 26 Confronto delle emissioni di gas serra del processo di digestione anaerobica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

In Figura 26 è osservabile come lo scenario 1 sia lo scenario caratterizzato dalle maggiori emissioni di gas serra, pari a circa 25000 kg (Figura 26, UF biochar) e 30000 kg (Figura 26, UF FORSU) di CO₂ equivalente. Gli scenari 2 e 3, invece, presentano emissioni negative, indicando dunque che la digestione anaerobica, negli scenari 2 e 3, consente di evitare l'emissione di circa 20000 kg di CO₂ equivalente (scenario 2, Figura 26) e di circa 10000 kg di CO₂ equivalente (scenario 3, Figura 26). È interessante notare come il cambio di unità funzionale abbia causato cambi significativi negli impatti dello scenario 1, mentre le variazioni negli impatti degli scenari 2 e 3 sono risultati trascurabili (Figura 26). Ciò è probabilmente dovuto ai pretrattamenti, assenti nello scenario 1, che hanno rappresentato una quota percentuale significativa agli impatti totali della parte di processo analizzata, rispetto gli impatti dello step di digestione anaerobica. Inoltre, ciò potrebbe suggerire che gli scenari 2 e 3 siano processi flessibili, adottabili sia con l'obiettivo di produzione di biochar, sia con l'obiettivo di smaltimento della FORSU, senza significativi cambi negli impatti della digestione.

Questo vale per tutti i risultati ottenuti. Nel sotto-paragrafo 3.2.1 verranno inoltre analizzati le fasi che contribuiscono maggiormente ad avere questi impatti.

La Figura 27 rappresenta le emissioni del processo di digestione anaerobica di composti nocivi per lo strato di ozono. È osservabile una situazione simile a quella riportata in Figura 26. In Figura 27, infatti, gli scenari 2 e 3 presentano impatti pressoché invariati al variare dell'unità funzionale, a differenza dello scenario 1, che presenta impatti maggiori, quando riferito alla FORSU come unità funzionale. Inoltre, gli scenari 2 e 3 rappresentano impatti evitati sullo strato di ozono, rispettivamente -5.8E-3 kg CFC-11 eq. (scenario 2, Figura 27) e -2.0E-3 kg CFC-11 eq. (scenario 3, Figura 27). Lo scenario 1 ha invece portato a emissioni di 7.5E-3 (Figura 27, UF biochar) e 8.2E-3 (Figura 27, UF FORSU) kg CFC-11 eq.

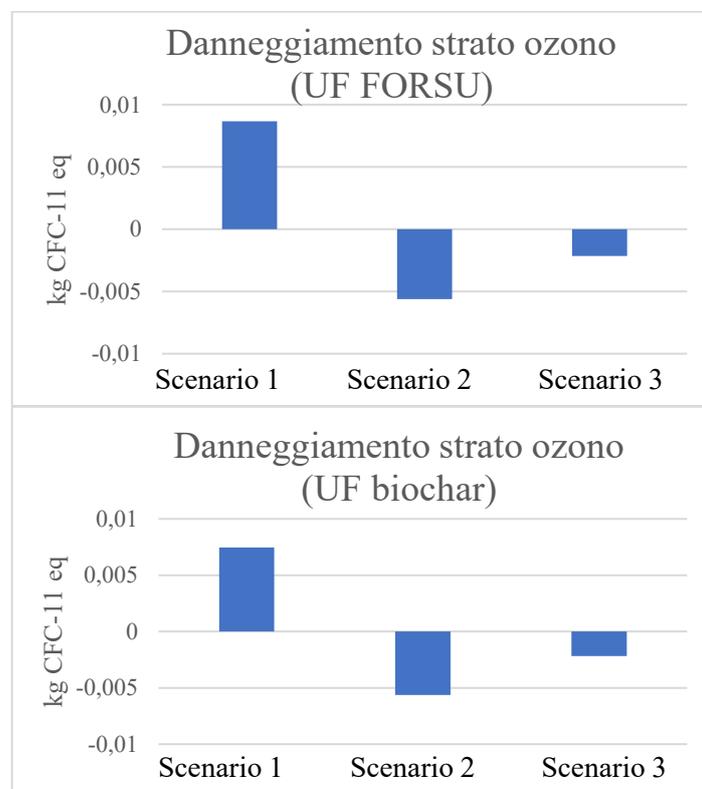


Figura 27 Confronto degli impatti del processo di digestione anaerobica sullo strato di ozono. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

La Figura 28 presenta un andamento degli impatti diverso da quello osservato in Figura 26 e Figura 27. In Figura 28, lo scenario 2 presenta impatti positivi, indicando il rilascio di composti nocivi per l'uomo. Inoltre, lo scenario 2 presenta i più alti impatti riguardanti la tossicità umani, pari a circa 3300 kg 1,4-DB eq. Lo scenario 1 è stato caratterizzato da impatti positivi, pari a circa 226 (Figura 28, UF biochar) e 280 (Figura 28, UF FORSU) kg 1,4-DB eq.

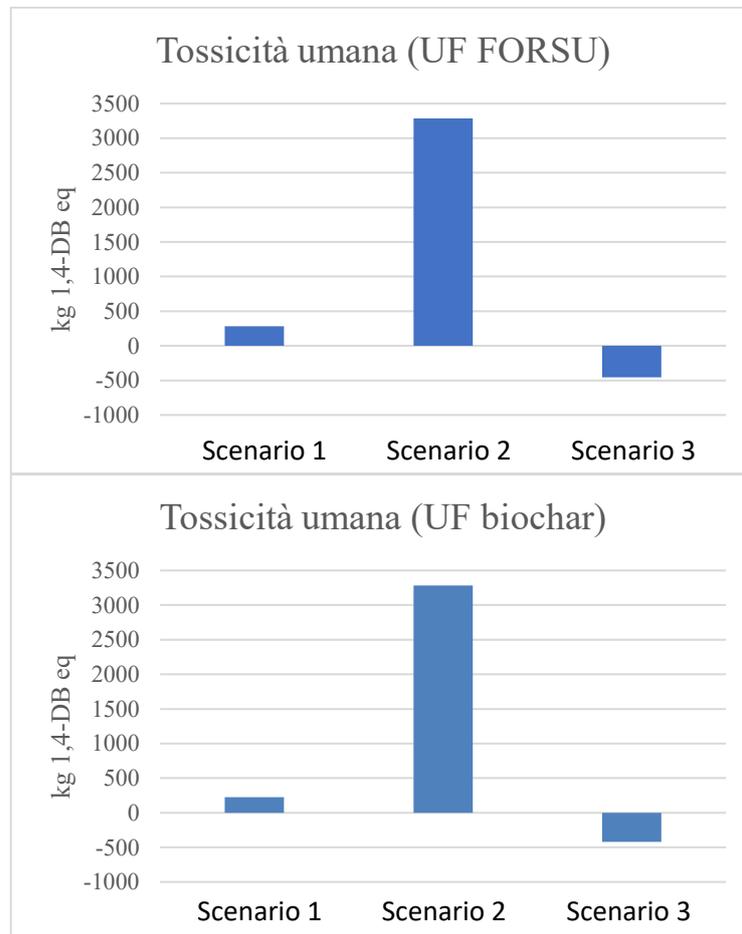


Figura 28 Confronto degli impatti sull'emissione di composti tossici per l'uomo durante il processo di digestione anaerobica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

Lo scenario 3 ha invece mostrato emissioni evitate pari a 485 kg 1,4-DB eq. (Figura 28).

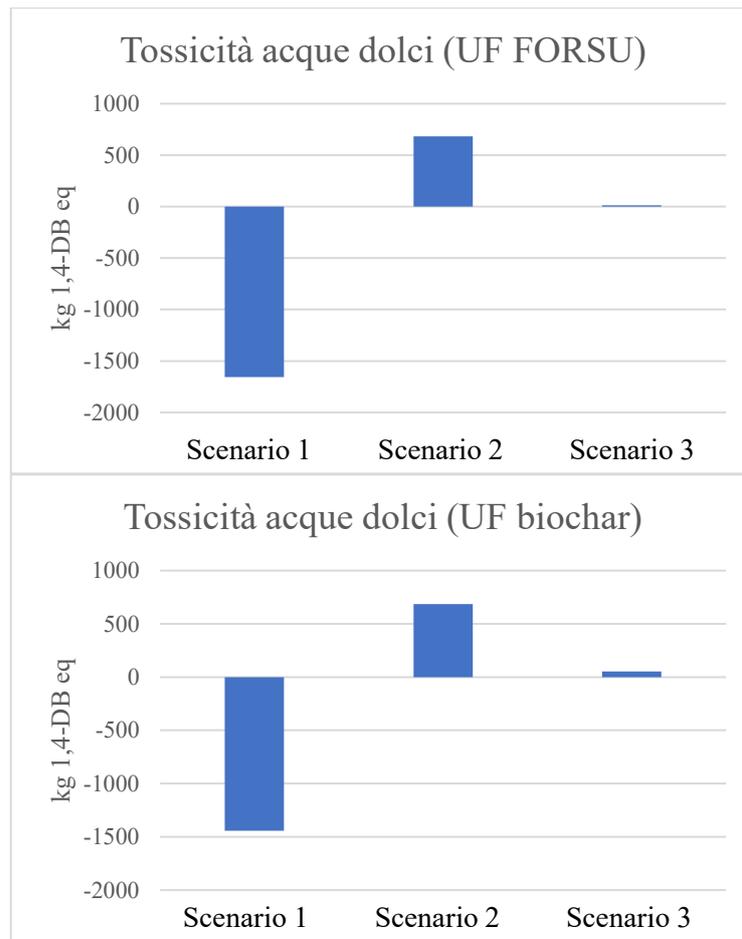


Figura 29 Confronto degli impatti sull'emissione di composti tossici per le acque dolci durante il processo di digestione anaerobica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 29, si osserva un andamento differente per gli impatti legati alle emissioni di composti tossici per le acque dolci. Infatti, è lo scenario 1 a mostrare impatti evitati, pari a circa -1400 (Figura 29, UF biochar) e -1600 (Figura 29, UF FORSU) kg 1,4-DB eq. Lo scenario 3, come riportato, ha impatti relativamente bassi, prossimi ad essere nulli. Al contrario, lo scenario 2 è lo scenario che presenta le maggior emissioni di 1,4-DB eq. (circa 600 kg 1,4-DB eq.). Nuovamente, il cambio dell'entità degli impatti per lo scenario 1, al variare della unità funzionale considerata, assente nello scenario 2, potrebbe suggerire che i pretrattamenti abbiano impatti molto maggiori, nel caso dello scenario 2, rispetto gli impatti legati allo step di digestione anaerobica. In particolare, il cambio di entità di impatto dello scenario 3 ha evidenziato come le emissioni di 1,4-DB eq. del pretrattamento di idrocavitazione dinamica fossero simili alle emissioni evitate dalla digestione anaerobica tal quale senza pretrattamento, motivo per cui si possono notare due differenti impatti, in base alla unità funzionale considerata.

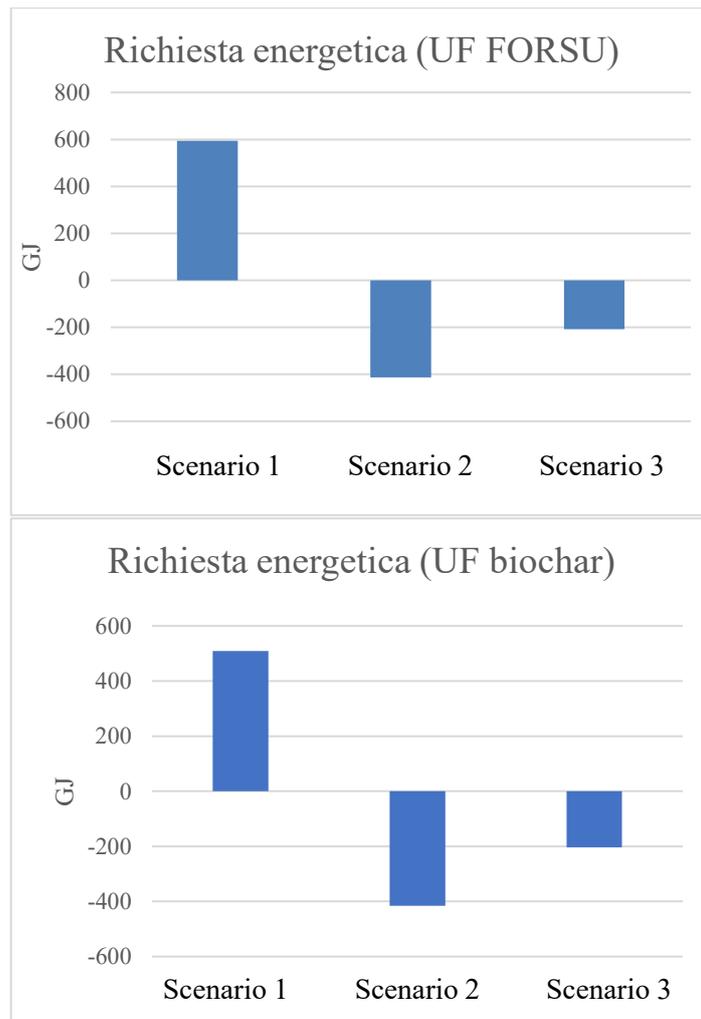


Figura 30 Confronto degli impatti legati alla richiesta energetica durante il processo di digestione anaerobica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

La Figura 30 mostra come lo scenario 1 sia l'unico scenario a presentare impatti positivi, pari a circa 500 GJ (UF biochar, Figura 30) e 600 GJ (UF FORSU, Figura 30). Lo scenario 2 e 3, invece mostrano impatti negativi; in particolare, lo scenario 2 ha ottenuto impatti evitati pari circa a -400 GJ. È importante notare come, basandosi su due diverse unità funzionali, solo lo scenario 1 abbia presentato differenze negli impatti. Questo potrebbe essere legato agli impatti legati ai pretrattamenti, assenti nello scenario 1; i pretrattamenti potrebbero aver avuto impatti molto maggiori, in modulo, rispetto quelli della sola digestione, portando dunque a rendere trascurabili le differenze osservabili usando le due diverse UF considerate in questo lavoro.

Basandosi sulle Figure 26, 27 e 30, lo scenario 2 sembrerebbe essere lo scenario che potrebbe raggiungere i minori impatti, una volta espansi i confini del sistema fino alla produzione del biochar. Tuttavia, la Figura 28 e la Figura 29 mostrano alti impatti riguardo lo scenario 2. Dunque, lo scenario 3 potrebbe rappresentare un valido compromesso; pur non presentando i maggiori impatti evitati, lo scenario 3 ha mostrato impatti evitati per la maggior parte delle categorie analizzate, emissioni di gas serra, danneggiamento dello strato di ozono e tossicità umana (Figura 26, Figura 27, Figura 28) e impatti relativamente bassi, riguardo l'emissione di composti tossici per le acque dolci (Figura 29). Al contrario, lo

scenario 1 presenta impatti evitati solo per una categoria d'impatto acque dolci (Figura 29), risultando dunque potenzialmente lo scenario meno vantaggioso, considerando più categorie d'impatto.

3.2 Analisi dei singoli scenari

Prima di espandere il confronto precedentemente riportato all'intero processo (comprendente, dunque, anche gli step di essiccamento e pirolisi), i singoli scenari sono stati analizzati, sia approfondendo lo step di digestione anaerobica, sia comprendendo anche le fasi di essiccamento e pirolisi, per approfondire l'influenza delle altre operazioni sugli impatti del processo totale, oltre alla digestione anaerobica.

3.2.1 Digestione anaerobica nei tre scenari

Nella seguente discussione degli impatti, per i risultati riguardanti gli impatti del processo fino alla digestione anaerobica, non verranno menzionate differenze tra i risultati ottenuti usando il biochar come UF e quelli ottenuti usando la FORSU come UF, dal momento che queste differenze sono già state discusse nella sezione 3.1, durante il confronto della digestione anaerobica tra i diversi scenari e UF. Inoltre, in caso di differenza apprezzabile tra i risultati ottenuti dallo studio con UF basata su biochar e studio con UF basata su FORSU, nel testo i valori degli impatti discussi saranno riportati come intervallo tra i valori osservati nei due studi per il medesimo scenario.

- Processo tal quale

In Figura 31 sono stati riportati gli impatti legati all'emissione di gas serra.

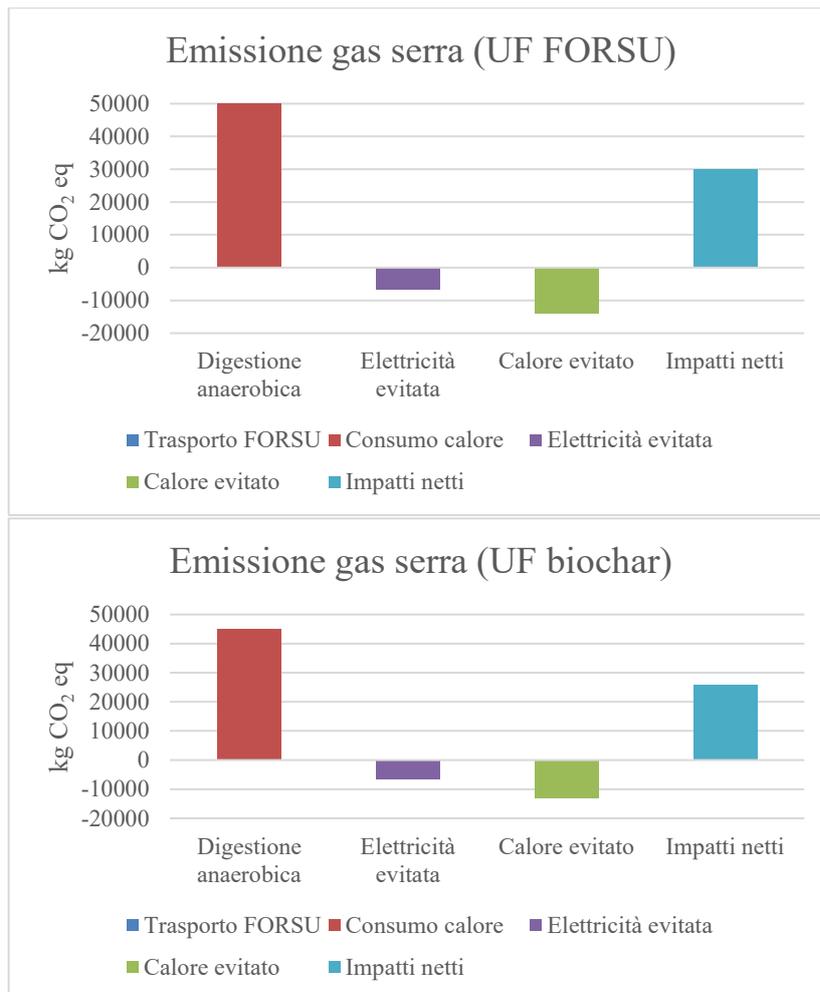


Figura 31 Emissioni di gas serra del processo di DA, scenario 1.

È possibile notare come il calore richiesto dalla digestione anaerobica costituisca la virtuale totalità degli impatti legati al solo processo di digestione anaerobica, ovvero più del 99,9% dell'emissione di gas serra da parte della digestione anaerobica. Il trasporto della FORSU ha invece impattato in misura trascurabile. Riguardo invece gli impatti evitati, il calore recuperato dalla cogenerazione del biogas garantisce di evitare l'emissione, in modulo, di circa 13000 kg CO₂ eq., contro i circa 45000-50000 kg CO₂ eq. emessi dal calore consumato durante il processo di digestione. Le emissioni evitate dalla elettricità cogenerata sono state, in modulo, pari a circa 6000 kg CO₂ eq.; dunque, la somma degli impatti evitati grazie alla cogenerazione risulta comunque minore, in modulo, rispetto alle emissioni del calore richiesto, risultando dunque in un'emissione netta di gas serra. È interessante notare come gli impatti netti siano risultati essere pari a circa il 57% degli impatti legati al solo calore richiesto dalla digestione anaerobica, evidenziando come, nonostante la grossa influenza del calore richiesto per condurre la digestione anaerobica, la cogenerazione rappresenti un importante step di processo nel diminuire gli impatti netti della digestione.

In Figura 32, gli impatti legati al danneggiamento dello strato di ozono mostrano un comportamento simile a quanto osservato in Figura 31.

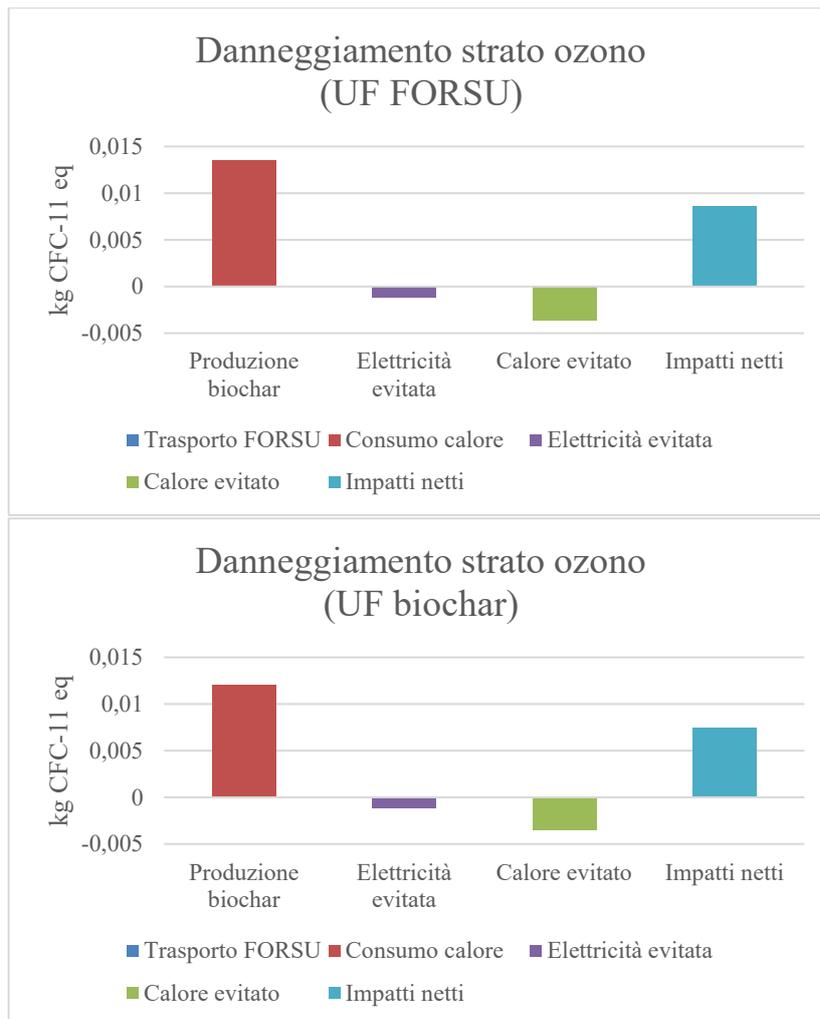


Figura 32 Danneggiamento dello strato di ozono del processo di DA, scenario 1.

Le emissioni di composti dannosi per lo strato di ozono legati alla sola digestione anaerobica sono infatti costituiti per più del 99.9% dagli impatti legati al calore richiesto per condurre la digestione anaerobica. Gli impatti evitati legati al calore e all'elettricità recuperata dalla cogenerazione, pari in modulo a circa 0.005 kg CFC-11 eq., sono risultati dunque essere un ordine di grandezza minori, in modulo, rispetto alle emissioni della digestione anaerobica, pari a 0.012-0.013 kg CFC-11 eq. Gli impatti netti, pari a circa 0.0076 kg CFC-11 eq., sono risultati essere circa uguali al 60% degli impatti legati alla sola digestione anaerobica.

In Figura 33, gli impatti legati all'emissione di composti nocivi per la salute umana hanno presentato impatti netti pari a circa 230-260 kg 1,4-DB eq.

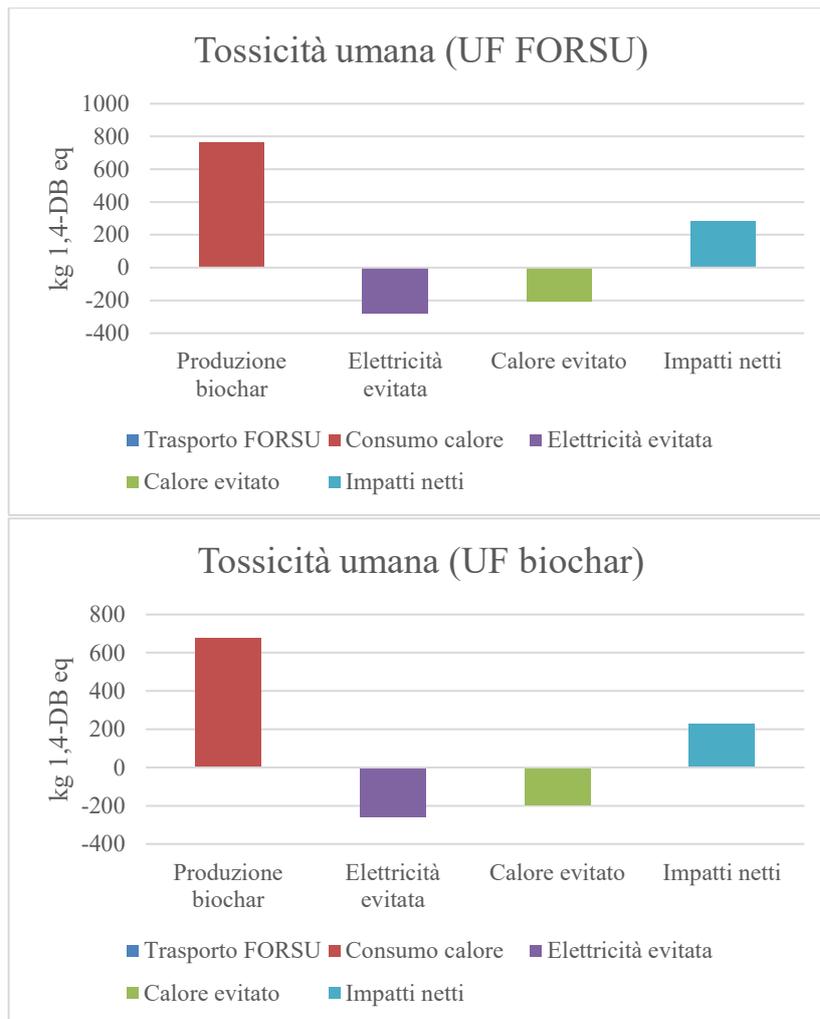


Figura 33 Tossicità umana del processo di DA, scenario 1.

Gli impatti legati all'emissione di composti tossici per l'uomo, in Figura 33, sono pari a circa 700-750 kg 1,4-DB eq., mentre gli impatti evitati dalla cogenerazione sono pari a circa 450 kg 1,4-DB eq., in modulo. Inoltre, a differenza che in Figura 31 e Figura 32, per le emissioni legate alla tossicità umana gli impatti evitati grazie all'elettricità generata sono risultati maggiori, in modulo, rispetto gli impatti evitati dal calore generato. Inoltre, gli impatti netti per questa categoria d'impatto ammontano a circa il 33% degli impatti della digestione anaerobica, mostrando un maggior beneficio del calore ed elettricità cogenerata.

In Figura 34, gli impatti legati all'ecotossicità delle acque dolci mostra un andamento simile, ma opposto, a quanto osservato per le altre categorie d'impatto.

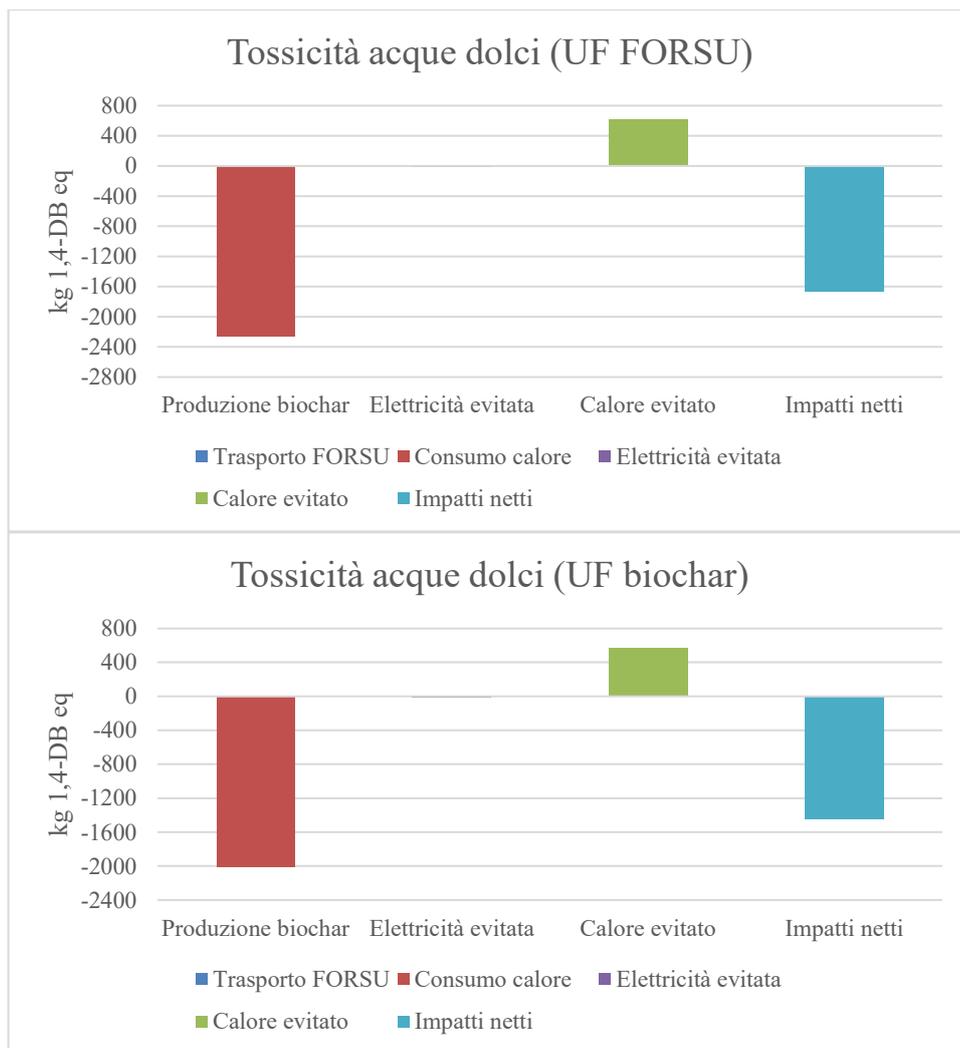


Figura 34 Tossicità acque dolci del processo di DA, scenario 1.

Infatti, la sola digestione anaerobica presenterebbe degli impatti evitati (~ 2000-2200 kg 1,4-DB eq.), mentre il calore cogenerato porta ad avere delle emissioni (~570 kg 1,4-DB eq.); l'elettricità cogenerata presenta invece degli impatti leggermente negativi (~ -11 kg 1,4-DB eq.). Questa inversione nell'andamento è probabilmente attribuibile alla voce di calore usata su SimaPro utilizzando il database Ecoinvent. È infatti probabile che la voce utilizzata sia caratterizzata da impatti netti evitati, per quanto riguarda la ecotossicità delle acque dolci; l'aver scelto questa voce per rappresentare il calore cogenerato (dunque un prodotto evitato) ha portato a evitare il beneficio ottenuto dagli impatti evitati caratterizzanti il tipo di calore scelto, risultando dunque in impatti positivi. Tuttavia, gli impatti netti della digestione anaerobica per questa categoria d'impatto rimangono comunque negativi, significando dunque emissioni evitate.

In Figura 35 sono rappresentati i consumi energetici della digestione anaerobica nello scenario 1.

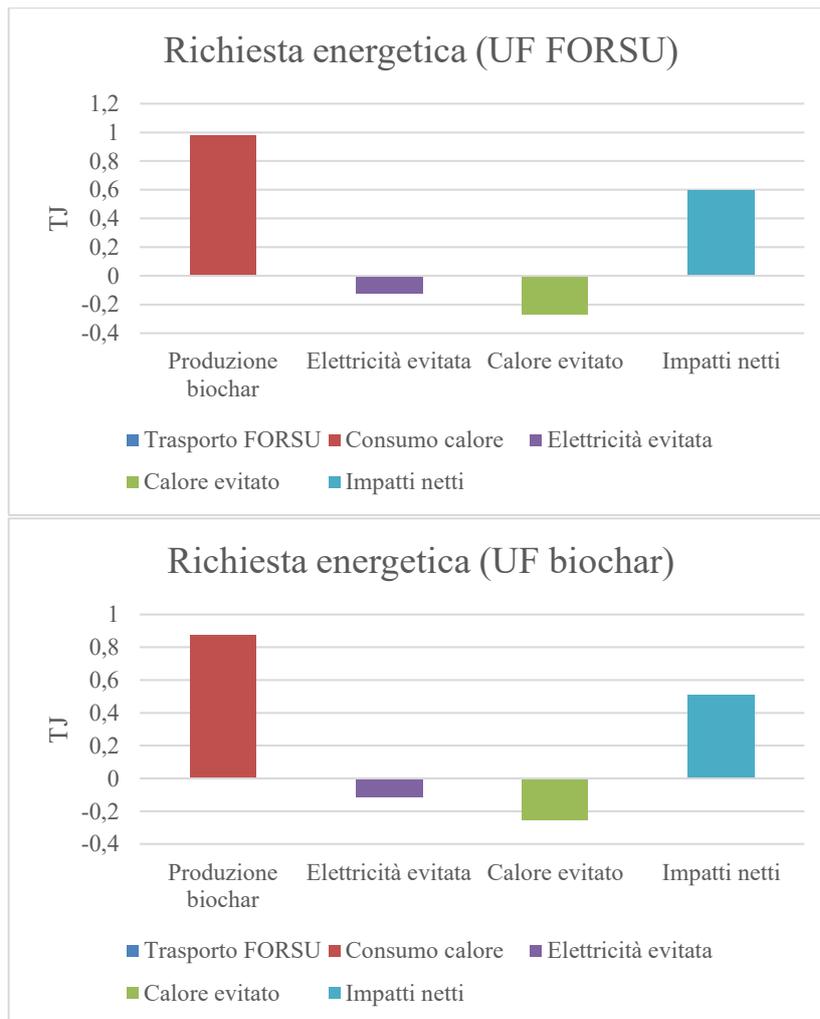


Figura 35 Richiesta energetica del processo di DA, scenario 1.

Similmente a quanto osservato per le altre categorie d'impatto, a eccezione della ecotossicità delle acque dolci, la sola digestione anaerobica comporta un consumo di circa 0,85-0,95 TJ, mentre gli impatti evitati dalla cogenerazione ammontano a circa 0.4 TJ, in modulo. Inoltre, similmente a quanto riportato in Figura 31, gli impatti netti sono circa pari al 58% degli impatti della sola digestione anaerobica.

Lo studio dello scenario 1 ha dunque mostrato come la richiesta termica per raggiungere e mantenere la temperatura operativa (35 °C) sia lo step con i maggior impatti, tra tutti gli step considerati fino alla digestione anaerobica. Una soluzione a ciò, oltre a ridurre il quantitativo termico richiesto, potrebbe essere incrementare la produzione di biogas, in modo da cogenerare una maggior quantità di energia e bilanciare gli alti impatti della richiesta termica.

- Processo enzimatico

Nelle Figure riportanti gli impatti dello scenario 2, gli impatti legati al trasporto della FORSU sono stati inclusi negli impatti dovuti al trattamento enzimatico, dal momento che prima di effettuare il trattamento, è necessario trasportare la FORSU. Inoltre, è da tenere in

considerazione che la distanza percorsa dalla FORSU durante il trasporto non varia tra gli scenari. Benché, per lo studio effettuato usando il biochar come UF, la massa di FORSU trasportata all'impianto sia maggiore di circa il 6% rispetto alla massa trasportata nello scenario 1, gli impatti legati al trasporto sono stati osservati essere trascurabili rispetto tutti gli altri impatti riportati nelle Figure 31-35. Ciò, unito alla relativamente bassa differenza relativa tra le masse trasportate di FORSU, permette di trascurare il contributo del trasporto all'interno degli impatti legati ai pretrattamenti, dal momento che l'incremento di FORSU non è tale da causare un incremento degli impatti significativo.

In Figura 36, sono riportate le emissioni di gas serra legate alla digestione anaerobica nello scenario 2.

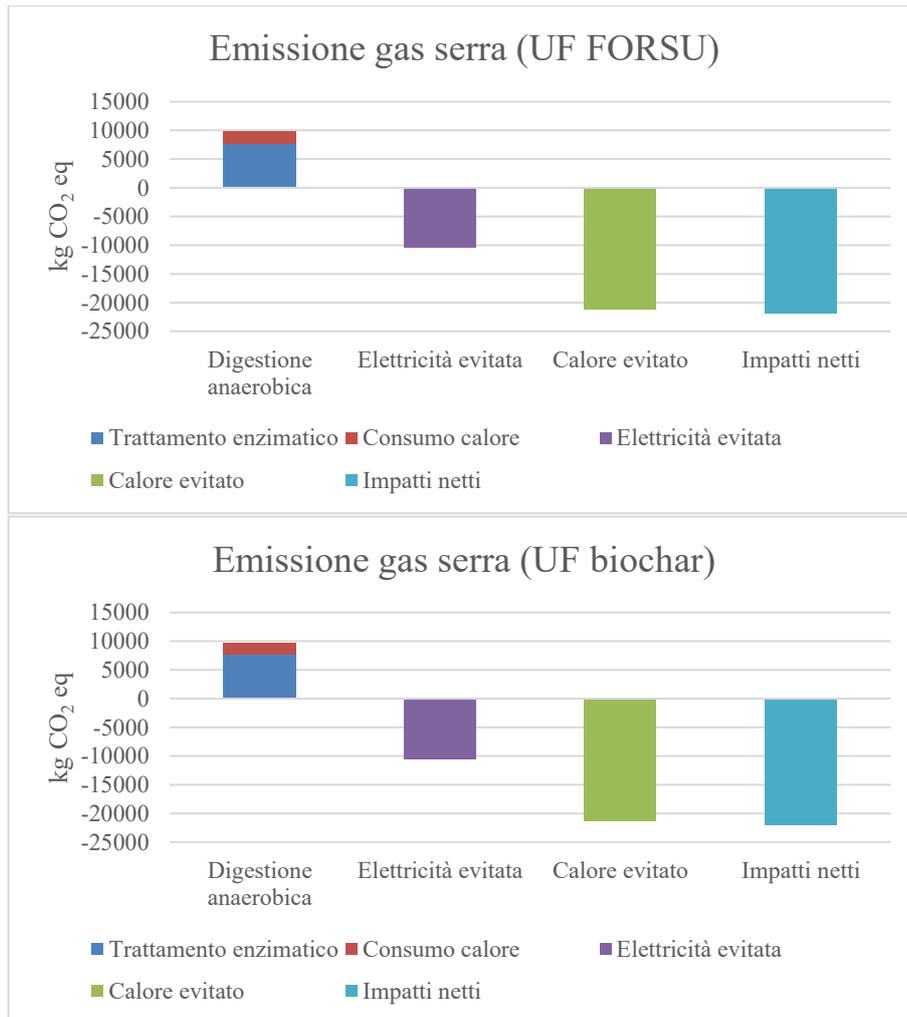


Figura 36 Emissioni di gas serra del processo di DA, scenario 2.

La principale differenza che è stata osservata è che, al contrario che nello scenario 1, il calore e l'elettricità cogenerati evitano l'emissione, complessivamente, di una quantità di gas serra maggiore rispetto la quantità emessa dalla generazione del calore richiesto dalla digestione anaerobica. Infatti, il calore richiesto dalla digestione ha emesso circa 2000 kg CO₂ eq., mentre il calore e l'elettricità cogenerati hanno evitato, rispettivamente, l'emissione di 21243 e 10400 kg CO₂ eq. Inoltre, in Figura PPPP è stato riportato come il calore richiesto dalla digestione non componga più il 99.9% degli impatti della sola digestione, ma ammonti a solo il 20% di quegli impatti. Il resto degli impatti della sola

digestione è stato dovuto al trattamento enzimatico, che ha emesso circa 7700 kg CO₂ equivalente. Come accennato in precedenza, la differente quantità di biogas generato, e dunque di calore ed elettricità cogenerati, nello scenario 2 ha ridotto sensibilmente le emissioni di gas serra, portando a impatti netti pari a circa -21000 kg CO₂ eq.

Anche in Figura 37, che riporta gli impatti dello scenario 2 riguardo il danneggiamento dello strato di ozono, si osserva un andamento simile, con impatti netti pari a circa -5.6E-3 kg CFC-11 eq.

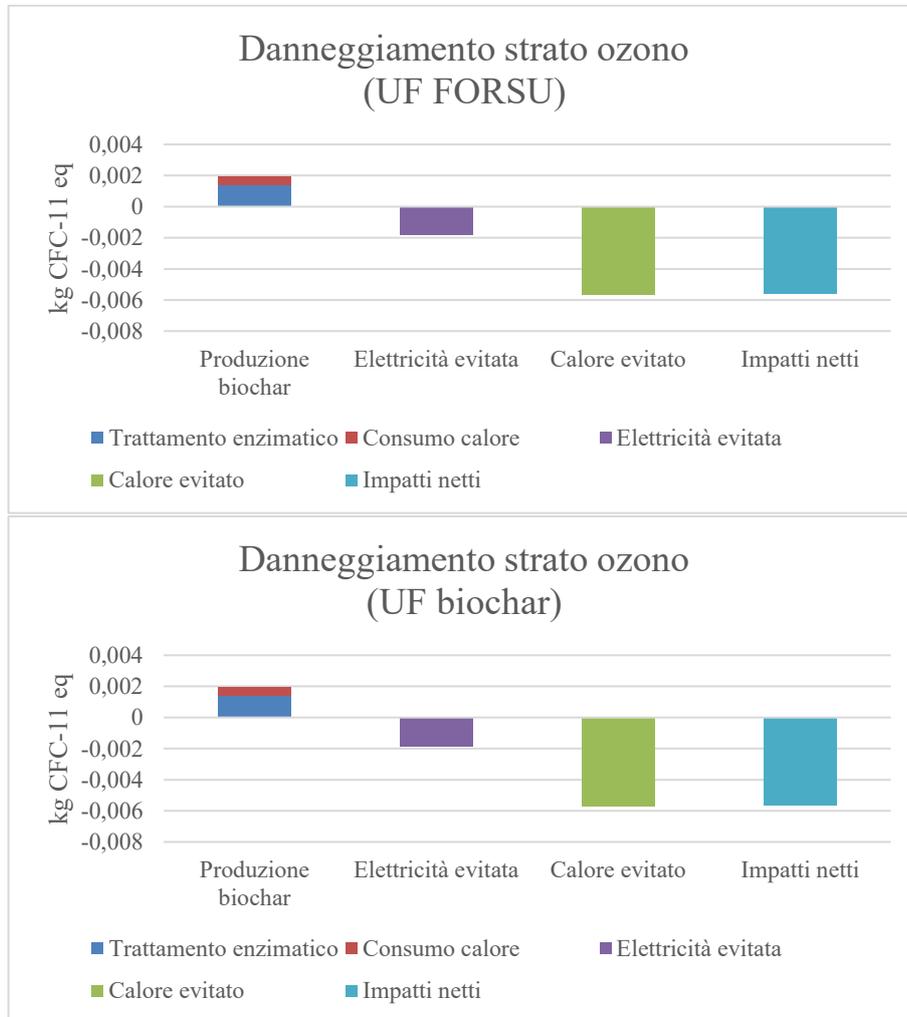


Figura 37 Danneggiamento strato ozono del processo di DA, scenario 2.

Similmente a quanto osservato per la categoria d'impatto del cambiamento climatico, il calore richiesto dalla digestione anaerobica è risultato essere pari a solo il 30% degli impatti totali sullo strato di ozono, legati alla sola digestione anaerobica. Il resto degli impatti della digestione anaerobica è dovuto al trattamento enzimatico. Inoltre, anche in questo scenario gli impatti evitati grazie al calore cogenerato sono risultati maggiori, in modulo, rispetto gli scenari evitati grazie all'elettricità cogenerata.

In Figura 38, invece, si osserva un diverso rapporto tra gli impatti legati alla tossicità umana. Infatti, il 99% degli impatti della sola digestione anaerobica è stato dovuto al trattamento enzimatico. Soprattutto, gli impatti legati al trattamento enzimatico (~ 4000 kg 1,4-DB eq.) sono risultati un ordine di grandezza maggiore rispetto gli impatti evitati dalla cogenerazione di calore ed elettricità (-319 e -424 kg 1,4-DB eq., rispettivamente).

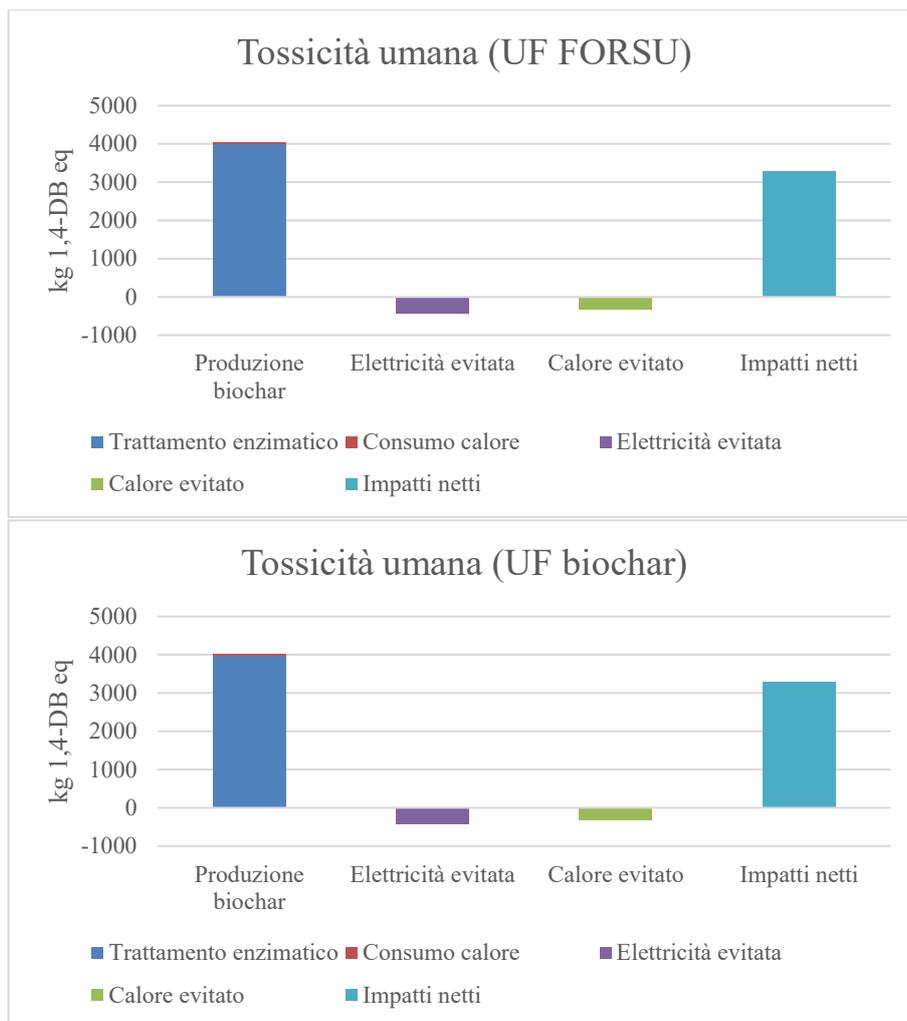


Figura 38 Tossicità umana del processo di DA, scenario 2.

Gli impatti netti della digestione anaerobica sono dunque risultati essere pari a circa 3300 kg 1,4-DB eq.

In Figura 39, sono invece riportati gli impatti legati all'ecotossicità di acque dolci, il cui impatto netto ammonta a circa 680 kg 1,4-DB eq.

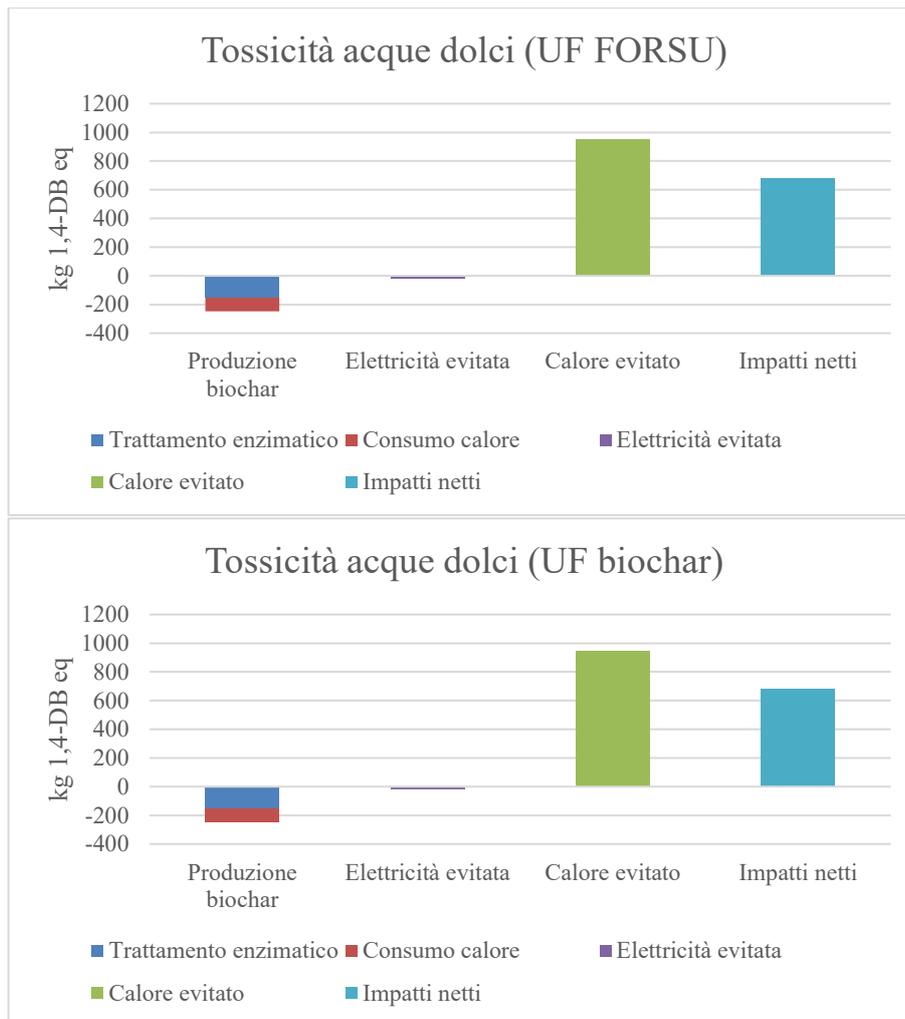


Figura 39 Tossicità acque dolci del processo di DA, scenario 2.

Come già discusso per la Figura 34, la digestione anaerobica presenta impatti evitati, mentre la sostituzione del calore convenzionale con il calore cogenerato dal processo è caratterizzata da emissioni di composti tossici per le acque dolci. Nonostante ciò, anche in Figura 39 è possibile osservare come il trattamento enzimatico contribuisca in maniera significativa (~60%) agli impatti della sola digestione anaerobica. Inoltre, come osservato in Figura 34, l'elettricità cogenerata ha impatti evitati relativamente trascurabili, mentre il calore cogenerato comporta emissioni 3,5 volte maggiori rispetto gli impatti evitati della sola digestione anaerobica.

In Figura 40, gli impatti energetici della digestione anaerobica sono stati riportati, con un valore di impatti netto pari a circa -0.41 TJ.

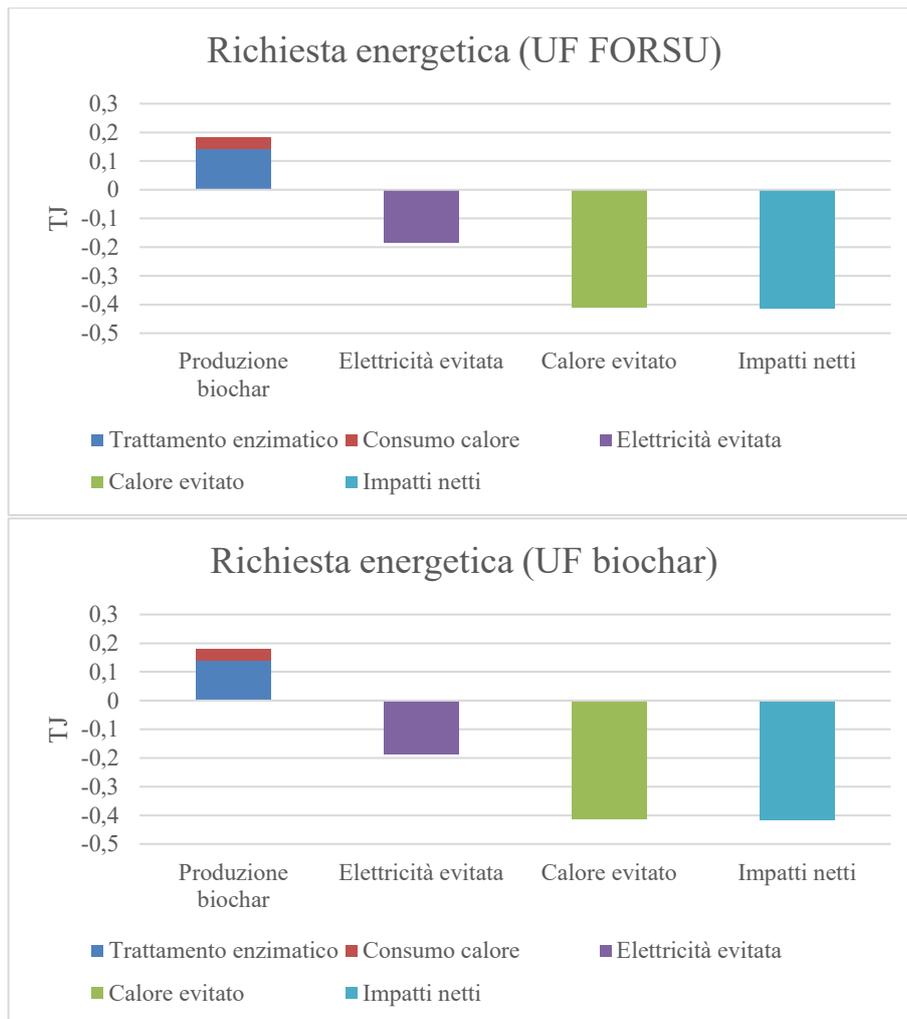


Figura 40 Richiesta energetica del processo di DA, scenario 2

Gli andamenti degli impatti energetici sono simili a quelli osservati in Figura 36 per il cambiamento climatico; il trattamento enzimatico è nuovamente stato confermato essere il maggior contribuente (~77%) degli impatti della sola digestione anaerobica, mentre gli impatti evitati grazie al calore cogenerato (~-0.4 TJ) sono maggiori, in modulo, rispetto gli impatti evitati dall'elettricità cogenerata (~-0.18 TJ).

L'analisi dello scenario 2 ha mostrato come il trattamento enzimatico influisca significativamente sugli impatti del processo, non solo dal punto di vista della resa di biogas e conseguente produzione energetica, ma anche dal punto di vista del trattamento stesso. Lo scenario ha inoltre confermato che il calore richiesto dalla digestione e il calore cogenerato sono due step critici per la valutazione ambientale degli impatti della digestione.

Per la maggior parte delle categorie analizzate, il trattamento è risultato essere vantaggioso, eccetto che per gli impatti della tossicità umana. Gli alti impatti del trattamento enzimatico sulla tossicità umana hanno infatti rappresentato uno svantaggio non trascurabile, che potrebbe portare alla necessità di valutare in base alle esigenze specifiche di ogni caso, se sia vantaggioso o meno adottare un trattamento enzimatico.

- Processo di idrocavitazione dinamico

Analogamente a quanto già affermato riguardo lo scenario 2, anche per lo scenario 3 gli impatti del trasporto sono inclusi nel pretrattamento di idrocavitazione. La differenza relativa tra il trasporto dello scenario 2 e dello scenario 3, per lo studio in cui la UF è il biochar, è di circa il 12%. Benché questa differenza possa comportare una variazione non trascurabile se presa singolarmente, i relativamente trascurabili impatti legati al trasporto hanno permesso di ritenere trascurabile la differenza.

In Figura 41, le emissioni di gas serra presentano un andamento simile a quello osservato in Figura 31, ma con un'importante differenza. Infatti, lo scenario IC è stato caratterizzato da emissioni nette di gas serra evitate, pari a circa -11000 kg CO₂ eq.

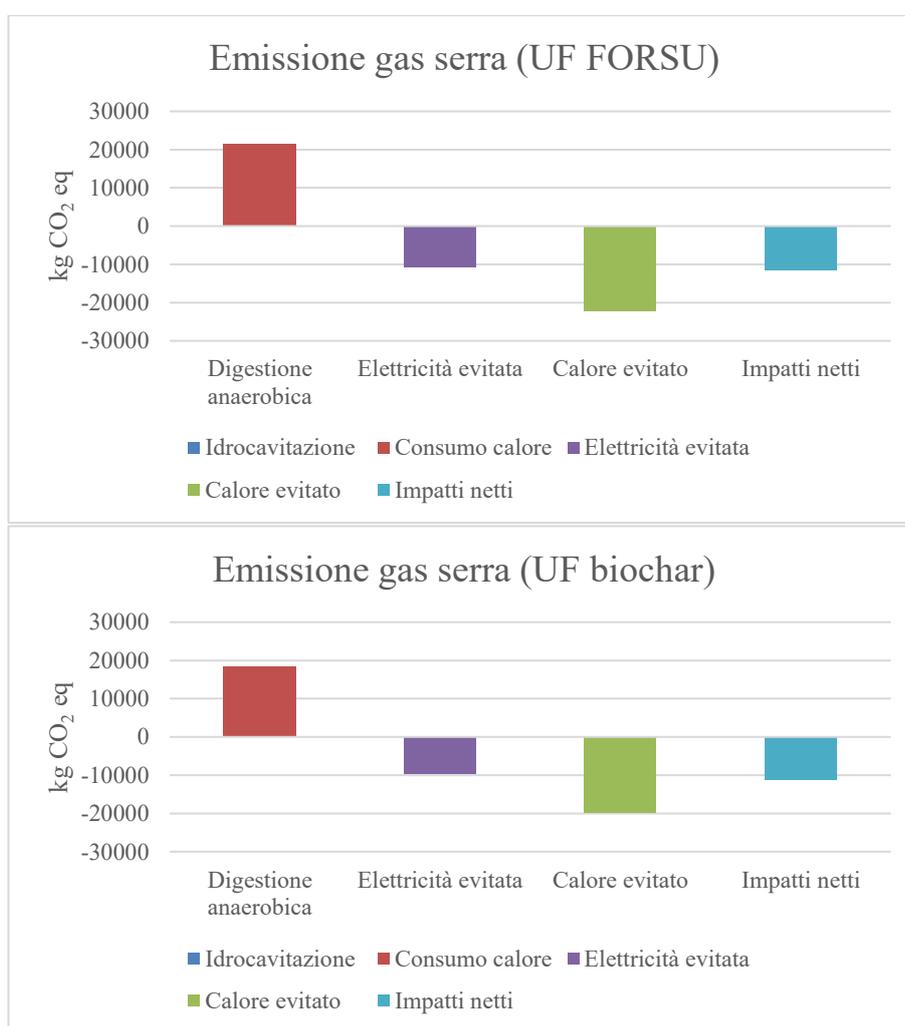


Figura 41 Emissioni di gas serra del processo di DA, scenario 3.

In Figura 41, gli impatti della sola digestione anaerobica sono pressoché interamente composti dagli impatti legati al calore richiesto per condurre la digestione anaerobica, mentre il trattamento di idrocavitazione ha impatti che contribuiscono meno dell'1% agli impatti della sola digestione anaerobica. A differenza però di quanto osservato per lo scenario 1, gli impatti evitati legati al calore e all'elettricità cogenerati (~-19800 e -9700 kg

CO₂ eq., rispettivamente) risultano maggiori, in modulo, rispetto gli impatti della sola digestione anaerobica (~18300 kg CO₂ eq.).

Un andamento analogo è stato riportato in Figura 42, che riporta gli impatti legati al danneggiamento dello strato di ozono.

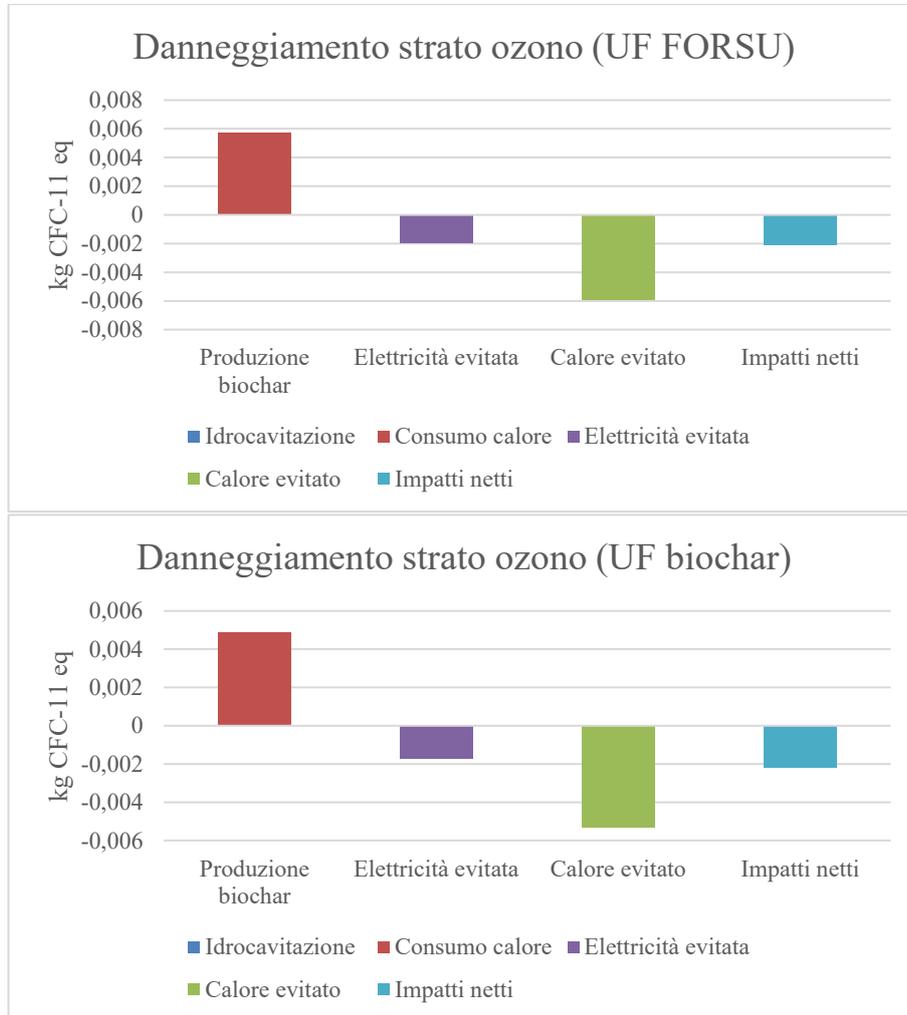


Figura 42 Danneggiamento strato ozono del processo di DA, scenario 3.

Gli impatti netti dello scenario IC risultano essere circa -0,00216 kg CFC-11 eq., con gli impatti legati alla sola digestione anaerobica ammontanti a circa 0.005 kg CFC-11 eq. Gli impatti evitati legati al calore cogenerato (~-0.0053 kg CFC-11 eq.) sono risultati, in modulo, circa 2,5 volte maggiori rispetto gli impatti evitati legati all'elettricità cogenerata (~-0.0017 kg CFC-11 eq.).

In Figura 43, gli impatti netti relativi alla tossicità umana sono risultati essere impatti evitati, pari a circa -420 kg 1,4-DB eq.

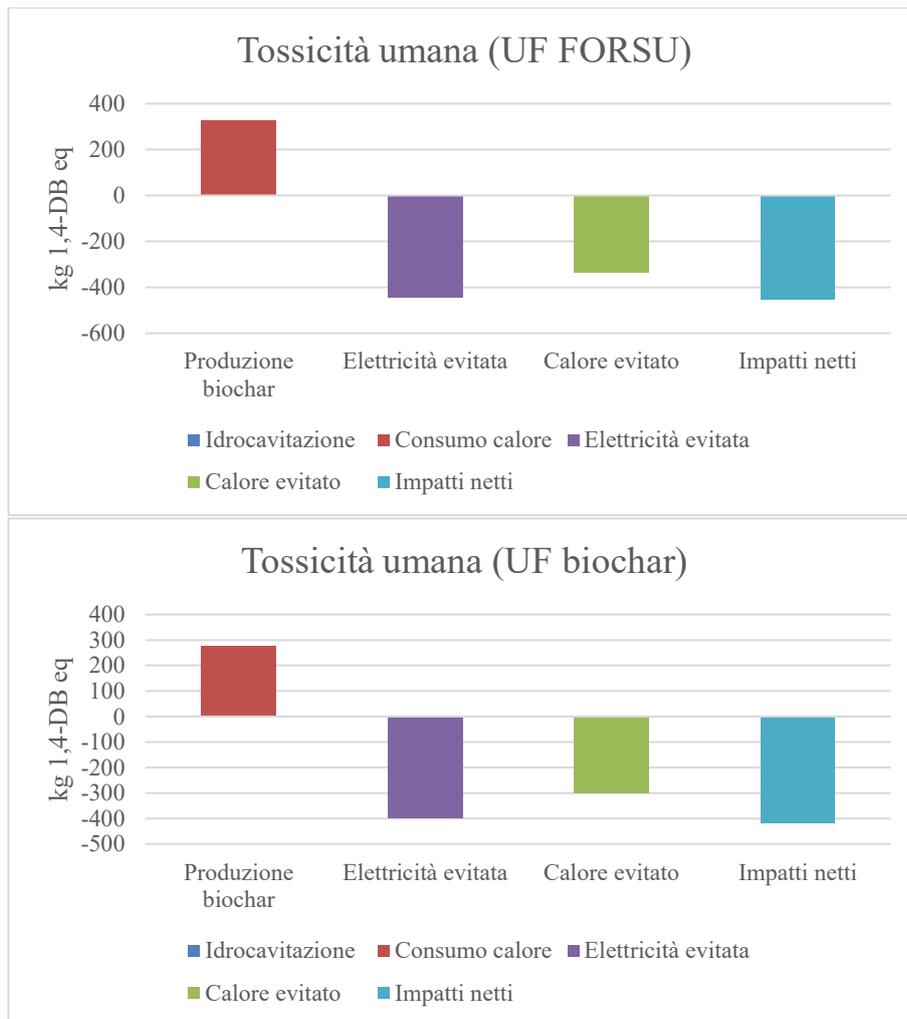


Figura 43 Tossicità umana del processo di DA, scenario 3.

Anche per questa categoria d’impatto, il calore richiesto dalla digestione compone la quasi totalità degli impatti della sola digestione (~99.6%). Tuttavia, gli impatti evitati maggiori in modulo non sono dovuti al calore cogenerato (~ -300 kg 1,4-DB eq.), bensì all’elettricità cogenerata (~ -396 kg 1,4-DB eq.).

In Figura 44, gli impatti netti legati all’ecotossicità delle acque dolci sono risultati pari a ~ 50 kg 1,4-DB eq.

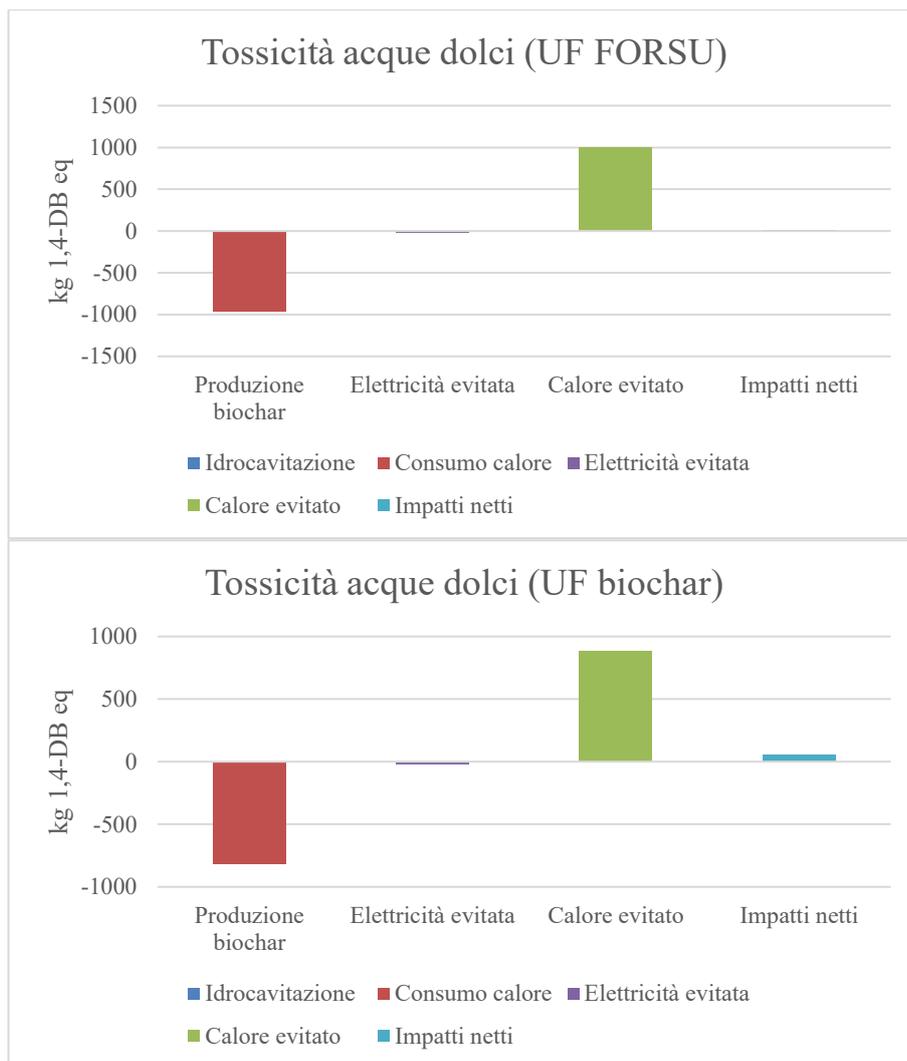


Figura 44 Tossicità acque dolci del processo di DA, scenario 3.

Oltre alle caratteristiche dovute alla voce d’inventario del calore utilizzata su Ecoinvent, già esposte per gli scenari 1 e 2, è stato osservato come il calore richiesto dalla digestione componga nuovamente la quasi totalità degli impatti evitata della sola digestione (~ 99.9%). In Figura 45, gli impatti energetici netti dello scenario IC sono risultati pari a circa -0.2 TJ.

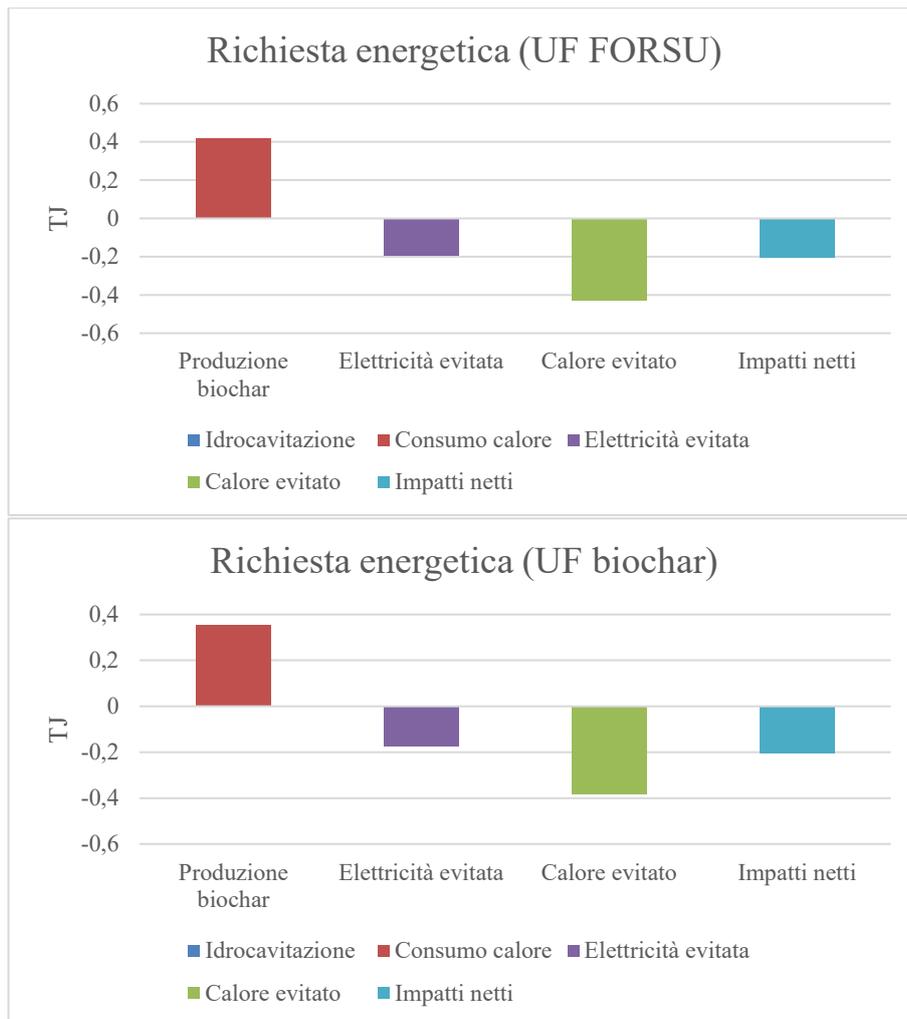


Figura 45 Richiesta energetica del processo di DA, scenario 3.

Nuovamente, il calore richiesto dalla digestione compone la quasi totalità degli impatti legati alla sola digestione anaerobica (99.9%). Riguardo gli impatti evitati, invece, gli impatti energetici evitati grazie al calore cogenerato (-0.38 TJ) sono risultati maggiori, in modulo, rispetto agli impatti evitati grazie all'elettricità cogenerata (-0.17 TJ).

L'analisi approfondita dello scenario 3 ha dunque mostrato come, a differenza dello scenario 2, il trattamento della FORSU non sia causa di impatti nelle categorie d'impatto considerate in questo lavoro. Tuttavia, viene fornita un'ulteriore conferma della criticità della richiesta di calore per condurre la digestione, dal momento che lo scenario IC è caratterizzato da una maggior produzione di biogas rispetto lo scenario 1.

3.3 Analisi degli scenari completi dell'intero processo

Analizzata l'influenza dei vari step della digestione anaerobica sugli impatti di quest'ultima, l'analisi è poi stata estesa anche agli step di essiccazione del digestato e successiva pirolisi.

Tutti i grafici in cui sono stati riportati gli impatti ottenuti, sono stati suddivisi tra gli impatti legati alla sola digestione, essiccazione e pirolisi, gli impatti legati al calore recuperato da bio-olio, pirogas e biogas, gli impatti legati all'energia elettrica ricavata da bio-olio, pirogas

e biogas, e infine gli impatti netti del processo, comprendenti tutti gli impatti precedentemente menzionati.

- Processo non pretrattato

In Figura 46, Figura 47, Figura 48, Figura 49 e Figura 50, sono stati riportati gli impatti legati alla produzione di biochar a partire da FORSU non pretrattata (scenario 1). Gli impatti sono stati riportati per entrambe le UF considerate.

In Figura 46, è stato riportato come la digestione anaerobica costituisca circa il 95% degli impatti legati alla sola produzione di biochar, con il resto degli impatti rappresentato dal consumo di calore necessario all'essiccamento. Gli impatti evitati legati al calore recuperato dai prodotti secondari di pirolisi e digestione sono stati osservati essere maggiori, in modulo, rispetto gli impatti evitati legati all'energia elettrica recuperata. Tuttavia, gli impatti evitati legati a calore ed elettricità recuperati sono risultati essere minori, in modulo, rispetto agli impatti della produzione di biochar, portando ad avere un'emissione netta di circa 30000 kg CO₂ equivalente nel caso di biochar come UF, e circa 34000 kg nel caso di FORSU considerata come UF.

È altresì interessante notare come, all'uso delle due diverse UF, gli impatti legati alla produzione di biochar siano maggiori nel caso di FORSU considerata come UF. Ciò è probabilmente dovuto alla maggior massa di biochar prodotto, quando vengono considerati 95.89 kg di FORSU come UF, oltre all'influenza dello step di digestione anaerobica, già riportate in precedenza. Tuttavia, gli andamenti degli impatti dei vari step di processo sono virtualmente identici, a prescindere dalla UF.

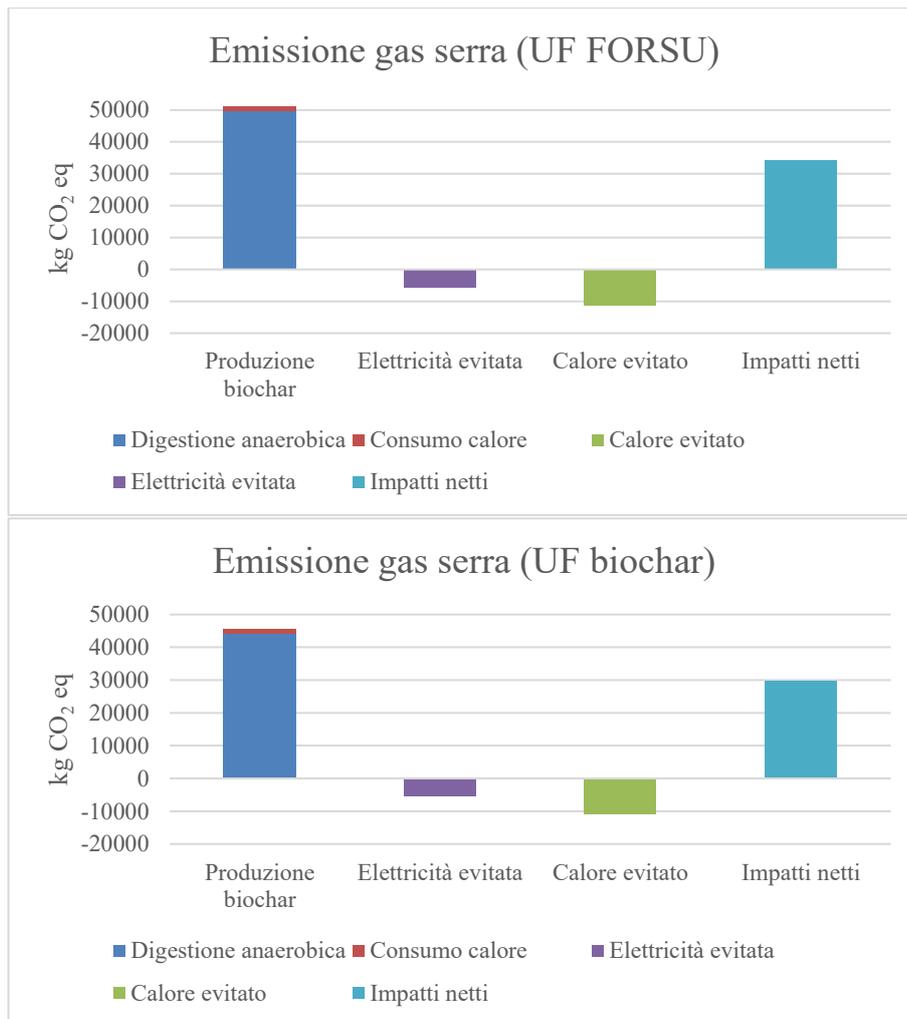


Figura 46 Emissioni di gas serra del processo di produzione di biochar, scenario 1. Lo step “consumo calore” è riferito al calore necessario per l’essiccamento del digestato. Gli step “elettricità evitata” e “calore evitato” sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall’utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico “UF biochar” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico “UF FORSU” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

In Figura 47, le emissioni di composti dannosi per lo strato di ozono sono rappresentate. Similmente a quanto osservato in Figura 6, le emissioni sono maggiori nel caso in cui la FORSU sia l’unità funzionale, pari circa a 0.0091 kg CFC-11 equivalente, contro i 0.008 kg CFC11 equivalente emessi nello scenario in cui l’unità funzionale è stata scelta essere il biochar prodotto. Similmente alle emissioni di gas serra, anche per i composti dannosi per lo strato di ozono le emissioni evitate dal calore recuperato sono maggiori, in modulo, rispetto le emissioni evitate legate al recupero di energia elettrica. Inoltre, anche in questa

categoria d'impatto il processo di digestione anaerobica ha composto circa il 95% delle emissioni della sola produzione di biochar (Figura 47).

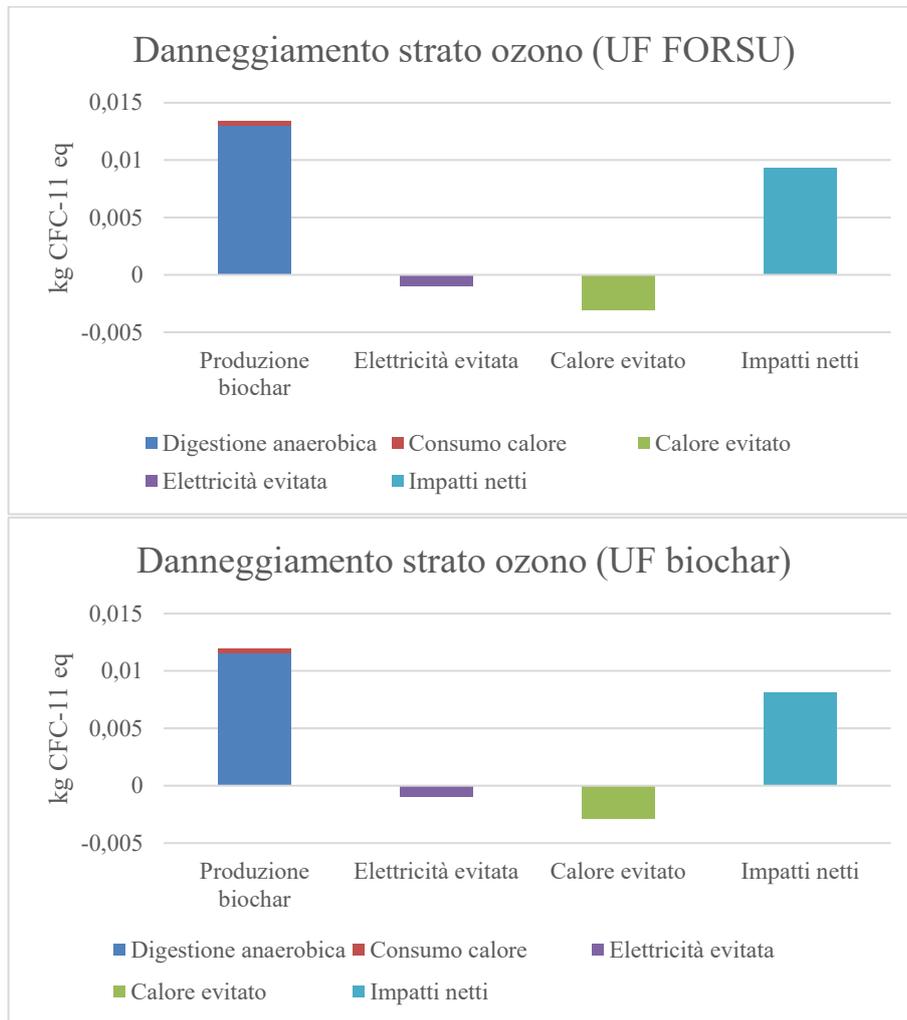


Figura 47 Emissioni di composti nocivi per lo strato di ozono, legate al processo di produzione di biochar, scenario 1. Lo step “consumo calore” è riferito al calore necessario per l’essiccazione del digestato. Gli step “elettricità evitata” e “calore evitato” sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall’utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico “UF biochar” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico “UF FORSU” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 48, sono state illustrate le emissioni di composti tossici per l’uomo. Come osservato anche in Figura 46 e Figura 47, considerare la FORSU come unità funzionale risulta in impatti maggiori (circa il 10% maggiori), con emissioni nette di circa 1100 kg 1,4-DB eq., contro i circa 1000 kg 1,4-DB eq. delle emissioni nette legate al considerare il biochar come unità funzionale.

Lo step di digestione anaerobica rappresenta il 95% circa delle emissioni legate alla sola produzione di biochar, analogamente a quanto osservato per le altre categorie d’impatto. Al contrario, a differenza di quanto osservato in Figura 46 e Figura 47, le emissioni di composti tossici per l’uomo evitate tramite il recupero di energia elettrica sono maggiori, in modulo, delle emissioni evitate tramite il recupero di calore da biogas, pirolisi e bio-olio.

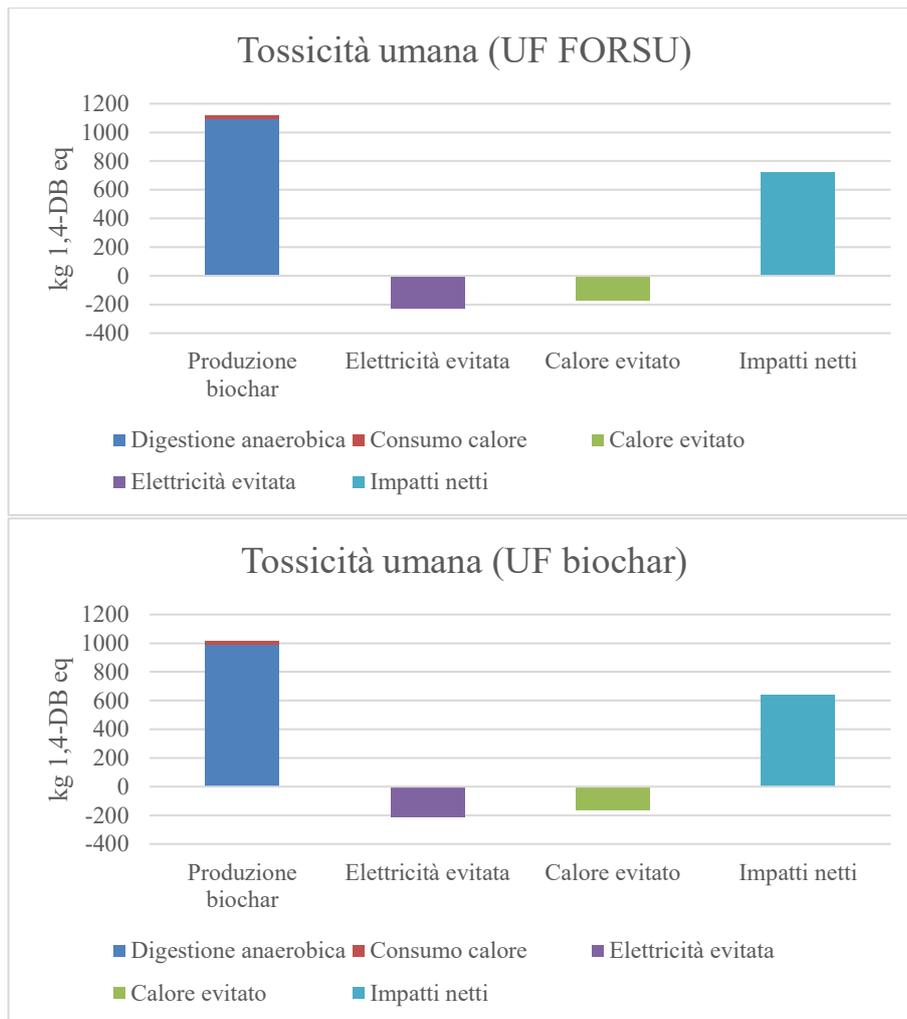


Figura 48 Emissioni di composti tossici per l'uomo, legate al processo di produzione di biochar, scenario 1. Lo step "consumo calore" è riferito al calore necessario per l'essiccamento del digestato. Gli step "elettricità evitata" e "calore evitato" sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall'utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

In Figura 49, sono state riportate le emissioni di composti tossici per le acque dolci. Si può osservare immediatamente come si abbia una inversione di tendenza negli impatti; il processo di produzione è stato caratterizzato dall'evitare di emettere composti tossici per le acque dolci, restituendo dunque impatti negativi per questa categoria. Tuttavia, il rapporto tra gli impatti dello step di digestione anaerobica e di consumo di calore per essiccamento è stato pressoché mantenuto, con lo step di digestione anaerobica che ha rappresentato circa il 95% degli impatti, evitati in questo caso, legati alla produzione di biochar.

Al contrario, è stato osservato che l'elettricità recuperata usando i prodotti secondari di digestione anaerobica e pirolisi non ha presentato impatti significativi, rispetto gli impatti degli altri step di processo. Gli impatti legati all'elettricità recuperata sono infatti difficilmente osservabili, in Figura 49.

Particolarmente interessanti, in Figura 49, sono stati gli impatti legati al calore recuperato dai prodotti secondari di digestione anaerobica e pirolisi. A differenza di quanto osservato per le altre categorie d'impatto, il calore evitato, tramite l'uso di prodotti secondari di pirolisi e digestione anaerobica per la sua generazione, sembrerebbe comportare un'emissione di composti tossici per le acque dolci. Ciò è probabilmente dovuto alla voce

utilizzata nell'analisi del sistema, per rappresentare il calore evitato, e dunque recuperato dai prodotti secondari. Infatti, la voce Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S comporta, nelle librerie presenti su SimaPro, utilizzando il database Ecoinvent, impatti negativi riguardo questa categoria d'impatto. Dunque, usare questa voce di calore, per rappresentare il calore evitato, ha comportato l'incremento delle emissioni di composti tossici per le acque dolci.

Nonostante questo apparente svantaggio, gli impatti netti del processo sono risultati comunque essere negativi, suggerendo dunque che le emissioni di composti tossici per le acque dolci siano state evitate. Approfondendo questo aspetto, lo scenario in cui la FORSU viene considerata come unità funzionale presenta impatti evitati maggiori in modulo, rispetto quelli dello scenario che considera il biochar come unità funzionale. Gli impatti netti sono pari a circa -2100 e -2400 kg 1,4-DB eq.

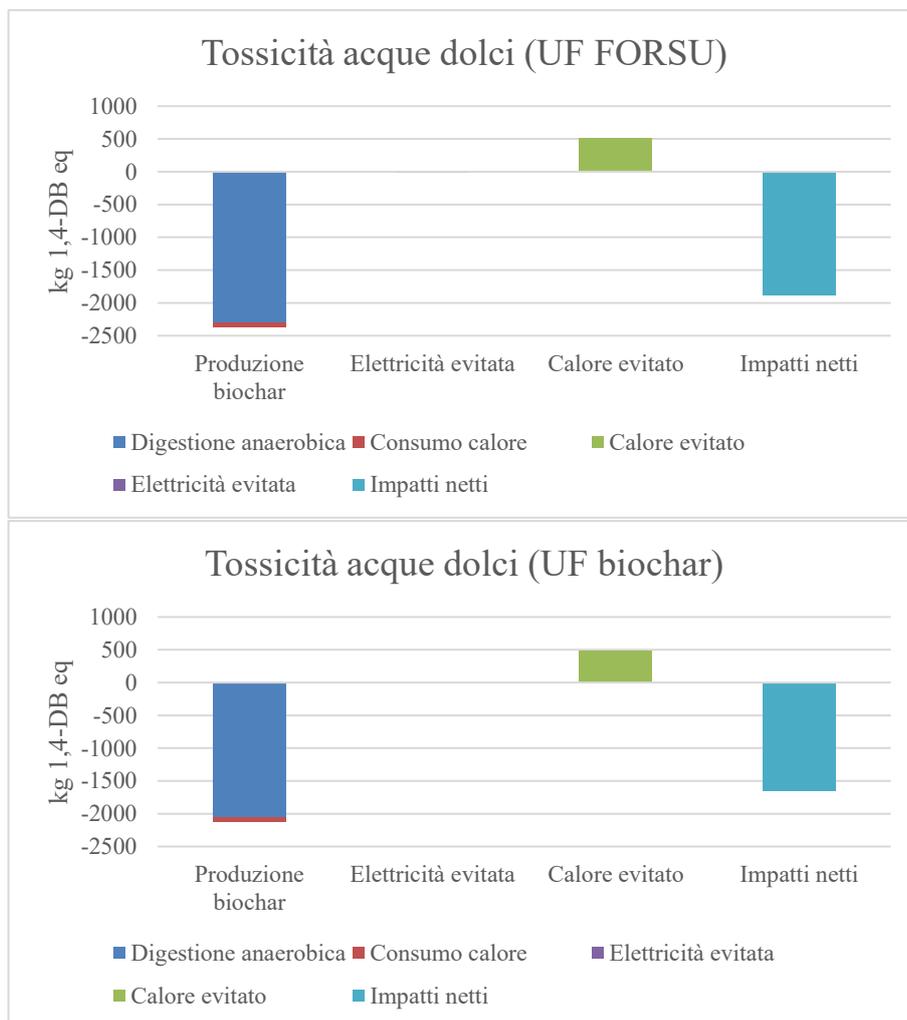


Figura 49 Emissioni di composti tossici per le acque dolci, legate alla produzione di biochar; scenario 1. Lo step "consumo calore" è riferito al calore necessario per l'essiccamento del digestato. Gli step "elettricità evitata" e "calore evitato" sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall'utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 50, è stata illustrata la richiesta energetica del processo. Con impatti netti pari a circa 0,56 TJ (UF biochar, Figura 50) e 0,6 TJ (UF FORSU, Figura 50), è stato nuovamente osservato come gli impatti siano maggiori, quando viene considerata la FORSU come unità funzionale. Lo step di digestione anaerobica ha composto, anche per questa categoria

d'impatto, il 95% delle emissioni del processo di sola produzione del biochar. Entrambi gli step di recupero di calore ed elettricità hanno causato un mancato consumo energetico pari a circa 0.1 TJ per l'elettricità recuperata, e a circa 0.2 TJ per il calore recuperato.

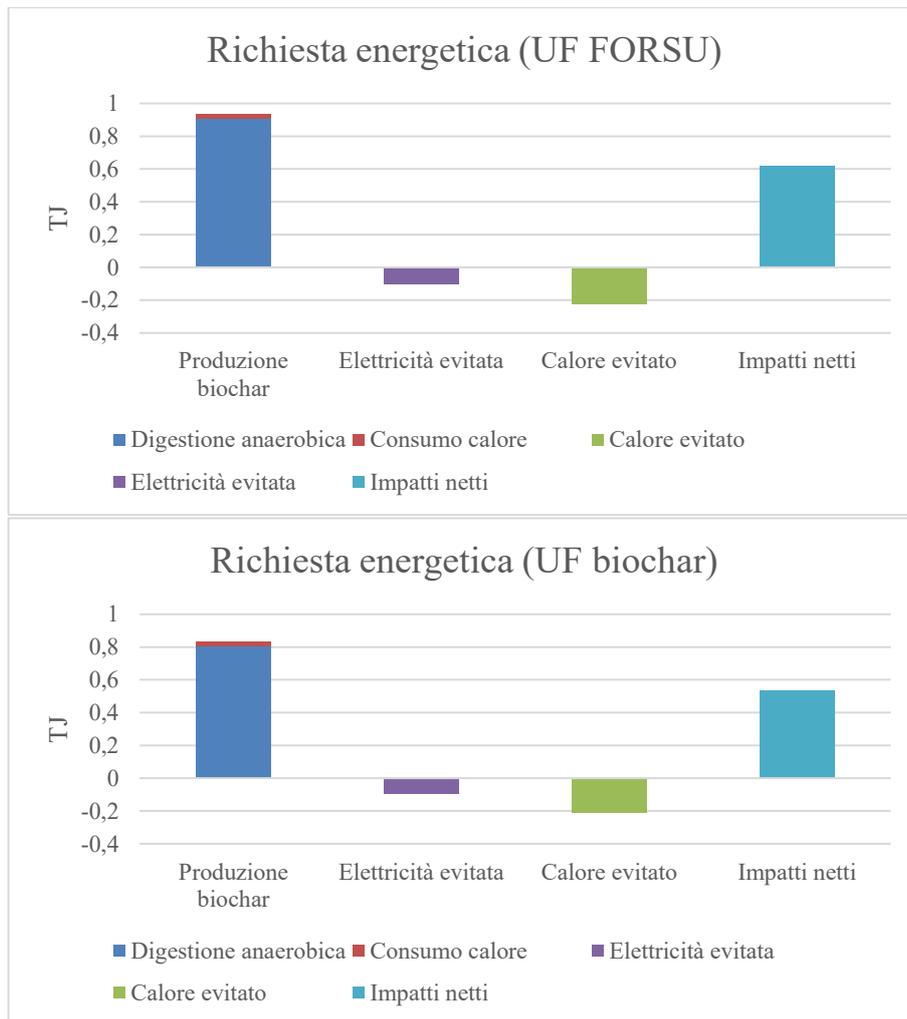


Figura 50 Richiesta energetica del processo di produzione del biochar, scenario 1. Lo step "consumo calore" è riferito al calore necessario per l'essiccamento del digestato. Gli step "elettricità evitata" e "calore evitato" sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall'utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

- Processo enzimatico

Le Figure 51, 52, 53, 54, 55 rappresentano le categorie d'impatto analizzate per lo scenario prevedente un pretrattamento enzimatico della FORSU, prima di procedere con la digestione anaerobica. Come fatto per lo scenario 1, anche per questo scenario sono stati riportati gli impatti per entrambe le UF considerate.

In Figura 51, è stato mostrato come le emissioni nette di gas serra siano state negative, indicando come seguire lo scenario 2 abbia portato ad evitare l'emissione di circa -21000 kg CO₂ equivalente.

In particolare, si nota come lo step di digestione anaerobica comporti emissioni negative di gas serra, poco superiori, in modulo, rispetto le emissioni legate al consumo di calore per

l'essiccamento. Questa è la differenza maggiore con quanto osservato nello scenario 1, evidenziando come il pretrattamento abbia influito sulla digestione anaerobica e, dunque, sul processo totale. Riguardo il calore e l'elettricità recuperati, entrambi questi crediti costituiscono impatti evitati, con gli impatti evitati del credito di calore evitato maggiore, in modulo, rispetto gli impatti evitati legati all'elettricità recuperata.

Notevolmente, in Figura 11 non è stata osservata una differenza significativa tra gli impatti ottenuti considerando differenti UF. Le emissioni nette sono state infatti pari a circa -2050 kg CO₂ eq. (UF biochar, Figura 51) e -1990 kg CO₂ eq. (UF FORSU, Figura 51), riportando una differenza relativa di circa il 2.8%. Da questo punto, a meno che le differenze tra gli scenari non siano pari a circa il 10% o maggiori, verrà riportato un solo valore, circa valido per entrambe le unità funzionali considerate.

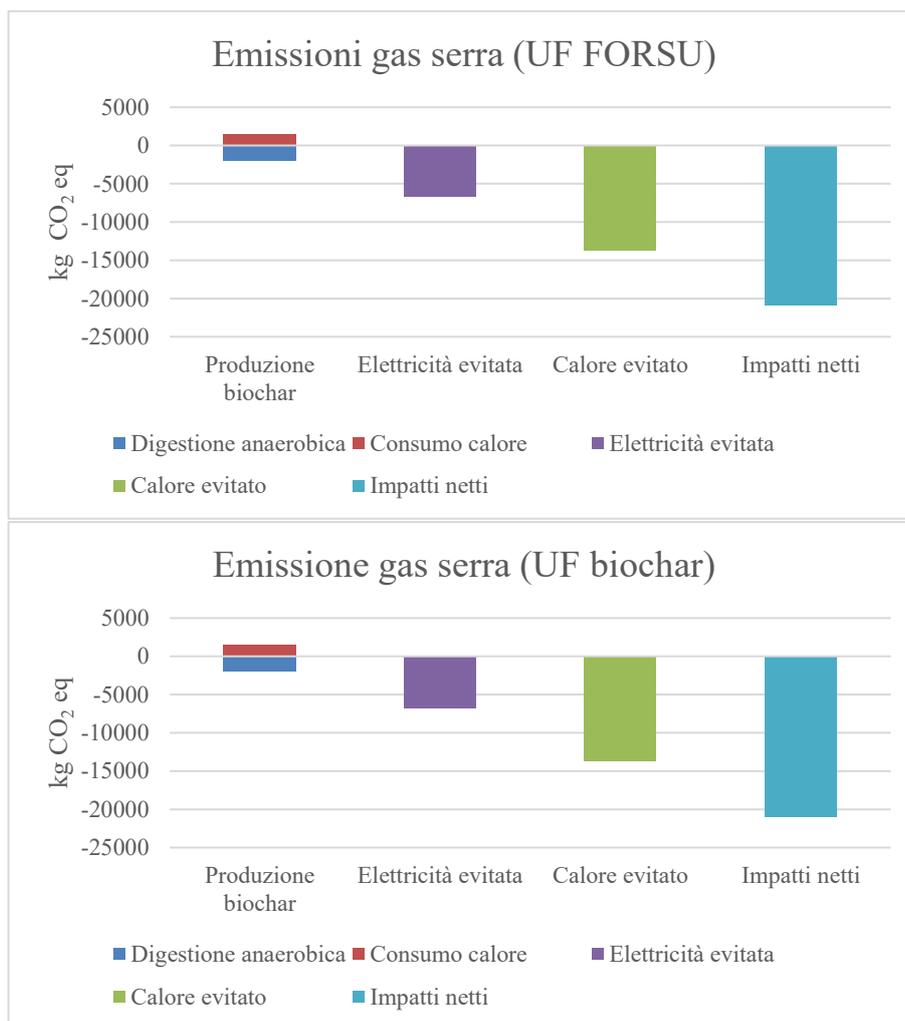


Figura 51 Emissioni di gas serra del processo di produzione di biochar; scenario 2. Lo step "consumo calore" è riferito al calore necessario per l'essiccamento del digestato. Gli step "elettricità evitata" e "calore evitato" sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall'utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

Le emissioni di composti dannosi per lo strato di ozono sono state illustrate in Figura 52. Le emissioni nette sono risultate pari a circa -0.0057 kg CFC-11 equivalente. A differenza di quanto osservato per le emissioni di gas serra (Figura 51), la digestione anaerobica ha una maggior influenza, sugli impatti della sola produzione di biochar, maggiore rispetto agli

impatti del consumo di calore necessario per l'essiccamento, sebbene non abbia la stessa influenza osservata negli impatti dello scenario 1 (Figura 47).

Riguardo gli impatti evitati di calore ed elettricità recuperati, gli impatti evitati legati al recupero di calore sono risultati essere circa 3.5 volte maggiori degli impatti evitati legati all'elettricità recuperata.

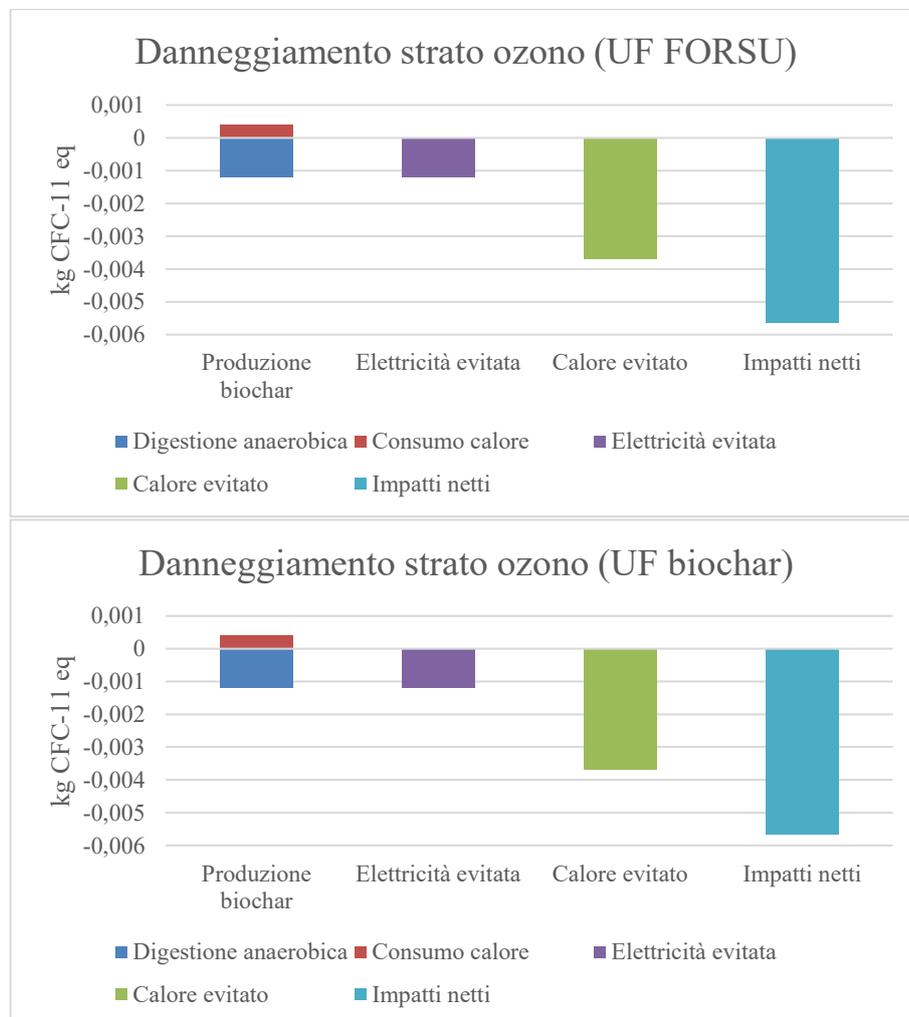


Figura 52 Emissioni di composti nocivi per lo strato di ozono, legate al processo di produzione di biochar, scenario 2. Lo step "consumo calore" è riferito al calore necessario per l'essiccamento del digestato. Gli step "elettricità evitata" e "calore evitato" sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall'utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

La Figura 53 rappresenta gli impatti legati all'emissione di composti tossici per l'uomo. A differenza di quanto osservato per le altre categorie d'impatto (Figure 51, 52), lo step di digestione anaerobica costituisce la quasi totalità degli impatti legati alla sola produzione di biochar, mentre gli impatti evitati grazie all'elettricità recuperata sono leggermente superiori, in modulo, rispetto gli impatti evitati grazie al calore recuperato. Tuttavia, gli impatti evitati legati al recupero di calore ed energia elettrica sono risultati essere relativamente bassi, in modulo, portando a impatti netti di circa 3630 kg 1,4-DB equivalente.

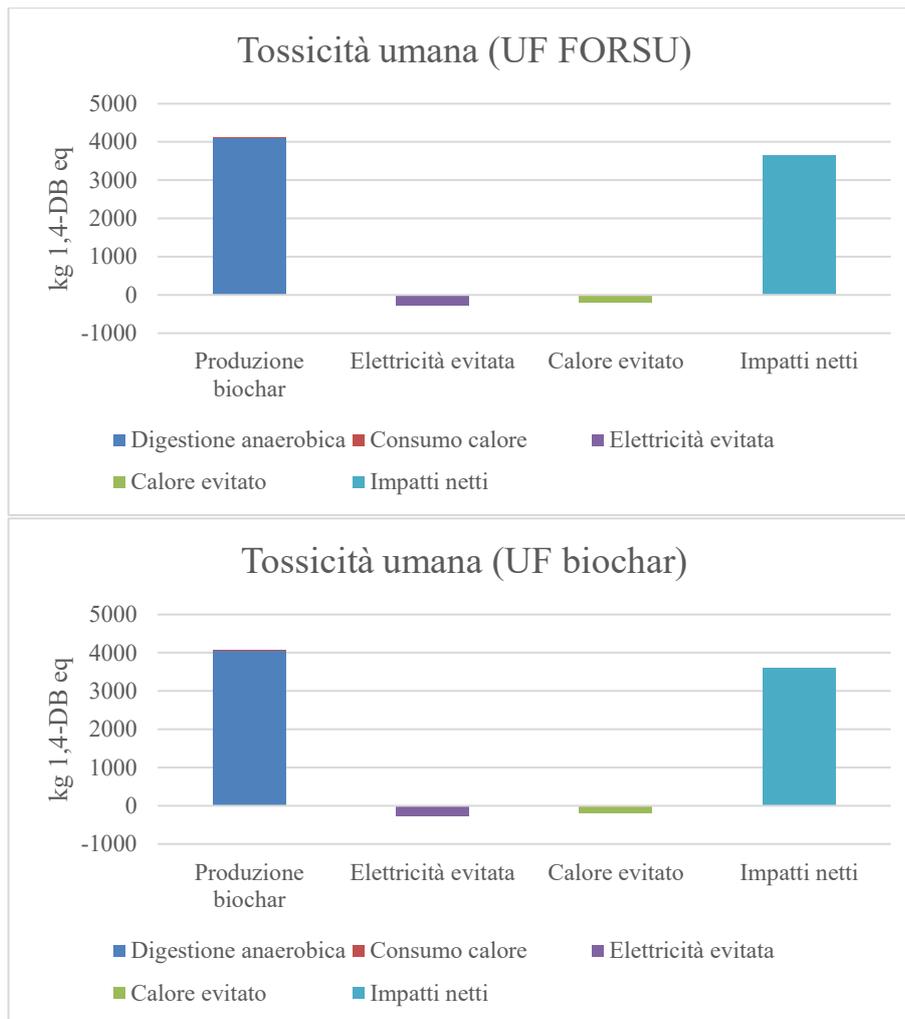


Figura 53 Emissioni di composti tossici per l'uomo, legate al processo di produzione di biochar, scenario 2. Lo step "consumo calore" è riferito al calore necessario per l'essiccamento del digestato. Gli step "elettricità evitata" e "calore evitato" sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall'utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità Funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

La Figura 54 illustra gli impatti legati all'emissione di composti tossici per le acque dolci. Riguardo la sola produzione di biochar, il consumo di calore per essiccamento presenta emissioni circa due volte maggiori, in modulo, delle emissioni legate alla digestione anaerobica. Tuttavia, gli impatti legati al calore recuperato presentano elevate emissioni, pari a circa 600 kg 1,4-DB eq., causando emissioni nette di circa 555 kg 1,4-DB eq., da parte del processo. Analogamente a quanto riportato in Figura 8, infatti, aver evitato le emissioni legate al calore ottenuto da Heat, district or industrial, other natural gas {IT}, heat and power co-generation, oil Conseq, S ha fatto sì che gli impatti evitati risultassero in realtà positivi, dal momento che nelle librerie utilizzate, la produzione di questo tipo di calore comporta impatti evitati, per questa categoria d'impatto.

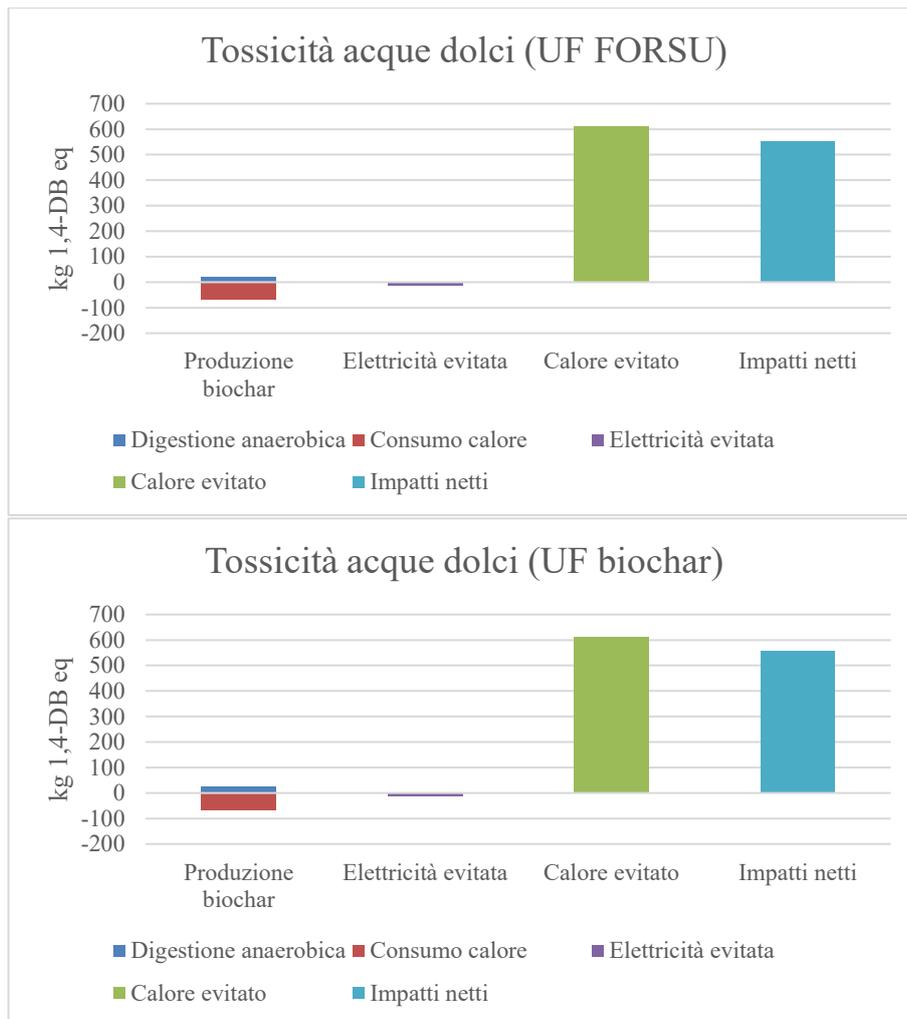


Figura 54 Emissioni di composti tossici per le acque dolci, legate alla produzione di biochar, scenario 2. Lo step “consumo calore” è riferito al calore necessario per l’essiccamento del digestato. Gli step “elettricità evitata” e “calore evitato” sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall’utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico “UF biochar” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico “UF FORSU” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

La Figura 55 illustra la richiesta energetica del processo. La digestione anaerobica ha contribuito agli impatti totali in maggior misura, rispetto al calore usato per l’essiccamento. Inoltre, gli impatti evitati legati al calore recuperato sono risultati essere circa 2.5 volte maggiori, in modulo, rispetto agli impatti evitati legati all’elettricità recuperata. Gli impatti netti di questa categoria d’impatto sono risultati essere circa -0.45 TJ.

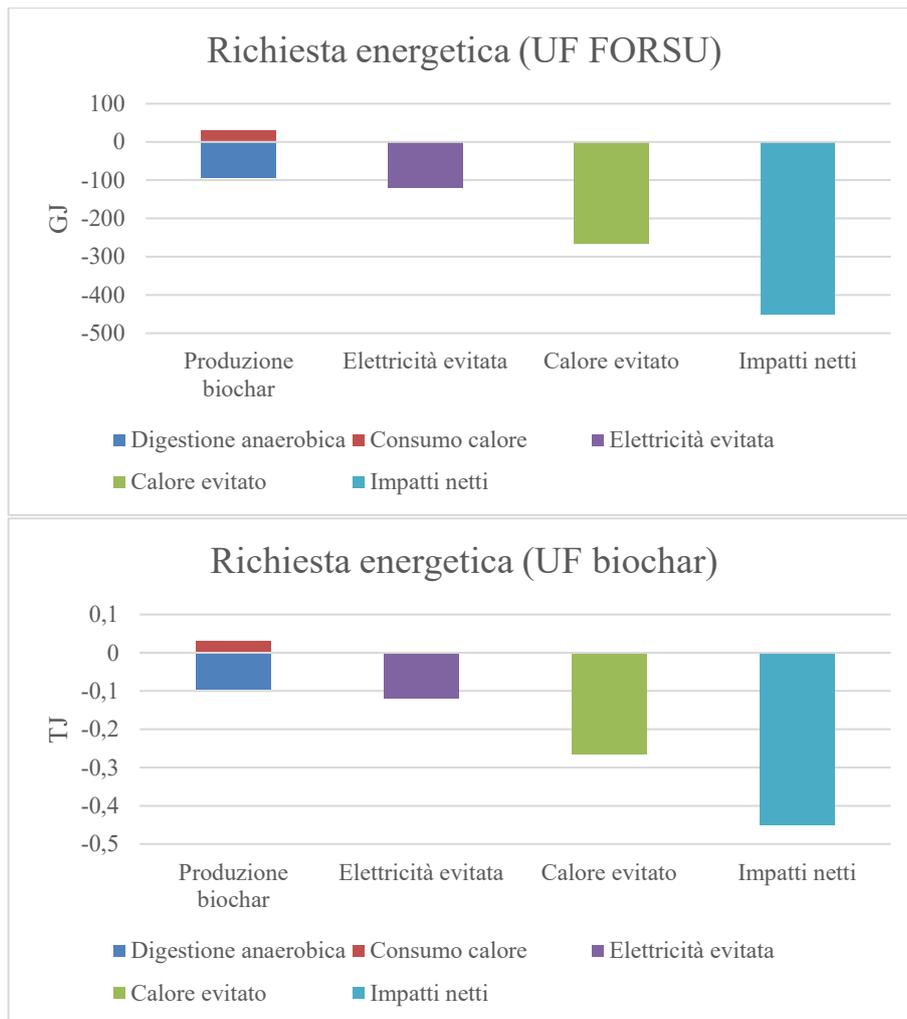


Figura 55 Richiesta energetica del processo di produzione del biochar, scenario 2. Lo step “consumo calore” è riferito al calore necessario per l’essiccamento del digestato. Gli step “elettricità evitata” e “calore evitato” sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall’utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico “UF biochar” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico “UF FORSU” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

- Processo idrocavitazione dinamica

Nelle Figure 56 ,57, 58, 59 e 60, sono riportati gli impatti per lo scenario 3, che prevede un pretrattamento di idrocavitazione dinamica. Come per gli scenari 1 e 2, sono stati riportati gli impatti per entrambe le unità funzionali considerate. Tuttavia, come già affermato, in caso le differenze tra le due UF non siano circa 10% o maggiori, verrà riportato un solo valore di impatti netti, valido per entrambe le UF.

In Figura 56, gli impatti netti legati all’emissione di gas serra sono mostrati essere pari a circa -9700 kg CO₂ equivalente. Riguardo la sola produzione di biochar, la digestione anaerobica ha composto circa l’85% delle emissioni totali della sola produzione di biochar. Riguardo gli impatti evitati legati al recupero di calore ed elettricità, gli impatti evitati legati al calore recuperato sono pari a circa due volte gli impatti evitati legati al recupero di elettricità. Inoltre, nel caso in cui la FORSU sia stata considerata come UF, gli impatti evitati

legati al calore recuperato sono risultati essere il 10% maggiori, in modulo, rispetto al caso in cui il biochar è stato considerato come UF.

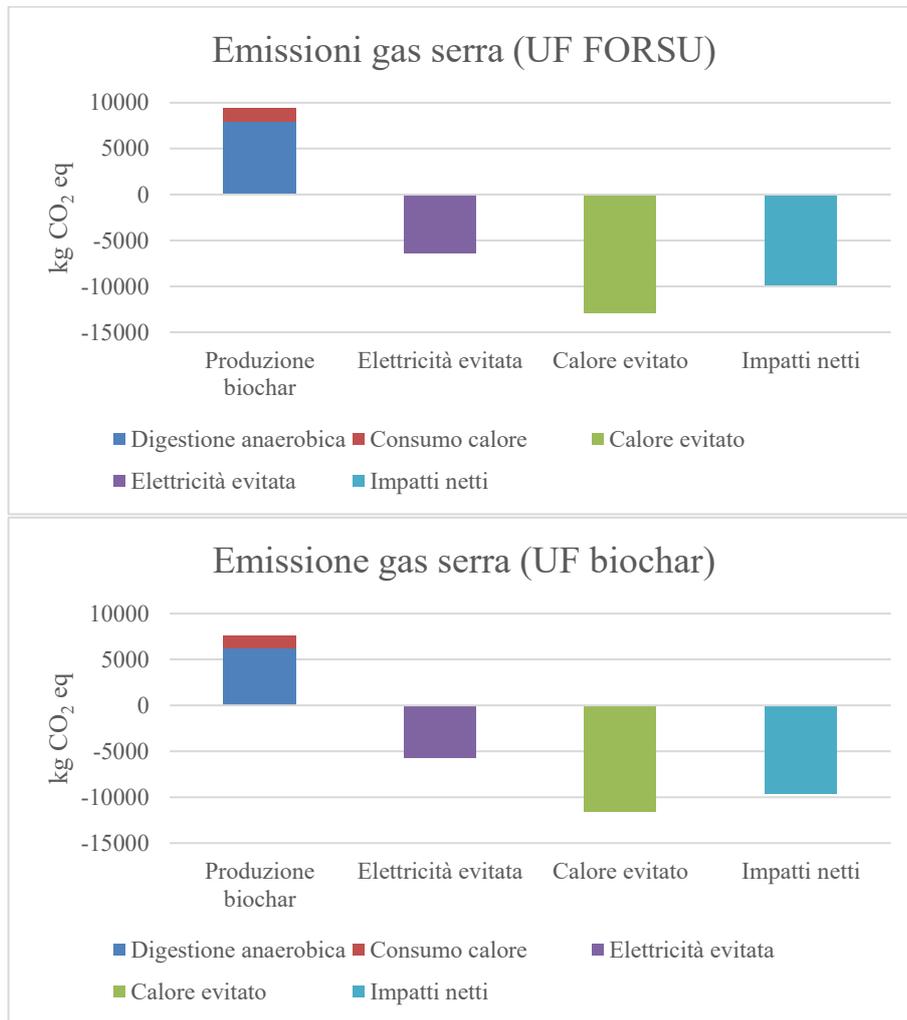


Figura 56 Emissioni di gas serra del processo di produzione di biochar, scenario 3. Lo step “consumo calore” è riferito al calore necessario per l’essiccamento del digestato. Gli step “elettricità evitata” e “calore evitato” sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall’utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico “UF biochar” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico “UF FORSU” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

In Figura 57, sono riportate le emissioni di composti dannosi per lo strato di ozono. Le emissioni nette sono state pari a circa -0.002 kg CFC-11 eq. Gli impatti evitati legati al recupero di calore, sono state invece pari a circa tre volte gli impatti evitati legati al recupero di elettricità. Inoltre, è interessante notare come gli impatti evitati legati al calore risultino essere circa il 10% maggiori, in modulo, nel caso in cui la FORSU venga considerata come UF. Gli impatti della digestione anaerobica, invece, hanno costituito circa l’85% delle emissioni della sola produzione di biochar.

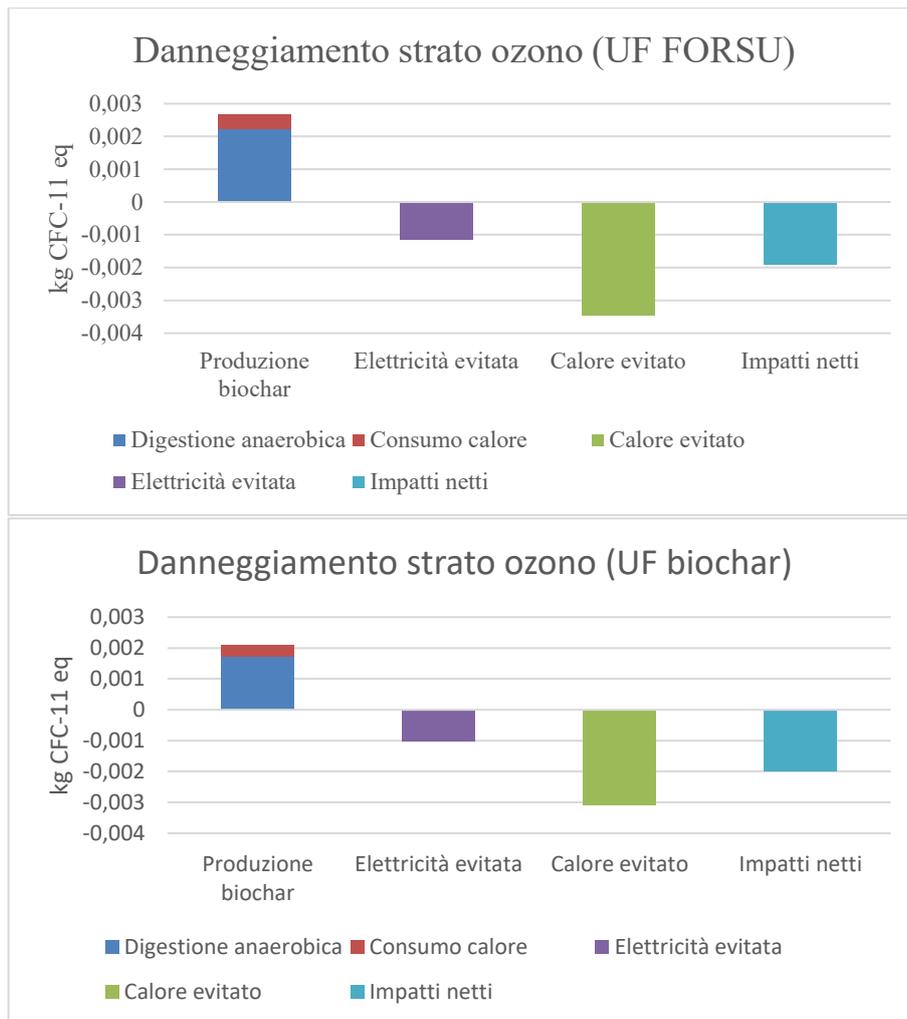


Figura 57 Emissioni di composti nocivi per lo strato di ozono, legate al processo di produzione di biochar, scenario 3. Lo step “consumo calore” è riferito al calore necessario per l’essiccamento del digestato. Gli step “elettricità evitata” e “calore evitato” sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall’utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico “UF biochar” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico “UF FORSU” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 95,89 t/d di FORSU

Le emissioni di composti tossici per l’uomo sono state riportate in Figura 58. È stato osservato come gli impatti netti siano negativi, pari a circa -76 (UF biochar, Figura 57) e -70 (UF FORSU, Figura 57) kg 1,4-DB eq. Gli impatti evitati legati al recupero di calore sono stati osservati essere maggiori, in modulo, rispetto quelli legati al recupero di elettricità. Inoltre, la digestione anaerobica ha composto circa il 93% degli impatti della sola digestione anaerobica.

Anche per questa categoria, è stata osservata una differenza di circa il 10% sugli impatti netti, sulla base della UF considerata. Ciò potrebbe essere legato al pretrattamento di idrocavitazione dinamica dal momento che una differenza di circa il 14% è stata osservata tra gli impatti legati alla digestione anaerobica, al variare della UF considerata.

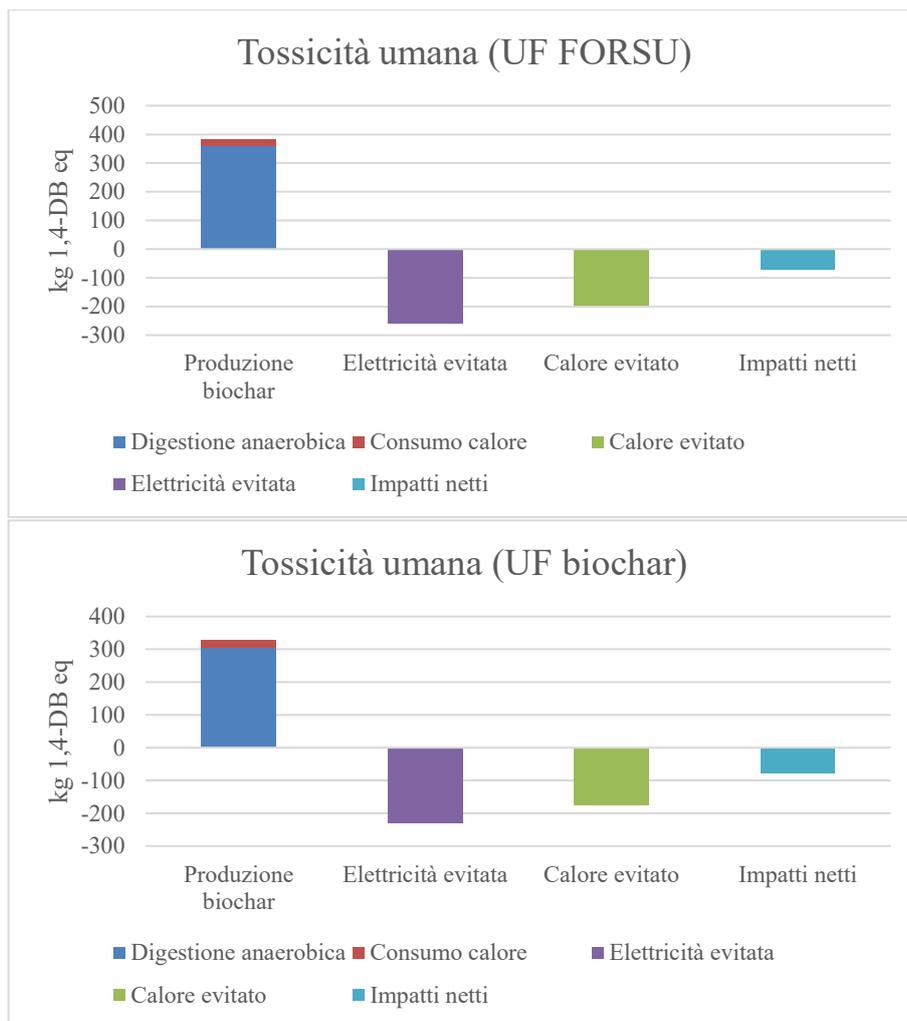


Figura 58 Emissioni di composti tossici per l'uomo, legate al processo di produzione di biochar, scenario 3. Lo step "consumo calore" è riferito al calore necessario per l'essiccamento del digestato. Gli step "elettricità evitata" e "calore evitato" sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall'utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

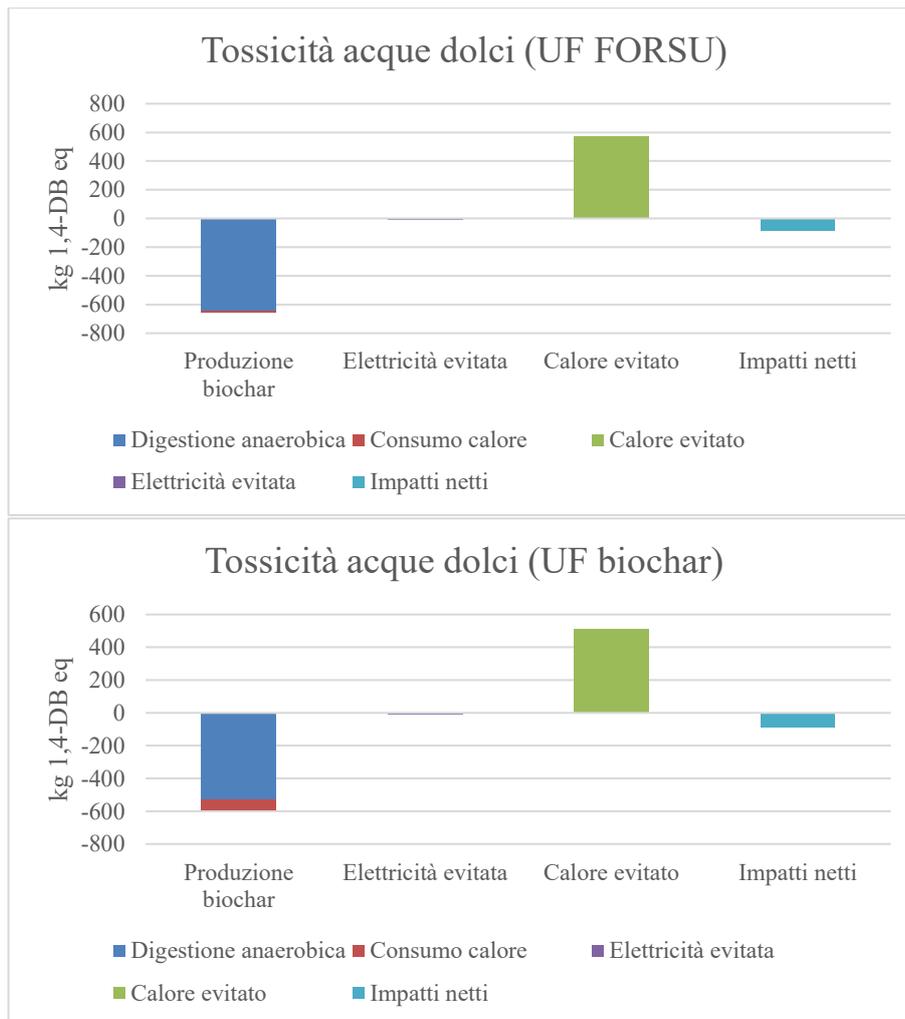


Figura 59 Emissioni di composti tossici per le acque dolci, legate alla produzione di biochar, scenario 3. Lo step “consumo calore” è riferito al calore necessario per l’essiccamento del digestato. Gli step “elettricità evitata” e “calore evitato” sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall’utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico “UF biochar” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico “UF FORSU” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 59, gli impatti netti legati all’emissione di composti tossici per le acque dolci sono stati mostrati essere pari a circa -88 kg 1,4-DB eq. Benché gli impatti netti non abbiano mostrato variazioni significative, per le due UF considerate, la digestione anaerobica ha mostrato differenti contributi alle emissioni della sola produzione di biochar. Nel caso in cui la UF considerata è stata il biochar, il contributo della digestione anaerobica è stato pari a circa il 90% delle emissioni della sola produzione di biochar; nel caso in cui è stata considerata la FORSU come UF, il contributo della digestione anaerobica è stato pari al 98%. Questo potrebbe essere legato al pretrattamento di idrocavitazione dinamica, e alle diverse quantità di acqua impiegata per questo trattamento, al variare della UF.

Riguardo gli impatti evitati, il recupero di elettricità ha apportato impatti trascurabili, per questa categoria d’impatto. Al contrario, il calore recuperato ha apportato impatti positivi, come già osservato e motivato per gli altri scenari (Figura 49, Figura 54). Tuttavia, al contrario che nello scenario 2, in questo scenario gli impatti netti sono comunque risultati essere negativi.

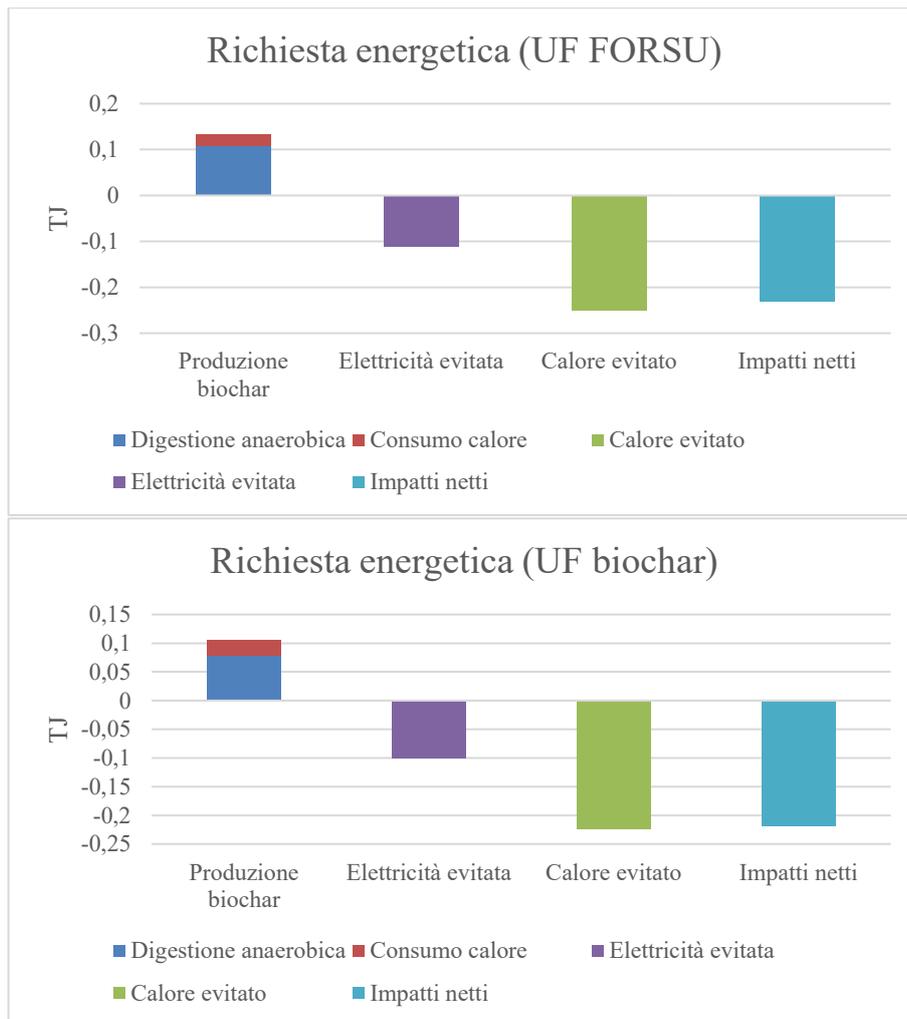


Figura 60 Richiesta energetica legata alla produzione di biochar, scenario 3. Lo step “consumo calore” è riferito al calore necessario per l’essiccamento del digestato. Gli step “elettricità evitata” e “calore evitato” sono riferiti agli impatti evitati derivanti dall’utilizzo di biogas, bio-olio e pirogas come fonti di calore ed energia elettrica. Il grafico “UF biochar” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico “UF FORSU” riporta gli impatti relativi all’unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 60, gli impatti legati alla richiesta energetica sono stati riportati. Sono stati osservati impatti netti pari a circa -0,22 TJ, mostrando dunque che lo scenario 3 eviterebbe un consumo energetico netto. Inoltre, il maggior contributo è stato dato dagli impatti evitati legati al calore recuperato. Gli impatti evitati legati al recupero elettrico, invece, sono stati osservati essere circa pari, in modulo, agli impatti legati alla sola produzione del biochar. Riguardo gli impatti della sola produzione di biochar, la digestione anaerobica ha composto il 74% (UF biochar, Figura 60) e 80% (UF FORSU, Figura 60) degli impatti della sola produzione del biochar. Questa differenza tra le due UF, non osservata in maniera altrettanto significativa riguardo gli impatti netti, potrebbe essere legata all’idrocavitazione dinamica e alle differenti quantità di acqua necessaria, in base alla UF considerata.

Nelle Figure 46-60, è stato osservato come, considerando una stessa categoria d’impatto, gli impatti evitati grazie al recupero di elettricità siano risultati essere dello stesso ordine di grandezza per tutti gli scenari analizzati. Analogamente, per una stessa categoria d’impatto, anche gli impatti evitati legati al recupero di calore sono risultati essere dello stesso ordine di grandezza per tutti gli scenari, sebbene la differenza relativa tra gli impatti evitati dei singoli scenari sia risultata maggiore, rispetto quella osservata per gli impatti evitati legati al recupero di elettricità.

Tuttavia, l'influenza di questi impatti evitati risulta, nello scenario 1, minore rispetto l'influenza dello step di digestione anaerobica sugli impatti totali del processo. Per questo motivo, è stato scelto di agire sullo step di digestione anaerobica, tramite i pretrattamenti descritti nella sezione 2.

Al contrario, nello scenario 2, gli impatti evitati legati al calore recuperato hanno mostrato una influenza maggiore rispetto a quella dello step di digestione anaerobica, mentre gli impatti evitati legati all'elettricità recuperata ha mostrato effetti paragonabili a quelli della digestione anaerobica. L'unica eccezione è rappresentata dagli impatti legati all'emissione di composti tossici per l'uomo, che ha mostrato essere fortemente influenzata dalla digestione anaerobica. Lo scenario 2 è risultato dunque essere potenzialmente vantaggioso, comparato allo scenario 1.

Infine, lo scenario 3 è stato caratterizzato da un'influenza degli impatti evitati legati al calore recuperato paragonabile all'influenza della digestione anaerobica, sugli impatti totali del processo. L'influenza degli impatti evitati grazie all'elettricità recuperata, invece, è stata generalmente osservata essere paragonabile o relativamente inferiore dell'influenza della sola produzione di biochar, rispetto gli impatti totali del processo. Ciò potrebbe rendere lo scenario 3 potenzialmente meno vantaggioso dello scenario 2, ma più vantaggioso dello scenario 1, dal punto di vista degli impatti netti.

3.3.1 Confronto tra scenari

Dopo aver approfondito il contributo dello step di digestione anaerobica nei vari scenari, è stato osservato come questo step di processo abbia avuto un'influenza significativa sugli impatti dell'intero processo. È stato inoltre osservato come, in genere, gli scenari consideranti 95,89 t/d di FORSU come unità funzionale siano stati caratterizzati da impatti circa il 10% più alti, rispetto gli scenari consideranti 3,75 t/d di biochar come unità funzionale.

Una volta determinata l'influenza dello step di digestione anaerobica e degli altri step di processo sugli impatti totali, è stato effettuato un confronto dei vari scenari, per ogni categoria d'impatto considerata finora.

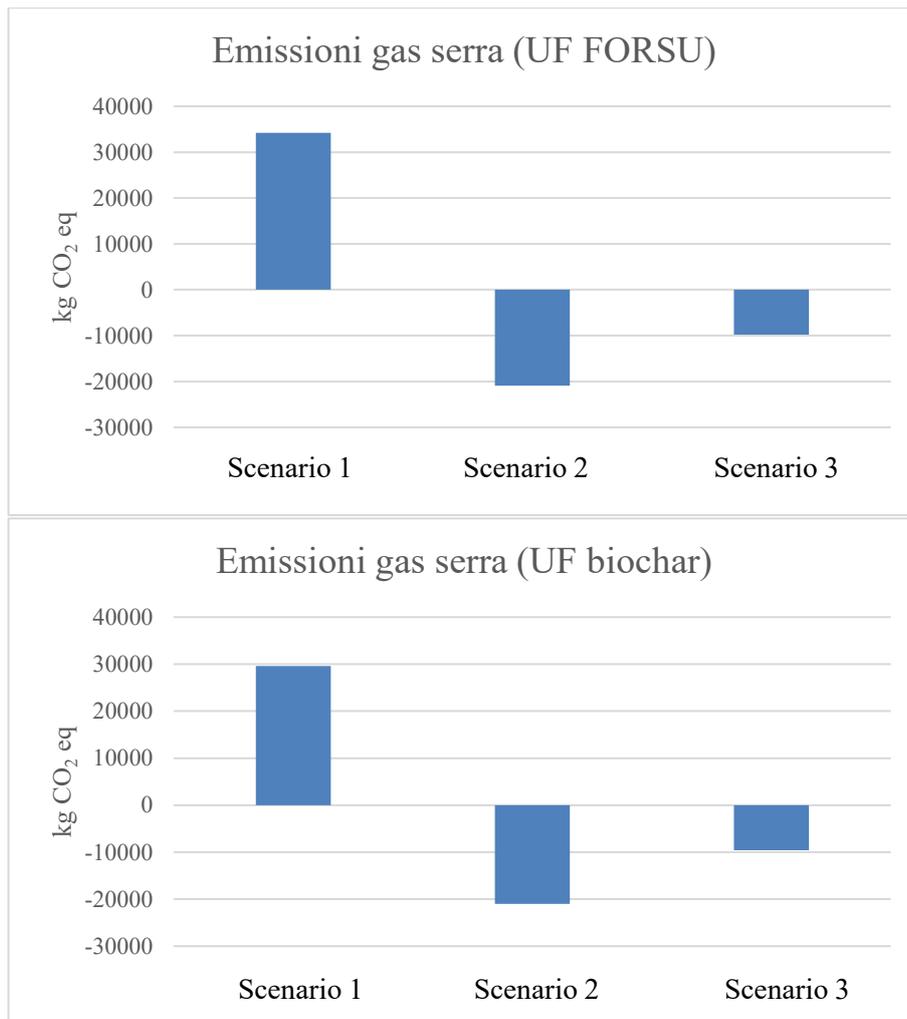


Figura 61 Emissioni nette di gas serra del processo di produzione di biochar, confronto tra gli scenari. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 61, il confronto tra le emissioni nette di gas serra dei tre scenari analizzati ha rivelato che lo scenario 2 è risultato essere lo scenario con le minori emissioni, pari a circa -20000 kg CO₂ equivalente. Lo scenario 3, sebbene abbia maggiori emissioni rispetto lo scenario 2, ha comunque presentato emissioni negative, evitando le emissioni di CO₂ equivalente. Lo scenario 1 è stato l'unico scenario a presentare effettive emissioni di gas serra, circa 30000-34000 kg CO₂ equivalente, in base alla UF considerata.

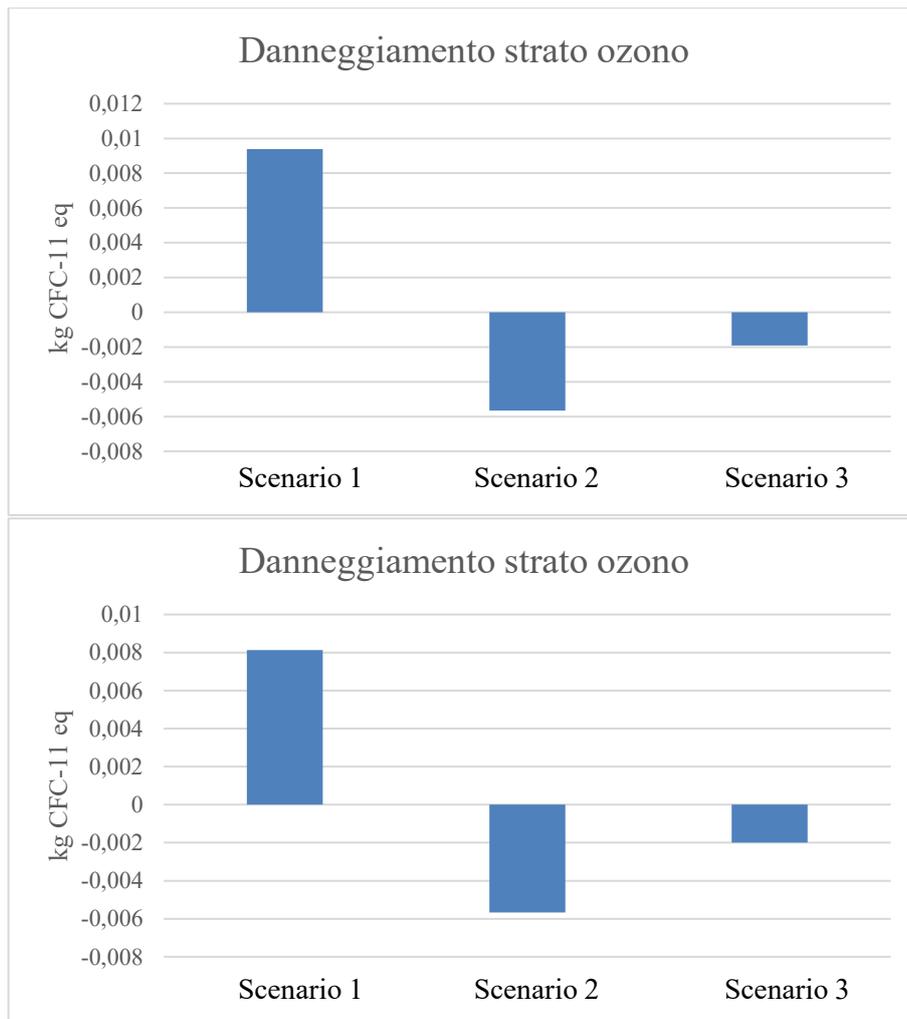


Figura 62 Emissioni nette di composti dannosi per lo strato di ozono, confronto tra gli scenari. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

La Figura 62 illustra il confronto delle emissioni nette di composti dannosi per lo strato di ozono. Analogamente a quanto osservato in Figura 61, lo scenario 2 è stato mostrato essere lo scenario caratterizzato dai minori impatti (-0.058 kg CO₂ equivalente), al contrario dello scenario 1, caratterizzato da circa 0.008-0.0091 kg CO₂ equivalente, in base alla unità funzionale considerata.

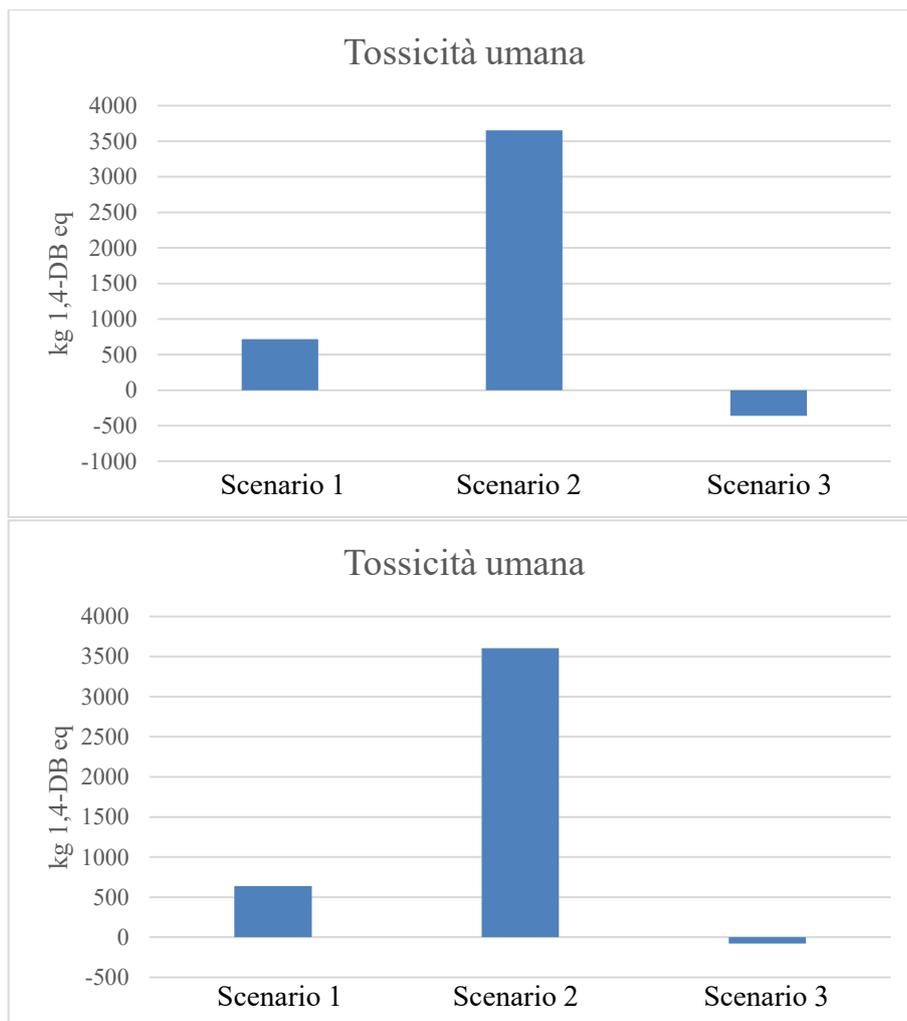


Figura 63 Emissioni nette di composti tossici per l'uomo, confronto tra gli scenari. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 63, le emissioni nette di composti tossici per l'uomo sono risultate essere positive per gli scenari 1 e 2, con lo scenario 2 caratterizzato da emissioni pari a circa 3600 kg 1,4-DB eq. Lo scenario 3 è stato, al contrario, caratterizzato da emissioni negative, sebbene nel caso in cui il biochar sia considerato come UF esse siano minori, in modulo, rispetto al caso in cui la FORSU venga adottata come unità funzionale. Lo scenario 3 ha dunque presentato impatti uguali a circa -77 (UF biochar, Figura 60) e -360 (UF FORSU, Figura 60) kg 1,4-DB eq.

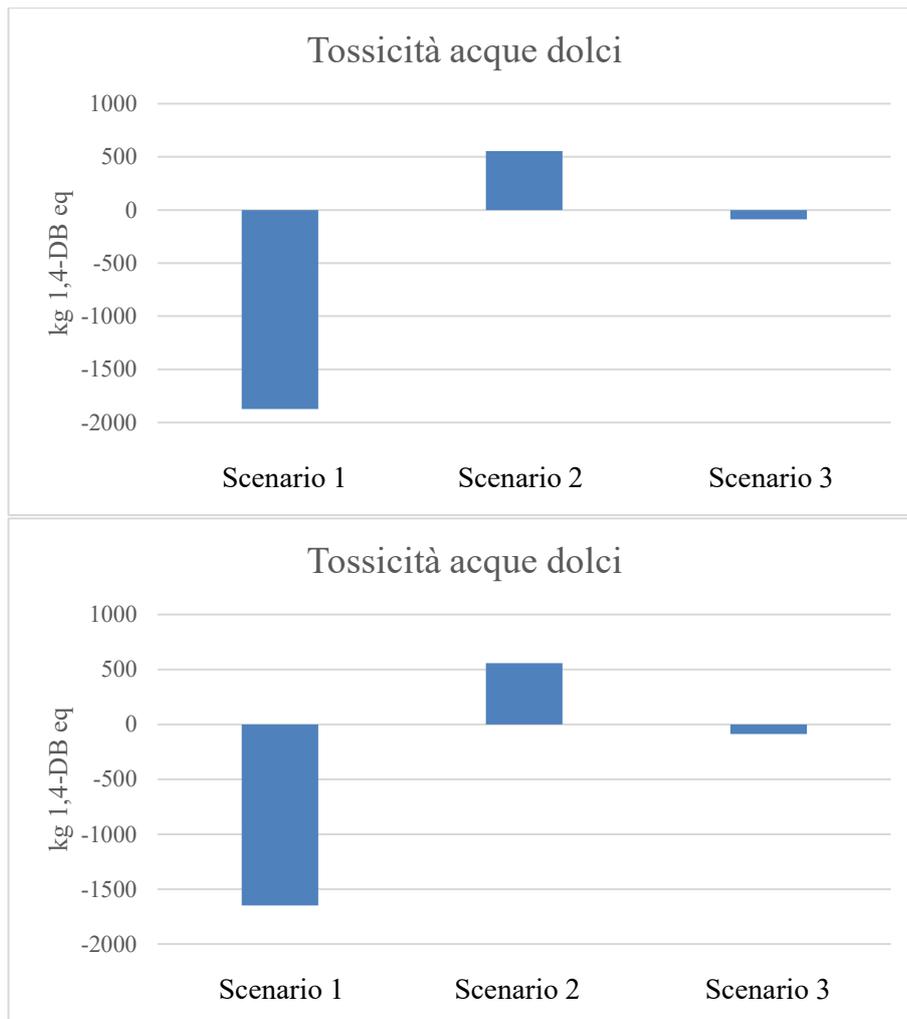


Figura 64 Emissioni nette di composti tossici per le acque dolci, confronto tra gli scenari. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 64, il confronto delle emissioni di composti tossici per le acque dolci ha rivelato come lo scenario 1 sia stato lo scenario con i minori impatti, evitando l'emissione di circa 1600 (UF biochar, Figura 61) e 1800 (UF FORSU, Figura 61) kg 1,4-DB equivalente circa. Lo scenario 3, nonostante caratterizzato da emissioni evitate, ha presentato emissioni evitate molto minori, in modulo, rispetto quelle dello scenario 1. Lo scenario 2, al contrario, è risultato essere l'unico scenario a presentare emissioni positive, pari a circa 550 kg 1,4-DB eq.

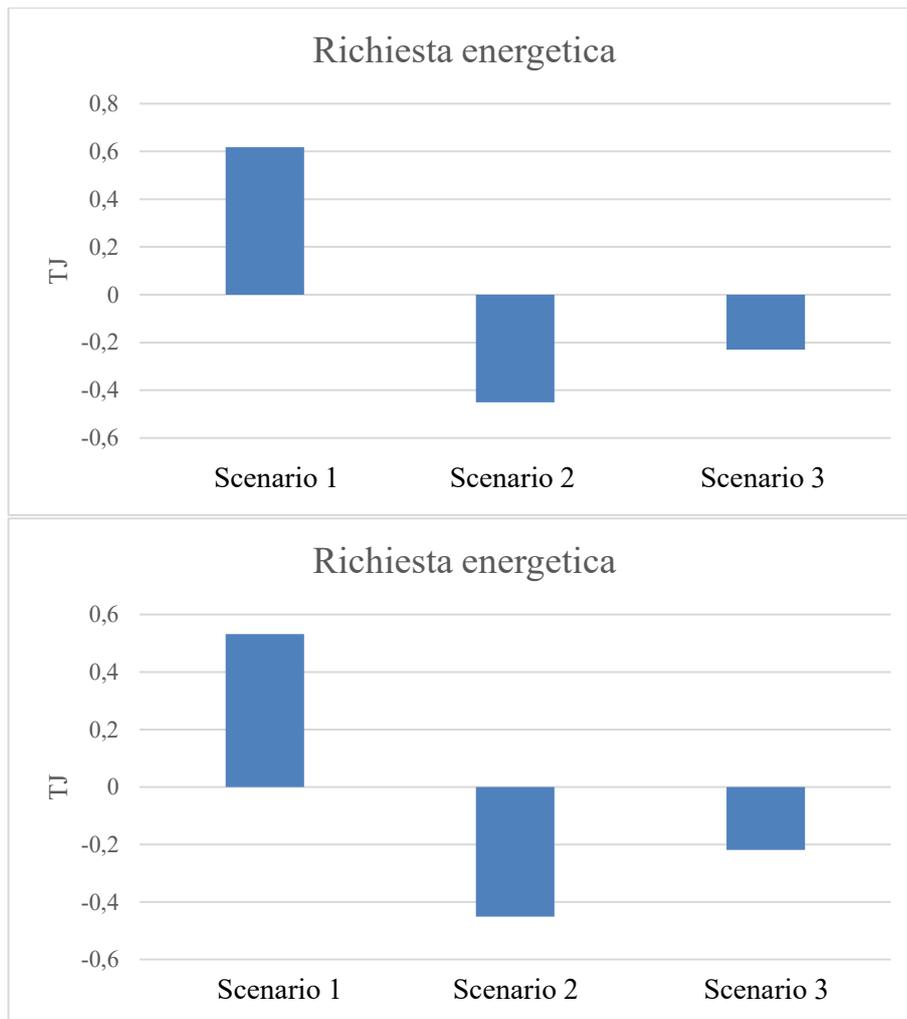


Figura 65 Richieste energetiche nette del processo di produzione di biochar, confronto tra gli scenari. Il grafico "UF biochar" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 3,75 t/d di biochar; il grafico "UF FORSU" riporta gli impatti relativi all'unità funzionale 95,89 t/d di FORSU.

In Figura 65 è stato illustrato il confronto tra le richieste energetiche dei tre scenari. Lo scenario 1 è risultato essere l'unico scenario a presentare impatti positivi, pari a circa 0.51 (UF biochar, Figura 62) e 0.6 (UF FORSU, Figura 62) TJ. Gli scenari 2 e 3, al contrario, hanno mostrato impatti negativi, evitando, nel caso dello scenario 2, il consumo di circa 0.42 TJ.

Il confronto tra gli scenari ha evidenziato come, eccetto che per le emissioni di composti tossici per le acque dolci, lo scenario 1 abbia presentato i maggiori impatti (Figure 61, 62, 65), o abbia comunque presentato impatti positivi (Figura 63). Ciò ha dunque evidenziato l'importanza dei pretrattamenti effettuati sulla FORSU, prima della digestione anaerobica. Infatti, le differenze tra i tre scenari sono significative, suggerendo una forte influenza degli step di pretrattamento sugli impatti totali del processo.

Nello specifico, il pretrattamento enzimatico (scenario 2) ha significativamente ridotto le emissioni di gas serra, di composti dannosi per lo strato di ozono e il consumo energetico (Figura 61, Figura 62, Figura 65), sebbene abbia causato un incremento significativo degli impatti legati alle emissioni di composti tossici per l'uomo e per le acque dolci (Figura 63, Figura 64). Il pretrattamento di idrocavitazione dinamica (scenario 3), al contrario, seppur non mostrando gli impatti maggiori, in modulo, tra i tre scenari analizzati, ha mostrato impatti negativi, o al più prossimi allo zero, per tutte le categorie d'impatto analizzate

(Figure 61-65). Ciò potrebbe essere dovuto all'impiego, nel pretrattamento, di acqua, a differenza che nello scenario 2, dove il pretrattamento ha previsto l'uso di enzimi, che potrebbero aver causato il significativo aumento degli impatti di tossicità umana e acquatica.

La forte influenza dei pretrattamenti sugli impatti è plausibilmente supportata da quanto osservato nelle singole analisi degli scenari (Figure 46-60). Lo step di digestione anaerobica, nel quale i pretrattamenti sono stati inclusi, negli scenari 2 e 3, ha infatti costituito il 95% delle emissioni della sola produzione di biochar. Al contrario, il calore necessario all'essiccamento non ha contribuito in maniera significativa al confronto tra gli scenari, coerentemente con l'analisi dei singoli scenari, dove questo step di processo ha mostrato un contributo di circa il 5% (o meno) degli impatti totali della sola produzione di biochar.

Dunque, lo scenario 1 è stato rivelato essere lo scenario meno conveniente da applicare, dal momento che la sua unica applicazione vantaggiosa sarebbe l'uso in siti operativi in prossimità di corpi d'acqua dolce particolarmente suscettibili alle operazioni umane, o già caratterizzati da livelli di tossicità elevati. Lo scenario 2, al contrario, sebbene sia risultato lo scenario che più evita l'emissione di gas serra, di composti dannosi per l'ozono e consumi energetici, ha esibito le più alte emissioni di composti tossici per l'uomo e per le acque dolci. Il suo utilizzo potrebbe dunque essere giustificato soltanto in siti dove la tossicità delle acque non sia un fattore critico, e sia necessario ridurre il più possibile le altre categorie d'impatto analizzate. Inoltre, lo scenario 2 potrebbe essere la scelta meno adatta per siti vicini a zone con significativa presenza umana, o zone dove le emissioni di composti tossici potrebbero migrare verso zone a più alta presenza umana. Il lavoro svolto ha dunque suggerito, al contrario di quanto suggerito dall'analisi dei singoli scenari, che lo scenario 3 possa essere lo scenario più conveniente, considerate tutte le categorie d'impatto. Il pretrattamento con idrocavitazione dinamica è, infatti, l'unico scenario analizzato a non aver mostrato emissioni nette positive, rendendolo possibilmente adatto a una vasta selezione di siti operativi.

Capitolo 4 Confronto risultati

Confrontando gli impatti osservati per i tre processi analizzati con gli impatti riportati in letteratura per processi simili, sono state osservati valori in linea con alcuni lavori, benché altri lavori di letteratura abbiano riportato impatti di ordini di grandezza diversi. Tuttavia, il confronto con lavori riportati in letteratura può spesso risultare complicato, a causa di differenze in metodi e librerie utilizzati, nonché di differenti unità funzionali. Inoltre, spesso i confini di sistema considerati nei diversi studi in letteratura differiscono tra loro, aggiungendo ulteriori complicazioni nel confronto (Fei, et al., 2021) (Caiardi, et al., 2022). Per questi motivi, in seguito verranno riportati, per il confronto, soltanto gli impatti derivanti da processi il più simili possibile al processo analizzato in questo lavoro, ed espressi nelle stesse unità di misura riportate in questo lavoro. Verranno considerati simili gli studi i cui confini di sistema sono assimilabili, totalmente o in parte, ai confini di sistema considerati in questo lavoro; in casi in cui i confini di sistema non siano totalmente comparabili, sono stati confrontati soltanto gli step operativi presenti sia nello studio di confronto, sia nel sistema analizzato da questo lavoro. Inoltre, quando possibile, sono stati selezionati studi in cui è stata utilizzata un'unità funzionale basata sulla biomassa alimentata al sistema. Nel caso in cui l'unità funzionale non riguardi la biomassa alimentata al sistema, i risultati verranno reinterpretati sulla base della biomassa alimentata al sistema, indicata nel Life Cycle Inventory dello studio citato. In caso i risultati riportati in letteratura fossero espressi con diverse unità di misura, esse sono state convertite nelle unità di misura usate in questo lavoro, dove possibile. Inoltre, quando possibile, verranno esclusi impatti legati a step operativi non presenti nel processo analizzato da questo studio. Quando verranno esclusi degli step operativi, ciò verrà indicato esplicitamente. Infine, per eseguire il confronto, gli impatti osservati in questo lavoro verranno normalizzati sulla base della UF 95,79 ton di FORSU. Questa scelta è stata basata sulla maggior parte delle UF usate in letteratura. Infatti, la maggior parte degli studi ha utilizzato la massa del feedstock del processo come UF. Non verranno dunque riportati confronti eseguiti con gli impatti normalizzati sulla base del biochar prodotto come UF.

Caiardi et al. (Caiardi, et al., 2022) hanno riportato gli impatti legati a un processo comprensivo di digestione anaerobica, e successiva pirolisi, di un mix di fanghi di depurazione e residui di quinoa. Il sistema analizzato ha incluso gli step di pretrattamento, durante il quale alla biomassa è stata aggiunta acqua fino ad ottenere una sospensione in cui il contenuto di massa secca fosse pari al 10% della massa totale della sospensione. Successivamente, gli step di digestione anaerobica e successivo essiccamento del digestato sono stati considerati nel sistema. È inoltre stata considerata la produzione di energia elettrica e termica a partire dal biogas prodotto dalla digestione. Riguardo gli step successivi alla digestione anaerobica, lo studio ha considerato due scenari: il primo scenario prevede l'uso del digestato solido come fertilizzante, mentre il secondo scenario prevede la sua pirolisi e il successivo uso del biochar nel terreno. Inoltre, il secondo scenario ha anche incluso la produzione di energia elettrica e termica tramite l'utilizzo di gas e olii da pirolisi. Dal momento che tutti gli step operativi del secondo scenario sono presenti nel sistema analizzato in questo lavoro, è stato deciso di considerare il secondo scenario dello studio di Caiardi et al. (Caiardi, et al., 2022), per effettuare il confronto. Tuttavia, dai risultati dello scenario sono stati rimossi i crediti legati alla sostituzione di fertilizzante con il digestato liquido prodotto dalla digestione. Questa scelta è stata basata sull'assenza, in questo lavoro, della sostituzione del fertilizzante convenzionale con l'uso del digestato liquido. Gli impatti osservati da Caiardi et al. (Caiardi, et al., 2022) sono stati pari a circa -497 kg CO₂ eq/ ton di biomassa (FORSU). Questi impatti sono in linea con le emissioni di CO₂ equivalente

osservate negli scenari 2 e 3 di questo lavoro, mentre differiscono significativamente dalle emissioni dello scenario 1, le cui emissioni di CO₂ sono risultate pari a circa 355 kg CO₂ eq/ton biomassa. Ciò potrebbe esser dovuto all'assenza di pretrattamenti nello scenario 1. Riguardo le emissioni di composti dannosi per lo strato di ozono, lo studio di Caiardi et al. (Caiardi et al., 2022), ha riportato emissioni pari a circa $2.11 \cdot 10^{-6}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa, che sono risultate essere due ordini di grandezza minori rispetto quelle osservate in questo lavoro per lo scenario 1, pari a circa $9.4 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa. Confrontando invece il valore riportato da Caiardi et al. con gli scenari 2 e 3 di questo lavoro, è degno di nota come gli scenari 2 e 3 presentino emissioni evitate, in opposizione alle emissioni osservate da Caiardi et al. Analogamente a quanto affermato per le emissioni di gas serra, ciò è probabilmente dovuto alla presenza di pretrattamenti della FORSU negli scenari 2 e 3. Riguardo gli impatti legati ai consumi energetici, lo studio di Caiardi et al. ha riportato un consumo energetico evitato pari a circa -6,9 GJ/ton biomassa, a causa degli impatti evitati legati all'uso di biogas, gas di pirolisi e olii di pirolisi per la produzione energetica di elettricità e calore. Questo confronto ha dunque evidenziato l'importanza dei pretrattamenti per ridurre gli impatti legati all'emissione di gas serra e composti dannosi per lo strato di ozono, e per ridurre i consumi energetici.

È possibile effettuare un simile confronto con il lavoro svolto da Wang et al. (Wang, et al., 2021), anch'esso incentrato su uno scenario di digestione anaerobica, di FORSU, seguito da pirolisi del digestato. Nei confini del sistema analizzato da Wang et al. (Wang, et al., 2021) sono state inclusi le operazioni di pretrattamento, digestione anaerobica, pirolisi, utilizzo del char da pirolisi nel terreno, cogenerazione di elettricità e calore a partire da biogas, gas di pirolisi e olii di pirolisi, e il trattamento delle acque reflue della digestione. Il pretrattamento ha previsto la tritatura della biomassa e, successivamente, del digestato uscente dalla digestione anaerobica. L'unità funzionale usata nell'analisi è stata 1 kg di FORSU alimentata al digestore. Per effettuare il confronto, dall'analisi di Wang et al. (Wang, et al., 2021) sono stati esclusi gli impatti legati alle operazioni di trattamento delle acque reflue e dell'utilizzo di char nel terreno, dal momento che in questo lavoro non sono state considerate le acque reflue, e il char non viene utilizzato a scopi agricoli. Lo studio di Wang et al. (Wang, et al., 2021) ha riportato emissioni evitate pari a circa -8050 kg CO₂ eq/ton biomassa. Dal confronto, si nota come lo scenario 1 sia caratterizzato da emissioni significativamente maggiori, risultando in emissioni nette di circa 355 kg CO₂ eq/ton biomassa, invece di emissioni evitate. Effettuando il confronto con gli scenari 2 e 3, invece, si è osservato come le emissioni evitate riportate in questo lavoro siano risultate, in modulo, un ordine di grandezza minore rispetto il valore riportato da Wang et al. (Wang et al., 2021). Gli impatti evitati riguardanti il danneggiamento dello strato di ozono riportati da Wang et al. sono stati uguali a $-1.26 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 equivalente/ton biomassa. Lo scenario 1 ha mostrato, similmente a quanto osservato per le emissioni di gas serra, emissioni di CFC-11 eq. nette, pari a circa $9.4 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa. Gli scenari 2 e 3, invece, hanno mostrato emissioni evitate di CFC-11 eq. pari rispettivamente a $-6.1 \cdot 10^{-4}$ e $-2 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa, risultando maggiori, in modulo, rispetto al valore riportato da Wang et al., sebbene siano dello stesso ordine di grandezza.

Zhou et al. (Zhou, et al., 2021) hanno condotto un'analisi LCA sulla digestione anaerobica di residui alimentari; in uno degli scenari analizzati, il digestato prodotto dalla digestione viene in seguito alimentato a una reazione di pirolisi, con produzione di energia elettrica e termica utilizzando il biogas da digestione e i gas e olii di pirolisi, e utilizzo in agricoltura del biochar prodotto. I confini di sistema dell'analisi hanno compreso le fasi di digestione, pirolisi, produzione di energia elettrica e termica da biogas e prodotti di pirolisi, e uso del biochar in agricoltura (Zhou, et al., 2021). Per il confronto, l'intero sistema è stato

considerato, non essendo stato possibile selezionare solo gli step di digestione, pirolisi e produzione energetica. L'unità funzionale è stata definita come la produzione di 1 kWh elettrico. Tuttavia, come fatto anche da Zhou et al. (Zhou, et al., 2021) nel loro lavoro, i risultati dell'analisi, espressi sulla base di 1 kWh, verranno moltiplicati per l'energia elettrica prodotta, e successivamente divisi per la quantità di biomassa alimentata, in modo da ottenere impatti espressi sulla base di 1 tonnellata di biomassa (Zhou, et al., 2021). Quanto appena esposto corrisponde, per lo scenario di digestione accoppiata a pirolisi, a una produzione di $1.906 \cdot 10^6$ kWh/anno, con un'alimentazione di circa 3300 ton biomassa/anno (Zhou, et al., 2021). Inoltre, Zhou et al. (Zhou, et al., 2021) hanno condotto due analisi, una condotta con allocazione su base economica degli impatti, l'altra con espansione del sistema, per tenere conto degli impatti evitati producendo energia e riutilizzando il biochar (Zhou, et al., 2021). Per il confronto, è stata considerata l'analisi con espansione del sistema, a causa della presenza di impatti evitati in questo lavoro. Tenendo conto di quanto esposto a riguardo, il lavoro di Zhou et al. ha riportato -212.3 kg CO₂ eq/ton biomassa, valore di impatto risultato in linea con il valore riportato per lo scenario 2 (-208 kg CO₂ eq/ton biomassa circa) e circa il doppio, in modulo, del valore riportato per lo scenario 3 (-104 kg CO₂ eq/ton biomassa). Risulta invece essere molto minore rispetto al valore dello scenario 1 (circa 354 kg CO₂ eq/ton biomassa). Il confronto mostra dunque l'importanza del recupero energetico, per ridurre gli impatti ambientali del processo.

Li e Feng (Li & Feng, 2018) hanno condotto un'analisi LCA di un processo di integrazione di digestione anaerobica di fanghi di depurazione con successiva pirolisi del digestato. I confini di sistema hanno incluso il processo di digestione anaerobica dei fanghi, la successiva separazione della fase solida del digestato dalla fase liquida, l'essiccamento della fase solida e la pirolisi del digestato solido essiccato. Inoltre, sono anche stati inclusi gli step di cogenerazione elettrica e termica a partire dal biogas da digestione, di produzione di energia termica da olii e gas di pirolisi e infine il processo di utilizzo del biochar in agricoltura, sebbene non siano stati considerati impatti evitati legati all'uso in agricoltura del biochar. L'eccesso energetico ottenuto dal biogas e dai prodotti di pirolisi è invece stato considerato come impatto evitato. L'unità funzionale scelta è stata 1 tonnellata di solidi totali dei fanghi di depurazione. Inoltre, benché la unità funzionale sia rimasta invariata, Li e Feng (Li & Feng, 2018) hanno analizzato diverse composizioni dei fanghi di depurazione, con un rapporto tra solidi volatili e solidi totali variato da 0.4 a 0.7 (Li & Feng, 2018). Considerando sia i consumi energetici derivanti da fonti energetiche esterne, sia l'energia in eccesso prodotta dalla combinazione di digestione e pirolisi, i consumi energetici netti del processo hanno presentato valori andanti da 5.28 GJ/ton biomassa, nel caso di fanghi con rapporto volatili/totali pari a 0.4, a -2.57 GJ/ton biomassa, nel caso di fanghi con rapporto volatili/totali pari a 0.7 (Li & Feng, 2018). È stato infatti osservato che, all'aumentare della percentuale di solidi volatili, maggior quantitativi energetici sono stati ottenuti dal processo, portando dunque, oltre una certa percentuale, a produrre più energia di quanto venisse consumata (Li & Feng, 2018). Considerando lo scenario più favorevole energeticamente, i valori di consumo energetico sono risultati in linea con quanto osservato in questo lavoro per lo scenario 3 (-2.2 GJ/ton biomassa) e per lo scenario 2 (-4.7 GJ/ton biomassa), sebbene gli impatti evitati per lo scenario 2 siano quasi il doppio, in modulo, rispetto quanto osservato da Li e Feng (Li & Feng, 2018). Gli impatti energetici osservati per lo scenario 1 (circa 6.3 GJ/ton biomassa) sono invece risultato in linea con i consumi dello scenario utilizzando fanghi con rapporto volatili/totali pari a 0.4 (5.28 GJ/ton biomassa). Questo confronto ha dunque dimostrato l'importanza delle caratteristiche della biomassa alimentata al processo; la differenza nelle caratteristiche della biomassa nel lavoro di Li e Feng ha riguardato la diversa percentuale di solidi volatili presenti nei fanghi di depurazione (Li & Feng, 2018), mentre in questo lavoro la differenza nelle caratteristiche

della biomassa alimentata alla digestione è dovuta ai diversi pretrattamenti eseguiti, o all'assenza di essi e dunque nella differenza della sostanza organica disponibile a essere digerita anaerobicamente.

Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017) hanno condotto un'analisi LCA di un processo di digestione anaerobica integrata con pirolisi di residui alimentari. I confini di sistema dell'analisi hanno incluso il pretrattamento (*hydro pulping*) della biomassa, seguito dalla digestione anaerobica della biomassa trattata, con conseguente separazione della fase solida del digestato dalla fase liquida, il trattamento della fase liquida e l'essiccamento della fase solida, seguito dalla pirolisi della fase solida essiccata. Il biogas da digestione e i gas di pirolisi sono stati usati per cogenerare calore ed elettricità, usati per sopperire alle richieste energetiche del processo, mentre gli olii di pirolisi sono stati usati per la produzione di bio-fuel e il biochar come integratore di nutrienti per terreni. L'energia in eccesso prodotta dalla cogenerazione, il bio-fuel da olii e la sostituzione dei fertilizzanti convenzionali con il biochar, sono stati considerati come impatti evitati. Inoltre, sono anche stati inclusi impatti evitati legati al mancato deposito in discarica dei residui alimentari. L'unità di misura è stata definita come 1 kg di residui alimentari. Non essendo stato possibile escludere lo step di trattamento delle acque reflue dagli impatti riportati, il confronto ha incluso anche gli impatti legati a questo trattamento. Tuttavia, per effettuare un miglior confronto, verranno considerati come impatti evitati soltanto gli impatti evitati legati alla produzione di energia in eccesso; il resto degli impatti evitati verrà escluso, dal momento che in questo lavoro non sono stati considerati l'uso del biochar in agricoltura, né impatti evitati legati al mancato permanere dei rifiuti in discarica. Riguardo le emissioni di gas serra, il processo analizzato da Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017) ha mostrato impatti netti pari a -721.44 kg CO₂ eq/ton biomassa; tuttavia, escludendo gli impatti evitati precedentemente elencati, gli impatti considerati per il confronto sono ammontati a -206.1 kg CO₂ eq/ton biomassa. Il lavoro di Opatokun è risultato in linea con gli impatti dello scenario 2 (-208.8 kg CO₂ eq/ton biomassa) e pressoché in linea con quelli dello scenario 3 (-104.4 kg CO₂ eq/ton biomassa), sebbene gli impatti evitati dello scenario 3 siano pari a circa la metà di quelli riportati per lo studio di Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017), in modulo. Lo scenario 1 ha invece mostrato impatti netti positivi (354.9 kg CO₂ eq/ton biomassa circa), mostrando come l'assenza di pretrattamento, presente invece nello studio di Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017) e negli scenari 2 e 3, abbia portato ad emissioni nette di gas serra. Sebbene nel caso dei gas serra siano stati riportati sia i valori riportati nello studio di (Opatokun, et al., 2017) sia il valore considerato per questo confronto, privato di alcuni impatti evitati come già spiegato, per facilitare la lettura di questo passaggio e del confronto, per le successive categorie d'impatto verranno riportati soltanto gli impatti utili a questo confronto, ovvero il valore d'impatto privato degli impatti evitati già esposti in precedenza. I valori d'impatto inclusivi dell'intero sistema possono essere consultati nel lavoro di Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017). Gli impatti legati al danneggiamento dello strato di ozono utili al confronto sono risultati essere pari a circa $3.43 \cdot 10^{-6}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa, contro i $9.4 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa dello scenario 1, $-6.1 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa dello scenario 2 e $-2 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa dello scenario 3. Nonostante gli impatti di Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017) siano risultati positivi, a differenza degli impatti dello scenario 2 e 3, sono comunque risultati essere due ordini di grandezza minori rispetto agli impatti dello scenario 1, mostrando l'importanza del pretrattamento della biomassa. Gli impatti legati all'emissione di composti tossici per l'uomo del lavoro di Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017) sono risultati essere pari a circa -1.27 kg 1,4-DB eq/ton biomassa, contro i 7.82 kg 1,4-DB eq/ton biomassa dello scenario 1, 37.58 kg 1,4-DB eq/ton biomassa dello scenario 2, e -3.76 kg 1,4-DB eq/ton biomassa dello scenario 3. È interessante notare come, nonostante la presenza di pretrattamento negli scenari 2 e 3, lo

scenario 3 risulti in linea con il valore di confronto del processo di Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017), mentre lo scenario 2 presenti un relativamente alto impatto netto. Questo confronto è particolarmente utile, poiché supporta quanto già osservato nel caso dello scenario 2 e del suo confronto con lo scenario 3, ovvero che il pretrattamento enzimatico è la causa del relativamente alto valore di impatto di tossicità umana e che dunque, non è importante soltanto la presenza di un pretrattamento, ma anche la natura del pretrattamento stesso. Infine, l'ecotossicità delle acque dolci è risultata pari a $-2 \cdot 10^{-4}$ kg 1,4-DB eq/ton biomassa, contro i -18.8 kg 1,4-DB eq/ton biomassa dello scenario 1, i 5.74 kg 1,4-DB eq/ton biomassa dello scenario 2, e i -1.04 kg 1,4-DB eq/ton biomassa dello scenario 3. A differenza delle altre categorie d'impatto confrontate, l'ecotossicità delle acque dolci è stata caratterizzata da valori molto diversi (dai quattro ai cinque ordini di grandezza in modulo) rispetto ai valori osservati in questo lavoro. Ciò potrebbe essere dovuto alle tipologie di energia elettrica e termica utilizzate nell'analisi di Opatokun et al., nello specifico l'uso di un mix elettrico australiano (Opatokun, et al., 2017) contro l'uso di mix italiano in questo lavoro. Questa differenza tra valori non permette di trarre importanti osservazioni sul processo, oltre a mostrare la difficoltà nel confrontare due diversi studi LCA che si mostrano, a livello di processo, abbastanza simili negli step operativi inclusi nei confini di sistema. Dunque, il confronto con il lavoro di Opatokun et al. (Opatokun, et al., 2017) ha sottolineato, per la maggior parte delle categorie d'impatto, l'influenza sia della presenza di un pretrattamento della biomassa, che della natura del pretrattamento stesso sugli impatti netti di un processo.

Un simile confronto può essere condotto con l'analisi LCA di Mohammadi et al. (Mohammadi, et al., 2019), dove è stato analizzato un processo di digestione anaerobica integrata con pirolisi. I confini del sistema hanno incluso una prima separazione di fase liquida e solida della biomassa da trattare, costituita da fanghi di depurazione provenienti da trattamento di acque reflue dell'industria cartiera, seguita da digestione anaerobica della biomassa. Successivamente, il digestato è stato separato dalla fase liquida, e la fase solida è stata essiccata, per essere poi alimentata alla pirolisi, mentre la fase liquida è stata mandata al trattamento per acque reflue. I prodotti liquidi e gassosi della pirolisi sono poi stati usati per produrre energia termica, usata per le fasi di essiccazione del digestato, e l'energia termica in eccesso è stata considerata come un impatto evitato, venendo usata in sostituzione del calore ottenibile da gas di petrolio liquefatti (GPL), mentre il biochar viene usato in agricoltura. Il biogas da digestione, invece, è stato utilizzato in tre diversi modi, ognuno analizzato come uno scenario specifico: upgrade per produzione di bio-carburanti, cogenerazione di energia elettrica e termica, utilizzo al posto del gas naturale per fornire energia alle abitazioni civili (Mohammadi, et al., 2019). Al fine del confronto con questo lavoro, è stato scelto di utilizzare lo scenario di cogenerazione, dal momento che è l'uso del biogas da digestione analizzato in questo lavoro. L'unità di misura è stata definita come 1 tonnellata di fanghi essiccati, riferendosi dunque all'alimentazione della pirolisi. Data la difficoltà nel separare gli impatti del trattamento acque e gli impatti evitati legati all'uso del biochar, i risultati usati in questo confronto terranno conto anche di questi due step operativi. Il processo analizzato da (Mohammadi, et al., 2019) ha riportato emissioni di gas serra pari a circa -0.27 kg CO₂ eq/ton biomassa. Rispetto lo scenario 1 (354.9 kg CO₂ eq/ton biomassa), gli impatti osservati da Mohammadi et al. sono stati almeno tre ordini di grandezza inferiore, risultando anche come impatti evitati, invece di emissioni nette. Rispetto invece gli scenari 2 e 3 (circa -208 e -104 kg CO₂ eq/ton biomassa, rispettivamente), gli impatti evitati osservati da Mohammadi et al. sono risultati, in modulo, due ordini di grandezza minori. Ciò potrebbe essere legato sia alla assenza di pretrattamento di biomassa nel lavoro di Mohammadi et al. (Mohammadi, et al., 2019), sia alla presenza del trattamento delle acque reflue separate dalla fase solida del digestato. In alternativa, la

causa potrebbe risiedere in un'alta umidità della biomassa, che ha portato ad alti consumi termici per il suo essiccamento. Un simile andamento è stato notato per l'emissione di composti dannosi per lo strato di ozono, dove il lavoro di Mohammadi et al. (Mohammadi, et al., 2019) ha riportato $-2.82 \cdot 10^{-8}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa, contro i $9.4 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa dello scenario 1, i $-6.1 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa dello scenario 2 e i $-2 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa dello scenario 3. Anche per questa categoria d'impatto, si osservano valori, per lo scenario 1, positivi contro il valore negativo riportato da Mohammadi et al.; gli impatti evitati dello scenario 2 e dello scenario 3 sono risultati invece essere, in modulo, quattro ordini di grandezza maggiori rispetto al valore di Mohammadi et al. Ciò potrebbe essere spiegato dalle stesse supposizioni esposte per la categoria d'impatto relativa all'emissione di gas serra. Per le categorie d'impatto sulla tossicità umana ed ecotossicità delle acque dolci, invece, si osserva un andamento diverso, seppur simile nei rapporti tra gli ordini di grandezza dei valori di Mohammadi et al. (Mohammadi, et al., 2019) e quelli di questo lavoro. La tossicità umana riportata da Mohammadi et al. è infatti risultata essere 0.0168 kg 1,4-DB eq/ton biomassa, due ordini di grandezza inferiore rispetto gli impatti dello scenario 1 (7.8 kg 1,4-DB eq/ton biomassa), tre ordini di grandezza minore rispetto gli impatti dello scenario 2 (37.58 kg 1,4-DB eq/ton biomassa), mentre lo scenario 3 ha presentato impatti evitati (-3.76 kg 1,4-DB eq/ton biomassa). Lo scenario 2, a differenza delle precedenti categorie d'impatto, ha presentato impatti positivi, anziché evitati; come già esposto, ciò è dovuto al pretrattamento enzimatico. Gli impatti sull'ecotossicità delle acque dolci riportati da Mohammadi et al. sono risultati essere pari a 0.0122 kg 1,4-DB eq/ton biomassa. Questo lavoro ha invece presentato valori pari a -18.79 kg 1,4-DB eq/ton biomassa (scenario 1), 5.74 kg 1,4-DB eq/ton biomassa (scenario 2), e -1.04 kg 1,4-DB eq/ton biomassa (scenario 3). Come già esposto, gli impatti positivi dello scenario 2 sono legati al pretrattamento enzimatico, mentre gli impatti negativi dello scenario 1 sono legati al mix italiano energetico usato in questo lavoro per rappresentare l'energia elettrica. Si notano, per queste due categorie d'impatto, nuovamente ordini di grandezza diversi per il lavoro di Mohammadi et al. (dai due ai tre ordini di grandezza in meno, in modulo, rispetto i risultati di questo lavoro). Oltre a quanto già esposto per la categoria d'emissione di gas serra, queste differenze potrebbero anche essere dovute alle differenti voci d'inventario usate nel lavoro di Mohammadi et al., dove l'energia termica ed elettrica generate dal biogas da digestione sono state considerate come sostitutivi di energia termica ed elettrica prodotta in Brasile, invece che in Italia (Mohammadi, et al., 2019). Questo confronto, dunque, oltre a mostrare ancora una volta l'influenza delle esatte voci d'inventario usate per le analisi, mostra anche come, nel lavoro di Mohammadi et al., l'assenza di pretrattamento, a parte la separazione di fasi solida e liquida prima della digestione (Mohammadi, et al., 2019), abbiano portato ad avere impatti positivi per le categorie di tossicità umana e di danno allo strato di ozono, come avvenuto per lo scenario 1.

Un altro confronto su processi di digestione anaerobica integrata con pirolisi è stato possibile con il lavoro di Cao e Pawłowski (Cao & Pawłowski, 2013), dove è stata condotta l'analisi LCA di un processo comprendente la digestione di fanghi di digestione da trattamento di acque, seguita da pirolisi del digestato. Il digestato, prima di essere pirolizzato, è stato separato dalla sua fase liquida, e successivamente essiccato. Il biogas da digestione è stato usato in parte per cogenerare calore ed elettricità, in parte bruciato come sostituto di gas naturale, e in parte usato per produzione di bio-carburanti. I prodotti gassosi e liquidi della pirolisi sono stati similmente usati in parte per cogenerare elettricità e calore, e in parte bruciati come sostituti di olio combustibile. Il biochar è invece stato in parte usato come sostituto di fertilizzanti convenzionali, e in parte mandato in discarica (Cao & Pawłowski, 2013). L'unità funzionale è stata definita come 500 m³ di fanghi di depurazione

liquidi, con un contenuto di solidi del 5% (Cao & Pawłowski, 2013). Per effettuare il confronto, è stato assunto che la densità dei fanghi di depurazione fosse assimilabile a quella dell'acqua, data la relativamente bassa concentrazione di solidi (5%), potendo dunque comparare l'unità funzionale di 500 m³ con 5·10⁵ kg di fanghi liquidi, o 500 tonnellate di fanghi liquidi, usando una densità dell'acqua pari a 1000 kg/m³. È dunque importante considerare che questa assunzione potrebbe aver causato degli errori che potrebbero aver reso non accurato il confronto e l'espressione degli impatti riportati da Cao e Pawłowski su base di tonnellata di biomassa trattata. Inoltre, un ulteriore fattore da considerare è l'inclusione degli impatti legati alla costruzione delle apparecchiature e infrastrutture (Cao & Pawłowski, 2013). Tuttavia, essendo stati riportati gli impatti separatamente per ciascun step di processo, è stato possibile selezionare solo alcuni di essi. In particolare, sono stati selezionati, per il confronto, gli step di separazione delle fasi dei fanghi, essiccamento dei fanghi, digestione anaerobica, pirolisi, pretrattamento del digestato. Riguardo invece gli impatti evitati, soltanto gli impatti legati alla sostituzione di gas naturale e olio combustibile sono stati considerati. Con queste premesse, il processo analizzato da Cao e Pawłowski ha riportato impatti netti di emissione gas serra pari a circa -19.54 kg CO₂ eq/ton biomassa. Questo valore è risultato essere, in modulo, un ordine di grandezza minore rispetto i valori dello scenario 2 (-208.79 kg CO₂ eq/ton biomassa) e dello scenario 3 (-104.39 kg CO₂ eq/ton biomassa); a differenza invece dello scenario 1 (354.94 kg CO₂ eq/ton biomassa), Cao e Pawłowski hanno riportato emissioni evitate, invece di emissioni positive nette. Come affermato nel lavoro di Cao e Pawłowski, l'energia recuperata dal biogas contribuisce alla maggior parte degli impatti evitati (Cao & Pawłowski, 2013); la differenza in ordini di grandezza potrebbe essere dovuta alle voci d'inventario utilizzate per condurre l'LCA, o alla differente natura dei fanghi di depurazione rispetto alla FORSU. Riguardo invece gli impatti legati alla richiesta energetica del processo, il processo analizzato da Cao e Pawłowski ha riportato un consumo di circa -0.28 GJ/ton biomassa. Anche per questa categoria d'impatto, si osserva una differenza con lo scenario 2 (-4.7 GJ/ton biomassa) e lo scenario 3 (-2.2 GJ/ton biomassa) di un ordine di grandezza, mentre lo scenario 1 (6.3 GJ/ton biomassa) ha presentato impatti positivi, invece di impatti evitati. Come già affermato, ciò potrebbe essere legato alla differente natura delle biomasse trattate. Questo confronto, dunque, ha fornito un ulteriore esempio di come la natura della biomassa trattata potrebbe influenzare gli impatti ambientali dei processi analizzati.

I confronti appena esposti mostrano, dunque, come il processo analizzato in questo lavoro sia in linea con la letteratura.

Inoltre, i confronti appena esposti mostrano come il processo analizzato in questo lavoro sia pressoché in linea con la letteratura.

È stato inoltre possibile confrontare il solo step di digestione anaerobica incluso nel sistema analizzato in questo lavoro, con altri studi di letteratura condotti su digestione anaerobica di biomasse. Tali confronti, benché abbiano escluso il contributo della pirolisi agli impatti totali, hanno fornito importanti spunti di osservazione sul sistema analizzato, dal momento che la digestione anaerobica costituisce una significativa parte, circa 90%, degli impatti degli scenari 1, 2 e 3, come osservato nel capitolo 3.

Adghim et al. (Adghim, et al., 2020) hanno condotto un LCA su un processo di trattamento e digestione anaerobica di scarti dell'industria dei latticini. Nello specifico, la biomassa trattata ha compreso liquami provenienti da mucche, residui alimentari provenienti dal foraggio delle mucche, latticini non più adatti alla consumazione umana, e acque reflue dell'industria dei latticini. Sebbene l'unità funzionale sia stata definita sulla biomassa alimentata al processo (nello specifico, 1 tonnellata di liquami umidi), i confini del sistema

hanno incluso diversi step operativi non presenti nel sistema analizzato in questo lavoro. In uno degli scenari del processo analizzato da Adghim et al. (Adghim, et al., 2020), infatti, sono inclusi gli step di pascolo e nutrimento delle mucche. Altri step operativi inclusi nell'analisi sono l'uso di letti di sabbia per la raccolta dei liquami bovini; una volta raccolti i liquami, i letti di sabbia vengono mandati allo stoccaggio, mentre i liquami vengono inviati alla digestione anaerobica. Il sistema comprende inoltre le operazioni di deposito in discarica di una parte dei latticini non più adatti alla consumazione umana, dal momento che solo una parte di essi viene mandata alla digestione, e l'uso del digestato come fertilizzante. Inoltre, anche alcuni processi esterni al processo sono stati inclusi nei confini del sistema, come il trasporto della biomassa trattata e il consumo di gas naturale per produrre energia elettrica destinata a sopperire al bisogno energetico del processo. Infine, oltre allo step di digestione, i confini di sistema hanno incluso anche la produzione di energia elettrica e termica a partire dal biogas ottenuto dalla digestione. (Adghim et al., 2020). Data la complessità del sistema incluso nei confini dell'analisi, è stato scelto di considerare, nel confronto, soltanto gli impatti legati ai processi esterni, alla digestione anaerobica e alla cogenerazione di energia elettrica e termica. Considerare soltanto questi tre step operativi è risultato in emissioni di gas serra pari a circa 35 kg CO₂ eq/ton liquami umidi. Questo valore di emissioni di gas serra è risultato, dal confronto, essere un ordine di grandezza inferiore, rispetto alle emissioni osservate per lo scenario 1, pari a circa 314 kg CO₂ eq/ton FORSU, se si escludono gli step operativi legati ad essiccamento del digestato, sua pirolisi, e alla produzione di energia elettrica e termica a partire da gas e olii di pirolisi. Il confronto con gli scenari 2 e 3 ha, invece, nuovamente evidenziato i benefici, riguardo la riduzione delle emissioni di gas serra, dei pretrattamenti, dal momento che la digestione anaerobica gli scenari 2 e 3 presenta emissioni di gas serra evitate. Riguardo invece la differenza tra lo scenario 1 e lo studio di Adghim et al. (Adghim, et al., 2020), essa potrebbe probabilmente essere legata alla generazione di calore, in questo lavoro, necessario a condurre la digestione anaerobica della FORSU. Ciò potrebbe essere supportato dall'assenza, nel LCI dello studio di Adghim et al. (Adghim, et al., 2020), di calore usato come input per lo step di digestione anaerobica. Confrontando invece lo scenario 1 con l'intero sistema contenuto nei confini di sistema adottati da Adghim et al. (Adghim, et al., 2020), si osservano valori abbastanza in linea tra loro, con emissioni di gas serra pari a 228 kg CO₂ eq/ton liquami umidi riportati da Adghim et al. (Adghim et al., 2020). Tuttavia, è bene ricordare che, come già specificato, questo confronto con l'intero sistema comprenderebbe anche molti step operativi non contemplati nel sistema analizzato in questo lavoro.

Fei et al. (Fei et al., 2021) hanno condotto uno studio su un processo di digestione anaerobica delle fasi solida e liquida di una biomassa costituita da residui alimentari, effettuando un pretrattamento idrotermico sulla biomassa, utilizzando 10 tonnellate di biomassa alimentata al processo come unità funzionale. Lo studio ha compreso, nei confini del sistema, sia il pretrattamento, che la digestione anaerobica, che l'utilizzo dei biogas per cogenerazione di elettricità e calore. Tuttavia, i confini del sistema hanno anche incluso step operativi legati al trattamento del digestato, da cui sono stati ottenuti fanghi di depurazione inviati a compostaggio, con lo step di compostaggio inclusi nei confini di sistema (Fei et al., 2021). La difficoltà nel determinare e separare le emissioni legate ai soli step operativi non ha permesso di escludere trattamento del digestato e compostaggio dal confronto, portando dunque a effettuare il confronto tra il processo analizzato in questo lavoro, e i risultati riportati da Fei et al. per l'intero sistema analizzato nel loro lavoro. Le emissioni riportate da Fei et al. (Fei, et al., 2021) sono state pari a circa 29 kg CO₂ eq/ton biomassa (FORSU). Confrontando lo studio di Fei et al. (Fei, et al., 2021) con lo scenario 1, è stato osservato come lo scenario 1 abbia presentato emissioni di gas serra circa dieci volte

maggiori. Questa differenza potrebbe essere attribuita alle diverse dimensioni dei due sistemi; l'unità funzionale considerata in questo lavoro, 95.89 tonnellate di FORSU, è circa dieci volte maggiore dell'unità funzionale usata da Fei et al. (Fei, et al., 2021), ovvero 10 tonnellate di residui alimentari. I diversi volumi di biomassa processati, dunque, potrebbero aver causato richieste energetiche abbastanza differenti da causare, nello scenario 1 di questo lavoro, una richiesta termica dieci volte maggiore rispetto la richiesta termica del processo analizzato da Fei et al. Riguardo invece gli scenari 2 e 3, le loro emissioni di gas serra sono risultate essere evitate, mostrando come pretrattare la FORSU porti il processo di digestione anaerobica ad apportare benefici, evitando l'emissione di circa -229.6 e -104.3 kg CO₂ equivalente/ton biomassa, rispettivamente, considerando il solo step di digestione anaerobica. Riguardo le emissioni di composti dannosi per lo strato di ozono, Fei et al. (Fei, et al., 2021) hanno riportato emissioni pari a $7.28 \cdot 10^{-8}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa, risultate essere circa quattro ordini di grandezza minori rispetto le emissioni dello scenario 1, pari a circa $9 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa. Analogamente a quanto supposto riguardo le emissioni di gas serra, la differenza di emissioni dannose per l'ozono è probabilmente dovuta principalmente alle differenti richieste energetiche dei processi confrontati. Gli scenari 2 e 3, invece, hanno presentato emissioni evitate per questa categoria d'impatto, a causa del pretrattamento della FORSU. Confrontando gli impatti legati alla tossicità umana, si è notato come lo scenario 1 abbia presentato nuovamente impatti un ordine di grandezza maggiori rispetto quelli osservati da Fei et al. (Fei, et al., 2021) (circa 7 kg 1,4-DB eq/ton biomassa contro 0.34 kg 1,4-DB eq/ton biomassa osservati da Fei et al.); similmente a quanto osservato per le altre categorie d'impatto, lo scenario 3 ha presentato emissioni evitate (circa -3.7 kg 1,4-DB eq/ton biomassa), presentando dunque evidenti benefici rispetto al processo analizzato da Fei et al (Fei, et al., 2021). Lo scenario 2, a differenza di quanto osservato per le due precedenti categorie d'impatto, ha invece presentato impatti legati alla tossicità umana due ordini di grandezza maggiori, rispetto quanto osservato da Fei et al. (Fei, et al., 2021). Ciò è dovuto al pretrattamento enzimatico della FORSU, come riportato in Figura 38. Riguardo i consumi energetici, Fei et al. (Fei, et al., 2021) hanno riportato un impatto pari a circa 0.17 GJ/ton biomassa, impatto risultato un ordine di grandezza minore, rispetto i consumi energetici osservati per lo scenario 1 (circa 6.26 GJ/ton biomassa). Analogamente a quanto detto per le emissioni di gas serra, di composti dannosi per lo strato di ozono e di composti tossici per l'uomo, la differenza è probabilmente dovuta alle diverse dimensioni del digestore e alle richieste termiche per condurre la digestione, differenze dovute alle diverse quantità di biomassa trattate. Inoltre, sia lo scenario 2 sia lo scenario 3 presentano impatti evitati (-4.70 e -2.19 GJ/ton biomassa, rispettivamente), grazie al pretrattamento della FORSU. Questo confronto ha dunque ulteriormente evidenziato i benefici del pretrattamento della FORSU, mostrando come essi potrebbero migliorare un processo che, precedentemente, era stato osservato essere meno vantaggioso rispetto l'impiego di un differente processo.

Un simile esito del confronto è stato osservato quando sono stati comparati gli impatti riportati in questo lavoro, con gli impatti osservati da Duan et al. (Duan, et al., 2019). Nel lavoro di Duan et al., è stata condotta un'analisi LCA di un processo di codigestione anaerobica di letame suino. Tra gli scenari investigati da Duan et al. (Duan, et al., 2019), è stato preso in considerazione per il confronto lo scenario in cui il letame suino viene codigerito con microalghe, e i biogas ottenuti dalla digestione vengono in parte usati per cogenerare elettricità e calore, mentre la restante parte di biogas viene usata per alimentare circuiti domestici per gas naturale. Il digestato è invece stato separato, la fase solida mandata a compostaggio e la fase liquida trattata tramite processi di flocculazione e ossidazione biologica. La fase liquida, così trattata, è stata successivamente usata per alimentare le coltivazioni di microalghe, per poi sfruttare le microalghe coltivate nella co-digestione. A

causa della presenza di compostaggio, flocculazione e coltivazione delle microalghe, è stato cercato di considerare soltanto gli impatti legati alla digestione anaerobica e alla cogenerazione di elettricità e calore, sebbene non sia stato possibile evitare del tutto gli impatti legati alla coltivazione delle microalghe. Inoltre, nonostante la co-digestione di letame e microalghe, l'unità funzionale considerata nello studio è stata di 1 tonnellata di letame suino. Nello specifico, per il confronto sono stati considerati soltanto gli impatti legati agli step di trasporto della biomassa, digestione anaerobica, co-generazione di elettricità e calore, e infine gli impatti evitati dovuti alla sostituzione di elettricità e calore da fonti esterne con il calore e l'elettricità cogenerati usando il biogas. Ciò ha restituito un valore di emissioni di gas serra pari a circa 26.85 kg CO₂ eq/ton biomassa, risultando dunque in impatti un ordine di grandezza minori rispetto allo scenario 1. Similmente a quanto affermato per il processo analizzato da Fei et al. (Fei et al., 2021), il motivo dell'ordine di grandezza di differenza tra lo scenario 1 e il lavoro di Duan et al. (Duan et al., 2019) potrebbe essere dovuto alla differenza tra le unità funzionali considerate; in questo caso, l'unità funzionale di 95.89 tonnellate di FORSU considerate in questo lavoro sono risultate essere circa cento volte maggiori dell'unità funzionale usata da Duan et al. (Duan, et al., 2019), pari a 1 tonnellata di letame, che hanno dunque portato a una differenza di richieste termiche da parte del digestore tale da causare maggiori impatti, nello scenario 1, legati al calore richiesto dalla digestione. Gli scenari 2 e 3 hanno invece presentato impatti evitati per la categoria relativa all'emissione di gas serra (ordine di grandezza di -10^2 kg CO₂ equivalente/ton FORSU), evidenziando nuovamente l'importanza dei pretrattamenti. Riguardo i consumi energetici, gli step considerati per il lavoro di Duan et al. (Duan et al., 2019) sono risultati essere pari a circa -1.31 GJ/ton biomassa, risultando dunque in linea con i valori ottenuti in questo lavoro per gli scenari 2 e 3. Tuttavia, confrontando il lavoro di Duan et al. (Duan, et al., 2019) con lo scenario 1, si è osservato come lo scenario 1 abbia presentato un consumo energetico pari a 6.26 GJ/ton biomassa. La differenza tra lo scenario 1, presentante consumi energetici netti, e il lavoro di Duan et al. (Duan, et al., 2019), presentante benefici energetici, potrebbe indicare che le differenze osservate per la categoria d'impatto relativa all'emissione di gas serra potrebbero non essere interamente legate alle diverse quantità di biomassa trattate, ma anche all'esatta natura del calore usato per condurre l'analisi LCA in questo lavoro. Infatti, il calore inserito come input nel lavoro di Duan et al. per condurre l'analisi potrebbe essere stato caratterizzato da minori emissioni di gas serra, rispetto al calore da gas naturale usato per l'analisi LCA condotta in questo lavoro.

Righi et al. (Righi, et al., 2012), hanno condotto un'analisi LCA su un processo di co-digestione di FORSU e fanghi di depurazione, determinandone gli impatti. Lo scenario analizzato da Righi et al. ha previsto la co-digestione della biomassa, per poi usare il biogas prodotto per co-generare energia elettrica e termica. La fase solida del digestato è invece stata mandata in discarica, dove il biogas prodotto è stato raccolto e usato per co-generare energia elettrica e termica, mentre la fase liquida rilasciata nel tempo è stata mandata a trattamento. La fase liquida del digestato è invece stata mandata al sistema di trattamento acque, per ottenere altri fanghi da trattare; lo step di depurazione delle acque, tuttavia, non è stato incluso nei confini del sistema. Al fine di effettuare il confronto, sono stati considerati solo gli step di digestione anaerobica, di produzione di energia elettrica e termica a partire dal biogas da digestione, e la sostituzione del calore e dell'elettricità richiesti dal processo con l'energia prodotta a partire dal biogas. L'unità funzionale usata da Righi et al. è stata definita come 3000 tonnellate di biomassa alimentate al digestore, composta al 75% da fanghi di depurazione e al 25% da FORSU (Righi et al., 2013). Considerando soltanto gli step operativi menzionati, il processo analizzato da Righi et al. avrebbe presentato impatti relativi all'emissione di gas serra pari a circa -63 kg CO₂ eq/ton biomassa. Le emissioni di gas serra degli scenari 2 e 3 (circa -229.7 e -104.3 kg CO₂ eq/ton biomassa) sono stati

osservati essere, in modulo, un ordine di grandezza maggiori rispetto il valore osservato dallo studio di Righi et al. (Righi, et al., 2012). Ciò potrebbe essere dovuto sia ai pretrattamenti, sia a una maggior resa energetica ottenuta durante la co-generazione di energia a partire da biogas. Tuttavia, osservando lo scenario 1, esso ha mostrato, per la sola digestione anaerobica, impatti pari a circa 314 kg CO₂ eq/ton biomassa. Dunque, quanto affermato per gli scenari 2 e 3 è probabile sia stato dovuto all'aver effettuato pretrattamenti della FORSU. Riguardo invece l'emissione di composti dannosi per lo strato di ozono, il confronto ha mostrato una situazione analoga a quanto osservato per l'emissione di gas serra. Infatti, gli scenari 2 e 3 hanno presentato impatti maggiori, in modulo, di circa tre ordini di grandezza rispetto l'emissione evitata di composti dannosi per lo strato di ozono mostrata dal lavoro di Righi et al. (Righi, et al., 2012) (circa $-1.2 \cdot 10^{-7}$ kg CFC-11 equivalente/ton biomassa contro i circa 6.1 e 2.1 kg CFC-11 eq/ton biomassa riportati per la digestione anaerobica negli scenari 2 e 3, rispettivamente), mentre lo scenario 1 ha presentato impatti netti pari a circa $8.9 \cdot 10^{-4}$ kg CFC-11 equivalente/ton biomassa, considerando solo la digestione anaerobica). Similmente, è possibile trarre le stesse osservazioni già esposte riguardo il confronto tra gli impatti legati all'emissione di gas serra.

Similmente, Edwards et al. (Edwards, et al., 2016) hanno condotto uno studio su co-digestione di fanghi di depurazione e residui alimentari. Il processo analizzato ha incluso step di digestione anaerobica, seguito da utilizzo del biogas prodotto per cogenerazione di elettricità e calore, e separazione delle fasi del digestato, in modo da usare la fase solida per applicazioni agricole, e mandare la fase liquida a trattamento. Inoltre, sono state incluse operazioni riguardanti il deposito in discarica di parte della biomassa, composta da fanghi di depurazione e residui alimentari, seguito dal trattamento della fase liquida rilasciata dalla biomassa in discarica, e dall'utilizzo del biogas prodotto in discarica per generare elettricità. Per il confronto, soltanto le operazioni di digestione anaerobica e di cogenerazione elettrica e termica a partire dal biogas da digestore sono state considerate. Riguardo l'unità funzionale, lo studio di Edwards et al. ha condotto due analisi LCA utilizzando due diverse unità funzionali; per il confronto effettuato in questo lavoro, è stato deciso di utilizzare i risultati riportati da Edwards et al. (Edwards, et al., 2016) relativi a un'unità funzionale di circa $1.09 \cdot 10^5$ tonnellate di biomassa, composta al 83% in massa da fanghi di depurazione, e per il restante 17% da residui alimentari. I valori riportati da Edwards et al. riguardo le emissioni di gas serra sono risultati pari a circa -121 kg CO₂ equivalente/ton biomassa (Edwards, et al., 2016), risultando in linea con i valori osservati per gli scenari 2 e 3. Riguardo invece lo scenario 1, quest'ultimo presenta impatti netti pari a circa 314 kg CO₂ eq/ton biomassa, considerando solo la digestione anaerobica. Questo confronto evidenzia come, all'aumentare della quantità di biomassa trattata, gli impatti per tonnellata di biomassa aumentino in modulo, potenzialmente supportando l'ipotesi riguardante le quantità di biomassa processata, già esposta in merito alle differenze osservate finora tra gli scenari riportati in questo lavoro, e altri lavori presenti in letteratura. Similmente, l'analisi di Edwards et al. ha riportato un'emissione di composti tossici per l'uomo pari a circa -1.83 kg 1,4-DB eq/ton biomassa (Edwards, et al., 2016), risultando dunque in impatti evitati. Questo impatto è risultato in linea con quanto osservato per lo scenario 3 (circa -3.75 kg 1,4-DB eq/ton biomassa). Tuttavia, sia lo scenario 1 (3.13 kg 1,4-DB eq/ton biomassa) sia lo scenario 2 (33.89 kg 1,4-DB eq/ton biomassa) hanno riportato valori maggiori rispetto quanto osservato da Edwards et al.; nel caso dello scenario 2, ciò è dovuto ai significativi impatti del pretrattamento enzimatico sulla tossicità umana, come mostrato in Figura 38.

Un ulteriore confronto può essere condotto con l'analisi condotta da Fusi et al. (Fusi, et al., 2016), particolarmente utile per mostrare la difficoltà nel comparare tra loro le varie analisi LCA di diversi sistemi. Tra i vari scenari analizzati da Fusi et al., sono stati scelti due scenari

di digestione anaerobica, uno riportante l'analisi di un processo utilizzando una biomassa composta da insilato di mais, liquami suini e bucce di pomodoro, l'altro utilizzando soltanto insilato di mais come biomassa. Entrambi gli scenari hanno previsto una cogenerazione di elettricità e calore a partire dal biogas prodotto dalla digestione, e lo stoccaggio, e successivo impiego nel terreno, del digestato. Per il confronto è stato dunque considerato l'intero sistema per entrambi gli scenari, eccetto che per lo stoccaggio e impiego del digestato. L'unità funzionale, per entrambi gli scenari, è stata definita come la produzione di 1 MWh di energia elettrica da poter alimentare alle infrastrutture nazionali. Nonostante la differente unità funzionale, è stato scelto di considerare questo lavoro per due motivi. Il primo, già menzionato, riguarda il possibile ruolo del lavoro di Fusi et al. come dimostrazione della difficoltà nel comparare due sistemi diversi utilizzando biomasse diverse; il secondo motivo è legato alla descrizione del processo fornita da Fusi et al. nel loro lavoro. Benché l'unità funzionale sia la produzione di 1 MWh di energia elettrica, è stato possibile ricavare le quantità di biomassa alimentate al sistema (Fusi, et al., 2016), potendo dunque effettuare un confronto con le quantità alimentate in questo lavoro. A causa non solo delle differenze tra i processi, ma anche delle unità funzionali di diverso tipo, questo confronto è da considerare con ancora più cautela usata per gli altri confronti. Inoltre, nel lavoro di Fusi et al. (Fusi, et al., 2016) anche gli impatti legati alla costruzione delle infrastrutture e delle apparecchiature sono stati considerati, rappresentando un'ulteriore differenza con questo lavoro. Partendo con lo scenario analizzato da Fusi et al. (Fusi, et al., 2016) in cui sono stati alimentate 10.8 tonnellate di biomassa, il processo di digestione anaerobica e cogenerazione energetica ha emesso circa 204.3 kg CO₂ eq, che rapportati alla biomassa alimentata, sebbene essa non fosse l'unità funzionale, hanno restituito 18.92 kg CO₂ eq/ton biomassa. Lo scenario utilizzante 2.45 tonnellate di biomassa, invece, ha riportato emissioni pari a 367.2 kg CO₂ eq, che riportati alla biomassa alimentata, hanno restituito 149.88 kg CO₂ eq/ton biomassa. Confrontando le emissioni dello studio di Fusi et al., si può osservare come un cambio di biomassa alimentata alla digestione abbia causato una differenza tra le emissioni di un ordine di grandezza per ton di biomassa. Soprattutto, confrontando questi valori con lo scenario 1, si è osservato come uno degli scenari sia risultato pressoché in linea con i valori riportati dallo scenario 1, mentre l'altro scenario abbia presentato emissioni un ordine di grandezza minori. Sebbene, come già affermato, questi valori siano da considerare con particolar cautela, ciò dimostra come spesso non sia possibile confrontare con esattezza due diversi studi LCA. Riguardo l'emissione di composti dannosi per lo strato di ozono, lo scenario utilizzante 10.8 ton biomassa ha mostrato come la digestione anaerobica e la cogenerazione di calore ed elettricità abbiano costituito circa il 62% delle emissioni totali, dove le emissioni totali hanno considerato anche gli step di impiego del digestato nel terreno. Per lo scenario utilizzante 2.45 ton biomassa, la digestione e la cogenerazione hanno costituito il 50% circa degli impatti totali legati all'emissione di composti dannosi per lo strato di ozono, diversamente da quanto osservato per gli scenari 1, 2 e 3 in questo lavoro. Tuttavia, la motivazione per queste minori percentuali è legata al considerare la costruzione delle infrastrutture negli impatti totali, impatti che non sono stati considerati in questo lavoro. Similmente, confrontando gli impatti legata all'ecotossicità delle acque dolci, si è osservato come, per lo scenario utilizzante 10.8 ton biomassa, digestione e cogenerazione abbiano rappresentato il 15% circa degli impatti totali, mentre hanno rappresentato il 30% degli impatti totali per lo scenario utilizzante 2.45 ton biomassa. Ciò è circa in linea con quanto osservato per gli scenari 1 e 3. Nello scenario 2, invece, il contributo della digestione anaerobica agli impatti totali sulle acque dolci è risultato essere trascurabile, per i motivi descritti nel capitolo 3. Il confronto con il lavoro di Fusi et al. ha dunque fornito un prezioso contesto, che sottolinea quanto questo confronto, e i precedenti, possano presentare differenze dovute soltanto alle diverse tipologie di

biomasse impiegate, come osservato in questo capitolo anche per altri lavori di letteratura, come a esempio i lavori di (Adghim, et al., 2020) (Fei, et al., 2021).

Volendo confrontare le emissioni di gas serra di ulteriori studi, nella loro review, Subbarao et al. (Subbarao, et al., 2019) hanno riportato come un processo di digestione anaerobica di FORSU, finalizzato a produrre energia, abbia emesso 79 kg CO₂ equivalente/ton biomassa (Subbarao, et al., 2019). Anche in questo caso, dunque, si osservano emissioni un ordine di grandezza minori rispetto quelle dello scenario 1 (circa 314 kg CO₂ eq/ton biomassa, se si considera solo la digestione anaerobica), ma maggiori rispetto le emissioni evitate degli scenari 2 e 3 (circa -229 e -104 kg CO₂ eq/ton biomassa rispettivamente, se si considerano solo i pretrattamenti e la digestione anaerobica), evidenziando ulteriormente i benefici del pretrattamento della FORSU.

Un ulteriore confronto è stato eseguito con l'analisi LCA di Wu et al. (Wu, et al., 2020), che ha riportato lo studio di un processo di digestione anaerobica di letame suino, con conseguente cogenerazione di energia elettrica e termica usando il biogas prodotto. Il sistema ha anche compreso le fasi di stoccaggio, trasporto e compostaggio della fase solida del digestato, che è stata esclusa dal confronto. L'unità funzionale è stata individuata in un maiale pesante 1 tonnellata; tuttavia, per il confronto i dati sono stati riportati ai 3036 kg di biomassa alimentata ai maiali (Wu et al., 2020). Il processo, sulla base di questa quantità di biomassa, ha riportato consumi energetici pari a circa 0.38 GJ/ton biomassa, risultando dunque in consumi energetici minori di un ordine di grandezza rispetto i consumi mostrati dallo scenario 1 (circa 6.25 GJ/ton biomassa). Gli scenari 2 e 3, al confronto del processo analizzato da Wu et al., hanno mostrato dei benefici, riportando consumi elettrici evitati, evidenziando ulteriormente l'importanza dei pretrattamenti.

È possibile confrontare inoltre gli impatti energetici con i consumi energetici stimati da altri lavori di letteratura condotti su analisi di differenti processi, sebbene non siano analisi LCA. Dal lavoro di Deng et al. (Deng et al., 2020), condotto su un processo di digestione di alghe, con successiva co-pirolisi del digestato e di verde forestale, i consumi energetici del processo, stimati tramite un bilancio energetico, sono stati stimati pari a circa 0.99 GJ/ton alghe, con un surplus energetico di 6.69 GJ/ton alghe, di cui 4.8 GJ/ton alghe sono rappresentati da energia termica. Confrontando i surplus energetici con i risultati dell'LCA condotta in questo lavoro per gli scenari 2 e 3, è stato osservato che il valore di surplus energetico di 6.69 GJ/ton alghe è risultato in linea con gli impatti energetici evitati degli scenari 2 e 3 (-4.7 e -2.2 GJ/ton biomassa rispettivamente). Confrontando invece questo surplus con lo scenario 1, si è osservato come lo scenario 1 risulti in consumi netti energetici pari a circa 6.25 GJ/ton biomassa. Tuttavia, se si confrontano i consumi energetici del processo con i risultati dello scenario 1, si nota lo stesso ordine di grandezza per i consumi energetici (circa 0.99 GJ/ton alghe per il processo riportato da Deng et al., circa 6.25 GJ/ton biomassa per lo scenario 1).

Una simile tipologia di confronto può essere fatta con il lavoro di Monlau et al. (Monlau et al., 2015), dove è stato discusso un processo di digestione anaerobica seguita da pirolisi di residui agricoli, riportando un surplus energetico elettrico di circa 0.92 GJ/ton biomassa, con un consumo elettrico di 0.92 GJ/ton biomassa. Similmente a quanto fatto per il lavoro di Deng et al. (Deng et al., 2020), è possibile confrontare il surplus con gli scenari 2 e 3, rivelando valori di impatti energetici evitati per gli scenari 2 e 3 dalle due alle quattro volte maggiori rispetto al surplus mostrato dal processo studiato da Monlau et al. (-4.7 GJ/ton biomassa per lo scenario 2, -2.2 GJ/ton biomassa per lo scenario 3, e un surplus di 0.92 GJ/ton biomassa per il processo di (Monlau et al., 2015). Lo scenario 1 ha invece presentato consumi energetici pari a circa sei volte i consumi osservati da Monlau et al. (Monlau, et

al., 2015) (circa 6.25 GJ/ton biomassa per lo scenario 1, circa 0.92 GJ/ton biomassa riportati da (Monlau et al., 2015).

Oltre a effettuare confronti sul solo step di digestione anaerobica, è anche stato possibile effettuare confronti con studi di letteratura dove la biomassa è stata sottoposta soltanto a pirolisi. Simili confronti potrebbero dare preziose informazioni riguardo possibili benefici dati dall'usare il digestato come substrato per la pirolisi, piuttosto che usare la relativa biomassa. Nei confronti di questa tipologia, gli impatti degli scenari 1, 2 e 3 sono stati riferiti in ogni caso all'unità funzionale di 95.89 ton FORSU, essendo questa unità funzionale basata sulla biomassa alimentata al sistema.

Un simile confronto è stato effettuato con il lavoro di Wang et al. (Wang, et al., 2021), dove uno degli scenari ha previsto, all'interno dei suoi confini di sistema, la sola pirolisi della biomassa, preceduta da un pretrattamento mirato a ridurre le dimensioni della biomassa, e l'uso dei prodotti gassosi e liquidi della pirolisi per la cogenerazione di energia elettrica e termica, mentre il biochar prodotto dalla pirolisi è stato utilizzato per scopi agricoli (Wang, et al., 2021). L'unità funzionale è stata definita come 1 kg di FORSU da trattare. Questo scenario di pirolisi è stato caratterizzato da emissioni evitate di gas serra pari a circa -110 kg CO₂ eq/ton biomassa. Effettuando il confronto con le sole fasi di pirolisi e utilizzo dei prodotti di pirolisi definiti per lo scenario 1 di questo lavoro, si notano impatti evitati in linea, tra le due analisi, con un valore di impatti evitati riportato dallo scenario 1 pari a circa -169 kg CO₂ eq/ton biomassa. Il confronto con lo scenario 2 ha riscontrato una situazione simile, con le emissioni evitate dello scenario 2 pari a circa -185 kg CO₂ eq/ton biomassa. Infine, anche lo scenario 3 ha riportato emissioni evitate in linea con quanto osservato da Wang et al. (Wang, et al., 2021), riportando un valore pari a circa -197 kg CO₂ eq/ton biomassa. Tuttavia, considerare solo la pirolisi, ignorando gli impatti del digestato essiccato alimentato alla pirolisi, non rende pienamente il confronto, dal momento che viene perso il contributo apportato dai pretrattamenti, che rappresentano il vero discriminante tra i tre scenari. Dunque, considerando i pretrattamenti (ma non le fasi di digestione ed essiccamento), lo scenario 2 ha mostrato in realtà impatti evitati pari a circa -104.28 kg CO₂ equivalenti/ton biomassa, mentre lo scenario 3 ha mostrato circa -196.9 kg CO₂ equivalenti. Questo confronto ha dunque mostrato come il pretrattamento, finalizzato a migliorare le rese di biogas, possa avere poca influenza sul solo processo di pirolisi o, come nel caso dello scenario 2, possa anche ridurne i benefici. Riguardo gli impatti sullo strato di ozono, Wang et al. hanno osservato impatti pari a circa $4.33 \cdot 10^{-5}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa (Wang, et al., 2021). Confrontando questo valore con lo scenario 1 ($-3.8 \cdot 10^{-5}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa), si osservano valori differenti dal valore riportato da Wang et al., dal momento che lo scenario 1 ha presentato impatti evitati. Per lo scenario 2, si sono osservati impatti evitati pari a circa $-3.22 \cdot 10^{-5}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa, considerando anche gli impatti del pretrattamento enzimatico. Lo scenario 3, similmente, ha riportato impatti evitati pari a $-4.33 \cdot 10^{-5}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa. Il motivo per cui i valori riportati da Wang et al. differiscono da quelli degli scenari 1, 2 e 3 potrebbe essere legato alla definizione del calore e dell'elettricità utilizzati sul software usato per condurre l'analisi, dal momento che Wang et al. hanno usato OpenLCA, con il metodo di calcolo TRACI (Wang, et al., 2021). Il confronto ha inoltre evidenziato come siano il pretrattamento, e la successiva digestione anaerobica, gli step che maggiormente distinguono i tre scenari analizzati in questo lavoro.

Un altro confronto degli step di pirolisi è stato effettuato con il lavoro di Parascanu et al. (Parascanu, et al., 2018), dove la biomassa pirolizzata è stata la sansa di oliva, scarto della produzione dell'olio di oliva (Parascanu, et al., 2018), e un'analisi LCA è stata condotta sul processo. I confini di sistema dell'LCA hanno incluso, in tre blocchi separati, la coltivazione delle olive, la produzione dell'olio e infine il processo di pirolisi della sansa. Sebbene la

presenza dello step di coltivazione di olive e di produzione dell'olio possa rappresentare una fonte di impatti non trascurabile, lo studio ha posto una serie di limitazioni e assunzioni, come trascurare gli impatti legati alla manutenzione delle macchine agricole, all'uso di sistemi di irrigazione artificiali, e considerare solo l'anno in cui le olive sono cresciute sugli alberi e sono state colte, invece di considerare l'intera vita dell'albero, dalla piantagione alla raccolta (Parascanu, et al., 2018). Inoltre, Parascanu et al. (Parascanu, et al., 2018) hanno riportato gli impatti legati alle singole apparecchiature del processo di pirolisi, rendendo dunque semplice effettuare un confronto tra il loro studio e questo lavoro, selezionando solo gli step operativi descritti in seguito. Gli unici step del processo analizzato da Parascanu et al. considerati per il confronto sono stati gli step di essiccamento e pirolisi. Infatti, nel lavoro di Parascanu et al. non sono state incluse le fasi di utilizzo dei gas di pirolisi, né impatti evitati legati a un loro eventuale utilizzo per cogenerazione di elettricità e calore. Sebbene siano presenti due stadi di scambio termico tra gas di pirolisi e aria, e gas di pirolisi e acqua, l'output di aria e acqua calde uscenti da questi step non sono stati considerati come impatti evitati (Parascanu, et al., 2018). Per questo motivo, il recupero energetico da gas di pirolisi presente negli scenari 1, 2 e 3 non è stato considerato per il confronto. L'unità funzionale del lavoro di Parascanu et al. (Parascanu, et al., 2018) è stata definita come 100 kg di sansa di oliva alimentata al processo di pirolisi, iniziante con lo step di essiccamento (Parascanu et al., 2018). Le emissioni di gas serra osservate da Parascanu et al. sono state pari a circa $1.1 \cdot 10^8$ kg CO₂ eq/ton biomassa, a causa dell'elevata richiesta energetica per essiccare la sansa e condurre la reazione di pirolisi. Il valore osservato da Parascanu et al. è notevolmente maggiore di quello osservato per lo scenario 1 (circa 15 kg CO₂ eq/ton biomassa per la sola pirolisi), risultando sette ordini di grandezza maggiori di quest'ultimo. Come riportato da Parascanu et al. nel loro lavoro, l'umidità della sansa è uno dei motivi per gli elevati impatti ambientali, suggerendo che per ridurre gli impatti sarebbe necessario usare metodi alternativi per essiccare la biomassa (Parascanu et al., 2018). Similmente, gli impatti legati all'emissione di composti dannosi per l'ozono hanno mostrato elevati impatti, se confrontati con lo scenario 1. Parascanu et al. hanno infatti osservati impatti pari a circa 1 kg CFC-11 eq/ton biomassa, contro i circa $4.08 \cdot 10^{-6}$ kg CFC-11 eq/ton biomassa riscontrati per lo scenario 1. Gli impatti legati alla tossicità umana hanno mostrato un simile andamento, con impatti di $3.8 \cdot 10^6$ kg 1,4-DB eq/ton biomassa contro i circa 0.23 kg 1,4-DB eq/ton biomassa riportati per lo scenario 1. Infine, un analogo andamento è stato osservato per gli impatti legati all'ecotossicità delle acque, con impatti di $2.82 \cdot 10^5$ kg 1,4-DB eq/ton biomassa (Parascanu et al., 2018) contro circa -0.68 kg 1,4-DB eq/ton biomassa mostrati dallo scenario 1. Il confronto tra lo studio di Parascanu et al. e gli scenari 2 e 3 non è stato riportato, in quanto gli impatti legati ai soli step di pirolisi ed essiccamento per questi due scenari non si sono discostati troppo da quelli riportati per lo scenario 1 (circa 5% di differenza massima tra gli impatti dei tre scenari). Questo confronto ha evidenziato l'importanza di un corretto uso dell'energia potenzialmente prodotta dai prodotti della digestione anaerobica e della pirolisi, per ridurre gli impatti ambientali. Infatti, Parascanu et al. (Parascanu, et al., 2018) hanno identificato i consumi energetici del processo come i principali fattori responsabili per i significativamente elevati impatti ambientali, risultati circa sette ordini di grandezza maggiori rispetto quelli osservati in questo lavoro, sottolineando nel loro lavoro l'importanza di un efficiente uso dell'energia (Parascanu, et al., 2018).

Questi confronti evidenziano e rinforzano l'importanza dei pretrattamenti eseguiti, negli scenari 2 e 3, sulla FORSU, mostrandone i benefici ambientali ed energetici rispetto allo scenario 1. L'importanza dei trattamenti è ulteriormente messa in risalto da un'analisi del calore fornito alla digestione anaerobica e il calore ottenuto, tramite cogenerazione, dal biogas. Lo scenario 1, infatti, prevede un consumo di calore di 0.72 MWh/ton FORSU, con

un calore cogenerato dal biogas pari a 0.19 MWh/ton FORSU. Dal momento che il calore cogenerato rappresenta un impatto evitato, la richiesta da parte del digestore di una quantità di calore maggiore rispetto al calore recuperato porta a un incremento degli impatti. Infatti, è stato osservato che sono gli impatti legati al calore richiesto dal digestore a rappresentare una grossa parte degli impatti legati agli step di digestione anaerobica. Analizzando invece gli scenari 2 e 3, il calore cogenerato è maggiore del calore richiesto dal digestore, il che porta ad avere, per quanto riguarda la digestione anaerobica di questi due scenari, impatti netti evitati, con valori in linea con altri studi di letteratura (Caiardi, et al., 2022) (Wang, et al., 2021). In letteratura sono state infatti osservate situazioni simili, dove il calore cogenerato è risultato maggiore rispetto al calore richiesto dalla digestione anaerobica. Dunque, in lavori come quelli di Caiardi et al. e di Wang et al., sono stati ottenuti impatti netti evitati. In altri lavori, come quelli di Fei et al. e Adghim et al., gli impatti netti, pur essendo positivi, sono stati ridotti da una cogenerazione di calore che ha supera la richiesta da parte del digestore. Inoltre, sebbene influisca in minor misura rispetto al rapporto tra calore richiesto dalla digestione e calore ottenuto dal biogas, un ulteriore motivo per le differenze osservate rispetto alla letteratura potrebbe essere individuato nella voce di inventario utilizzata su SimaPro, utilizzando il database Ecoinvent. Differenti studi, infatti, potrebbero aver utilizzato differenti voci di inventario, contribuendo così alla differenza osservata negli impatti.

Come già affermato, le differenze in metodi utilizzati e definizione dei confini di sistema rendono difficile effettuare un confronto esatto tra i vari studi; tuttavia, gli impatti degli scenari 2 e 3, relativamente in linea con quanto osservato in letteratura, hanno possibilmente confermato che gli elevati impatti dello scenario 1 potrebbero essere stati causati principalmente dalla bassa quantità di calore rigenerato.

Capitolo 5 Conclusioni

Questo capitolo finale ha lo scopo di mettere assieme tutti i punti più importanti del lavoro svolto per scrivere questo elaborato. L'obiettivo di questo studio è confrontare gli impatti di tre diversi scenari di valorizzazione della FORSU attraverso un processo sequenziale di digestione anaerobica e pirolisi lenta, per la produzione di biochar ed energia, al fine di individuare lo scenario con i minori impatti ambientali, e dunque il pretrattamento più vantaggioso da eseguire sulla FORSU.

La FORSU è uno scarto prodotto tutti i giorni in grandi quantità nelle case di tutti, cercare di valorizzarla è molto importante perché questa costituisce un problema a livello ambientale a causa del suo difficile smaltimento. La FORSU, infatti, non può essere smaltita in discarica a causa del rilascio di cattivi odori, di sostanze pericolose nelle falde acquifere, per questo motivo al giorno d'oggi è soggetta a tantissimi studi che cercano di valorizzarla, e di far sì che questa impatti il meno possibile.

In questo studio la valorizzazione della FORSU per la produzione di prodotti agricoli ed energetici è stata studiata attraverso uno studio di LCA dei tre scenari analizzati con due diverse unità funzionali (la FORSU e il biochar). Al seguito di questo studio sono stati valutati gli step operativi che richiedono una maggiore quantità di energia e/o materia analizzando le maggiori categorie d'impatto dei vari step operativi. Dai risultati ottenuti è emerso che al variare dell'unità funzionale gli impatti ottenuti per lo stesso processo non cambiano in modo significativo. Per il processo con pretrattamento enzimatico, ad esempio, i risultati non presentano alcun cambiamento; questo è possibile solo perché, quando è stato scelto il valore numerico dell'unità funzionale biochar, è stata scelta la quantità di biochar ottenuta giornalmente dal processo con pretrattamento enzimatico inserendo nel sistema 95,79 t/d di FORSU, portando dunque i processi basati sulle due diverse UF (3,75 t/d biochar e 95,79 t/d FORSU) a coincidere. Quando si considerano le 3,75 t/d di biochar come UF, gli altri due scenari sono invece caratterizzati da una quantità di FORSU in ingresso diversa, rispetto i 95,79 t/d scelti come UF nella seconda parte di questo studio. Tuttavia, la quantità di FORSU in ingresso per gli altri due scenari si sono discostate di poco, rispetto al valore di 95,79 t/d dello scenario 2. La quantità di FORSU, infatti, non cambia in modo significativo.

La scelta di due UF ha permesso di valutare il processo sulla base di due diversi obiettivi: considerare la FORSU come UF identifica il processo principalmente come un processo di smaltimento di rifiuti, mentre scegliere il biochar come UF pone l'enfasi sulla valorizzazione della FORSU per produrre un prezioso materiale agricolo. Inoltre, la distinzione sul significato delle due diverse UF potrebbe essere il punto di partenza per importanti svolte in studi futuri.

Infatti, la fase di LCIA e di interpretazione dei risultati ha dimostrato come il calore richiesto per condurre la digestione anaerobica, il calore cogenerato dal biogas, e il calore necessario alla disidratazione del digestato sono gli step critici del processo, dal punto di vista degli impatti. In particolare, l'analisi della digestione anaerobica ha mostrato come pretrattare la FORSU possa portare a diverse produzioni di biogas, e dunque diverse quantità di energia termica cogenerata. Queste differenze nella quantità di energia termica cogenerata e di energia termica richiesta dalla digestione anaerobica sono state mostrate essere la principale differenza tra i tre scenari. Tuttavia, è anche stato mostrato che è importante non trascurare gli impatti dei pretrattamenti stessi, dal momento che lo scenario 2 ha mostrato come il pretrattamento abbia un grado di influenza sugli impatti netti comparabile a quello del

calore richiesto e/o cogenerato. Al contrario, il trattamento di idrocavitazione ha mostrato impatti pressoché trascurabili. Inoltre, sebbene non abbia influito allo stesso modo del calore, anche l'elettricità cogenerata rappresenta un vantaggio non trascurabile per gli impatti netti del processo.

Determinata l'influenza del calore sugli impatti netti, è bene considerare nuovamente la differenza metodologica insita nell'uso di una UF al posto che un'altra. Considerare la FORSU come UF potrebbe spingere verso nuovi studi, dove vengono investigati nuove configurazioni per aumentare la produzione di biogas e piro-gas, riducendo la resa in biochar. Al contrario, considerare il biochar come UF lo identifica come prodotto principale del processo. Essendo il prodotto principale, la sua quantità non può essere ridotta eccessivamente; sarebbe dunque possibile effettuare degli studi per individuare il perfetto compromesso tra una significativa produzione di biochar e un'alta produzione di biogas e/o bio-olio. Un possibile percorso mirato a individuare un compromesso tra questi due aspetti potrebbe essere effettuato espandendo il lavoro riportato in questo studio a un ciclo di vita più ampio; il ciclo di vita analizzato potrebbe dunque essere espanso alla fase di utilizzo del biochar, del bio-olio e del piro-gas. Espandendo l'analisi alla fase di utilizzo, potrebbero essere presi in considerazione i vantaggi dell'uso del biochar in campo agricolo. In base ai risultati di questo ipotetico studio, potrebbe dunque essere svolta un'ottimizzazione del processo, mirato a ridurre gli impatti netti. Infatti, potrebbe essere interessante notare come lo scenario dai minori impatti possa essere stato un processo in cui si raggiunge un compromesso tra biogas, bio-olio, piro-gas e biochar, invece che un processo dove viene massimizzata la produzione di biogas.

Tali studi potrebbero anche fornire approfondimenti sul miglior pretrattamento della FORSU. Infatti, il pretrattamento enzimatico sembrerebbe essere il pretrattamento più vantaggioso, da un punto di vista degli impatti; tuttavia, il pretrattamento enzimatico ha presentato impatti positivi legati alla tossicità umana non trascurabili. Al contrario, il pretrattamento idrocavitato ha mostrato vantaggi minori, rispetto il trattamento enzimatico, ma ha anche evitato di causare impatti elevati per la categoria di tossicità umana.

Dunque, in zone dove la tossicità umana è un impatto a cui è necessario prestare particolare attenzione, potrebbe essere preferibile adottare un pretrattamento idrocavitato; in altre situazioni dove la tossicità umana non sia tra le categorie d'impatto prioritarie, il trattamento enzimatico è stato mostrato essere preferibile.

In seguito a queste osservazioni si può concludere che nonostante lo scenario 2 abbia un impatto maggiore per quanto riguarda la tossicità umana è comunque quello che nel complesso impatta meno e dunque, quello da preferire.

Dai risultati ottenuti inoltre si evince come in questo processo la scelta migliore sia in ogni caso quello di anteporre alla DA un pretrattamento per avere risultati migliori rispetto al processo senza pretrattamento.

In conclusione, dallo studio di LCA effettuato e dai contributi dei singoli step è evidente che lo step che influisce maggiormente al creare impatti negativi sia lo step della DA e della conseguente rimozione dell'acqua.

Bibliografia

Adghim, M. et al., 2020. Comparative life cycle assessment of anaerobic co-digestion for dairy waste management in large-scale farms. *ELSEVIER*.

Araldi, L. & Cossu, R., 2014. Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials. *Elsevier*.

Caiardi, F. et al., 2022. Waste-to-energy innovative system: Assessment of integrating anaerobic digestion and pyrolysis technologies. *ELSEVIER*.

Cao, Y. & Pawłowski, A., 2013. Life cycle assessment of two emerging sewage sludge-to-energy systems: Evaluating energy and greenhouse gas emissions implications. *ELSEVIER*.

Deng, C. et al., 2020. Improving gaseous biofuel yield from seaweed through a cascading circular bioenergy system integrating anaerobic digestion and pyrolysis. *Elsevier*.

Duan, N. et al., 2019. Life cycle assessment of anaerobic digestion of pig manure coupled with different digestate treatment technologies. *ELSEVIER*.

Edwards, J., Othman, M., Crossin, E. & Burn, S., 2016. Anaerobic co-digestion of municipal food waste and sewage sludge: A comparative life cycle assessment in the context of a waste service provision. *Elsevier*.

Elkhalifa, S., Al-Ansari, T., Mackey, H. R. & McKay, G., 2019. Food waste to biochars through pyrolysis: A review. *ELSEVIER*.

Fei, X., Jia, W., Chen, T. & Ling, Y., 2021. Life-cycle assessment of two food waste disposal processes based on anaerobic digestion in China. *ELSEVIER*.

Fusi, A., Bacenetti, J., Fiala, M. & Azapagic, A., 2016. Life Cycle Environmental Impacts of Electricity from Biogas Produced by Anaerobic Digestion. *frontiers*.

Li, H. & Feng, K., 2018. Life cycle assessment of the environmental impacts and energy efficiency of an integration of sludge anaerobic digestion and pyrolysis. *ELSEVIER*.

Mohammadi, A., Venkatesh, G., Sandberg, M. & Granström, S. E. K., 2019. Life cycle assessment of combination of anaerobic digestion and pyrolysis: focusing on different options for biogas use. *Advances in Geosciences*.

Monlau, F. et al., 2015. A new concept for enhancing energy recovery from agricultural residues by coupling anaerobic digestion and pyrolysis process. *Elsevier*.

Monlua, F., Francavilla, M. & Sambusti, C., 2016. Toward a functional integration of anaerobic digestion and pyrolysis for a sustainable resource management. Comparison between solid-digestate and its derived pyrochar as soil amendment. *Elsevier*.

Opatokun, S. A., Lopez-Sabiron, A. M., Ferreira, G. & Strezov, V., 2017. Life Cycle Analysis of Energy Production from Food Waste through Anaerobic Digestion, Pyrolysis and Integrated Energy System. *sustainability*.

Parascanu, M. et al., 2018. Life cycle assessment of olive pomace valorisation through pyrolysis. *ELSEVIER*.

Righi, S. et al., 2012. Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. *Elsevier*.

Subbarao, P. M. et al., 2019. Anaerobic digestion as a sustainable technology for efficiently utilizing biomass in the context of carbon neutrality and circular economy. *Elsevier*.

Wang, D. et al., 2021. Life cycle assessment of municipal solid waste management in Nottingham, England: Past and future perspectives. *ELSEVIERE*.

Wu, W., Cheng, L.-C. & Chang, J.-S., 2020. Environmental life cycle comparisons of pig farming integrated with anaerobic digestion and algae-based wastewater treatment. *ELSEVIER*.

Zhou, H. et al., 2021. Decarbonizing university campuses through the production of biogas from food waste: An LCA analysis. *ELSEVIER*.

SITOGRAFIA

Anon., 2016. *ReCiPe*. [Online]
Available at: <https://pre-sustainability.com/articles/recipe/>

BIOENPRO4TO, 2019. *BIOENPRO4TO*. [Online]
Available at: <https://www.bioenpro4to.it/>
[Consultato il giorno 12 Giugno 2023].

Cecchi, F. et al., 2005. *APAT*. [Online]
Available at: <https://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003400/3482-manuali-linee-guida-2005.pdf>
[Consultato il giorno settembre 2023].

Di Ciula, A. et al., 2015. *IL TRATTAMENTO DELLA FRAZIONE ORGANICA DEI RIFIUTI URBANI (FORSU)*. [Online]
Available at: <https://www.isde.it/wp-content/uploads/2014/02/2015-02-Position-Paper-FORSU-finale.pdf>
[Consultato il giorno 12 Giugno 2023].

Iannace, G., 2018. *Pirolisi delle biomasse e vantaggi per l'ambiente*. [Online]
Available at: https://www.biomassapp.it/sites/default/files/pirolisi_biomasse_1_0.pdf#:~:text=I%20processi%20di%20%E2%80%8Bpirolisi%20%E2%80%8B%20possono%20essere%20classificati,%E2%80%8Be%20richiede%20secondi%20per%20una%20completa%20%E2%80%8Bpirolisi%20%E2%80%8B.
[Consultato il giorno 12 Giugno 2023].

IREN, g., 2018. *ciclo integrato dei rifiuti*. [Online]
Available at: <https://www.amiat.it/ciclo-integrato-dei-rifiuti/raccolta-rifiuti/risultati-raccolta-differenziata>
[Consultato il giorno 05 settembre 2023].