

# POLITECNICO DI TORINO

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria Energetica e Nucleare



Tesi di Laurea Magistrale

## Analisi di ciclo di vita (LCA) ed energetica del riciclo chimico tramite pirolisi dei rifiuti poliolefinici misti

**Relatori:**

Prof. Andrea Carpignano

Prof.ssa Raffaella Gerboni

Dott. Riccardo Novelli

**Candidato:**

Luca Squadrone

Anno Accademico [2022-2023]



# Ringraziamenti

Mi sento di ringraziare tutte le persone che hanno reso possibile questo lavoro, a partire da Gian Luca Baldo per avermi dato l'occasione di svolgere sia il tirocinio che la tesi presso "LCE" e Riccardo Novelli per la cura, la pazienza e professionalità con cui mi ha seguito durante tutto il percorso; l'intero progetto non sarebbe stato possibile senza il suo aiuto. Ringrazio Raffaella Gerboni per aver accolto l'argomento proposto da me e Riccardo come oggetto della tesi e per la sua estrema puntualità con cui ha sempre risposto ad ogni mio dubbio. Ringrazio inoltre il professore Andrea Carpignano per aver accettato il ruolo di relatore.

## Sommario

Negli ultimi anni con la manifestazione evidente degli effetti dei cambiamenti climatici, sempre più spesso si sente parlare di soluzioni innovative per ridurre l'impatto sugli ecosistemi dei prodotti e servizi che fanno parte delle nostre vite. Il settore della produzione della plastica non è da meno e il riciclo chimico tramite processo di pirolisi sembra essere un'alternativa sostenibile al polimero tradizionalmente ottenuto da fonti non rinnovabili e contemporaneamente superare tutte le limitazioni normative e tecniche del riciclo meccanico. In questo lavoro, grazie all'analisi di ciclo di vita (LCA) e a quella energetica, si mettono in evidenza i reali impatti ambientali delle tre principali alternative sopra citate per la produzione dei polimeri poliolefinici, in particolare il polietilene (PE), il polipropilene (PP) e il polistirene (PS). I risultati hanno evidenziato un'emissione di gas serra mediamente più elevata nella produzione tramite riciclo chimico rispetto a quella da fonti vergini, e solo il PE mostra un impatto comparabile secondo l'indicatore del Global Warming Potential (GWP). Per quanto riguarda il consumo di energia e risorse non rinnovabili invece il processo di pirolisi si è dimostrato mediamente meno intensivo. Il riciclo per via meccanica risulta essere sempre il meno impattante su tutti e tre gli indicatori analizzati. Le tre alternative non sono da vedere quindi in competizione tra loro, ma in cooperazione sinergica con l'obiettivo comune di ridurre l'impatto complessivo del settore di produzione e gestione della plastica.

# Abstract

In recent years, there has been a growing emphasis on innovative solutions aimed at mitigating the environmental impact of products and services that constitute an integral part of our daily lives, particularly in response to the unmistakable manifestations of climate change. The plastic production industry, an area of significant concern, has not been exempt from this scrutiny. In this context, chemical recycling through the pyrolysis process has emerged as a potentially sustainable alternative to conventional polymer production methods, which predominantly rely on non-renewable resources. This approach also holds the promise of circumventing the regulatory and technical constraints associated with mechanical recycling.

This study employs Life Cycle Assessment (LCA) and energy analysis to elucidate the genuine environmental repercussions of the three primary alternatives mentioned above to produce polyolefin polymers, specifically polyethylene (PE), polypropylene (PP), and polystyrene (PS).

The results reveal that, on average, chemical recycling leads to higher greenhouse gas emissions compared to production from virgin sources. Notably, it is only in the case of PE that the environmental impact is on par with the traditional production method, as indicated by the Global Warming Potential (GWP) metric. Conversely, concerning energy consumption and the utilization of non-renewable resources, the pyrolysis process demonstrates comparatively lower intensity.

Mechanical recycling consistently emerges as the least environmentally taxing option across all three evaluated indicators.

It is important to emphasize that these three alternatives should not be perceived as competitive but rather as mutually reinforcing strategies with the shared objective of reducing the overall environmental footprint of the plastic production and management sector.

# Indice

<b>1</b>	<b>Introduzione</b>	<b>10</b>
1.1	Scopo e obiettivo . . . . .	10
1.2	Contesto . . . . .	11
1.3	Struttura . . . . .	12
<b>2</b>	<b>Analisi di contesto</b>	<b>13</b>
2.1	Rifiuti plastici in Europa . . . . .	13
2.1.1	Politiche Europee . . . . .	14
2.2	Riciclo . . . . .	16
2.3	Riciclo meccanico . . . . .	16
2.4	Riciclo chimico . . . . .	18
2.4.1	Effetti della composizione dei rifiuti . . . . .	22
2.5	Normative Europee e Catena di Custodia . . . . .	24
<b>3</b>	<b>Analisi bibliografica degli studi LCA sul riciclo chimico tramite pirolisi</b>	<b>28</b>
3.1	Introduzione e metodo di ricerca . . . . .	28
3.2	Risultati e discussione . . . . .	30
<b>4</b>	<b>Modello LCA per la produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine</b>	<b>38</b>
4.1	Introduzione metodologia LCA . . . . .	38
4.2	Definizione degli scopi e degli obiettivi . . . . .	41
4.2.1	Definizione del sistema . . . . .	42
4.2.2	Definizione dell'unità Funzionale . . . . .	47
4.2.3	Confini del sistema . . . . .	47
4.2.4	Allocazione . . . . .	49
4.2.5	Indicatori di impatto . . . . .	50
4.3	Analisi di inventario . . . . .	52
4.3.1	Pre-trattamento . . . . .	53
4.3.2	Pirolisi e post-trattamento . . . . .	55
4.3.3	Steam Cracking . . . . .	59

4.3.4	Polimerizzazione . . . . .	65
4.3.5	Trasporti . . . . .	69
4.3.6	Produzione da riciclo meccanico . . . . .	72
4.3.7	Polimero vergine . . . . .	72
4.4	Analisi degli impatti . . . . .	73
4.4.1	Metodo . . . . .	73
4.4.2	Risultati . . . . .	75
4.5	Interpretazione e miglioramento . . . . .	86
4.5.1	Analisi energetica . . . . .	86
4.5.2	Analisi di sensibilità . . . . .	88
4.5.3	Limiti e raccomandazioni . . . . .	94
<b>5</b>	<b>Conclusioni</b>	<b>96</b>
<b>6</b>	<b>Bibliografia</b>	<b>97</b>

## Elenco delle figure

1	Distribuzione della produzione globale di plastica dal 2010 al 2020 [1] . . . . .	14
2	Produzione globale di plastica [2] . . . . .	15
3	Smistamento rifiuti plastici [8] . . . . .	17
4	Impianto per la pirolisi scala laboratorio [16] . . . . .	20
5	Schema semplificato processo Plastic Energy [17] . . . . .	21
6	Foto impianto Plastic Energy[17] . . . . .	21
7	Schema reattore Auger[25] . . . . .	23
8	Foto impianto Park[24] . . . . .	23
9	CoC: Credibilità vs Applicabilità [27] . . . . .	25
10	Le 4 fasi dell’LCA [52] . . . . .	40
11	Schema produzione polietilene con olio da pirolisi . . . . .	43
12	Schema produzione polipropilene con olio da pirolisi . . . . .	43
13	Schema produzione polistirene con olio da pirolisi . . . . .	44
14	Schema steam cracking [54] . . . . .	46
15	Confini del sistema [55] . . . . .	48
16	Schema bilancio di massa pre-trattamento . . . . .	54
17	Schema bilancio energetico pre-trattamento . . . . .	55
18	Schema bilancio di massa Pirolisi . . . . .	57
19	Schema bilancio energetico Pirolisi . . . . .	58
20	Schema bilancio di massa steam cracking dell’etilene . . . . .	60
21	Schema bilancio energetico steam cracking dell’etilene . . . . .	61
22	Schema bilancio di massa steam cracking del propilene . . . . .	62
23	Schema bilancio energetico steam cracking del propilene . . . . .	63
24	Schema bilancio di massa della deidrogenazione catalitica dello stirene . . . . .	64
25	Schema bilancio energetico della deidrogenazione catalitica del- lo stirene . . . . .	64
26	Schema bilancio di massa polimerizzazione polietilene . . . . .	66
27	Schema bilancio energetico polimerizzazione polietilene . . . . .	66
28	Schema bilancio di massa polimerizzazione polipropilene . . . . .	67

29	Schema bilancio energetico polimerizzazione polipropilene . . .	67
30	Schema bilancio di massa polimerizzazione polistirene . . . . .	68
31	Schema bilancio energetico polimerizzazione polistirene . . . . .	69
32	Schema produzione polietilene con olio da pirolisi . . . . .	71
33	Assembly PE . . . . .	74
34	Assembly PP . . . . .	74
35	Assembly PS . . . . .	75
36	Comparazione impatti CR, MR e Vergine per il PE . . . . .	77
37	Distribuzione impatti PE da pirolisi . . . . .	78
38	Comparazione impatti CR, MR e Vergine per il PP . . . . .	80
39	Distribuzione impatti PP da pirolisi . . . . .	80
40	Impatti a confronto PP con allocazione per criterio di massa .	81
41	Comparazione impatti CR, MR e Vergine per il PS . . . . .	83
42	Distribuzione impatti PS da pirolisi . . . . .	84
43	Schema deidrogenazione catalitica del PS . . . . .	84
44	Schema bilancio energetico Pirolisi . . . . .	88
45	Schema bilancio di massa pirolisi PP rigido . . . . .	90
46	Schema bilancio energetico pirolisi PP rigido . . . . .	90
47	Confronto produzione tramite riciclo chimico tra MPW e PP rigido in ingresso . . . . .	91
48	Bilancio di massa pirolisi scenario favorevole . . . . .	92
49	Bilancio energetico pirolisi scenario favorevole . . . . .	92
50	Confronto vari processi produzione PE . . . . .	93

## Elenco delle tabelle

1	Risultati parte 1 . . . . .	32
2	Risultati parte 2 . . . . .	33
3	Risultati parte 3 . . . . .	34
4	Risultati parte 4 . . . . .	35
5	Note tabella . . . . .	36
6	Sintesi grafica risultati. . . . .	37
7	GWP di alcuni gas [62] . . . . .	51
8	Inventario Pre-trattamento . . . . .	54
9	Inventario Pirolisi . . . . .	56
10	Inventario Steam cracking dell'Etilene . . . . .	60
11	Inventario Steam cracking del propilene . . . . .	62
12	Confronto impatti PE . . . . .	76
13	Confronto impatti PP . . . . .	79
14	Confronto impatti PS . . . . .	82
15	Efficienza energetica dei processi di produzione tramite riciclo chimico . . . . .	87
16	Inventario Pirolisi . . . . .	88
17	Inventario pirolisi PP rigido . . . . .	89
18	Inventario pirolisi favorevole . . . . .	92

# 1 Introduzione

In Europa come nel mondo la produzione di plastica è in crescita ed è più che mai urgente utilizzare tutti gli strumenti a nostra disposizione per mitigare gli effetti negativi ad essa associati. Nel contesto di lotta al cambiamento climatico si inseriscono le nuove tecnologie di gestione e produzione dei polimeri atte a proporre alternative più sostenibili e che incentivino la circolarità dei materiali. Tuttavia la complessità dei sistemi coinvolti e la spesso poca trasparenza dell'informazione in merito rende difficile avere una visione chiara di quanto effettivamente le diverse soluzioni risultino impattanti a livello ambientale. Tra gli addetti ai lavori negli ultimi anni si inizia a parlare del riciclo chimico come possibile soluzione alla sovrapproduzione e malagestione del materiale plastico, tuttavia gli studi su questo nuovo settore industriale, come messo in evidenza nell'analisi bibliografica, sono pochi e la ricerca è spesso condotta in modo parziale. In questa tesi si proverà a fornire un'immagine chiara del processo di produzione da riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine miste e degli impatti associati confrontandola mediante metodologia LCA con le alternative attualmente disponibili per la produzione di polimeri ovvero il riciclo meccanico e l'utilizzo di fonti vergini. Successivamente, grazie all'analisi energetica, si individuerà il processo meno efficiente all'interno del sistema di riciclo tramite pirolisi con l'obiettivo di fornire indicazioni utili per un eventuale miglioramento del sistema e alcuni spunti per la ricerca futura.

## 1.1 Scopo e obiettivo

Lo scopo della tesi è provare a dare una risposta alla sempre più pressante richiesta del settore industriale in merito al reale impatto ambientale della produzione della plastica tramite riciclo chimico per pirolisi. L'obiettivo di questa tesi è quindi confrontare il processo di produzione di polimeri (in particolare il PE, PP e PS) provenienti dal riciclo chimico tramite pirolisi del rifiuto plastico misto poliolefinico con le due principali alternative attualmente disponibili sul mercato ovvero il riciclo per via meccanica e la produzione

da materia prima vergine. Lo strumento utilizzato per la comparazione è l'LCA.

Per il raggiungimento di questo obiettivo è stato necessario procedere per steps intermedi:

1. Catalogare il materiale bibliografico disponibile nella letteratura scientifica riguardante gli studi LCA sul riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine e conseguente estrapolazione dei dati di inventario (dove disponibili).
2. Creare un modello completo del processo di produzione delle poliolefine tramite riciclo chimico per pirolisi e realizzarlo sul software di analisi LCA Simapro.

## **1.2 Contesto**

Questa Tesi nasce in seguito all'esperienza di tirocinio curricolare prevista dal Politecnico di Torino per il corso di laurea magistrale in ingegneria energetica e nucleare con indirizzo "Renewable energy systems" presso la società "Life Cycle Engineering (LCE)" specializzata nell'analisi di impatto ambientale tramite metodologia LCA ed eco-design.

Lo stage di 150 ore presso "LCE" si è concretizzato nell'analisi bibliografica della letteratura esistente sul riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine dal punto di vista del life cycle assesment (LCA), portando alla realizzazione di un documento dalla pratica consultazione. Dall'analisi è emersa inoltre l'impossibilità di effettuare un confronto alla pari tra le diverse tecnologie di riciclo e produzione dei polimeri poliolefinici se questo si fosse basato sui dati raccolti, poichè i confini del sistema e l'approccio utilizzato non è il medesimo per i diversi sistemi; da queste considerazioni nasce la necessità di realizzare un nuovo modello per la produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi strutturato in modo da poter essere comparato alla produzione mediante riciclo meccanico e alla produzione da materie vergini.

### 1.3 Struttura

Questo lavoro di tesi parte col primo capitolo sull'analisi di contesto (2 nell'indice), in cui viene evidenziata la problematicità e l'insostenibilità del sistema di gestione della plastica a partire dalla sua produzione fino al suo smaltimento, sia a livello mondiale che Europeo e delle politiche messe in atto al riguardo. Viene poi presentato brevemente il riciclo della plastica nelle varie opzioni attualmente disponibili con un focus tecnico e tecnologico sul processo di pirolisi nell'ambito del riciclo chimico. A concludere l'analisi di contesto è una breve introduzione ai principali metodi di tracciamento del materiale plastico riciclato mediante diversi modelli di catena di custodia e di come l'attuale normativa sia ancora inadeguata e inadatta per la gestione dei flussi eterogenei provenienti dall'industria del riciclo della plastica.

Il secondo capitolo (3 nell'indice) è l'analisi bibliografica degli studi LCA sul riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine che ha portato, tra gli altri risultati già precedentemente citati, all'estrapolazione dei dati di inventario successivamente utilizzati per la creazione del modello. Il cuore della tesi si trova nel terzo capitolo (4 nell'indice) in cui, come già accennato, si procede con la creazione del modello del processo di produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi della plastica per ottenere i principali polimeri poliolefinici (PE, PP e PS) per poi confrontarlo con la produzione mediante il riciclo meccanico e i polimeri ottenuti da materie prime vergini. La struttura del capitolo segue le fasi tipiche dell'LCA, concludendo con l'analisi energetica del sistema di produzione delle poliolefine mediante il riciclo chimico atta ad individuare le criticità in termini di efficienza e proponendo infine alcune opzioni per il miglioramento delle performance dello stesso. Vengono infine messi in evidenza i limite del lavoro e fornite alcune raccomandazioni per possibili futuri approfondimenti.

Nel quarto (5 nell'indice) e ultimo capitolo della tesi sono contenute le conclusioni.

## 2 Analisi di contesto

In questo capitolo si analizza il contesto in cui è inserito il lavoro, a partire da quello geografico per poi proseguire con quello normativo e tecnico, fornendo anche alcune basi teoriche necessarie alla comprensione delle tematiche trattate.

### 2.1 Rifiuti plastici in Europa

La crescita esponenziale dei consumi a partire dal boom economico del dopoguerra ha portato all'impiego sempre maggiore della plastica come sostituto di moltissimi materiali; essa ha infatti dimostrato di essere un'alternativa estremamente versatile ed economica, con molte proprietà uniche: è leggera, resistente, facile da produrre e personalizzare, ha una lunga durata ed è estremamente economica in confronto ad altri materiali. Queste caratteristiche la rendono particolarmente utile per l'imballaggio alimentare, che richiede materiali sicuri, pratici e durevoli per preservare la freschezza e la qualità degli alimenti. Inoltre, la plastica viene utilizzata in molte industrie, come l'edilizia, l'automotive, l'elettronica e la medicina, per la produzione di componenti e prodotti specifici. In sintesi, la plastica è un materiale che ha cambiato il mondo e continua a svolgere un ruolo cruciale nella vita quotidiana e nell'economia globale.

Come visibile in figura 1, secondo gli ultimi dati disponibili forniti dalla Plastics Europe Market Research Group nel 2021 [1] la produzione di plastica era concentrata in alcune regioni del mondo con Cina (32%), NAFTA (19%) (North American Free Trade Agreement) e altri paesi asiatici in via di sviluppo (17%) come India e Giappone in cima alla classifica. In Europa (15%) i paesi più importanti per la produzione di plastica sono la Germania, la Francia, l'Italia e la Polonia.

Tuttavia, la distribuzione della produzione di materiale plastico sta cambiando negli ultimi anni, con un aumento significativo a favore dei paesi in via

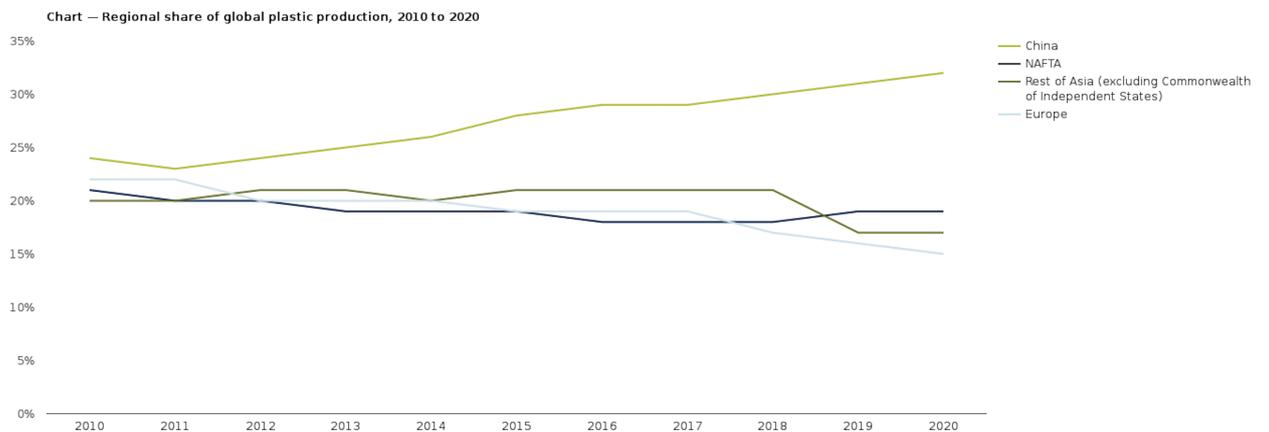


Figura 1: Distribuzione della produzione globale di plastica dal 2010 al 2020 [1]

di sviluppo e una riduzione in quelli sviluppati[1]. Questo è dovuto a fattori di crescita economica e alla sempre maggiore domanda di beni di consumo dei paesi con un'economia in forte espansione, oltre all'adozione di politiche più rigorose per ridurre l'impatto ambientale da parte dell'occidente.

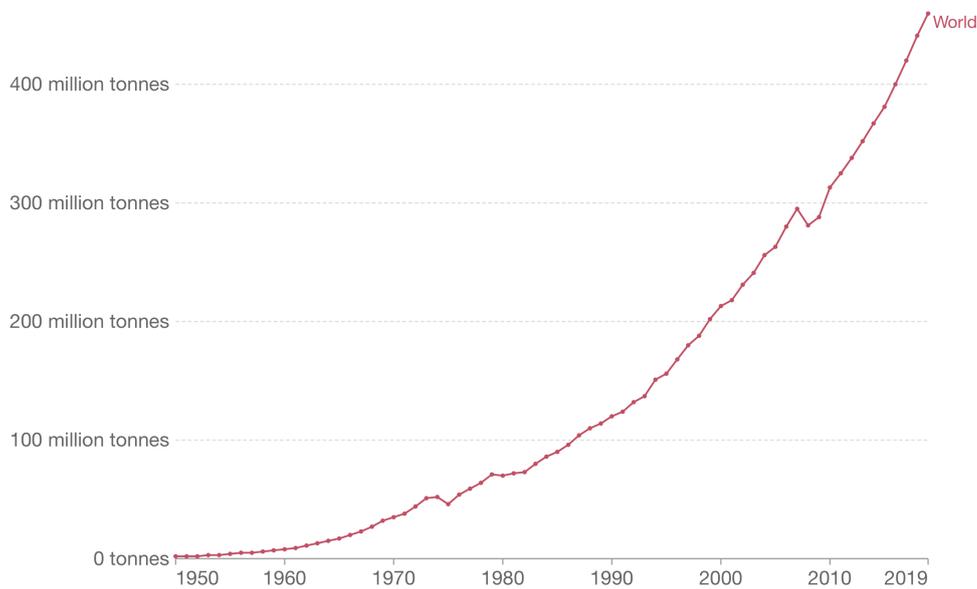
In generale, la produzione di plastica sta aumentando vertiginosamente a livello mondiale (vedi figura 2), con stime che vanno dai 370 milioni di tonnellate circa [1] a 460 milioni di tonnellate circa [2] di cui almeno 55 milioni prodotte in Europa. Risulta quindi evidente e fondamentale stabilire politiche efficaci atte in primo luogo a diminuire la produzione di materiali plastici e successivamente mirate alla corretta gestione e valorizzazione del rifiuto per ridurre al minimo il loro impatto ambientale.

### 2.1.1 Politiche Europee

Gli sforzi per far fronte al crescente impatto ambientale dell'industria della plastica devono necessariamente muoversi in due direzioni: una riduzione dei consumi e della produzione di materiale plastico proveniente da fonti non rinnovabili e un corretto smaltimento dei rifiuti. Molti progressi sono già

## Global plastics production

Plastic production refers to the annual production of polymer resin and fibers.



Source: Our World in Data based on Geyer et al. (2017) and the OECD Global Plastics Outlook [OurWorldInData.org/plastic-pollution](https://OurWorldInData.org/plastic-pollution) • CC BY

Figura 2: Produzione globale di plastica [2]

stati fatti, dal 2006 al 2020 secondo lo studio di Plastics Europe all'interno del documento "Circularity Report" del 2022 [3] il riciclo di plastica è sostanzialmente raddoppiato. Nonostante l'emergenza sanitaria causata dalla pandemia di COVID-19 dal 2018 al 2020 la percentuale di materiale plastico riciclato è aumentato di due punti percentuali arrivando a quota 35% [3] per poi raggiungere il 38% [3] nel 2022. In Europa, i target di riciclo della plastica sono stabiliti dalla Strategia dell'UE per le materie plastiche nell'economia circolare (2018)[4]; in particolare entro il 2022 il tasso di raccolta della plastica dovrebbe raggiungere almeno il 90%[4], entro il 2025 il tasso di riciclo il 50%[4], per raggiungere poi il 55% [4] entro il 2030.

## 2.2 Riciclo

Come ben noto il riciclo può seguire diverse strade e tecnologie come ad esempio per via meccanica, chimica, termochimica o biologica. In base alla trasformazione del rifiuto, numerosi studi [5] [6] hanno stilato una gerarchia per le diverse opzioni di gestione:

- **Riciclo primario** o closed loop. Il materiale è riciclato per ottenere un prodotto con le stesse proprietà di quello di partenza, quindi i polimeri della plastica rimangono nello stesso loop in un ciclo chiuso.
- **Riciclo secondario** o open loop. Il materiale è riciclato ma il prodotto che si ottiene è di una qualità differente (molto spesso inferiore); i polimeri plastici sono quindi impiegati per scopi differenti. Un esempio di riciclo secondario è il riciclo meccanico.
- **Riciclo terziario**. Include il riciclo plastico in feedstock e in monomeri. I polimeri non sono mantenuti intatti ma convertiti in nuovi materiali. Un esempio di riciclo terziario è il riciclo chimico.
- **Riciclo quaternario** o incenerimento con recupero di energia. Il materiale è incenerito e totalmente distrutto in modo da estrarre la sua energia chimica sotto forma di calore per la produzione di energia termica ed elettrica.

## 2.3 Riciclo meccanico

Attualmente la via privilegiata per la gestione dei materiali plastici è sicuramente quella secondaria o a ciclo aperto che all'atto pratico si concretizza con il riciclo per via meccanica dei polimeri.[7] La successione tipica di processi che portano il rifiuto plastico da essere uno scarto a poter essere nuovamente utilizzato è la seguente[8]:

- Separazione e smistamento: la selezione avviene mediante criteri di forma, dimensione, densità, colore e composizione chimica; in figura 3

è possibile osservare un esempio di un possibile processo di smistamento dei rifiuti plastici.

- Imballamento: se la plastica non è processata nello stesso luogo in cui è smistata viene imballata per facilitarne il trasporto.
- Lavaggio: la plastica viene lavata per rimuovere eventuali inquinanti, principalmente materia organica come cibo o bevande.
- Macinazione: il materiale plastico pulito viene sminuzzato in pezzi più piccoli per facilitare le successive fasi di lavorazione.
- Pellettizzazione: questa fase è opzionale, ma consente di ottenere un materiale più omogeneo e più adatto per il convertitore.

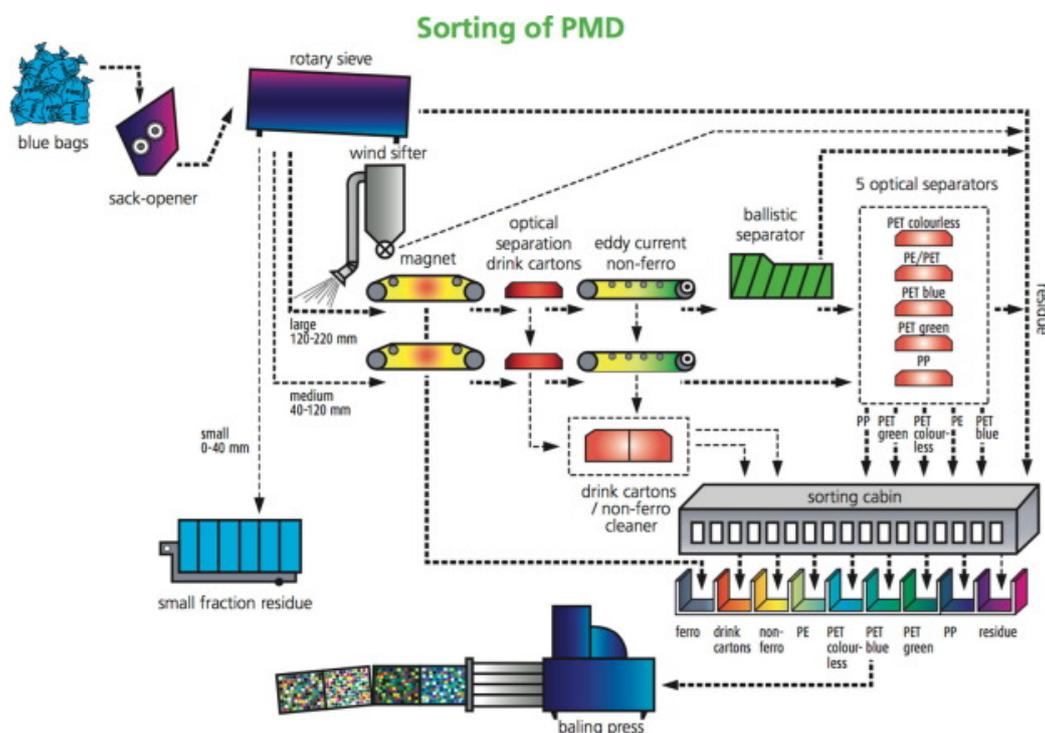


Figura 3: Smistamento rifiuti plastici [8]

Il principale limite del riciclo meccanico è la degradazione del materiale con il conseguente impoverimento delle sue proprietà meccaniche.[8] Questo inevitabile abbassamento di qualità è principalmente dovuta agli stress meccanici

e termici a cui è sottoposto il polimero durante il processo di riciclo e alla normale usura che ha subito durante la sua vita utile stando a contatto con gli agenti atmosferici e la radiazione solare. Proprio a causa di questo limite l'impiego di materiale plastico riciclato per via meccanica risulta più ostico dell'alternativa vergine; basti pensare al settore degli imballaggi alimentari, che sia per le rigide e obsolete normative vigenti, sia per la necessità di proprietà non solo meccaniche ma anche estetiche particolari non ha ancora potuto beneficiare su larga scala dei polimeri provenienti da questo processo.

Risulta di fondamentale importanza sottolineare fin da ora che nella realtà dei fatti attualmente le diverse strade di riciclo non devono essere viste come in competizione tra loro, ma anzi coesistere in modo da percorrere caso per caso la via più efficace per la valorizzazione del rifiuto e per la minimizzazione dell'impatto ambientale dello stesso.

## 2.4 Riciclo chimico

In questo contesto di cooperazione tra le diverse tecnologie si inserisce il riciclo chimico, quale strumento complementare al riciclo meccanico delle plastiche che nonostante abbia incontrato notevoli successi presenta delle limitazioni. Alcuni materiali plastici non possono infatti essere facilmente riciclati meccanicamente e la qualità dei polimeri ottenuti si abbassa dopo ogni ciclo rendendone di fatto limitata la vita.

Il riciclo chimico in accordo con la definizione data nei recenti studi pubblicati [9][10] offre una soluzione a queste sfide, tramite la scomposizione chimica delle plastiche che ridotte a oligomeri, monomeri o unità chimiche base possono poi essere utilizzati per produrre nuovi polimeri o feedstock. In tal modo, il riciclo chimico offre la possibilità di recuperare materiali di qualità superiore rispetto al riciclo meccanico e di sottrarre alle discariche e all'incenerimento una quota maggiore di rifiuti, inoltre può rappresentare una soluzione per superare alcune limitazioni normative del riciclo meccanico, consentendo di trasformare alcune plastiche considerate rifiuti pericolosi

in prodotti chimici di base che possono essere utilizzati in modo sicuro e conforme alle strette direttive vigenti.

Attualmente, diverse tecnologie di riciclo chimico sono in fase di ricerca e sviluppo, le principali sono sicuramente la depolimerizzazione, pirolisi, gasificazione e hydrocracking [11]. La depolimerizzazione scompone i polimeri in monomeri con lo scopo di ricomporli in nuovi materiali plastici, mentre le altre tre tecnologie decompongono termicamente i polimeri riportandoli a materiali chimici base mediante processi a temperatura elevata ( $>500$  gradi)[11].

Una delle tecnologie di riciclo chimico che ha raggiunto maturità commerciale è la pirolisi [12], che impiega la scomposizione del materiale all'interno di un reattore in assenza di ossigeno e con specifiche caratteristiche termodinamiche [13]. In particolare la temperatura all'interno del reattore può variare in un range molto ampio, che va dai 300 fino anche agli 800 gradi in funzione del materiale plastico in input e del tipo di reattore. Un altro fattore fondamentale che determina in modo sostanziale la composizione degli output è il tempo di reazione, che determina poi anche il nome del processo: veloce, catalizzata veloce, intermedia, lenta e vacuum [14]. Come sopra accennato in base al tipo di reazione e alla composizione del materiale plastico in ingresso si avranno quindi diverse percentuali di gas (incondensabile), liquido (olio o gas condensabile) e solido (char). In linea generale aumentando la temperatura di reazione si aumenterà la frazione gassosa a scapito di una diminuzione di quella liquida[15], come anche un aumento del tempo di reazione corrisponde a una leggera diminuzione della frazione incondensabile.[15]

In figura 9 è possibile osservare un impianto per la pirolisi dei rifiuti plastici da laboratorio. In particolare quello raffigurato è un reattore tubolare a flusso continuo in grado di elaborare una portata di rifiuti in ingresso pari a 9 kg/h a una temperatura di 520 gradi.



Figura 4: Impianto per la pirolisi scala laboratorio [16]

Spostandosi invece sulla scala industriale due impianti tra i più longevi e attivi sono sicuramente quelli di Plastic Energy in Spagna a Siviglia e Almeria dove da diversi anni è in atto un processo di riciclo chimico tramite pirolisi. I due impianti hanno una capacità di 5000 t/anno [17] di rifiuti plastici misti flessibili, in particolare packaging e materiale multi-componente. l'olio prodotto, dal nome proprietario TACOIL [17], viene impiegato come sostituto dell'olio fossile per il processo di cracking in modo da ottenere plastica con una qualità pari all'equivalente vergine. In figura 5 è possibile vedere uno schema semplificato del processo, mentre in figura 6 una foto dell'impianto di Almeria.

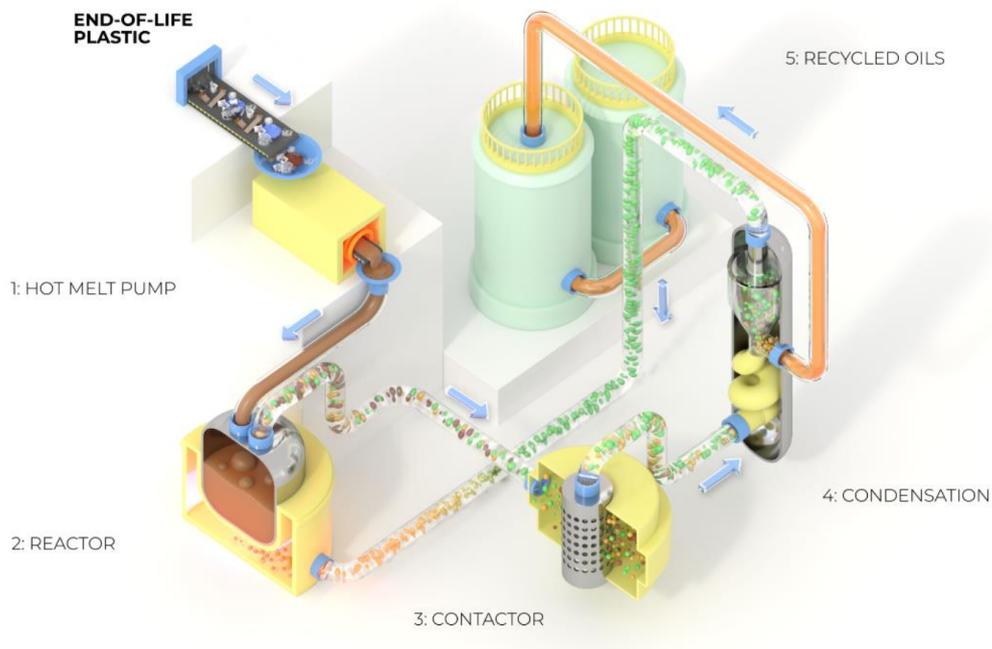


Figura 5: Schema semplificato processo Plastic Energy [17]



Figura 6: Foto impianto Plastic Energy[17]

### 2.4.1 Effetti della composizione dei rifiuti

Le variabili influenzanti il processo di pirolisi sono davvero innumerevoli ma quella che determina in modo maggiore l'efficienza e i costi sia di impianto che di gestione, è sicuramente la composizione dei rifiuti in ingresso[18]; ogni polimero ha un tasso di conversione pirolitico diverso ma in media un mix di rifiuti plastici in laboratorio raggiunge una resa in termini di massa solitamente intorno al 70% [19]. L'inevitabile presenza di inquinanti all'interno dei rifiuti rappresenta sicuramente una barriera economica e tecnica nella sostituzione della plastica vergine [20], nella rimozione degli stessi vengono impiegate infatti molte delle risorse necessarie al processo di trattamento precedente alla pirolisi all'interno del reattore. Tra i contaminanti più pericolosi e abbondanti all'interno dei rifiuti, il PVC (polivinilcloruro) costituisce una seria minaccia poichè ad alte temperature libera acido cloridrico, estremamente corrosivo e quindi problematico nell'ottica di durabilità dell'impianto[21]. Si è tuttavia constatato scientificamente che la presenza di PVC all'interno dei rifiuti se mantenuta al di sotto del 2% in massa non costituisce un impedimento alla realizzazione efficace del processo [22]. Sono in fase di ricerca e sviluppo diversi processi con l'obiettivo di mitigare gli effetti negativi del PVC nella pirolisi di materiale plastico[23], tra questi : il preriscaldamento, la deidroclorurazione, e l'uso di sostanze in grado di assorbire l'HCl generato durante il processo. Allo stesso scopo altre variazioni rispetto alla procedura standard sono state sperimentate come la pirolisi in più steps o la carbonizzazione idrotermica[23]. In particolare la pirolisi in più fasi permette di rimuovere all'interno del primo reattore l'HCl mediante l'aggiunta di  $\text{CaCO}_3$ , per poi procedere con la seconda fase di pirolisi all'interno di un reattore più sofisticato e quindi più delicato e maggiormente soggetto ad usura e danneggiamento. Un esempio di questo processo innovativo ci è fornito da Park e il suo team di ricerca [24] che utilizza un reattore Auger per la prima fase (vedere schema in figura 7 che ha il pregio di essere semplice ed evitare la formazione di conglomerati solidi, e un reattore a letto fluido per la seconda fase. In figura 8 è possibile vedere l'impianto completo utilizzato da Park.

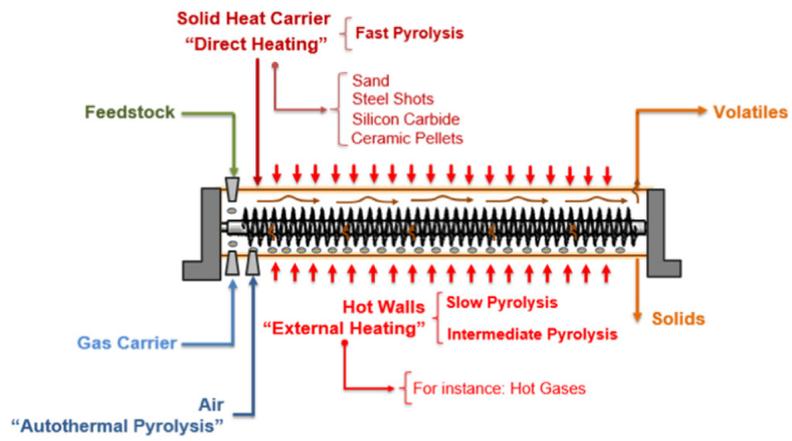


Figura 7: Schema reattore Auger[25]

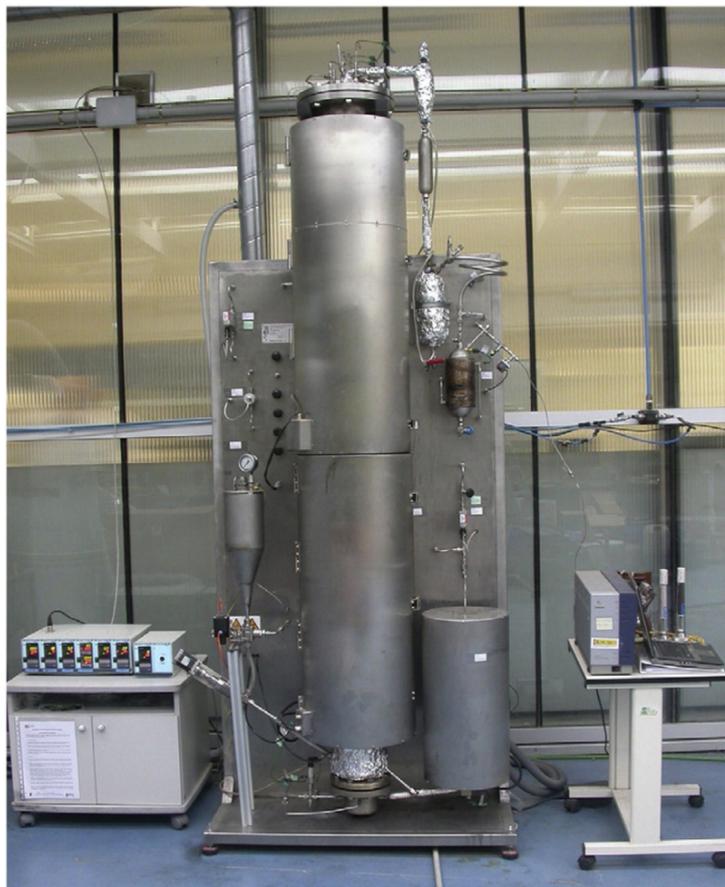


Figura 8: Foto impianto Park[24]

## 2.5 Normative Europee e Catena di Custodia

All'interno dell'analisi del contesto risulta di estrema importanza considerare come il materiale riciclato venga trattato a livello normativo e non solo. La stessa dichiarazione da parte delle aziende produttrici di imballaggi e prodotti costituiti da polimeri plastici può variare in modo significativo, poichè la contabilizzazione della percentuale di materiale plastico riciclato varia in funzione del confine analizzato e del contesto in cui il prodotto si inserisce, oltre che ovviamente dalla trasparenza con cui l'intero processo è analizzato.

Diventa allora importante introdurre il concetto di catena di custodia (CoC). Così come indicato nella norma ISO 22095 [26], la catena di custodia è il processo di gestione mediante il quale gli input, gli output e le informazioni associate vengono trasferiti, monitorati e controllati durante il loro transito attraverso ciascuna fase rilevante della catena di fornitura. Nel contesto dell'industria del riciclo, la CoC assume un'importanza cruciale per garantire l'accuratezza delle dichiarazioni sulla quantità di plastica riciclata contenuta nei prodotti finiti.

Per garantire l'affidabilità delle informazioni è essenziale che le aziende che operano in questo settore adottino un sistema di gestione della catena di custodia rigoroso e affidabile. Questo sistema deve garantire la tracciabilità e la trasparenza di tutte le fasi del processo produttivo, minimizzando la possibilità di frodi e manipolazioni.

La norma ISO 22095 definisce anche in modo inequivocabile i cinque tipi di CoC esistenti:

- **Identità preservata:** Modello di catena di custodia in cui i materiali o i prodotti provengono da una singola fonte e le loro caratteristiche specifiche vengono mantenute lungo tutta la catena di fornitura.[26]
- **Segregata:** Modello di catena di custodia in cui le caratteristiche specificate di un materiale o prodotto vengono mantenute dall'input iniziale all'output finale.[26]
- **Miscelazione controllata:** Modello di catena di custodia in cui i materiali o i prodotti con un insieme di caratteristiche specificate vengono

mescolati secondo determinati criteri con materiali o prodotti privi di quel set di caratteristiche, risultando in una proporzione nota delle caratteristiche specificate nell'output finale.[26]

- **Bilancio di massa:** Modello di catena di custodia in cui i materiali o i prodotti con un insieme di caratteristiche specificate vengono miscelati secondo criteri definiti con materiali o prodotti privi di quel set di caratteristiche.[26]
- **Dichiarazione e richiesta:** Modello di catena di custodia in cui il flusso di registro amministrativo non è necessariamente collegato al flusso fisico di materiale o prodotto lungo la catena di fornitura.[26]

Come facilmente visualizzabile in figura 9, maggiore è il livello di controllo all'interno del processo di catena di custodia e quindi la credibilità, minore è l'applicabilità della stessa.[27]

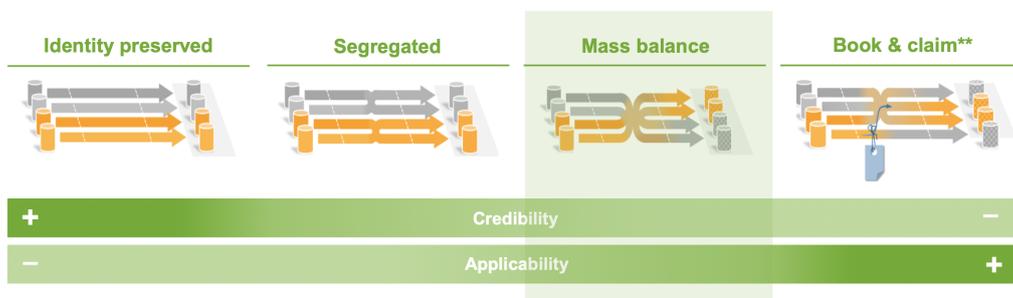


Figura 9: CoC: Credibilità vs Applicabilità [27]

Nell'ottica di trovare un bilanciamento tra questi due aspetti e di semplificare l'adozione di modelli di catena di custodia trasparenti all'interno dei processi produttivi, BASF propone una CoC basata sul bilancio di massa che prende il nome di biomass balance (BMB)[28]. Essendo i prodotti chimici in output dal BMB derivati da un mix di materiali di origine fossile e bio-based, il produttore è tenuto a dichiarare la percentuale di materiale sostenibile in funzione della quantità di risorse sostenibili impiegate trascurando l'effettiva

composizione del singolo prodotto. Come dimostrato nello studio di Jeswani del 2019 [29], l'utilizzo di questa CoC risulta efficace ed efficiente all'interno dell'analisi LCA senza andare a violarne le norme ISO 14040 [30] e 14044 [31] che ne dettano i principi e requisiti; infatti sia il metodo di segregazione dei prodotti, sia il bilancio di massa sono largamente utilizzati per la certificazione di biocombustibili e biomateriali [29] e sono entrambi inclusi nella direttiva europea sulle energie rinnovabili [32].

Dopo aver compreso l'importanza della catena di custodia e le varie differenze tra le diverse tipologie, spostiamo l'attenzione sull'Europa, dove la gestione e il riciclo della plastica sono regolamentati attraverso diverse direttive e regolamenti emessi dall'Unione Europea (UE) tra le quali ne figurano tre che affrontano il tema della plastica riciclata:

- La Direttiva sui rifiuti di plastica 2019/904/UE (Single-Use Plastics Directive) [33], che si concentra sulla riduzione dell'uso di prodotti di plastica monouso e promuove il riciclo dei rifiuti di plastica attraverso il divieto di specifici articoli e l'incoraggiamento all'adozione di pratiche di gestione sostenibile da parte delle imprese. Nonostante il suo impatto significativo, questa direttiva non include specifiche disposizioni riguardanti la catena di custodia del materiale plastico riciclato.
- La Direttiva sull'Eco-design 2009/125/CE (Eco-design Directive) [34] promuove l'integrazione di considerazioni ecologiche nella progettazione dei prodotti, incoraggiando il design favorevole al riciclo e alla riduzione dell'uso di materiali vergini. Tuttavia, anche questa direttiva non fa riferimento esplicito alla catena di custodia dei polimeri riciclati.
- Il Regolamento sui prodotti in plastica monouso Regolamento (UE) 2019/904 (Single-Use Plastics Regulation) [35] si concentra sulla riduzione dell'impatto ambientale dei prodotti di plastica monouso attraverso restrizioni sulla loro commercializzazione nell'UE e obblighi di raccolta separata; non fornisce specifiche disposizioni sulla tracciabilità della catena di custodia del materiale plastico riciclato.

Nonostante non esista a livello normativo nessuna indicazione per quanto riguarda la CoC del materiale plastico da riciclo, l'industria del settore e la stessa Unione Europea sta individuando nel riciclo chimico e in particolare nella pirolisi [36] un possibile alleato per la transizione ecologica e per il passaggio ad un'economia sempre più circolare, esplicitando la necessità di un compromesso nel tracciamento del quantitativo di materiale riciclato all'interno dei processi, e suggerendo l'approccio del mass balance come modello di catena di custodia; l'adozione di tale standard all'interno dell'industria permetterebbe di diminuire i costi necessari per la produzione di materiale plastico proveniente dal riciclo chimico poichè inserito all'interno di un'infrastruttura già esistente e quindi una più veloce e massiva adozione di tale tecnologia.[27] L'approccio del mass balance non consente però un monitoraggio della reale composizione del materiale plastico[26], spostando quindi le problematiche sugli aspetti della trasparenza verso il consumatore finale. Una gestione poco trasparente del processo potrebbe infatti risultare in dichiarazioni da parte del produttore fuorvianti, trasformando di fatto quella che può essere un'opportunità di semplificare l'inserimento di materiale riciclato all'interno del mercato in una pratica di greewashing.

## 3 Analisi bibliografica degli studi LCA sul riciclo chimico tramite pirolisi

### 3.1 Introduzione e metodo di ricerca

Lo scopo di questo capitolo di revisione bibliografica è quello di raggruppare e catalogare il materiale presente in letteratura sull'analisi di impatto ambientale tramite metodologia LCA del riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine come l' HDPE il LDPE, il PP, PS e PE poiché rappresentativi della maggior parte dei rifiuti plastici prodotti[13], [37] e in particolare il raggiungimento dei seguenti obiettivi:

- **Rendere il materiale bibliografico in merito più fruibile tramite catalogazione sistematica.**
- **Trovare tra gli studi analizzati dei dati di inventario pronti per la modellazione all'interno di un software di analisi LCA del processo di pirolisi e produzione del materiale plastico poliolefinico tramite riciclo chimico.**
- **Individuare le criticità degli studi già presenti per fornire indicazioni utili alla ricerca futura.**

I database utilizzati per la ricerca sono stati Google Scholar e Science-Direct, con particolare attenzione a quest'ultimo poiché fruibile nella sua interezza grazie all'accesso fornito dal Politecnico di Torino. Le parole chiave selezionate per sondare il materiale disponibile sono state le seguenti: "Pyrolysis", "LCA", "Chemical recycling", "Plastic recycling" abbinare tra loro in numerose combinazioni. In aggiunta a una ricerca diretta si è affiancata l'analisi delle fonti degli articoli trovati in modo da risalire ad eventuali altri studi di interesse.

La catalogazione si è svolta andando ad individuare prima di tutto le caratteristiche tipiche degli studi di impatto ambientale che si è voluto confrontare, scegliendo quelle che avrebbero permesso una comparazione significativa e trascurando quelle meno rilevanti.

Aderendo a questi propositi sono stati selezionati i seguenti criteri:

- **Scopo analisi:** individuazione del focus dello studio e se il punto di vista è quello della gestione del rifiuto oppure del prodotto. Vedere tabella 1.
- **Processi confrontati:** Individuazione dei processi di riciclo e/o produttivi messi a confronto nell'analisi LCA. vedere tabella 1 per i risultati e tabella 5 per le note.
- **Confini del sistema:** Individuazione del punto di inizio e fine dell'analisi LCA. vedere sotto paragrafo 5.2.3 per la definizione dei confini del sistema e tabella 1 per i risultati.
- **Anno studio:** anno di pubblicazione dello studio. Vedere tabella 1.
- **Anno di riferimento:** anno/i di riferimento dei dati utilizzati all'interno dello studio. Vedere tabella 2.
- **Qualità dei dati:** l'origine dei dati utilizzati e se siano primari o secondari. Vedere tabella 2.
- **Unità funzionale:** vedere sotto paragrafo 5.2.2 e tabella 2 per i risultati.
- **Crediti ambientali:** inclusione o meno dei crediti ambientali all'interno dei risultati e se indicati in modo esplicito. Vedere tabella 2.
- **Tipologia di flusso in input:** individuazione del materiale plastico in ingresso considerato nello studio e della sua composizione. Vedere tabella 3.
- **Prodotti e coprodotti:** individuazione dei principali flussi in uscita dal processo. Vedere tabella 3.
- **Dati di inventario:** verificare la presenza di dati di inventario pronti per la modellazione. Vedere tabella 4.
- **Indicatori ambientali:** individuazione degli indicatori di impatto considerati all'interno dell'analisi LCA. Vedere sotto paragrafo 5.2.4 e tabella 4 per i risultati.

- **Impatto Pirolisi:** verificare se il processo di riciclo chimico (ed eventualmente di produzione) tramite pirolisi è più o meno impattante delle alternative con cui è confrontato nello studio in base all'indicatore GWP. Vedere tabella 4.

### 3.2 Risultati e discussione

Qui di seguito è presentato il risultato dell'analisi bibliografica in forma di tabelle. Come precedentemente esplicitato sono state selezionate le categorie ritenute di maggiore interesse. Per completezza espositiva si è scelto di visualizzare in maniera integrale il contenuto delle celle, a scapito di una più facile lettura della tabella. Il numero dello studio con cui compare nell'elenco sottostante è lo stesso riportato nelle tabelle successive in modo da poter collegare le caratteristiche ricercate senza fraintendimenti. Come si può facilmente notare per alcuni studi (7 e 8) è riportato lo stesso riferimento, questo è dovuto al fatto che una stessa fonte analizzava al suo interno più casi studio con caratteristiche e ipotesi differenti, costituendo quindi a tutti gli effetti due oggetti separati.

1. A Life Cycle Assessment of Mechanical and Feedstock Recycling Options for Management of Plastic Packaging Wastes [38]
2. Life-cycle analysis of fuels from post-use non-recycled plastics [18]
3. A life cycle assessment data analysis toolkit for the design of novel processes e A case study for a thermal cracking process for mixed plastic waste [39]
4. Environmental life cycle cost assessment: Recycling of hard plastic waste collected at Danish recycling centres [40]
5. LCA of plastic waste recovery into recycled materials, energy and fuels in Singapore [41]
6. Environmental impact assessment of converting flexible packaging plastic waste to pyrolysis oil and multi-walled carbon nanotubes [42]

7. BASF[43]
8. BASF[43]
9. Towards a circular economy for plastic packaging wastes – the environmental potential of chemical recycling [44]
10. Plastic recycling in a circular economy; determining environmental performance through an LCA matrix model approach[45]
11. Moving from linear to circular household plastic packaging in Belgium: Prospective life cycle assessment of mechanical and thermochemical recycling[46]
12. Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery[47]
13. Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery[47]
14. Technical and environmental assessment of laboratory scale approach for sustainable management of marine plastic litter [48]
15. JRC technical report-Environmental and economic assessment of plastic waste recycling (A comparison of mechanical physical, chemical recycling and energy recovery of plastic waste)[49]

ARTICOLO	ANNO STUDIO	SCOPO ANALISI	PROCESSI CONFRONTATI	CONFINI SISTEMA
1	2005	Riciclo plas. in Italia (PET e PE) e confr. con scenari alternativi.	DIS <sup>2</sup> , ER <sup>3</sup> , MR <sup>4</sup> , MR + CR <sup>5</sup> - Pirolisi, MR+ CR - hydro.	Raccolta -> flocchi di PET
2	2017	Recupero della frazione dei rifiuti plastici non riciclabili	Diesel ULSD: CR - pirolisi Vs Trad.	Separazione MSW <sup>7</sup> -> LS diesel
3	2018	Tecnologia cracking termico applicata ai rifiuti plastici	CR - Pirolisi, INC., DIS	Pretrattamento -> Plaxx (naphtha)
4	2019	Filiera di riciclo della plastica e confronto con scenari alternativi.	MR semplice/MR avanzato/CR - pirolisi	Pretratt. -> Olio pir. (CR) / Pretratt. -> Pellet plas. (MR).
5	2019	Confronto 8 scenari di gestione dei rifiuti plastici a Singapore.	ER, MR, CR - Pirolisi, CR - Gassificazione.	Raccolta -> PET, PE (MR) - Fuel (CR pirolisi).
6	2019	Tec. Pir. focus olio di pir. e MWCNTs <sup>1</sup> ricavati dal gas di pirolisi.	Feedstocks diverse: MPW e MVP (plas. verg. mix.)	Triturazione -> olio Piroolitico e MWCNTs
7	2020	Gestione rifiuti plastici	CR - Pirolisi, MR, ER e Naphtha vergine.	Raccolta -> Naphtha da riciclo.
8	2020	Analisi di polimeri da riciclo plastico.	LDPE da Pirolisi - LDPE da naphtha fossile.	Raccolta -> LDPE.
9	2020	Tecnologia di riciclo chimico pirolitico.	MR, ER, CR.	Rif. plastico -> Prodotti chimici (da fuels a monomeri)
10	2021	Tecnologie trattamento rifiuti plastici.	INC, ER, MR, CR - pir., CR - gass., CR - Diss.	Produzione polimeri plastici puri -> Olio pirolitico
11	2021	Gestione rifiuti	MR, CR, ER.	Pretrattamento -> Polimeri (MR) - Naphtha (CR)
12	2021	Gestione rifiuti plastici	CR - Pirolisi, MR, ER e naphtha vergine.	Raccolta -> Naphtha da riciclo.
13	2021	Polimeri da riciclo plastico.	LDPE da Pirolisi - LDPE da naphtha fossile.	Raccolta -> LDPE.
14	2022	Tecnologia di trattamento rifiuti plastici.	CR - Pirolisi.	Raccolta -> Olio pirolisi, MWCNTs
15	2023	Gestione rifiuti plastici	MR, CR - Pirolisi, ER.	Separazione -> Polimeri (MR) - Olio (CR - pirolisi)

Tabella 1: Risultati parte 1

ARTICOLO	ANNO RIFERIMENTO DATI	QUALITÀ DATI	PROVENIENZA DATI PRIMARI	UNITÀ FUNZIONALE	CREDITI AMBIENTALI
1	N.D.	Secondari	No	1 kg di fiocchi di PET (gestione di PE e PET).	Non esplicitato
2	N.D.	Prim. e sec.	Imp. Ind. dalle 24 alle 265Ton/giorno	1 MJ	Non esplicitato
3	Comp. rif. plas. 2015.	Prim. e sec.	Imp. pilota RT700, 100 kg/h	1 t rif. Plast. base secca in UK nel 2015	Si ma non scorporati nei risultati
4	N.D.	Secondari	No	1 t di rifiuto plastico duro da trattare.	Si, separati per mater. energ. e cal.
5	N.D.	Secondari	No	822.200 t di rifiuti plastici da trattare	Si, energia.
6	N.D.	Prim. e sec.	Laboratorio	1 t plastica (in base allo scenario)	Non esplicitato
7	2020 dati primari.	Prim. e sec.	Industriale (7,5 kt/y di olio di pirolisi)	1 t di rifiuto plastico misto da trattare	Si, tutti insieme ma estrapolabili
8	2020 dati primari.	Prim. e sec.	Industriale (7,5 kt/y di olio di pirolisi)	1 t di LDPE granulare.	Si, tutti insieme ma estrapolabili
9	N.D.	Secondari	no	1kg di rif. plast. (+ contam.) da trattare	Non esplicitato
10	N.D.	Secondari	No	1 kg di rifiuto trattato	Si, non differenziati per tipologia.
11	Dati primari 2018-2020.	Prim. e sec.	Pilota (50kt per PS e 120 Kt per PO)	1 t di rifiuto plastico mix. da trattare.	Si, divisi per tipologia (appendice)
12	Dati prim. 2019 (P. Energy)	Prim. e sec.	Industriale (5000 kt/y)	1t di MPW <sup>8</sup> da trattare	Si, non differenziati per tipologia
13	Dati prim. 2019 (P. Energy)	Prim. e sec.	Industriale (5000 kt/y)	1 t di LDPE granulare.	Si, non differenziati per tipologia
14	N.D.	Prim. e sec.	Laboratorio (reattore da 13g)	1 t rifiuti plastici raccolti.	Si, non differenziati per tipologia
15	Dati primari 2022.	Prim. e sec.	Gestori di rifiuti.	1 t rif. plast. umido smist. (+ contam.) da trat.	Si, separati per energia e materiale.

Tabella 2: Risultati parte 2

ARTICOLO	TIPOLOGIA FLUSSO INPUT	PRODOTTI E CO-PRODOTTI
1	PE, PET	44.8% Wax, 26.5% naphtha, 14.7% gas, 7.6% sand and coke, 5.7% CaO/CaCl <sub>2</sub> .
2	33% LDPE-25% HDPE-42%PP	62% ULSD, 13 % naphtha, 16 % fuel gas, and 9 % char (in massa)
3	Rifiuto plastico generico su base secca	Plaxx (naphtha), idrocarburi leggeri.
4	PP (PVC<2%) (Per il riciclo chimico)	Olio di pirolisi 80%, 12% gas (vap. fonte di calore), 8% res. solido.
5	40% PE, 17% PVC, 12% PP, 4% PS, 4.8% PET, e 22.2% mix	65% diesel - 6,5% residuo solido (inviato al WTE)
6	PE, PP, PS, PET, Nylon, Inks, Aluminium, Adhesive	Olio di pirolisi: 68,3% (PET-12), 51,2% (PET-28), 75,6% (MVP)
7	33% PP, 51 % PE, 16 % PS	0,64 ton di olio di pirolisi, 0,07 ton char, gas.
8	33% PP, 51 % PE, 16 % PS	1 ton di LDPE
9	HDPE, LDPE, PP, PS, PET	0.846 kg eth/kg HDPE; 0.828 kg eth/kg LDPE; 0.846 kg propy/kg PP; 0.846 kg styr/kg PS.
10	27 polimeri, analizzati separatamente.	Olio di pirolisi ( diesel), gas e char.
11	PE,PP,PS, MPO.	Naphtha, slack wax, residuo solido.
12	MPW	71% olio di pirolisi, 7.8 % char; e heavy vaccum residue (HVR)
13	MPW	0,27 ton LDPE
14	70 wt% PP and 30 wt% PE, 2mg/g di stirene	Olio di pirolisi (simile a gasolio, diesel) e MWCNTs.
15	MPO (35% PE, 25.2% PP , 9.5% PE/PP mix., altro)	Pyrolysis gas, Carbon black, Heavy fuel oil, Wax

Tabella 3: Risultati parte 3

ARTICOLO	DATI DI INVENTARIO	INDICATORI AMBIENTALI	IMPATTO PIROLISI (GWP)
1	No	GWP, WC, CED, FFD, VOX, WST.	Miglior di tutte tranne MR
2	No	GWP, CED, WC.	Pirolisi miglior di ULSD trad.
3	No	GWP, ADP, AP, EP, FAETP inf., MAETP inf., ODP, POCP, TETP inf.	Miglior di INC, peggio di DIS
4	Si	GWP, ODP, HTc, HTnc, PM, IRP, POFP, TA, ET, EF, EM, EcoT, DepF, DepE.	Miglior di sMR, peggio di aMR
5	No	GWP, AP(terra), PM10.	Miglior di ER, peggio di MR e CR - GAS
6	No	GWP, IRP, ADP-fossil, HT, TETP	MWCNTs miglior che olio da pirolisi.
7	No	GWP, AP, EP, HOFp, ADP-fossil, HTTP (BASF method)	Miglior di tutte
8	No	GWP, AP, EP, HOFp, ADP-fossil, HTTP (BASF method)	Pirolisi miglior di vergine
9	Si	GWP, FFD.	Miglior di tutte.
10	No	GWP, LOP, HT, ME, ODP, PMFP, POP, TA, TETP, WC	Peggio di MR e CR dis.
11	Si	GWP, ADP, AP (terrestre)	Miglior di ER, peggio di MR.
12	No	GWP, CED, AP, FEP, MEP, POFP, HTP (EF 2.0 e ReCiPe 2016)	Miglior di ER, peggio di MR.
13	No	GWP, CED, AP, FEP, MEP, POFP, HTP (EF 2.0 e ReCiPe 2016)	Miglior da pirolisi che vergine.
14	No	GWP, ADP fossile, TA, ODP, ME, LOP, FETP, WC, EP, IRP, PMFP	MWCNTs miglior che olio da pirolisi.
15	No	GWP, ODP, HTP, PM, PMF, AP, EP, ADP (fossile, minerali, metalli) ecc..( EF).	Miglior di ER, peggio di MR.

Tabella 4: Risultati parte 4

<b>NOTE</b>
<sup>1</sup> MWCNTs = Multi Walled Carbon Nano Tube
<sup>2</sup> DIS = Discarica
<sup>3</sup> ER = Recupero energetico
<sup>4</sup> MR = Riciclo meccanico
<sup>5</sup> CR = Riciclo chimico
<sup>6</sup> INC = Incenerimento senza recupero energetico
<sup>7</sup> MSW = Municipal Solid Waste
<sup>8</sup> MPW = Mix Plastic Waste

Tabella 5: Note tabella

Come è possibile constatare esaminando i risultati, quasi tutti gli studi LCA sulla pirolisi delle poliolefine contenuti all'interno di questa review adottano un approccio di system expansion (vedere paragrafo 5.2.4 per la definizione) e di inclusione dei crediti ambientali all'interno del calcolo degli impatti (vedere tabella 6). Questo potrebbe essere dovuto alla volontà più o meno esplicita di favorire il riciclo chimico all'interno di un confronto tra le diverse tecnologie disponibili per la gestione e produzione di materiale plastico. A supporto di questa tesi, come è possibile notare esaminando i confini del sistema scelti nel performare le analisi di ciclo di vita, risulta evidente che spesso il punto di inizio e di fine della stessa non sia il medesimo per tutte le tecnologie confrontate, in particolare il riciclo chimico si ferma ad uno step precedente nel processo di produzione del polimero non rendendo di fatto possibile un vero e proprio confronto. Molti studi inoltre hanno come scopo quello di analizzare la gestione del rifiuto e non la produzione di polimeri da materiale riciclato (vedere tabella 6), motivo aggiuntivo che porta alla scelta di output differenti all'interno dei diversi processi e tecnologie.

Il risultato dell'analisi bibliografica ha portato alla luce l'impossibilità dell'effettuare una comparazione efficace tra le diverse tecnologie di produzione della plastica, evidenziando alcune criticità nelle scelte all'interno degli

N° articolo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Polimero in output	Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Green	Green	Red	Red	Red	Green	Red	Red
Impatto senza crediti	Red	Green	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red

Tabella 6: Sintesi grafica risultati.

studi sia per quanto riguarda la differente natura degli output dei processi confrontati, sia per l'utilizzo dell'approccio system expansion e dei crediti ambientali all'interno del calcolo degli impatti e in particolare l'assenza di un modello completo e trasparente sul processo che porta un rifiuto plastico a poter essere nuovamente utilizzato come polimero a seguito di pirolisi e cracking dell'olio derivato.

## 4 Modello LCA per la produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine

Come precedentemente accennato, la creazione di un nuovo modello per la produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine nasce dalla necessità di attuare un confronto onesto tra le diverse tecnologie disponibili per la realizzazione di polimeri, in particolare il PE, PP e PS. Dall'analisi della bibliografia infatti risulta mancante uno studio che unisca il punto di vista del prodotto, non della gestione del rifiuto, con una contabilizzazione degli impatti effettuata escludendo i crediti ambientali derivanti dalla mancata produzione dell'equivalente vergine. L'unione di queste due ipotesi permette di avere una visione più chiara del reale impatto della produzione mediante riciclo chimico per pirolisi escludendo qualsiasi influenza. Il capitolo seguirà la struttura tipica di un'analisi LCA, percorrendo le 4 fasi necessarie al suo corretto svolgimento (vedere sezione 5.1) concludendo quindi con le limitazioni del modello e con le raccomandazioni e indicazioni per un eventuale futuro ampliamento e miglioramento dello stesso. Ogni fase sarà introdotta a livello teorico per rendere comprensibile le scelte effettuate.

### 4.1 Introduzione metodologia LCA

Un'introduzione chiara alla metodologia LCA ci è fornita nel manuale tecnico "Analisi del ciclo di vita LCA" di Gian Luca Baldo[50]: *"Lo strumento operativo del life cycle thinking è la LCA (Life cycle Assessment), che propone una visione sistematica dei processi produttivi e dei prodotti. Questa si ottiene seguendo passo per passo il cammino che va dall'estrazione delle materie prime, attraversa tutte le attività di trasformazione e di trasporto e, dopo la vita utile trascorsa sotto forma di beni economici, si chiude producendo rifiuti o materiali da riciclare. Effettuare una LCA significa quindi analizzare la storia di un prodotto o di un processo "dalla culla alla tomba", descrivendone le prestazioni energetiche e ambientali attraverso appositi modelli operativi. La LCA è parte integrante dell'ecodesign, approccio progettuale orientato alla ricerca di soluzioni improntate alla massima ecocompatibilità."*[50]

Nonostante l'attenzione per la sostenibilità sia recentemente aumentata in modo esponenziale, di analisi LCA si è iniziato a parlare già alla fine degli anni 60 [50], in un contesto limitato ai soli addetti ai lavori, quindi ricercatori e scienziati. Bisogna aspettare gli anni 90 per avere un inquadramento normativo di questa nuova metodologia, che inizialmente si declina in 4 norme ISO [51]:

- ISO 14040 (Principles and frameworks)
- ISO 14041 (Goal and scope definition)
- ISO 14042 (Life cycle impact assessment)
- ISO 14043 (Life cycle interpretation)

Nel 2006 in seguito ad un aggiornamento le norme ISO 14041, 14042 e 14043 sono state unite sotto un'unica direttiva, la ISO 14044 che tratta i requisiti e le linee guida.

In accordo con le normative sopra citate l'analisi LCA si divide in 4 fasi [51]:

- Definizione degli scopi e degli obiettivi
- Analisi di inventario
- Analisi degli impatti
- Interpretazione e miglioramento

Come è possibile vedere in figura 10 l'ultima fase è collegata con le prime tre proprio in virtù della dinamicità della metodologia che per come è strutturata mira sempre a un miglioramento dell'analisi effettuata.

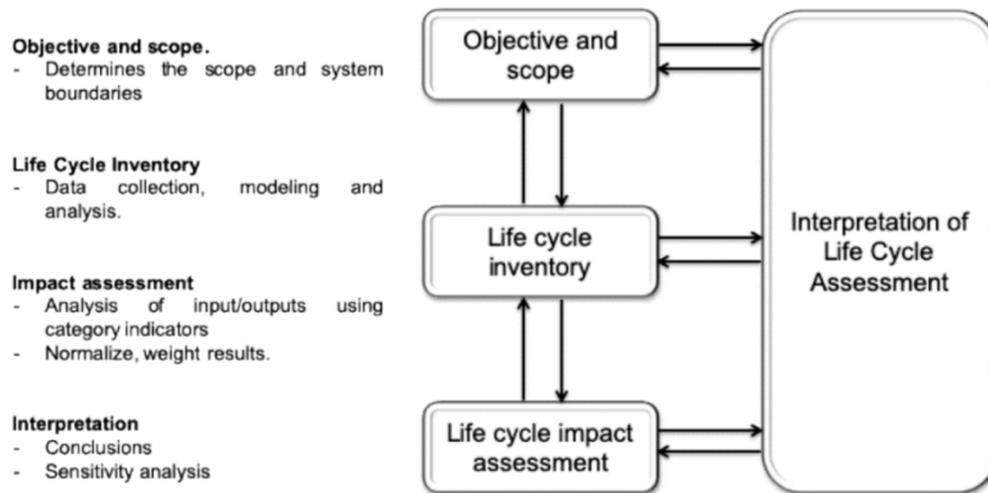


Figura 10: Le 4 fasi dell'LCA [52]

Per quanto riguarda la scelta di utilizzare un'analisi LCA come strumento per comparare gli impatti ambientali dei diversi processi nasce dai numerosi vantaggi che tale metodologia offre. Qui di seguito sono brevemente illustrati i principali:

- **Ampiezza del Ciclo di Vita:** L'LCA offre una panoramica completa e dettagliata del ciclo di vita di un prodotto, processo o servizio, coprendo tutte le fasi dalla sua creazione fino al suo smaltimento. Questo approccio consente di includere impatti ambientali spesso trascurati in altre metodologie.
- **Completezza degli indicatori di impatto:** L'LCA valuta una vasta gamma di indicatori ambientali, inclusi consumi di risorse, emissioni inquinanti e impatti climatici. Questa valutazione multiparametro garantisce una visione completa e bilanciata.
- **Orientamento Decisionale:** L'LCA fornisce dati oggettivi e quantificabili che consentono di prendere decisioni informate sulla progettazione, l'ottimizzazione e il miglioramento dei processi e dei prodotti in ottica di diminuzione dell'impatto ambientale.

- **Standardizzazione Globale:** Le norme ISO che guidano l'effettuazione delle analisi LCA offrono una struttura standardizzata e riconosciuta a livello internazionale. Questo facilita la comparabilità dei risultati tra studi diversi e promuove la coerenza metodologica.
- **Accettazione a livello normativo:** L'LCA è spesso richiesta o raccomandata da normative governative e standard industriali come parte delle valutazioni ambientali o per ottenere certificazioni di sostenibilità. Questo sottolinea il suo ruolo chiave nel contesto delle valutazioni ambientali ufficiali.
- **Comunicazione Efficace:** L'LCA fornisce una base solida per comunicare l'impatto ambientale ai vari stakeholder, inclusi i consumatori e le parti interessate aziendali.

Dopo questa breve introduzione alla metodologia LCA è possibile procedere con la vera e propria analisi, percorrendola nelle sue fasi caratteristiche.

## 4.2 Definizione degli scopi e degli obiettivi

All'interno della prima fase di un'analisi LCA devono essere presenti le ragioni che muovono lo studio, il contesto, il destinatario dell'analisi e il tipo di impostazione; infatti è importante sottolineare che un'analisi LCA può essere utilizzata per il raggiungimento di diversi obiettivi; i ricercatori hanno dato molteplici interpretazioni delle norme ISO e anche la nomenclatura in merito non è soggetta ad univoco significato. Tillman (2000) [53] ha proposto di distinguere due tipologie di LCA: quelle orientate alle cause, conosciute come attribuzionali e quelle orientate agli effetti, conosciute come consequenziali e che studiano i cambiamenti derivanti da una o più decisioni[53]. Nel nostro caso specifico l'analisi sarà di tipo attribuzionale e l'obiettivo come più volte esplicitato coincide sostanzialmente con l'obiettivo del lavoro di tesi, ovvero la valutazione comparata dell'impatto ambientale della produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine rispetto a quella mediante riciclo meccanico e al corrispettivo vergine. La motivazione alla base di questa

analisi, come già detto in precedenza, è la mancanza di un confronto onesto in grado di mettere sullo stesso piano le tre alternative oggetto della comparazione, in particolare l'assenza di uno modello per la produzione mediante riciclo chimico che abbia come output il granulo di polimero. I destinatari dell'analisi sono sicuramente gli enti che si occupano della gestione delle politiche ambientali, così come gli amministratori dei rifiuti e le aziende che impiegano materiale plastico, in particolare imballaggi, all'interno del loro business. Nei successivi sotto-paragrafi verranno illustrati gli altri aspetti e le caratteristiche tipiche di un'analisi LCA, a partire da una descrizione dei processi con cui è confrontata la produzione mediante il riciclo chimico tramite pirolisi, alla definizione dei sistemi, all'unità funzionale, al flusso di riferimento, ai confini del sistema e agli indicatori di impatto selezionati. Per ognuno di questi aspetti saranno fornite alcune nozioni teoriche base necessarie alla comprensione delle scelte e delle ipotesi adottate.

#### **4.2.1 Definizione del sistema**

I sistemi analizzati all'interno di questo modello oltre ovviamente a quello per la produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine, sono la produzione mediante riciclo meccanico e la produzione dei polimeri da materia vergine. Questi ultimi due sistemi non hanno bisogno di essere modellati poiché già ampiamente studiati e addirittura già presenti per intero all'interno dei database del Simapro, quindi già pronti da utilizzare per un confronto. Nella fase di inventario verranno fornite tutte le indicazioni e le ipotesi per i processi utilizzati nella modellazione del riciclo meccanico e della produzione da vergine.

Per quanto riguarda il processo di produzione tramite riciclo chimico, qui di seguito è presentato nelle sue parti fondamentali e nelle sue funzioni; i dettagli e le ipotesi utilizzate saranno anche in questo caso inserite fase per fase nella sezione dedicata all'inventario.

Come è possibile vedere dalle figure 11, 12 e 13 dopo la prima sezione comune per tutti e tre i polimeri, i tre processi si differenziano in funzione del prodotto finale.

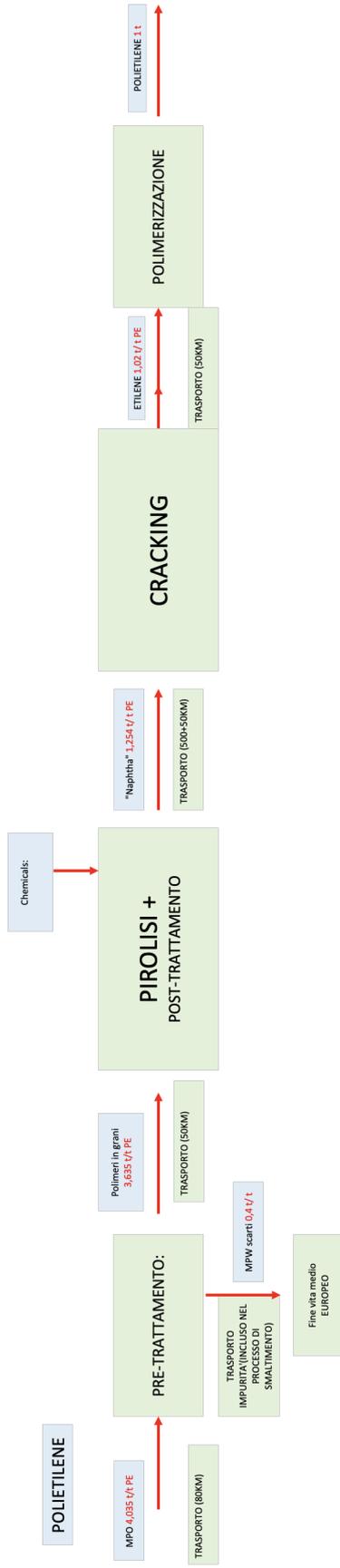


Figura 11: Schema produzione polietilene con olio da pirolisi

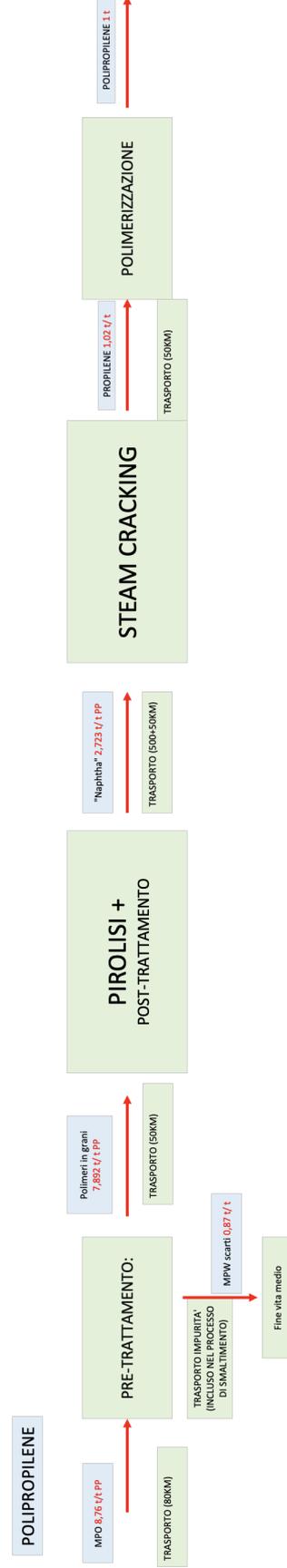


Figura 12: Schema produzione polipropilene con olio da pirolisi

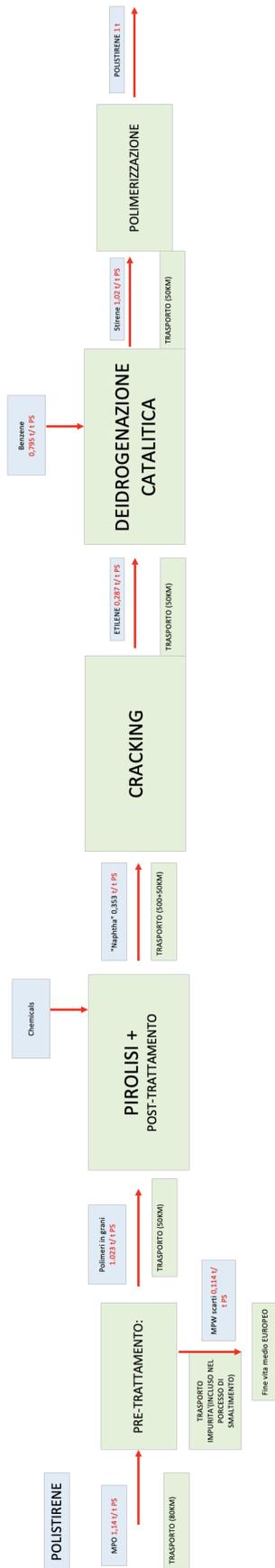


Figura 13: Schema produzione polistirene con olio da pirolisi

Per tutte le catene produttive vi è una prima fase di pretrattamento, che comprende lo smistamento e selezione, il lavaggio e la macinazione del materiale plastico raccolto in modo da facilitarne la successiva fase. A seguire il pretrattamento vi è la pirolisi, in cui come ampiamente descritto nel capitolo di introduzione teorica il materiale plastico sminuzzato viene sottoposto a un processo in assenza di ossigeno e temperatura elevata per ottenere un olio denso ma ancora ricco di impurità, che solo dopo aver subito un processo di post trattamento può essere utilizzato nella successiva fase, come sostituto della naphtha. Da questo punto in poi, come precedentemente accennato, i primi due processi si differenziano dal terzo:

- POLIETILENE. L'olio di pirolisi trattato e purificato, che per comodità chiameremo impropriamente naphtha, viene sottoposto a un processo di steam cracking in cui come è possibile vedere in figura 14 viene aggiunto del vapore all'interno dei reagenti che in presenza di determinate condizioni termodinamiche rompe i legami dell'olio per ottenere così diversi gas tra cui l'etilene.[54].

Il processo di steam cracking è il più comune all'interno degli impianti olefinici, proprio in funzione della sua semplicità ed efficacia.

L'ultimo processo è la polimerizzazione, in cui i monomeri di etilene, legandosi tra di loro con legami covalenti, formano il polietilene. Anche questo processo è ampiamente utilizzato nell'industria chimica e petrolchimica per la creazione di moltissimi polimeri e materiali plastici.

- POLIPROPILENE. Nel sistema di processi che portano alla creazione del polietilene non ci sono sostanzialmente differenze qualitative da quello già illustrato per l'etilene, se non per il flusso di riferimento che sarà ovviamente diverso anche a livello quantitativo, ma questo aspetto sarà trattato nella fase di inventario. Anche per il polipropilene infatti dopo la fase di pirolisi, si procede con un processo di steam cracking e infine di polimerizzazione.

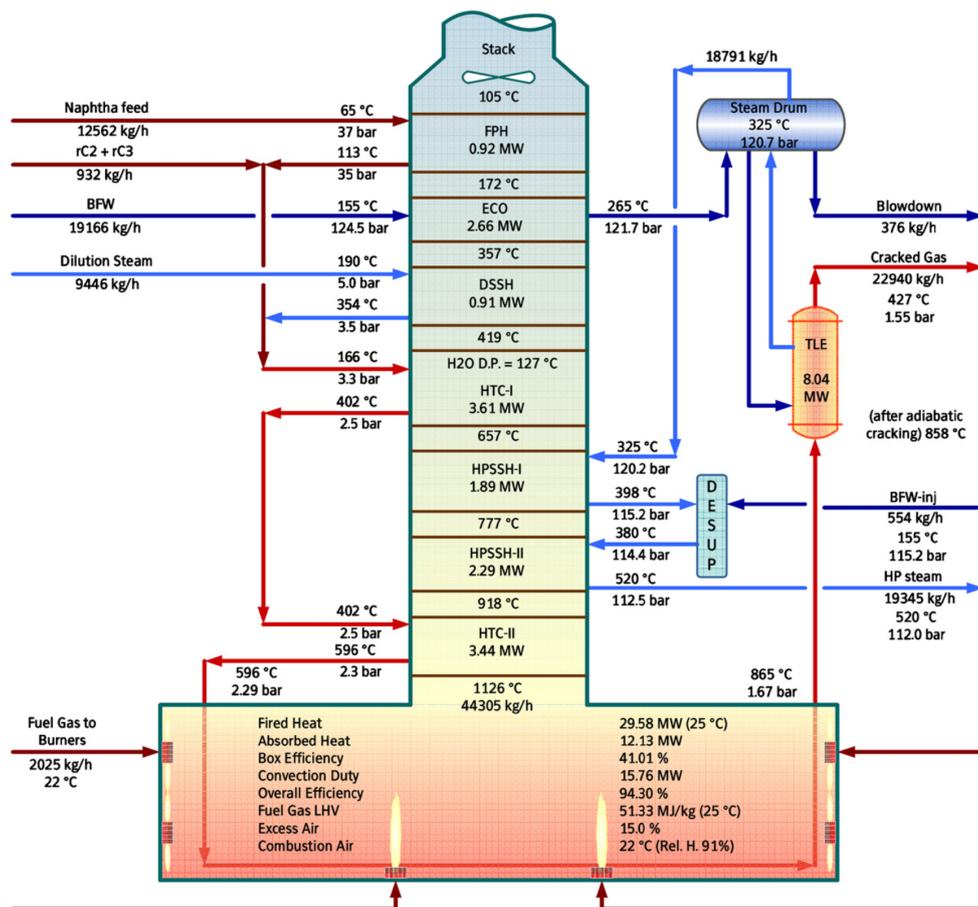


Figura 14: Schema steam cracking [54]

- POLISTIRENE. Nel processo di produzione del polistirene, come visibile in figura 13, in seguito alla fase di pirolisi, l'olio viene come nei due precedenti polimeri, sottoposto a steam cracking per ottenere l'etilene. Per la sintesi dello stirene tramite deidrogenazione catalitica è necessario però un altro componente principale, il benzene, che nel nostro caso è ottenuto anch'esso dalla pirolisi. I dettagli di questo processo, come in altri casi, è già presente su ecoinvent saranno forniti durante la fase di inventario quando verrà analizzata più nello specifico la fase di produzione dello stirene. L'ultimo processo è ancora una volta la polimerizzazione, non dissimile da quella realizzata per i precedenti due polimeri, il PE e il PP.

#### 4.2.2 Definizione dell'unità Funzionale

La definizione di unità funzionale (FU) è contenuta all'interno della norma ISO 14040 Environmental management—life cycle assessment, principles and framework del 1997 [30]: *L'unità funzionale definisce la quantificazione delle funzioni identificate (caratteristiche di prestazione) del prodotto. Lo scopo principale dell'unità funzionale è di fornire un riferimento a cui legare gli elementi in ingresso e in uscita. Questo riferimento è necessario per consentire la comparabilità dei risultati dell'LCA. La comparabilità dei risultati dell'LCA è particolarmente critica quando si valutano sistemi differenti, per assicurarsi che le comparazioni siano fatte su una base comune. È importante determinare il flusso di riferimento in ogni sistema di prodotto, al fine di soddisfare la funzione prevista, ovvero la quantità di prodotti necessaria a soddisfare la funzione.*

L'unità funzionale dipende dallo scopo dello studio e deve essere definita avendo come obiettivo la facile comprensione delle informazioni contenute al suo interno oltre che la buona riuscita dello stesso [50]. Con l'intenzione di attenersi a quanto sopra enunciato l'unità funzionale selezionata per questo studio è una tonnellata di polimero in forma di granulo pronto da utilizzare, sia che esso sia PE, PP o PS proveniente da riciclo chimico, riciclo meccanico o da materia prima vergine. La scelta di tale FU è dovuta, in accordo con le necessità sopra citate, alla sua facilità di comprensione e alla comparabilità con gli studi già presenti in letteratura, che nella grande maggioranza dei casi adottano la stessa unità di misura, o comunque un sottomultiplo della tonnellata (kg). Questa scelta aiuterebbe inoltre le aziende utilizzatrici ad effettuare le proprie valutazioni di sostenibilità in fase di approvvigionamento, facilitandone quindi l'interpretazione dei risultati.

#### 4.2.3 Confini del sistema

La definizione dei confini del sistema risulta essenziale al fine di selezionare quali processi saranno inclusi nell'analisi e quali saranno trascurati ed è quindi un passaggio fondamentale che deve precedere necessariamente la co-

struzione del diagramma di flusso del ciclo produttivo e quindi la successiva raccolta dati necessaria per la creazione di un buon inventario.

Come chiaramente indicato all'interno della norma ISO 14040 [30]: " *I modelli utilizzati, dovrebbero essere descritti e le ipotesi che sottintendono alle scelte effettuate dovrebbero essere identificate. I criteri di esclusione utilizzati nello studio dovrebbero essere compresi e descritti con chiarezza. I criteri utilizzati per definire il confine del sistema sono importanti per il grado di fiducia nei risultati di uno studio e la possibilità di raggiungere l'obiettivo.*"[30]

Una prima delimitazione del sistema può essere fatta sulla base di criteri geografici e tecnologici [50], successivamente in base alle risorse disponibili o alla specificità richiesta può essere necessario omettere i processi irrilevanti dal punto di vista quantitativo. In alcuni casi può essere funzionale escludere a priori alcune fasi del processo produttivo: si parlerà allora di analisi "dall'uscita dello stabilimento alla tomba" [50], oppure complementariamente "dalla culla all'uscita dello stabilimento" (Cradle to gate)[50] come è possibile vedere in figura 15. In ogni caso la scelta deve essere motivata e chiaramente indicata.

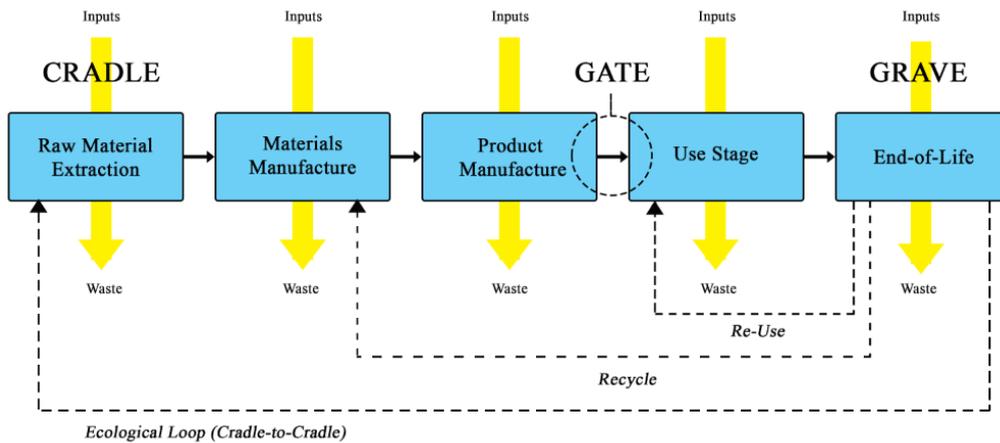


Figura 15: Confini del sistema [55]

La nostra analisi prende luogo in Europa, i dati sull'energia e sui flussi materiali saranno infatti una media degli stati Europei in modo da rendere

quanto più possibile adattabili i risultati ottenuti senza l'inevitabile forte influenza che avrebbe la scelta di collocare il sistema in una regione geografica specifica. Per quanto riguarda i confini dell'analisi, essa parte dal trasporto dei rifiuti plastici misti verso lo stabilimento di pretrattamento e arriva fino alla polimerizzazione. 11,12,13. Sono inclusi nell'analisi i trasporti dei flussi materiali e lo smaltimento di quelli che non sono utilizzati, o riutilizzati, all'interno del processo. Come verrà meglio illustrato nella fase di inventario non sono invece inclusi la totalità dei flussi necessari alla fase di pirolisi e steam cracking nella produzione tramite riciclo chimico, poiché non presenti nelle fonti che è stato possibile recuperare. Questa mancanza, tuttavia, non impatta in modo significativo i risultati in quanto assolutamente trascurabile dal punto di vista quantitativo. Poiché l'obiettivo dell'analisi è il confronto tra le tre modalità di produzione dei polimeri più volte sopra citate, non sono considerati gli impatti associati alla costruzione e manutenzione degli impianti industriali necessari alla realizzazione dei processi così come gli impatti associati ai rifiuti in ingresso dei sistemi, che sono quindi considerati a impatto zero o *burden free*.

#### **4.2.4 Allocazione**

Per quanto riguarda la multifunzionalità del sistema, ovvero la presenza di più output oltre l'unità funzionale selezionata, in accordo con la norma ISO 14044 [31], essa può essere risolta mediante espansione del sistema oppure partizionamento.

L'approccio *System expansion* prevede l'espansione dell'unità funzionale per comprendere anche le co-funzioni del sistema all'interno del calcolo degli impatti.[56].

Il partizionamento spesso chiamato anche *allocazione*[57] prevede la ripartizione dei flussi in ingresso o in uscita dal sistema secondo una metodologia precisa che può seguire criteri basati sulla massa, energia o emissioni[30]. L'allocazione basata sul valore economico dei prodotti e coprodotti è generalmente accettata come non corretta dal punto di vista scientifico.[50].

Un altro approccio che però non considera la multifunzionalità del sistema[58] è quello *cut off* in cui è prevista l'assegnazione di tutti i carichi

ambientali ai prodotti compresi nell'unità funzionale mentre tutti gli output delle funzioni secondarie del sistema in esame sono considerati a impatto zero (burden free)[59]. Questo tipo di approccio è utilizzato nel sistema di dichiarazione ambientale di prodotto (EPD)[60], in cui il soggetto inquinante è responsabile di tutte le emissioni.

Nel nostro caso si è scelto di adottare un approccio cut off, in cui tutti gli impatti sono attribuiti al flusso di riferimento dell'unità funzionale, a meno di casi specifici in cui le emissioni dirette non fossero già state allocate in maniera differente dalla fonte dei dati selezionata; seguiranno maggiori informazioni nella fase di inventario.

Questa scelta è stata dettata principalmente dalla volontà di non voler avvantaggiare una tecnologia rispetto alle altre, in particolare la produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi, in virtù della molteplicità degli output generati dal processo, avrebbe avuto un beneficio importante dall'allocazione degli impatti basata su criteri di massa o energia.

Sulla stessa scia si colloca la decisione di non considerare i crediti ambientali che sarebbero derivati dalla mancata produzione dell'equivalente fossile e che avrebbero certamente favorito la produzione tramite riciclo chimico e meccanico all'interno del confronto.

#### **4.2.5 Indicatori di impatto**

Come indicato all'interno delle norme ISO 14040 [30] e 14044 [31], l'obiettivo di un'analisi LCA è fornire una valutazione degli impatti ambientali associati a un'attività. La scala di influenza di un impatto può essere globale, regionale o locale [50], in funzione della tipologia di danno arrecato all'ambiente; può quindi diventare essenziale anche per la valutazione degli impatti inserire l'analisi all'interno di un ben preciso contesto territoriale, con le sue specificità e fragilità. Di indicatori di impatti ce ne sono moltissimi, per questa analisi ne abbiamo selezionati tre: Il GWP (Global Warming Potential), il Primary Energy consumption e l'abiotic depletion potential (ADF). Il GWP è un indice del potenziale di riscaldamento globale che nasce dalla necessità di confrontare quantitativamente l'effetto serra di diversi gas [61], come ad esempio l'anidride carbonica ( $\text{CO}_2$ ), il metano ( $\text{CH}_4$ ), l'ossido di azoto ( $\text{N}_2\text{O}$ )

e l'ozono troposferico ( $O_3$ )[50]. Come è possibile vedere in tabella 7 Alcuni gas hanno un potenziale di riscaldamento globale parecchie volte maggiore di quello del biossido di carbonio, addirittura uno o due ordini di grandezza. Questo sta a significare che una stessa quantità di diversi gas può avere un impatto notevolmente diverso; basti pensare al metano che risulta ben 23 volte più impattante della  $CO_2$ .

<b>GHG</b>	<b>GWP for 100 years</b>
$CO_2$	1
$CH_4$	23
$N_2O$	296
HFC - 23	12 000
HFC - 134a	1 300
$SF_6$	22 200

Tabella 7: GWP di alcuni gas [62]

Con il termine Primary Energy consumption invece si intende l'utilizzo di tutte quelle risorse energetiche non trasformate o trattate, prelevate direttamente dall'ambiente come ad esempio: petrolio, gas naturale, biomassa, energia geotermica, radiazione solare e carbone. L'ultimo indicatore selezionato è l'abiotic depletion potential, che rappresenta il consumo di risorse non rinnovabili, tra cui anche i combustibili fossili. Queste categorie risultano importanti anche in ottica di confronto, infatti non essendo di natura locale ma globale, gli effetti possono essere comparati con altri casi studio geograficamente distanti, sempre nell'ottica di restituire un'immagine quanto più ampia e versatile possibile.

### 4.3 Analisi di inventario

L'analisi di inventario è senza dubbio la parte più importante di un'analisi LCA. Essa consiste infatti nella creazione di un modello che imiti nel modo più fedele possibile la realtà in tutta la sua complessità di scambi tra i singoli processi che la compongono. L'obiettivo di un inventario è quello di raccogliere dati oggettivi con lo scopo di fornire indicazioni utili a livello decisionale.[50]. La realizzazione di un buon inventario è sinonimo di affidabilità, per questo esso deve essere effettuato seguendo delle linee guida ben definite; la norma ISO 14040 [30] ci fornisce queste indicazioni. I dati si dividono in due categorie in funzione della sorgente da cui sono recuperati: i dati primari sono quelli ottenuti tramite misurazione diretta dei parametri caratteristici del processo e per quanto possibile l'inventario dovrebbe essere costituito in buona parte da dati di questa tipologia. I dati secondari invece sono quelli ricavati dalla letteratura o da banche dati appositamente predisposte; un esempio di dati secondari sono quelli dell'industria energetica[50].

Come già accennato precedentemente la creazione dell'inventario per questo lavoro parte da una profonda analisi bibliografica che, non senza difficoltà, ha portato alla luce una serie di dati non sempre allineati e coerenti tra loro. La ricerca è stata complessa poiché il processo di riciclo chimico tramite pirolisi, è relativamente giovane e gli impianti in grado di fornire i dati primari basati su un processo reale sono davvero pochi. Non è stato possibile infatti avere accesso ai dati di processo direttamente dalle aziende, ma è stata necessaria un'estrapolazione degli stessi dagli studi già esistenti che hanno reso accessibile il loro inventario in maniera trasparente. Potremmo quindi definire i dati ottenuti tramite questa metodologia come primari indiretti, poiché basati su processi esistenti ma comunque raccolti e trasmessi da un intermediario, in questo caso i soggetti dello studio da cui sono stati recuperati. Sono stati impiegati anche dati secondari, principalmente provenienti dalle banche dati presenti sul software di analisi LCA Simapro. In seguito (e in appendice) verranno forniti in maniera dettagliata tutti i dati utilizzati, le fonti e le ipotesi adottate per la modellazione di ogni fase del sistema di produzione mediante il riciclo chimico tramite pirolisi. Per maggiore traspa-

renza e completezza saranno forniti anche i bilanci in massa ed energetici di ogni fase provvisti delle opportune ipotesi e fonti impiegate. L'inventario per la produzione delle poliolefine mediante il riciclo meccanico e da materiale vergine non è stato effettuato poichè i processi utilizzati sono già presenti nei database del Simapro che saranno comunque indicati al fondo del successivo capitolo.

#### 4.3.1 Pre-trattamento

Per la fase di pre-trattamento dall'analisi bibliografica sono risultati 4 studi come fonte possibili per i dati:

- "Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery"[47]
- "Environmental life cycle cost assessment: Recycling of hard plastic waste collected at Danish recycling centres" [40]
- "LCA of plastic waste recovery into recycled materials, energy and fuels in Singapore" [41]
- "Moving from linear to circular household plastic packaging in Belgium: Prospective life cycle assessment of mechanical and thermochemical recycling"[46]

Per la modellazione dell'intero sistema del riciclo chimico tramite pirolisi si è scelto di utilizzare le fonti riportanti il maggiore impiego di risorse a parità di effetto ottenuto, in modo da ottenere uno scenario di riferimento per quanto riguarda il massimo impatto ambientale. Seguendo questa indicazione si è quindi calcolato il consumo specifico di energia a parità di massa di rifiuti plastici misti (MPW) trattati per le 4 fonti sopra riportate. Il risultato ha portato alla scelta del primo studio [47]. Qui di seguito in tabella 8 è possibile osservare gli input e output del processo.

INPUT	Quantità	Unità	Output	Quantità	Unità
MPW	1	t	MPW	0,9	t
Electricity	308	MJ	Scarti	0,1	t

Tabella 8: Inventario Pre-trattamento

In figura 16 è invece visibile il bilancio di massa che deriva dai dati di inventario; nella prima riga di ogni flusso è riportato il valore normalizzato rispetto all'unità funzionale, quindi a una tonnellata di polimero, mentre nella seconda riga si può vedere lo stesso dato normalizzato su una tonnellata dell'output del singolo processo, quindi nel caso specifico 1 t di rifiuto plastico misto trattato e triturato in grani.

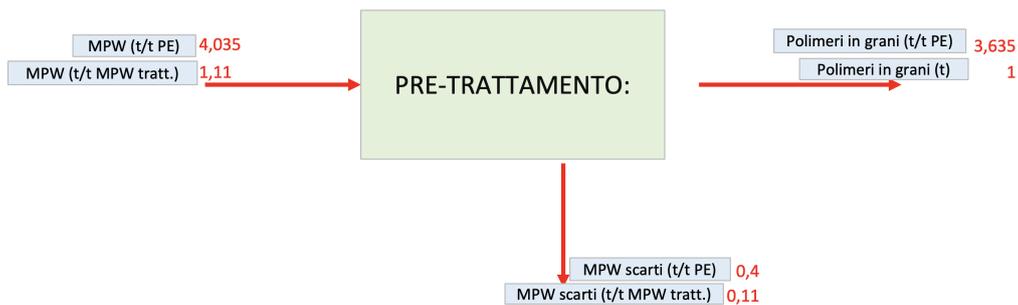


Figura 16: Schema bilancio di massa pre-trattamento

Nello schema sottostante in figura 17 è visualizzato il bilancio energetico per la fase di pre-trattamento, dove le due righe con cui è rappresentato il dato in input o output seguono la stessa logica precedentemente descritta. I flussi di colore azzurro sono i poteri calorifici dei corrispondenti flussi materiali, quello giallo rappresenta l'energia elettrica, mentre quello arancione il calore.

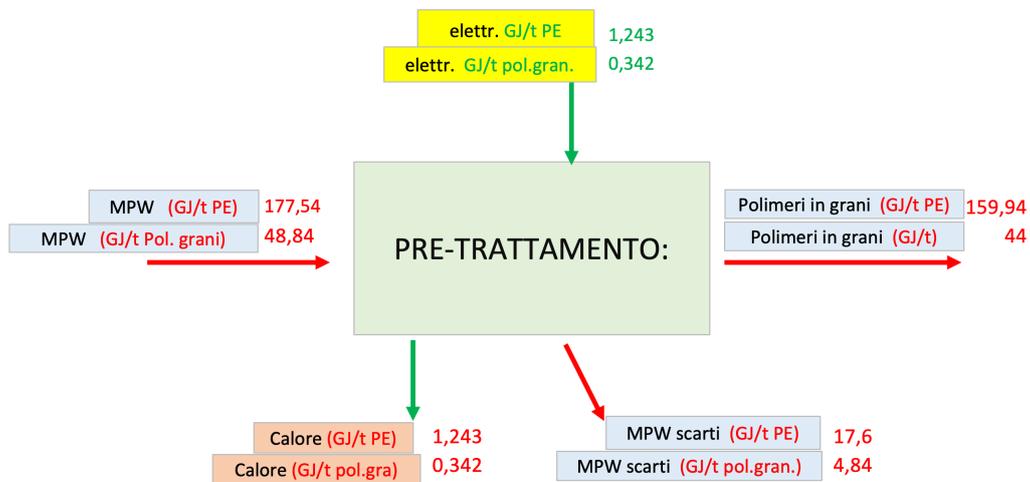


Figura 17: Schema bilancio energetico pre-trattamento

Di seguito sono riportate le ipotesi e le scelte effettuate per la modellazione:

1. lo smaltimento dell'MPW di scarto (impurità) è stato modellato utilizzando un processo già esistente suecoinvent che considera una media Europea (vedere appendice per ulteriori dettagli).
2. Per l'energia elettrica è stato scelto anche in questo caso un processo già presente suecoinvent che considera una media Europea (maggiori dettagli in appendice).
3. Il potere calorifico dei rifiuti plastici in ingresso è ipotizzato essere 44 MJ/kg [63].
4. Si assume lo stesso potere calorifico anche per il rifiuto plastico trattato in uscita.
5. L'energia elettrica si trasforma integralmente in calore dopo aver svolto lavoro ed esce dal sistema.

#### 4.3.2 Pirolisi e post-trattamento

La fase di pirolisi, come già ripetuto più volte, è il centro del modello della produzione di poliolefine tramite riciclo chimico.

Le fonti sono le medesime della fase di pre-trattamento; la scelta è quindi ricaduta ancora una volta su quella che avrebbe fornito i dati con l'impatto associato maggiore e inoltre è risultato essere l'unico che al suo interno contenesse anche la fase di post-trattamento dell'olio di pirolisi. L'articolo scelto come inventario è il seguente:

- "Moving from linear to circular household plastic packaging in Belgium: Prospective life cycle assessment of mechanical and thermochemical recycling"[46]

Qui di seguito in tabella 9 è possibile osservare gli input e output del processo.

INPUT	Quantità	Unità	Output	Quantità	Unità
MPO rigid bales	1.000	kg	Naphtha	0,345	t
Electricity (total)	1386	MJ	Slack wax	0,291	t
Shredding	0,046	MWh	Solid residue	0,05	t
Washing	0,028	MWh	Water vapour	0,016	t
Cutting mill	0,041	MWh	Flue gas (CO <sub>2</sub> )	0,198	t
Transport screw	0,015	MWh	Exported	0,131	MWh
Float-sink	0,003	MWh	Energy recovery		
Water treatment	0,013	MWh	Avoided electricity	0,257	MWh
TCR (net	0,239	MWh	Avoided heat	0,504	MWh
FeCl <sub>3</sub>	0,86	kg	Filter cake from		
NaOH	1	kg	Dry cake	0,014	t
Polyelectrolyte	0,104	kg	Moisture	0,021	t
Tap water (total)	247	kg	Energy recovery		
Washing water	165	kg	Avoided electricity	0,007	MWh
Float-sink water	82	kg	Avoided heat	0,014	MWh
Hydrogen	9	kg	Pulp from WWT		
Ca(OH) <sub>2</sub>	3	kg	Dry pulp	0,032	t
Air	3.326	kg	Moisture	0,048	t
			Energy recovery		
			Avoided electricity	0,016	MWh
			Avoided heat	0,033	MWh

Tabella 9: Inventario Pirolisi

In figura 18 è invece visibile il bilancio di massa che deriva dai dati di inventario; come per gli schemi della fase di pre-trattamento, nella prima riga di ogni flusso è riportato il valore normalizzato rispetto all'unità funzionale, quindi a una tonnellata di polimero, mentre nella seconda riga si può vedere lo stesso dato normalizzato su una tonnellata dell'output del singolo processo, quindi nel caso specifico 1 t di olio di pirolisi trattato, che per comodità assumeremo anche nella nomenclatura alla naphtha.

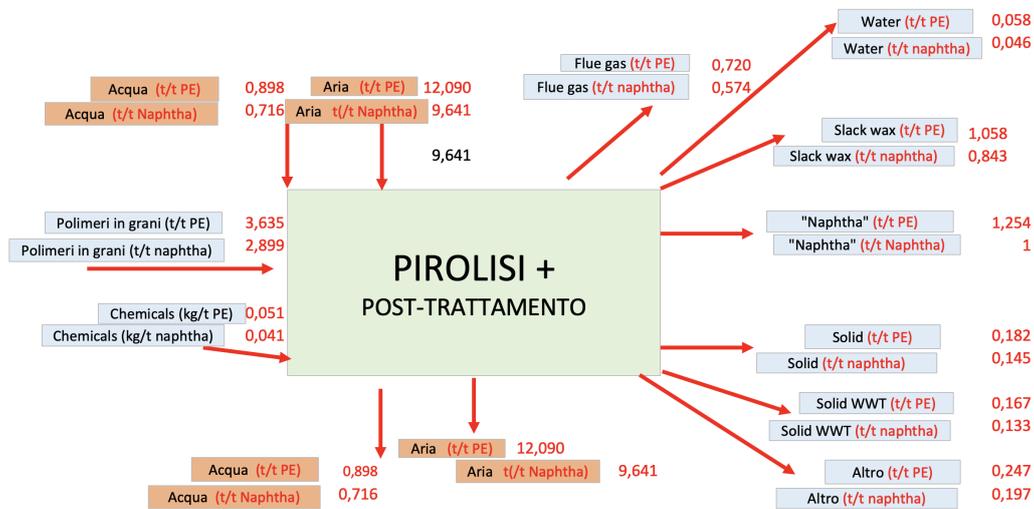


Figura 18: Schema bilancio di massa Pirolisi

I riquadri azzurri indicano i flussi che intervengono nella reazione chimica di pirolisi e post-trattamento, mentre quelli arancioni sono le portate di acqua e aria che intervengono nel raffreddamento del reattore, lavaggio del materiale e movimentazione delle parti meccaniche dell'impianto. Per comodità e semplicità di rappresentazione i reagenti chimici sono raggruppati assieme sotto la voce "chemicals", così come i residui solidi derivati dal trattamento delle acque sono uniti nel flusso "Solid WWT". Per chiudere il bilancio si è inserito il flusso "Altro" che a livello quantitativo esprime la quota mancante di materiale (vedere le ipotesi). Nello schema sottostante in figura 19 è rappresentato il bilancio energetico per la fase di pirolisi e post-trattamento, per quanto riguarda i colori delle caselle rappresentati i flussi vale la stessa logica già utilizzata per la precedente fase di pre-trattamento.

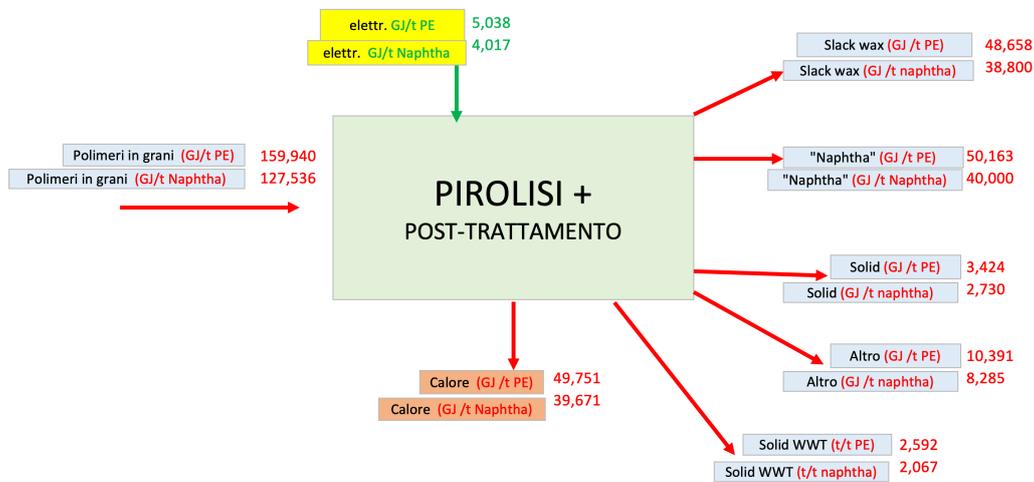


Figura 19: Schema bilancio energetico Pirolisi

Di seguito sono riportate le ipotesi e le scelte effettuate per la modellazione:

1. Il potere calorifico della Naphtha è assunto di 40 MJ/kg [64]
2. Non è considerato il potere calorifico dei reagenti chimici (quantitativamente trascurabile).
3. La voce slack wax è modellata come paraffina, con un potere calorifico di 46 MJ/kg. [65]
4. La voce "Solid char" ha un potere calorifico di 18,84 MJ/kg. [66]
5. Per la voce "flue gases" essendo CO<sub>2</sub> si assume un potere calorifico nullo (per questo non rientra del bilancio energetico).
6. Per la voce "Solid WWT" si considera rifiuto solido da trattamento acque (fanghi), con un potere calorifico di 15,5 MJ/kg. [67].
7. L'acqua non ha potere calorifico (per questo non rientra nel bilancio energetico).
8. Per il calcolo del calore in uscita è stato considerata sia l'elettricità in input, sia la quota mancante dal bilancio energetico.

9. Per la voce "Altro" si è considerato un potere calorifico intermedio tra il polimero in grani in input e la naphtha in output, per considerare una perdita distribuita di materiale durante il processo, risultando quindi in 42 MJ/kg.
10. Per tutti flussi restanti si è scelto di utilizzare dei processi già esistenti suecoinvent (vedere appendice).

Per quanto riguarda lo smaltimento dei residui, seguendo le indicazioni dell'articolo, sono stati trattati come rifiuto solido urbano e sottoposti a termovalorizzazione.(processo in appendice).

### **4.3.3 Steam Cracking**

In questa fase del processo l'olio di pirolisi subisce tre diverse trasformazioni in funzione del prodotto desiderato: per l'etilene e il propilene si segue un processo di steam cracking che seppur differente rientra sotto lo stesso nome; mentre per lo stirene la reazione chimica di deidrogenazione catalitica permette di ottenere lo stesso risultato. Di seguito è riportato l'inventario diviso per monomero.

## **ETILENE**

Per la creazione dell'inventario dell'etilene lo studio selezionato è il seguente:

- "Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery"[47]

La scelta è stata obbligata poiché non è stato possibile individuare altre fonti che mettessero a disposizione i dati di inventario per questo specifico processo. Qui sotto è riportata la tabella con gli input e output riportati dallo studio:

INPUT	Quantità	Unità	Output	Quantità	Unità
Olio pirolisi (purificato)	1230	kg	etilene	1000	kg
Azoto	50,8	kg			
idrossido di sodio	0,89	kg			
Elettricità	0,41	GJ			
Other fuels	1,11	GJ			

Tabella 10: Inventario Steam cracking dell'Etilene

Di seguito come visibile in figura 20 sono riportati i flussi in entrata e uscita, con l'aggiunta sotto la voce altro di una quantità di materiale che viene scartata durante il processo e che serve a chiudere il bilancio. Come per la fase precedente è riportato il dato normalizzato rispetto all'unità funzionale e sotto alla tonnellata di output di processo.

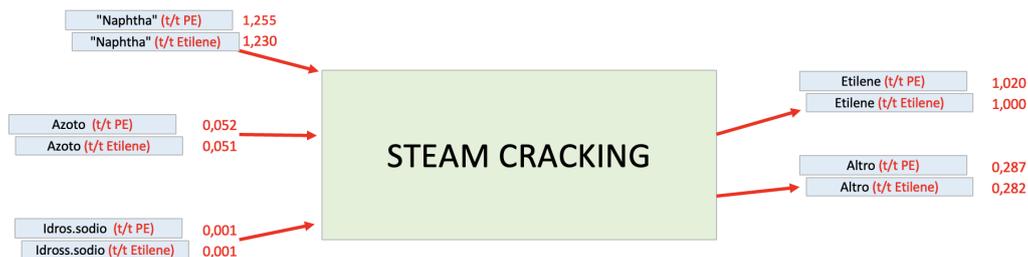


Figura 20: Schema bilancio di massa steam cracking dell'etilene

Per quanto riguarda invece il bilancio energetico come si vede in figura 22 è stato usato il colore giallo per l'energia elettrica mentre l'arancione per il calore che come mostrato entra all'interno del sistema poichè il processo è endotermico. In grigio è inserita la voce "Fuels" che indica il combustibile necessario per il corretto svolgimento del processo.

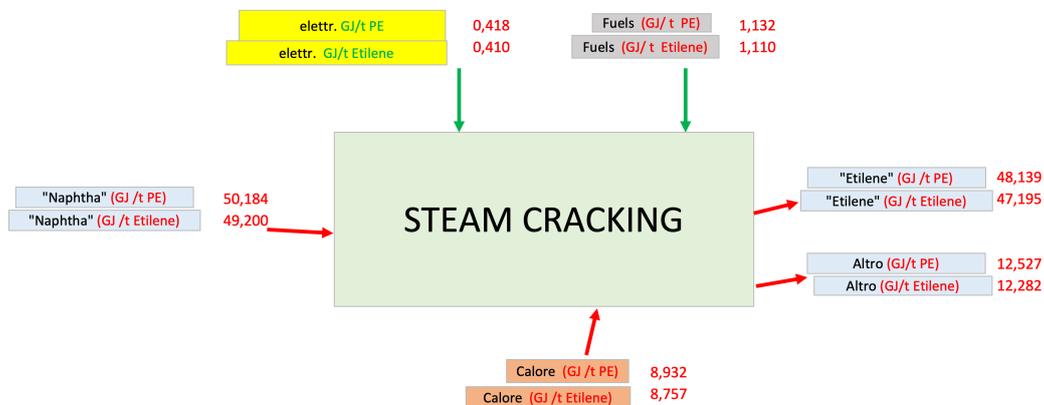


Figura 21: Schema bilancio energetico steam cracking dell'etilene

Anche in questo caso è necessario esplicitare le ipotesi formulate per la realizzazione del bilancio energetico:

1. Il potere calorifico dell'etilene è individuato nel valore di 47,195 MJ/kg [65]
2. L'azoto e l'idrossido di sodio non sono considerati nel bilancio energetico poiché il loro apporto risulta trascurabile.
3. Per la voce "Altro" si considera un potere calorifico intermedio tra la naphtha e l'etilene come a modellizzare una perdita di materiale distribuita durante tutto il processo, assegnando quindi un valore di 43,60 MJ/kg
4. Il calore entra nel sistema poiché il processo è endotermico, il valore è stato ricavato in modo da completare il bilancio energetico.

## PROPILENE

Per la creazione dell'inventario del propilene lo studio selezionato è il seguente:

"Environmental life cycle assessment of polypropylene made from used cooking oil" [68].

La scelta è stata anche in questo caso obbligata poiché non sono state individuate altre fonti che mettessero a disposizione i dati di inventario per questo specifico processo. Infatti, è stato possibile utilizzare lo studio sopra riportato solo in seguito all'ipotesi che ci permette di assimilare l'olio esausto all'olio di pirolisi. Qui sotto è riportata la tabella con gli input e output riportati dallo studio:

INPUT	Quantità	Unità	Output	Quantità	Unità
Bio - based N	2,67	kg	Propilene	1	kg
LPG	0,2	kg	Steam	2,2	kg
Steam	2,9	kg	Emissioni combustione LPG		
LPG bruciato	0,43	kg			

Tabella 11: Inventario Steam cracking del propilene

Di seguito come visibile in figura 22 sono riportati i flussi in entrata e uscita, con l'aggiunta sotto la voce etilene di una quantità di gas che viene coprodotta durante il processo [68] e che va a completare il bilancio. Come per la fase precedente è riportato il dato normalizzato rispetto all'unità funzionale e sotto alla tonnellata di output di processo, in questo caso il propilene. Come per le fasi precedenti i processi che sono stati selezionati per la modellazione sono riportati in appendice.

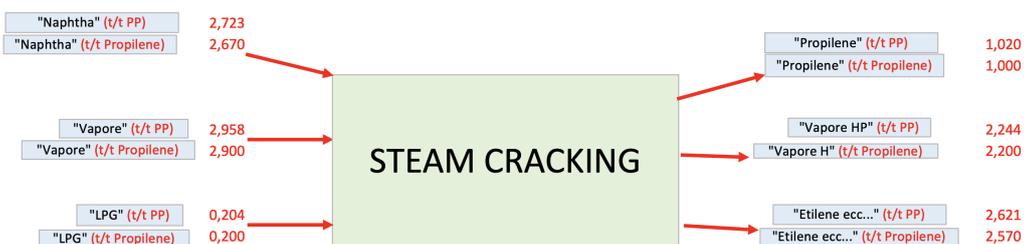


Figura 22: Schema bilancio di massa steam cracking del propilene

Per quanto riguarda invece il bilancio energetico come si vede in figura 24 è stato usato il colore grigio per l'LPG mentre l'arancione per il calore che come mostrato entra all'interno del sistema poiché il processo è endotermico.

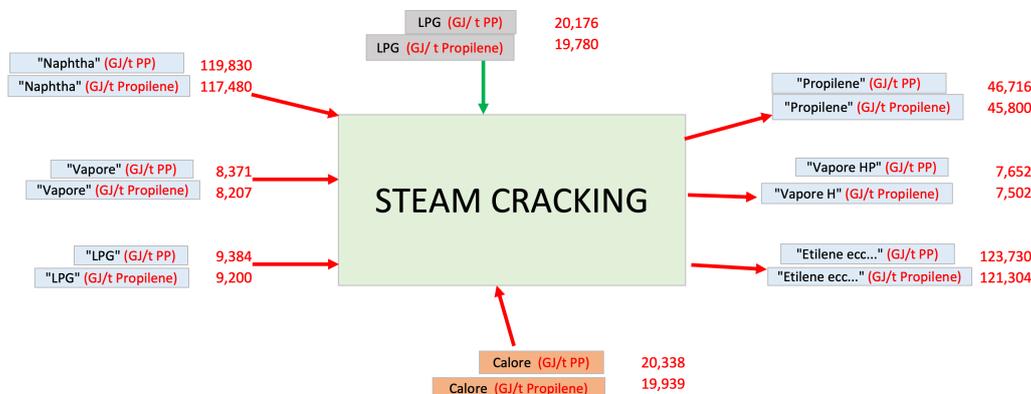


Figura 23: Schema bilancio energetico steam cracking del propilene

Anche in questo caso è necessario esplicitare le ipotesi formulate per la realizzazione del bilancio energetico:

1. Per il vapore in input a 190 gradi e 5 bar si è individuata l'entalpia specifica di 2,83 MJ/kg.
2. Per il vapore in output a 520 gradi e 112 bar si è individuata l'entalpia specifica di 3,41 MJ/kg.
3. Il potere calorifico dell'LPG è 46 MJ/kg [65] ed è usato come fonte di calore.
4. Il potere calorifico del propilene è 45,80 MJ/kg [65].
5. Il potere calorifico dell'etilene è 47,20 MJ/kg [65].
6. Il calore entra nel sistema poiché il processo è endotermico; il valore è stato ricavato in modo da completare il bilancio energetico.

## STIRENE

Il processo di formazione dello stirene tramite deidrogenazione catalitica è stato modellizzato a partire da un processo già esistente su ecoinvent in cui al posto del benzene proveniente da fonte vergine è stato sostituito con quello

prodotto da pirolisi (per il processo specifico vedere appendice) e al posto dell'etilene fossile è stato inserito quello proveniente dal cracking della naphtha da olio di pirolisi.

Di seguito come visibile in figura 24 sono riportati i flussi in entrata e uscita, con l'aggiunta sotto la voce "Altro" di una quantità di materiale che viene scartata durante il processo e che va a completare il bilancio. Come per la fase precedente è riportato il dato normalizzato rispetto all'unità funzionale e sotto alla tonnellata di output di processo, in questo caso lo stirene.

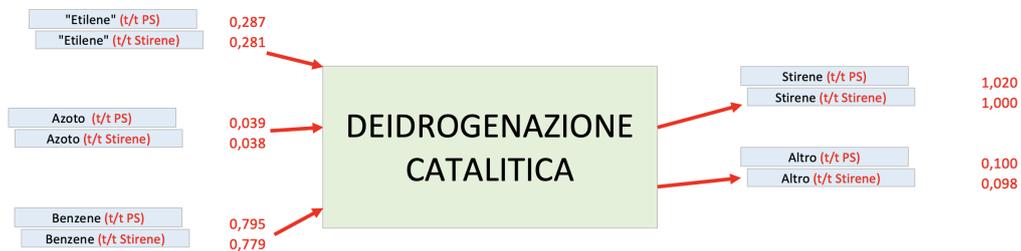


Figura 24: Schema bilancio di massa della deidrogenazione catalitica dello stirene

Per quanto riguarda invece il bilancio energetico come si vede in figura 25 è stato usato il colore grigio per l'LPG mentre l'arancione per il calore che come mostrato entra all'interno del sistema poiché il processo è endotermico.

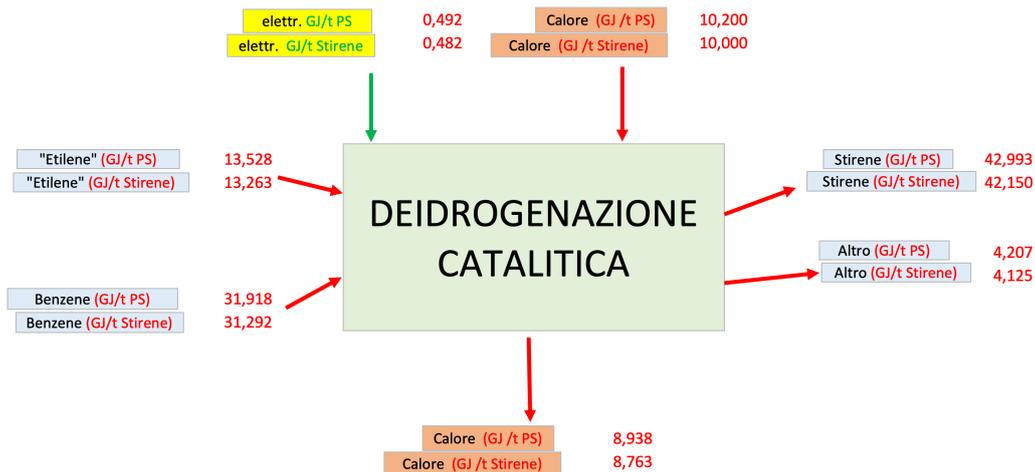


Figura 25: Schema bilancio energetico della deidrogenazione catalitica dello stirene

Anche in questo caso è necessario esplicitare le ipotesi formulate per la realizzazione del bilancio energetico:

1. Il potere calorifico del benzene è 40,17 MJ/kg [65].
2. Il potere calorifico dello stirene è 42,15 MJ/kg [65].
3. Il potere calorifico della voce "Altro" è stato modellato effettuando una media pesata tra i valori di potere calorifico di input e output, a rappresentare una perdita distribuita durante il processo, e risultando nel valore di 42,09 MJ/kg.
4. I dati sull'elettricità e calore in ingresso sono presi dal processo di ecoinvent.
5. Il processo è globalmente endotermico, infatti entra più calore di quello che esce.

#### **4.3.4 Polimerizzazione**

La fase di polimerizzazione è stata modellata utilizzando dei processi già esistenti e presenti sul database "ecoinvent" (vedere appendice) in cui è stato inserito il monomero ottenuto dal riciclo chimico tramite pirolisi al posto di quello tradizionale. Per quanto riguarda la reazione di formazione del polietilene (PE) e del polipropilene (PP), i processi selezionati sono stati quelli caratteristici del suddetto polimero, mentre per il polistirene (PS) poiché non presente nel database si è scelto di utilizzare lo stesso del PE previa opportune modifiche (vedere appendice). Qui di seguito sono riportati i bilanci di massa ed energetici per ciascun polimero.

#### **POLIETILENE**

Di seguito come visibile in figura 26 sono riportati i flussi in entrata e uscita. Come per la fase precedente è riportato il dato normalizzato rispetto all'unità funzionale che in questa ultima fase coincide anche con l'output di processo ovvero una tonnellata di polimero.

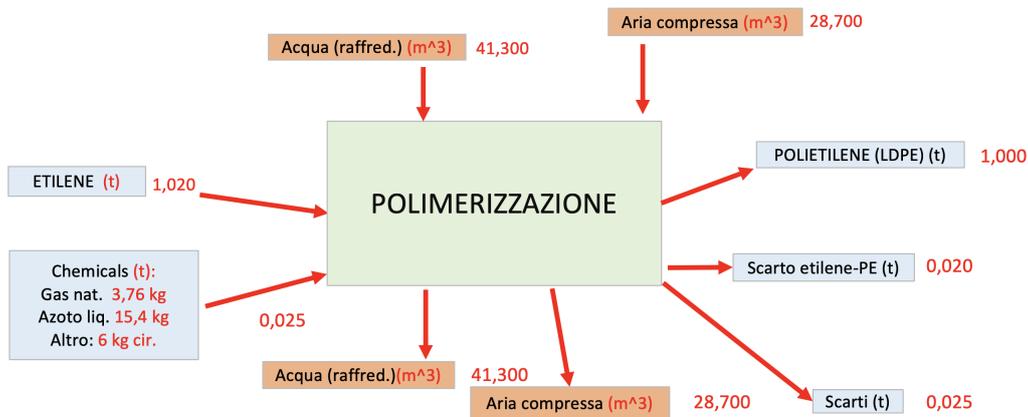


Figura 26: Schema bilancio di massa polimerizzazione polietilene

Per quanto riguarda invece il bilancio energetico come si vede in figura 27 è stato usato il colore giallo per l'energia elettrica mentre l'arancione per il calore che come mostrato esce dal sistema poiché il processo è esotermico.

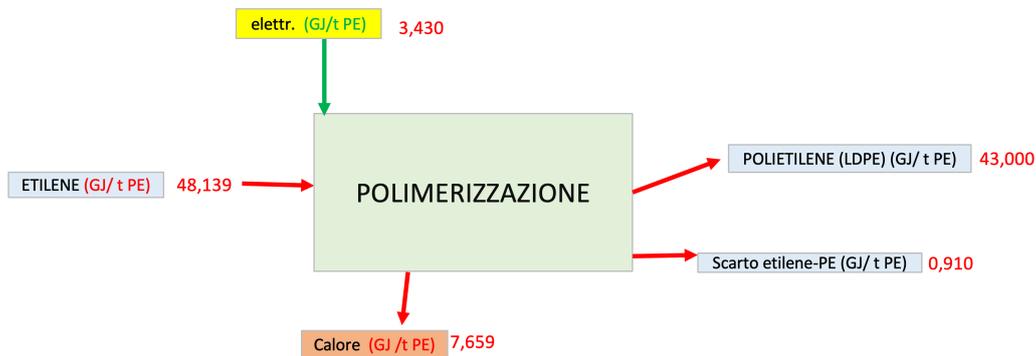


Figura 27: Schema bilancio energetico polimerizzazione polietilene

Anche in questo caso è necessario esplicitare le ipotesi formulate per la realizzazione del bilancio energetico:

1. Il potere calorifico del polietilene è individuato nel valore di 43 MJ/kg [63]
2. Gli scarti hanno un potere calorifico intermedio tra l'etilene e il polietilene in modo da rappresentare una perdita di materiale durante tutto il processo; il valore individuato è perciò 45,5 MJ/kg.

3. I reagenti chimici sono trascurati nel bilancio energetico perché quantitativamente insignificanti.

## POLIPROPILENE

Di seguito come visibile in figura 28 sono riportati i flussi in entrata e uscita. Come per la fase precedente è riportato il dato normalizzato rispetto all'unità funzionale che in questa ultima fase coincide anche con l'output di processo ovvero una tonnellata di polimero.

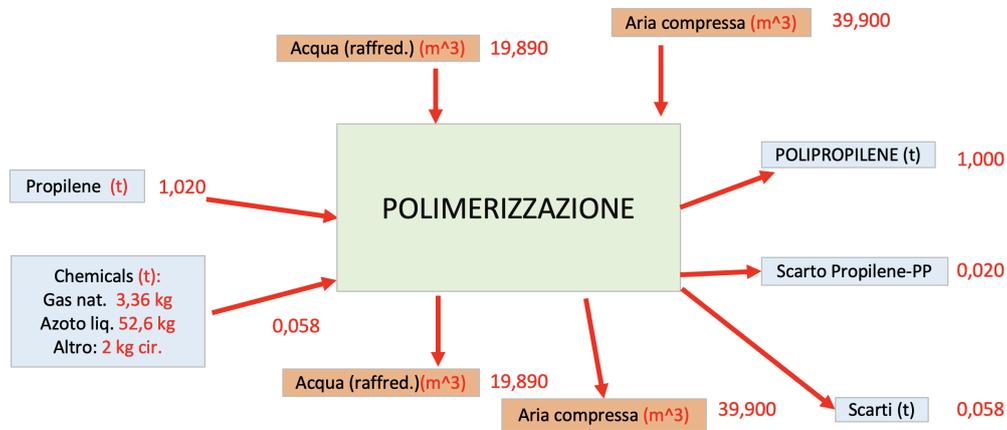


Figura 28: Schema bilancio di massa polimerizzazione polipropilene

Per quanto riguarda invece il bilancio energetico come si vede in figura 29, è stato usato il colore giallo per l'energia elettrica mentre l'arancione per il calore che come mostrato esce dal sistema poiché il processo è esotermico.



Figura 29: Schema bilancio energetico polimerizzazione polipropilene

Anche in questo caso è necessario esplicitare le ipotesi formulate per la realizzazione del bilancio energetico:

1. Il potere calorifico del polipropilene è individuato nel valore di 46 MJ/kg [63]
2. Gli scarti hanno un potere calorifico intermedio tra il propilene e il polipropilene in modo da rappresentare una perdita di materiale durante tutto il processo; il valore individuato è perciò 45,9 MJ/kg.
3. I reagenti chimici sono trascurati nel bilancio energetico perché quantitativamente insignificanti.

## POLISTIRENE

Di seguito come visibile in figura 30 sono riportati i flussi in entrata e uscita. Come per la fase precedente è riportato il dato normalizzato rispetto all'unità funzionale che in questa ultima fase coincide anche con l'output di processo ovvero una tonnellata di polimero.

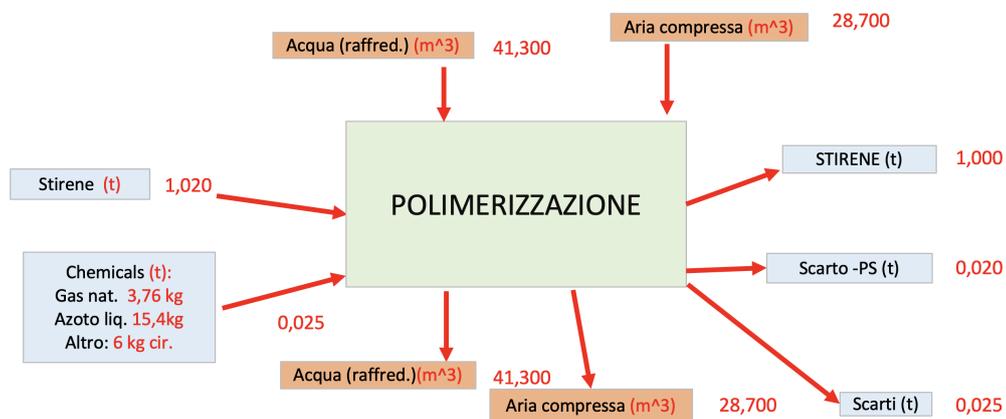


Figura 30: Schema bilancio di massa polimerizzazione polistirene

Per quanto riguarda invece il bilancio energetico come si vede in figura 31 è stato usato il colore giallo per l'energia elettrica e l'arancione per il calore che come mostrato esce dal sistema poiché il processo è esotermico.

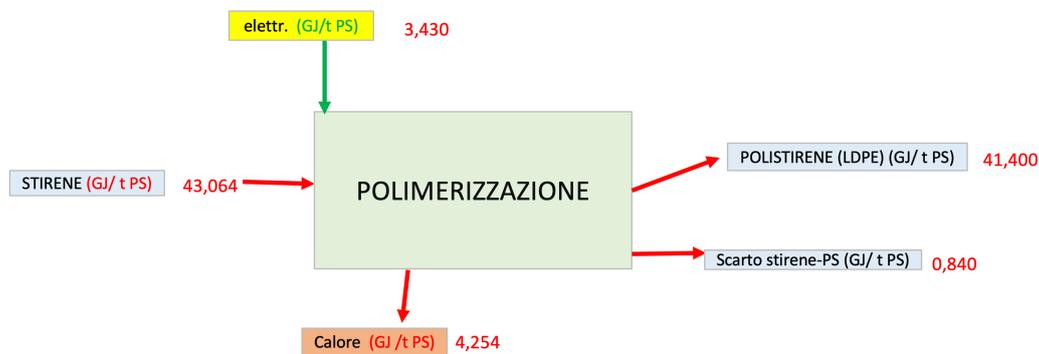


Figura 31: Schema bilancio energetico polimerizzazione polistirene

Anche in questo caso è necessario esplicitare le ipotesi formulate per la realizzazione del bilancio energetico:

1. Il potere calorifico dello stirene è 42,22 MJ/kg. [69]
2. Il potere calorifico del polistirene è individuato nel valore di 41,40 MJ/kg [70].
3. Gli scarti hanno un potere calorifico intermedio tra lo stirene e il polistirene in modo da rappresentare una perdita di materiale durante tutto il processo; il valore individuato è perciò 42 MJ/kg.
4. I reagenti chimici sono trascurati nel bilancio energetico perché quantitativamente insignificanti.

#### 4.3.5 Trasporti

All'interno dei confini del sistema è importante considerare non solo i processi necessari all'unità funzionale ma anche il trasporto dei flussi materiali da un processo a quello successivo. Le distanze che intercorrono tra i diversi processi del sistema possono essere soggette a grandi variazioni a seconda del caso studio analizzato, si è scelto quindi di adottare un'ipotesi che potesse essere ragionevole ma che specifichiamo non può essere rappresentativa della totalità dei casi.

Poiché solo una fonte tra quelle individuate all'interno dell'analisi bibliografica riporta l'inventario utilizzato per modellare i trasporti si è scelto

di utilizzare la suddetta piuttosto che ipotizzare in autonomia le distanze. L'articolo è il seguente:

- "Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery"[47]

Qui sotto rialleghiamo lo schema di processo, in questo caso del PE, in cui è possibile vedere chiaramente le distanze in chilometri a cui ogni flusso materiale è sottoposto. Come si può facilmente notare per il trasporto della naphtha poiché il processo di pirolisi è stato modellato congiuntamente al post trattamento, si sono conteggiati i trasporti di entrambe le fasi rispettivamente di 500 e 50 km e sono stati riportati nello stesso flusso. Le emissioni associate al trasporto sono modellate con l'aiuto di un processo di proprietà "LCE" per gli autoarticolati(vedere appendice).

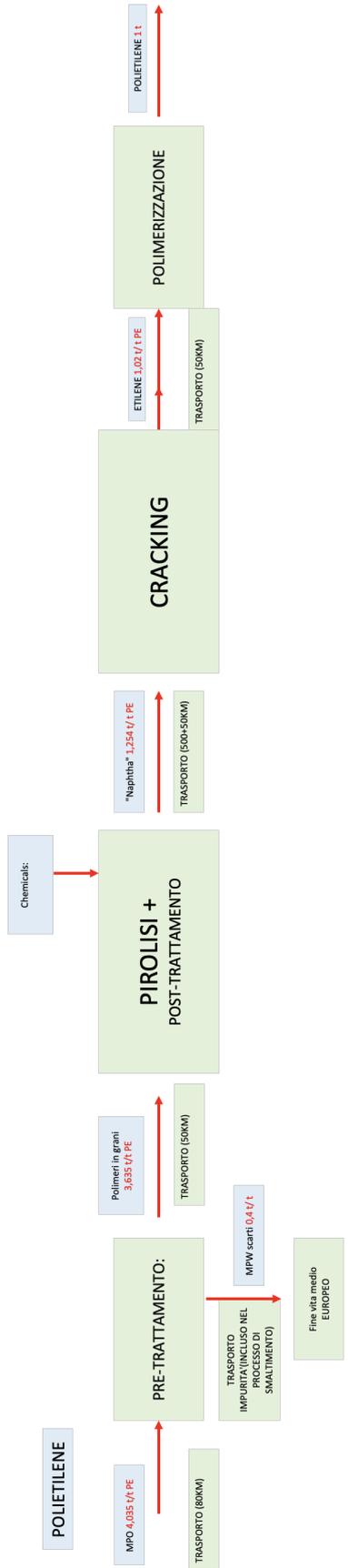


Figura 32: Schema produzione polietilene con olio da pirolisi

### **4.3.6 Produzione da riciclo meccanico**

Per quanto riguarda il sistema di produzione delle poliolefine mediante riciclo meccanico, come già accennato precedentemente, non è stato necessario creare un inventario per la modellazione poiché l'intero processo è già presente nel database del Simapro (vedere appendice). I confini del sistema sono ovviamente i medesimi di quelli individuati per la produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi, quindi rifiuti plastici in ingresso e polimero in grani in uscita. Per ogni polimero è stato selezionato un processo specifico anche se spesso all'interno di queste analisi è comune assimilare tra loro questo tipo di operazione poiché qualitativamente uguale in tutti gli aspetti. Nel caso particolare per il PE è stato individuato un processo che calza alla perfezione, a differenza del PP e del PS per cui è stato necessario assimilare l'input materiale del sistema con i rifiuti provenienti da materiale elettronico al posto di quelli generici; risulta tuttavia irrilevante dal punto di vista dei risultati, infatti la differenza è marginale e relegata alla sola prima fase del processo, che non influenza perciò il sistema nel suo complesso. (Per i processi specifici vedere l'appendice).

### **4.3.7 Polimero vergine**

Un discorso analogo a quello effettuato per il riciclo meccanico si può fare per il processo di produzione del polimero a partire da materie prime vergini, per cui anche in questo caso non è necessario costituire un inventario poiché i processi sono già presenti sul Simapro (vedere inventario). Ogni polimero ha il suo specifico processo (che può essere visionato nel dettaglio in appendice), e adotta un approccio cradle to gate in modo da poter essere comparato con gli altri due sistemi, quello di riciclo meccanico e chimico tramite pirolisi.

## 4.4 Analisi degli impatti

Nella terza fase di ogni LCA si analizzano gli impatti derivanti da tutti i processi precedentemente inclusi nell'analisi di inventario. In accordo con la norma ISO 14044 [31] questa fase prevede alcuni steps che devono necessariamente essere affrontati:

1. Selezione degli indicatori di impatto associati alla valutazione dei parametri definiti durante la fase di definizione degli scopi e degli obiettivi.
2. Classificazione, che consiste nell'assegnazione di ciascun flusso elementare, risultante dall'analisi dell'inventario, alla specifica categoria di impatto a seconda delle conseguenze che può avere sull'ambiente. Un esempio di ciò può essere se si considera la categoria del cambiamento climatico, gli impatti che i diversi gas come metano, anidride carbonica e protossido di azoto hanno su di essa.
3. Caratterizzazione, in cui si impiegano alcuni modelli ambientali per stimare come ciascun flusso elementare influenza l'indicatore di una categoria selezionata. In questo modo, i risultati dell'impatto possono essere rappresentati in una metrica univoca. L'output finale è la raccolta di ciascun contributo in un unico valore che descrive l'impatto globale del sistema su quella specifica categoria. Ad esempio, prendendo in considerazione i tre gas citati nel paragrafo precedente, pur avendo impatti diversi sul cambiamento climatico, il loro contributo può essere espresso in termini di grammi equivalenti di CO<sub>2</sub> utilizzando un fattore di caratterizzazione del potenziale di riscaldamento globale.

Questi passaggi sono normalmente eseguiti da un software, nel nostro caso il Simapro, che permette in modo semplice di classificare e caratterizzare i flussi dei processi che sono stati precedentemente inseriti nella fase di inventario.

### 4.4.1 Metodo

Per eseguire il calcolo degli impatti è stato necessario costruire il sistema mettendo in sequenza i diversi processi precedentemente modellati nella fase di

inventario. Ogni polimero nonostante condivida con gli altri alcuni processi ha un proprio flusso materiale associato all'unità funzionale che è sia quantitativamente che qualitativamente caratteristico. Come è possibile vedere in figura 33 l'unione dei processi forma l'Assembly, che in questo caso parte dal trasporto del materiale plastico da trattare e termina con la polimerizzazione del polietilene. Il valore numerico di ogni flusso è determinato a ritroso in modo da ottenere in uscita dal sistema l'unità funzionale selezionata, in questo caso una tonnellata di polimero.

Name	Status	Comment					
PE da riciclo chimico, mix waste MPO	None						
Materials/Assemblies	Amount	Unit	Distribution	SD2 or 2SD	Min	Max	Comment
Trasporto MPW da trattare	4,035	ton	Undefined				4,035 t MPW/t PE
Grano, da pretrattamento MPW	3,635	ton	Undefined				3,635 t MPW grani/t PE
Trasporto MPW grani	3,635	ton	Undefined				3,635 t MPW grani/t PE
Naphtha da pirolisi	1,254	ton	Undefined				1,254 t Naphta/t PE
Trasporto Naphtha	1,254	ton	Undefined				1,254 t Naphta/t PE
Etilene, da processo di cracking	1,02	ton	Undefined				1,02 t Etilene/t PE
Trasporto Etilene	1,02	ton	Undefined				1,02 t Etilene/t PE
Polietilene (LDPE) riciclato chimicamente (olio da pirolisi)	1	ton	Undefined				1 t PE
Add line							
Processes	Amount	Unit	Distribution	SD2 or 2SD	Min	Max	Comment
Add line							

Figura 33: Assembly PE

Qui di seguito per completezza sono riportati anche gli "Assembly" per il PP e PS:

Name	Status	Comment					
PP da riciclo chimico, mix waste MPO	None						
Materials/Assemblies	Amount	Unit	Distribution	SD2 or 2SD	Min	Max	Comment
Trasporto MPW da trattare	8,76	ton	Undefined				
Grano, da pretrattamento MPW	7,892	ton	Undefined				
Trasporto MPW grani	7,892	ton	Undefined				
Naphtha da pirolisi	2,723	ton	Undefined				
Trasporto Naphtha	2,723	ton	Undefined				
Propilene da processo di steam cracking	1,02	ton	Undefined				
Trasporto Propilene	1,02	ton	Undefined				
Polipropilene (PP) riciclato chimicamente (olio da pirolisi)	1	ton	Undefined				
Add line							
Processes	Amount	Unit	Distribution	SD2 or 2SD	Min	Max	Comment
Add line							

Figura 34: Assembly PP

Name	Status	Comment					
PS da riciclo chimico, mix waste MPO	None						

Materials/Assemblies	Amount	Unit	Distribution	SD2 or 2SD	Min	Max	Comment
Trasporto MPW da trattare	1,14	ton	Undefined				
Grano, da pretrattamento MPW	1,023	ton	Undefined				
Trasporto MPW grani	1,023	ton	Undefined				
Naphtha da pirolisi	0,353	ton	Undefined				
Trasporto Naphtha	0,353	ton	Undefined				
Etilene, da processo di cracking	0,287	ton	Undefined				
Trasporto Etilene	0,287	ton	Undefined				
Stirene da deidrogenazione catalitica	1,02	ton	Undefined				
Trasporto Stirene	1,02	ton	Undefined				
Polistirene riciclato chimicamente (olio da pirolisi), da	1	ton	Undefined				
Add line							
Processes	Amount	Unit	Distribution	SD2 or 2SD	Min	Max	Comment
Add line							

Figura 35: Assembly PS

Per quanto riguarda il metodo di calcolo degli impatti si è scelto di utilizzarne uno che fosse compatibile con la metodologia EPD, creato appositamente da LCE per le analisi di questo tipo partendo dalla direttiva sul fattore di caratterizzazione (CF) della norma "EN 15804 reference package" fornita da JRC e aggiornata nel febbraio 2023 (per maggiori dettagli vedere l'appendice).

Il metodo selezionato è: EPD v2.0 compliant method EF v3.1 (LCE) V2.02.

#### 4.4.2 Risultati

Anche nei risultati, come per la fase di inventario, si è scelto per semplicità e maggiore chiarezza di suddividere la trattazione in base al polimero. All'interno di ogni sezione verranno riportati i risultati in forma tabulata e forma grafica per il confronto dei tre sistemi di produzione dei polimeri, mentre per gli altri grafici sarà possibile visionare tutti i dati in forma dettagliata in appendice.

### POLIETILENE

Come precedentemente accennato, di seguito (tabella 12) sono riportati i risultati in forma tabulare del confronto delle tre tecnologie di produzione del PE (per abbreviazione si è indicato con CR il riciclo chimico e con MR

il riciclo meccanico):

Impact category	Unit	PE pirolisi	PE Vergine	PE MR
Climate change - Fossil	kg CO2 eq	1515,2514	1609,4087	534,10752
Climate change - Fossil old	kg CO2 eq	1547,5187	1629,7695	543,6042
Climate change - Biogenic standard	kg CO2 eq	110,4703	0,89006104	24,824538
Climate change - Biogenic standard old	kg CO2 eq	139,11075	1,1208176	31,260529
Climate change - Biogenic stored	kg CO2 eq	246,27019	27,687101	65,209985
Climate change - Biogenic stored old	kg CO2 eq	274,70607	27,91621	71,600005
Climate change - Biogenic food&feed	kg CO2 eq	121,92648	0,98236367	27,398934
Climate change - Biogenic food&feed old	kg CO2 eq	150,36235	1,211472	33,788954
Climate change - Land use and LU change	kg CO2 eq	2,5082737	0,87163431	0,53823796
Climate change - LU&LU change old	kg CO2 eq	2,5084255	0,87236671	0,53843476
Climate change - GWP GHG o irreversible	kg CO2 eq	1628,2295	1611,1678	559,46961
Climate change - GWP GHG old	kg CO2 eq	1612,492	1606,0593	555,52613
Acidification	mol H+ eq	6,4026918	8,2807344	1,7034184
Acidification old	mol H+ eq	6,4026918	8,2807344	1,7034184
Eutrophication, aquatic freshwater	kg P eq	0,10548424	3,26E-02	0,02056585
Eutrophication, freshwater old	kg P eq	0,10548424	3,26E-02	0,02056585
Eutrophication, aquatic marine	kg N eq	1,5204229	1,1440211	0,49937735
Eutrophication, marine old	kg N eq	1,5204229	1,1440211	0,49937735
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	13,984143	12,657132	5,000989
Eutrophication, terrestrial old	mol N eq	13,984143	12,657132	5,000989
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	7,3418548	3,4271645	1,6393797
Photochemical ozone formation old	kg NMVOC eq	5,7681561	3,4292285	1,6391534
Ozone depletion ODP	kg CFC11 eq	4,17E-05	1,04E-03	7,82E-06
Ozone depletion old	kg CFC11 eq	4,16E-05	1,04E-03	7,81E-06
ADP for minerals and metals	kg Sb eq	0,00159959	1,35E-03	2,10E-04
Resource use, minerals and metals old	kg Sb eq	0,00159959	1,35E-03	2,10E-04
ADP for fossil resources	MJ	31316,511	6,95E+04	6543,5681
Resource use, fossil fuels old	MJ	35505,636	69673,775	7305,1767
Water deprivation potential (WDP)	m3 depriv.	2,07E+03	2,65E+02	55,909805
Water use old	m3 depriv.	2,07E+03	2,65E+02	56,707947
Primary renewable energy (total)	MJ	4396,9712	948,69291	923,93913
Primary non-renewable energy (total)	MJ	36036,087	7,16E+04	7,43E+03

Tabella 12: Confronto impatti PE

In figura 36 invece si può osservare l'equivalente grafico dei dati mostrati sopra in cui si evince come dal punto di vista del GWP il CR (colore blu) e il polimero vergine (colore arancione) siano equivalenti, mentre l'MR (colore grigio) risulta decisamente il meno impattante in tutti e tre gli indicatori analizzati, con il 34,5% del CR per il GWP, e circa un decimo nei restanti due indicatori (9,41% e 10,4%) rispetto al PE da fonti vergini. questi risultati non ci sorprendono, infatti il processo di produzione tramite riciclo chimico risulta molto intensivo dal punto di vista delle emissioni, al pari di quello necessario per la produzione di PE vergine, ma allo stesso tempo permette di risparmiare risorse ed energia derivante da fonti non rinnovabili grazie alla mancata estrazione e lavorazione del materiale vergine.

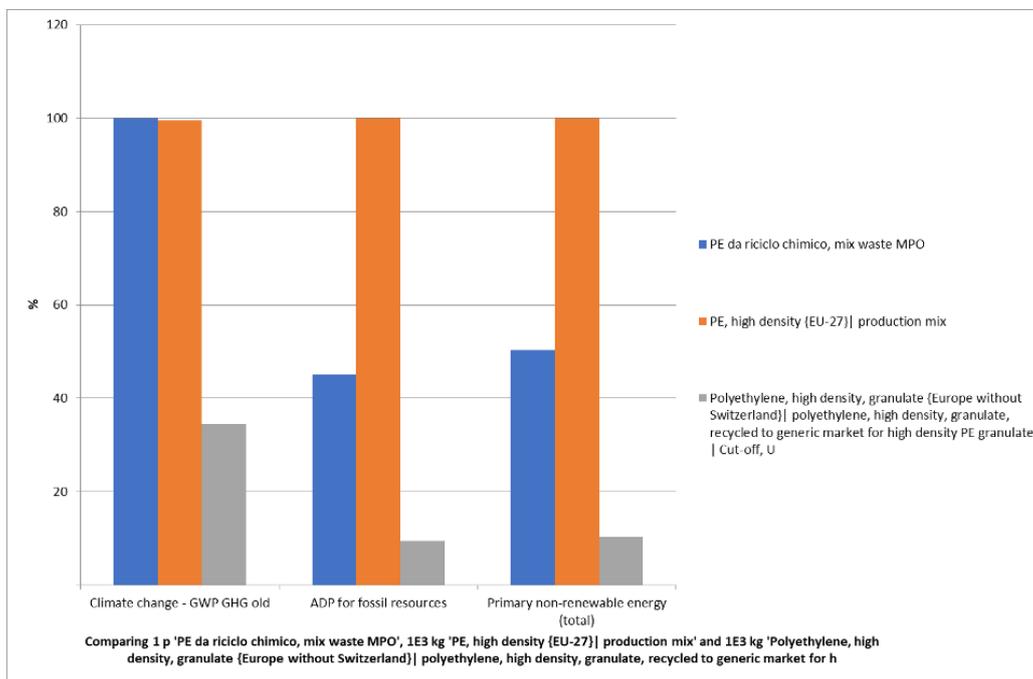


Figura 36: Comparazione impatti CR, MR e Vergine per il PE

Risulta particolarmente interessante entrare più nel dettaglio nel processo di riciclo chimico, andando ad analizzare la distribuzione percentuale degli impatti delle singole fasi che lo compongono (figura 37). Come visualizzato sulla destra del grafico ad ogni colore corrisponde uno dei processi della produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi. La fase più impattante in tutti e tre gli indicatori è la pirolisi, che partecipa per ben un 31,1% nel GWP e addirittura per un 43,5% e un 44,1% nell'ADP e nel primary energy consumption. Questo spiega almeno in parte perchè il PE da CR emette circa lo stesso quantitativo di gas serra del vergine, infatti senza la fase di pirolisi una grossa fetta di emissioni sarebbe evitata.

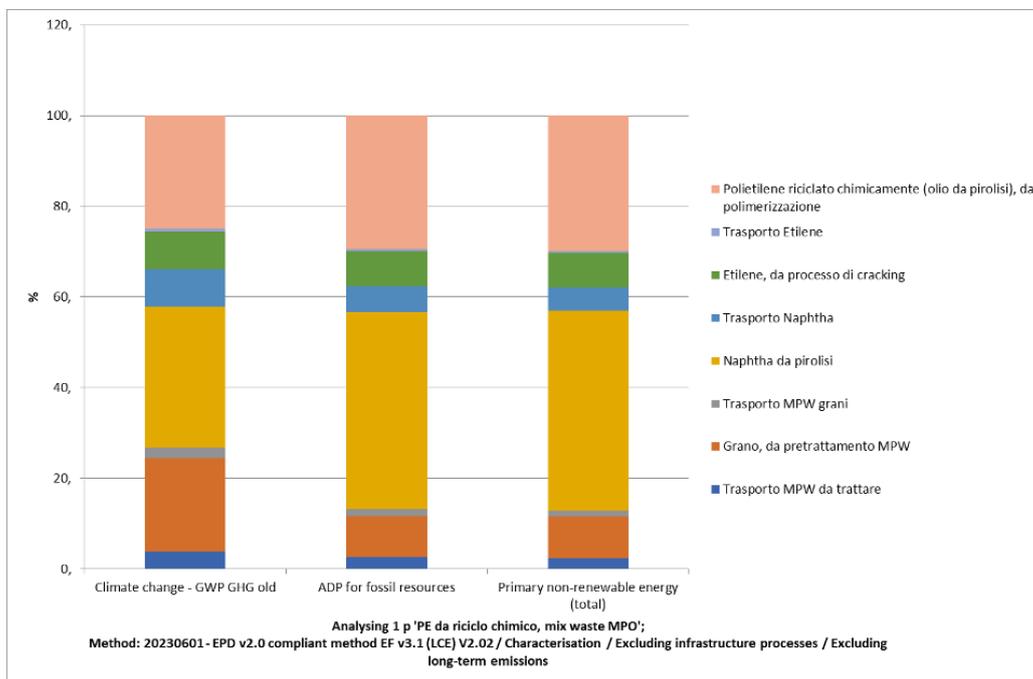


Figura 37: Distribuzione impatti PE da pirolisi

## POLIPROPILENE

In modo analogo a quanto fatto per il polietilene di seguito sono presentati i risultati in forma di tabella 13, in modo da visualizzare i valori di impatto associati ad ogni indicatore per la produzione del polipropilene. (Per comodità sono state utilizzate le stesse abbreviazioni).

Impact category	Unit	PP Pirolisi	PP Vergine	PP MR
Climate change - Fossil	kg CO2 eq	5039,0662	1,39E+03	429,59264
Climate change - Fossil old	kg CO2 eq	5136,1933	1408,6334	434,89174
Climate change - Biogenic standard	kg CO2 eq	236,32995	0,63896444	0,5666333
Climate change - Biogenic standard old	kg CO2 eq	297,60068	0,80462189	0,7135382
Climate change - Biogenic stored	kg CO2 eq	509,86391	18,265867	4,5610511
Climate change - Biogenic stored old	kg CO2 eq	570,69699	18,430341	4,7069067
Climate change - Biogenic food&feed	kg CO2 eq	260,83824	0,70522742	0,6253953
Climate change - Biogenic food&feed old	kg CO2 eq	3,22E+02	8,70E-01	7,71E-01
Climate change - Land use and LU change	kg CO2 eq	3,92E+00	5,54E-01	2,64E-01
Climate change - LU&LU change old	kg CO2 eq	3,9222698	5,55E-01	2,64E-01
Climate change - GWP GHG o irreversible	kg CO2 eq	5279,3166	1,39E+03	4,30E+02
Climate change - GWP GHG old	kg CO2 eq	5238,7357	1,39E+03	429,04294
Acidification	mol H+ eq	16,872079	7,7104213	2,0448039
Acidification old	mol H+ eq	1,69E+01	7,71E+00	2,0448039
Eutrophication, aquatic freshwater	kg P eq	1,70E-01	2,60E-02	0,015723
Eutrophication, freshwater old	kg P eq	0,16991729	0,02596035	0,015723
Eutrophication, aquatic marine	kg N eq	3,635102	1,07E+00	4,49E-01
Eutrophication, marine old	kg N eq	3,635102	1,0675026	0,4489482
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	3,43E+01	1,17E+01	5,37E+00
Eutrophication, terrestrial old	mol N eq	34,321298	11,749772	5,3725517
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	13,096086	3,18E+00	1,32E+00
Photochemical ozone formation old	kg NMVOC eq	13,08697	3,18E+00	1,33E+00
Ozone depletion ODP	kg CFC11 eq	3,51E-04	1,03E-03	6,66E-05
Ozone depletion old	kg CFC11 eq	3,51E-04	1,03E-03	6,66E-05
ADP for minerals and metals	kg Sb eq	3,34E-03	1,09E-03	2,95E-04
Resource use, minerals and metals old	kg Sb eq	0,00333685	0,00108606	0,0002951
ADP for fossil resources	MJ	94370,485	66115,108	9466,9301
Resource use, fossil fuels old	MJ	103132,78	65451,163	10119,842
Water deprivation potential (WDP)	m3 depriv.	1,34E+04	2,00E+02	1,12E+02
Water use old	m3 depriv.	1,34E+04	2,00E+02	1,13E+02
Primary renewable energy (total)	MJ	6910,4099	615,32944	631,21549
Primary non-renewable energy (total)	MJ	104784,94	67402,579	10266,163

Tabella 13: Confronto impatti PP

In figura 38 invece si può osservare l'equivalente grafico dei dati mostrati sopra. Dal grafico sovrastante 38 si evince come dal punto di vista del GWP il CR (colore blu) sia nettamente più impattante del polimero vergine (colore arancione), addirittura circa 4 volte tanto (il vergine è il 26,6% del CR), mentre l'MR (colore grigio) risulta nettamente meno impattante in tutti e tre gli indicatori analizzati, con solo l'8,19% del CR per il GWP, e circa un decimo nei restanti due indicatori (10% e 9,8%).

Il polipropilene prodotto tramite riciclo chimico risulta quindi nettamente più impattante delle due alternative. Guardando più nel dettaglio la distribuzione degli impatti all'interno delle fasi (vedere figura 39) è possibile notare come in questo caso il processo a cui sono associati gli impatti maggiore non è più la pirolisi ma lo steam cracking, che da solo costituisce circa metà (49%) delle emissioni di gas serra.

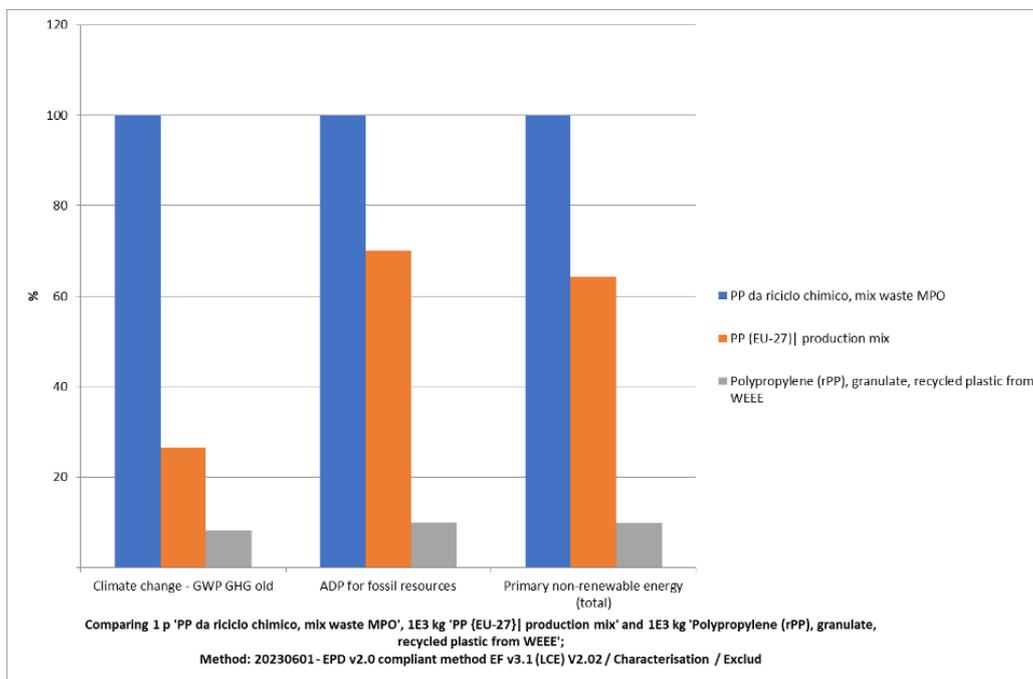


Figura 38: Comparazione impatti CR, MR e Vergine per il PP

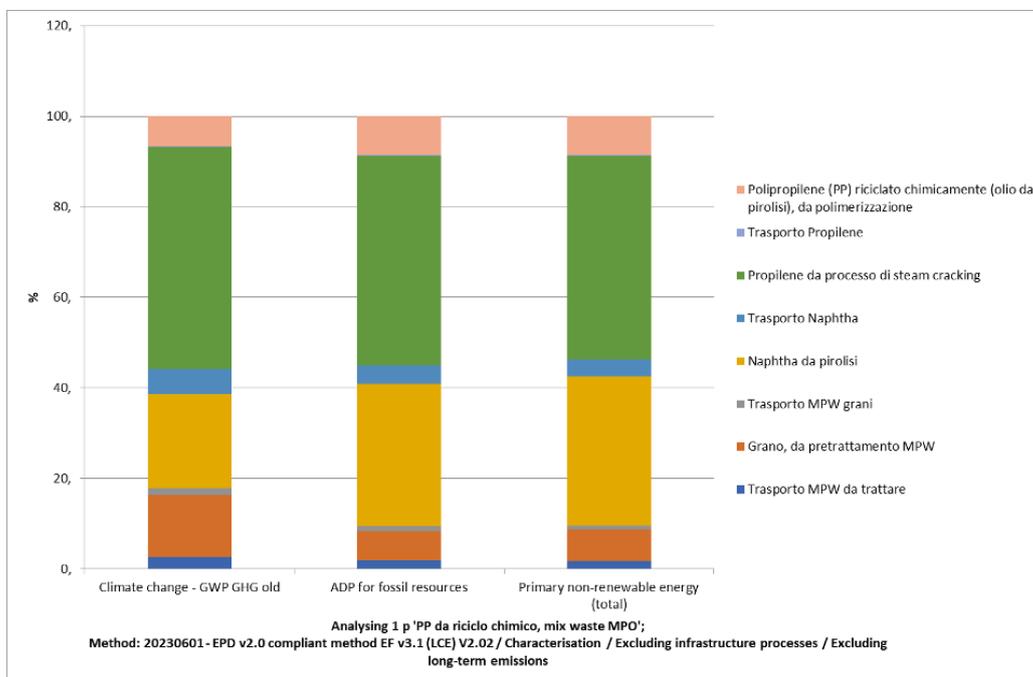


Figura 39: Distribuzione impatti PP da pirolisi

Questa anomalia è sicuramente dovuta in parte alla scelta di allocare tutti gli impatti al flusso di riferimento, in questo caso rappresentato dal propilene, che nella fase di cracking costituisce solo il 28% circa dell'output, con il restante 72% composto da altri gas di cui gran parte etilene. Andando a modificare i criteri di allocazione seguendo un criterio di massa o energia otterremmo un polipropilene con impatti minori (da 5239 a 3390 kg CO<sub>2</sub> eq), che però come visibile in figura 40 non riuscirebbe comunque a competere con le due alternative per quanto riguarda il GWP.

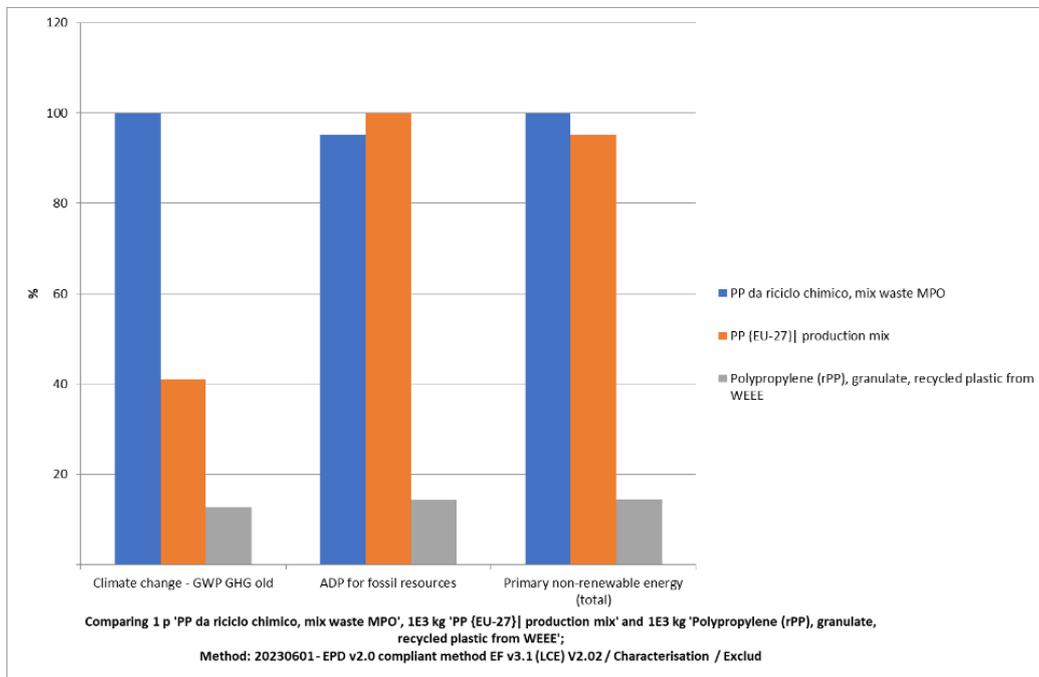


Figura 40: Impatti a confronto PP con allocazione per criterio di massa

## POLISTIRENE

Come per i due polimeri precedentemente analizzati di seguito (tabella 14) sono riportati i risultati in forma tabulare del confronto delle tre tecnologie di produzione del polistirene:

In figura 41 invece si può osservare l'equivalente grafico dei dati mostrati sopra. Dal grafico sovrastante 41 si evince come dal punto di vista del GWP il CR (colore blu) sia più impattante del polimero vergine (colore arancio-

ne), che è circa due terzi (64,3%) dell'alternativa ottenuta da pirolisi, mentre l'MR (colore grigio) risulta ancora una volta decisamente meno impattante in tutti e tre gli indicatori analizzati, con il 17,2% del CR per il GWP, e circa un 15% nei restanti due indicatori (15% e 15,7%) rispetto al PE da CR.

Il polistirene prodotto mediante il riciclo chimico risulta anche in questo caso più impattante delle due alternative. In questo caso è oltremodo interessante notare più nel dettaglio la distribuzione degli impatti all'interno delle fasi (vedere figura 42). Come è possibile notare anche in questo caso il processo a cui sono associati gli impatti maggiore non è più la pirolisi ma la deidrogenazione catalitica, che da sola costituisce più di due terzi (78,6%) delle emissioni di gas serra.

Impact category	Unit	PS Pirolisi	PS Vergine	PS MR
Climate change - Fossil	kg CO2 eq	3501,7585	2277,3562	606,1206
Climate change - Fossil old	kg CO2 eq	3546,8782	2328,6592	615,3233
Climate change - Biogenic standard	kg CO2 eq	33,250632		0,888744
Climate change - Biogenic standard old	kg CO2 eq	41,871166	0	1,119159
Climate change - Biogenic stored	kg CO2 eq	9,01E+01	2,18E+00	7,59E+00
Climate change - Biogenic stored old	kg CO2 eq	9,87E+01	2,18E+00	7,82E+00
Climate change - Biogenic food&feed	kg CO2 eq	36,698846	0,00E+00	9,81E-01
Climate change - Biogenic food&feed old	kg CO2 eq	45,257805	0,00E+00	1,21E+00
Climate change - Land use and LU change	kg CO2 eq	1,7646093	0,00E+00	0,356228
Climate change - LU&LU change old	kg CO2 eq	1,7650133	0	0,356275
Climate change - GWP GHG o irreversible	kg CO2 eq	3,54E+03	2,28E+03	607,3654
Climate change - GWP GHG old	kg CO2 eq	3,52E+03	2,26E+03	604,9509
Acidification	mol H+ eq	12,114987	6,4796283	3,125236
Acidification old	mol H+ eq	12,114987	6,48E+00	3,13E+00
Eutrophication, aquatic freshwater	kg P eq	0,0871939	0,0039	0,025392
Eutrophication, freshwater old	kg P eq	8,72E-02	3,90E-03	2,54E-02
Eutrophication, aquatic marine	kg N eq	1,8357169	1,29E+00	5,99E-01
Eutrophication, marine old	kg N eq	1,8357169	1,29E+00	5,99E-01
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	19,267104	1,40E+01	7,13E+00
Eutrophication, terrestrial old	mol N eq	1,93E+01	1,40E+01	7,13E+00
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	9,24E+00	3,86E+00	1,68E+00
Photochemical ozone formation old	kg NMVOC eq	7,66E+00	3,79E+00	1,68E+00
Ozone depletion ODP	kg CFC11 eq	0,0009189	8,65E-06	7,04E-05
Ozone depletion old	kg CFC11 eq	0,0009189	8,65E-06	7,04E-05
ADP for minerals and metals	kg Sb eq	0,0010056	0,0004396	0,000284
Resource use, minerals and metals old	kg Sb eq	1,01E-03	4,40E-04	2,84E-04
ADP for fossil resources	MJ	8,20E+04	7,60E+04	1,23E+04
Resource use, fossil fuels old	MJ	84748,186	76045,372	13461,27
Water deprivation potential (WDP)	m3 depriv.	2128,7135	4,70E+02	2,59E+02
Water use old	m3 depriv.	2,13E+03	4,70E+02	2,59E+02
Primary renewable energy (feedstock)	MJ	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Primary renewable energy (total)	MJ	3,20E+03	5,16E+02	8,68E+02
Primary non-renewable energy (total)	MJ	86803,954	76045,372	13621,92

Tabella 14: Confronto impatti PS

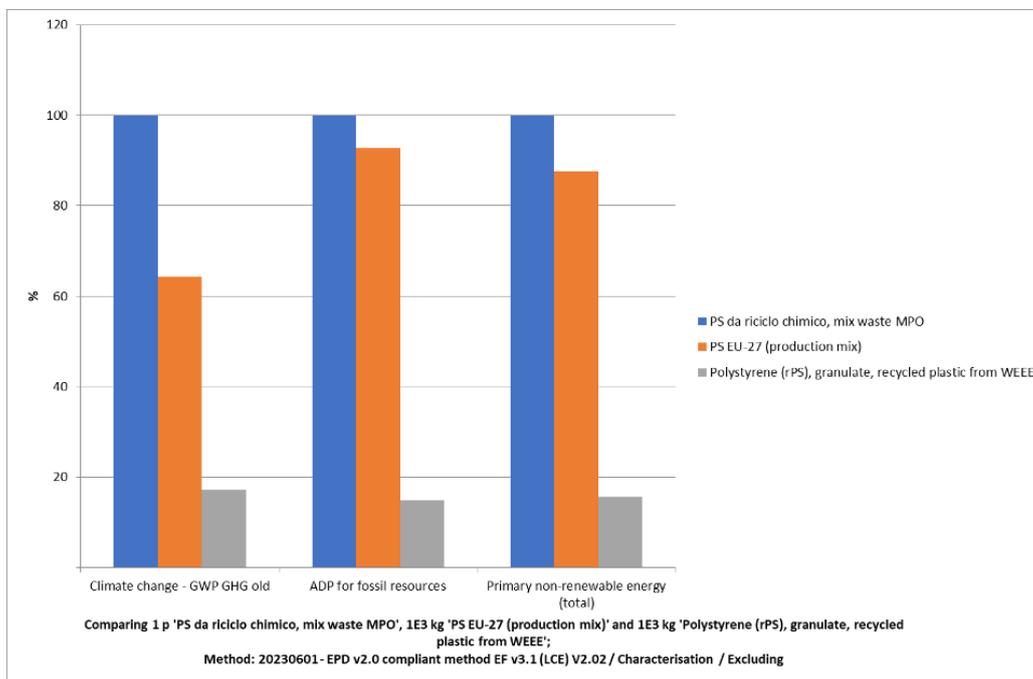


Figura 41: Comparazione impatti CR, MR e Vergine per il PS

Dal grafico sovrastante 41 si evince come dal punto di vista del GWP il CR (colore blu) sia più impattante del polimero vergine (colore arancione), che è circa due terzi (64,3%) dell'alternativa ottenuta da pirolisi, mentre l'MR (colore grigio) risulta ancora una volta decisamente meno impattante in tutti e tre gli indicatori analizzati, con il 17,2% del CR per il GWP, e circa un 15% nei restanti due indicatori (15% e 15,7%) rispetto al PE da CR. Il polistirene prodotto mediante il riciclo chimico risulta anche in questo caso più impattante delle due alternative. In questo caso è oltremodo interessante notare più nel dettaglio la distribuzione degli impatti all'interno delle fasi (vedere figura 42). Come è possibile notare anche in questo caso il processo a cui sono associati gli impatti maggiore non è più la pirolisi ma la deidrogenazione catalitica, che da sola costituisce più di due terzi (78,6%) delle emissioni di gas serra.

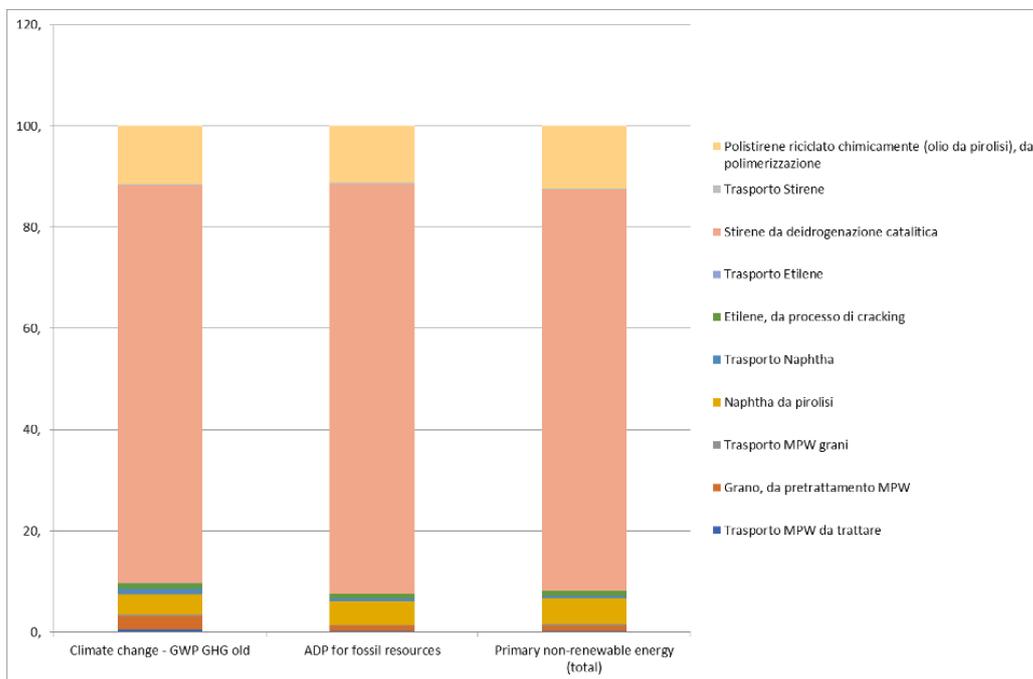


Figura 42: Distribuzione impatti PS da pirolisi

Il perché di questo forte sbilanciamento è da individuare nello schema di processo della produzione del polistirene; per comodità riportiamo nuovamente qui sotto la fase interessata (figura 43):



Figura 43: Schema deidrogenazione catalitica del PS

Se si osserva attentamente il processo si può notare come su 1,02 t di materiale in output, 0,795 t (pari al 78%) siano costituite dal benzene in input, prodotto anch'esso per pirolisi della plastica (dettagli del processo in

appendice); queste percentuali sono in linea con la suddivisione degli impatti evidenziata in figura 42 a prova del fatto che derivando dallo stesso processo industriale ci sia una corrispondenza pressoché perfetta tra flusso di massa e impatto ambientale associato.

## 4.5 Interpretazione e miglioramento

L'ultima fase di un'analisi LCA è l'interpretazione e miglioramento, in cui nonostante non vengano fornite indicazioni chiare dalla norma ISO 14044 [31] su come debba essere strutturata, è caratterizzata dall'individuazione dei possibili interventi atti a migliorare l'eco-efficienza del sistema[50]. Nel nostro caso si ricercherà tramite analisi energetica di individuare il processo più energivoro e meno efficiente per poi in seguito ipotizzarne un miglioramento attraverso uno studio di sensibilità in cui si esploreranno diverse strategie di intervento. L'ultima parte di questo capitolo sarà dedicata alle raccomandazioni e ai limiti emersi durante il lavoro.

### 4.5.1 Analisi energetica

All'interno della fase di miglioramento è stato ritenuto opportuno approfondire l'efficienza del sistema di produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine miste con l'obiettivo di individuare il processo maggiormente impattante a livello energetico per un ipotetico intervento di efficientamento mirato. Per raggiungere questo obiettivo si potrebbe sottoporre il sistema ad analisi exergetica, tuttavia lo strumento selezionato è l'analisi energetica poiché, come anche la stessa metodologia LCA, riconosce in unità energetiche le fonti di energia primaria impiegate per i suoi usi finali[50], e inoltre i dati da utilizzare sono disponibili nella forma sopra riportata e non sarebbe possibile accedere alle informazioni necessarie alla realizzazione di un'analisi exergetica accurata. Essendo le informazioni disponibili limitate e circoscritte a quelle necessarie per la realizzazione dell'inventario, l'analisi è da intendere come un primo passo verso una maggiore comprensione del sistema e una possibile linea guida per futuri approfondimenti.

A partire quindi dai bilanci energetici effettuati durante la fase di inventario, è possibile ricavare l'efficienza energetica di ogni singolo processo in accordo con la seguente equazione:

$$\frac{E_{\text{nei prodotti}}}{E_{\text{in ingresso}} + E_{\text{nelle materie prime}}}$$

Sotto in tabella è visibile il risultato:

<b>PROCESSO</b>	<b>EFFICIENZA</b>
Pretrattamento	<b>0,89</b>
Pirolisi + post-trattamento	<b>0,30</b>
Steam cracking (media)	<b>0,88</b>
Deidrogenazione catalitica	<b>0,77</b>
Polimerizzazione (media)	<b>0,89</b>

Tabella 15: Efficienza energetica dei processi di produzione tramite riciclo chimico

Come è possibile notare in tabella 15 tutti i processi hanno un'efficienza elevata fatta eccezione per la pirolisi e post trattamento che raggiunge solo uno 0,3. Questa differenza sostanziale è sicuramente dovuta alla natura ancora embrionale del processo di pirolisi che non ha ancora raggiunto la piena maturità progettuale. Analizzando più nel dettaglio il bilancio energetico di tale processo 44, che riportiamo nuovamente per comodità qui sotto, si può osservare dalle due voci nei riquadri verdi come il contributo sostanziale all'abbassamento dell'efficienza energetico si ha a causa dello scarso tasso di conversione del rifiuto plastico misto trattato in olio di pirolisi. infatti come visibile in tabella 16 contenente i dati di inventario (sempre riportata nuovamente qui sotto per comodità) per ogni tonnellata di rifiuto plastico in ingresso viene prodotto solo 0,345 tonnellate di olio di pirolisi (assimilabile alla naphtha).

Una gestione più attenta dell'energia elettrica e del calore all'interno del processo può essere quindi sicuramente un importante nucleo di intervento per il miglioramento della sua efficienza, ma come mostrato dagli schemi sopra risulta essenziale prima di tutto aumentare la produttività del reattore di pirolisi. Questa opzione è analizzata nella sotto sezione "Analisi di sensibilità" qui sotto.

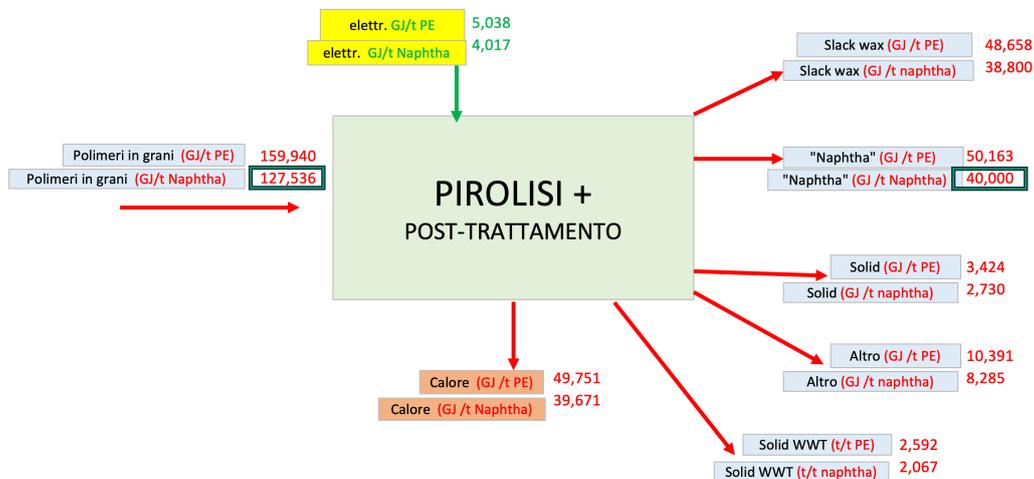


Figura 44: Schema bilancio energetico Pirolisi

INPUT	Quantità	Unità	Output	Quantità	Unità
MPO rigid bales	1.000	kg	Naphtha	0,345	t
Electricity (total)	1386	MJ	Slack wax	0,291	t
Shredding	0,046	MWh	Solid residue	0,05	t
Washing	0,028	MWh	Water vapour	0,016	t
Cutting mill	0,041	MWh	Flue gas (CO <sub>2</sub> )	0,198	t
Transport screw	0,015	MWh	Exported	0,131	MWh
Float-sink	0,003	MWh	Energy recovery		
Water treatment	0,013	MWh	Avoided electricity	0,257	MWh
TCR (net)	0,239	MWh	Avoided heat	0,504	MWh
FeCl <sub>3</sub>	0,86	kg	Filter cake from		
NaOH	1	kg	Dry cake	0,014	t
Polyelectrolyte	0,104	kg	Moisture	0,021	t
Tap water (total)	247	kg	Energy recovery		
Washing water	165	kg	Avoided electricity	0,007	MWh
Float-sink water	82	kg	Avoided heat	0,014	MWh
Hydrogen	9	kg	Pulp from WWT		
Ca(OH) <sub>2</sub>	3	kg	Dry pulp	0,032	t
Air	3.326	kg	Moisture	0,048	t
			Energy recovery		
			Avoided electricity	0,016	MWh
			Avoided heat	0,033	MWh

Tabella 16: Inventario Pirolisi

#### 4.5.2 Analisi di sensibilità

Risulta evidente come ci sia un ampio margine di miglioramento per quanto riguarda l'incremento di efficienza della pirolisi della plastica, basti pensare alla possibilità di selezionare i rifiuti in ingresso andando a inserire all'interno

del reattore una specifica tipologia di polimero; questo permetterebbe di migliorare il rendimento del processo e di conseguenza ridurre le emissioni associate.

Qui di seguito viene rimodellata la fase di di pirolisi sostituendo il rifiuto plastico misto con un rifiuto selezionato, nel caso specifico il PP rigido.

Come effettuato durante l'analisi di inventario, occorre individuare una fonte da cui estrapolare i dati dei flussi in input e output dal processo in modo da realizzare il bilancio in massa ed energetico.

L'articolo selezionato è il seguente:

- "Moving from linear to circular household plastic packaging in Belgium: Prospective life cycle assessment of mechanical and thermochemical recycling"[46]

Da cui è stato possibile ricavare l'inventario visibile in tabella 17:

INPUT	Quantità	Unità	Output	Quantità	Unità
PP rigid bales	1	t	Naphtha	0,531	t
Electricity (net	0,45	MWh	Slack wax	0,284	t
Hydrogen	0,014	t	Solid	0,072	t
Ca(OH) <sub>2</sub>	0,002	t	Water	0,026	t
Air	5.110	t	Flue gas	0,305	t
			Exported	0,202	MWh

Tabella 17: Inventario pirolisi PP rigido

Anche in questo caso è stato necessario realizzare il bilancio di massa per poi elaborare quello energetico. Qui sotto è possibile vedere entrambi gli schemi:

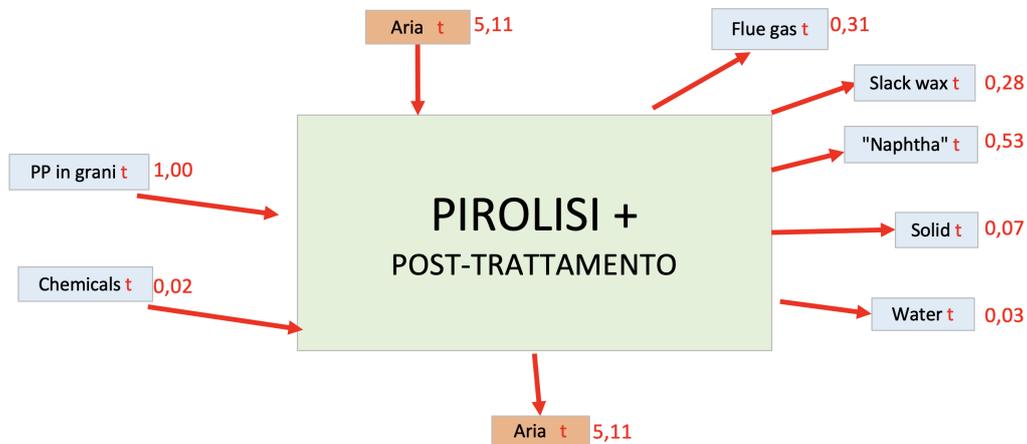


Figura 45: Schema bilancio di massa pirolisi PP rigido

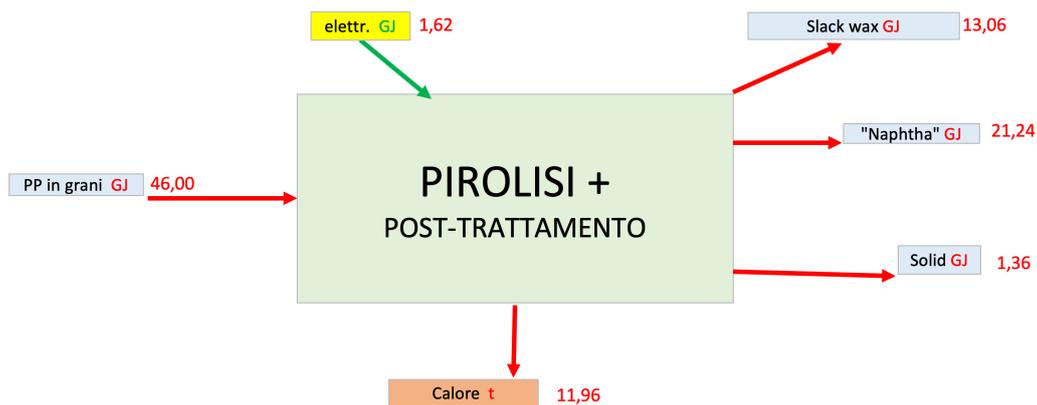


Figura 46: Schema bilancio energetico pirolisi PP rigido

Si è scelto per comodità di effettuare la simulazione per solo un polimero, in questo caso il PE. In questo secondo caso l'efficienza del processo è maggiore, passando da uno 0,3 a uno 0,45 con un incremento rispetto al caso precedente del 50%.

Come prevedibile per quanto riguarda gli impatti, in figura 47 si può osservare una diminuzione del 13,2% in tutti e tre gli indicatori analizzati.

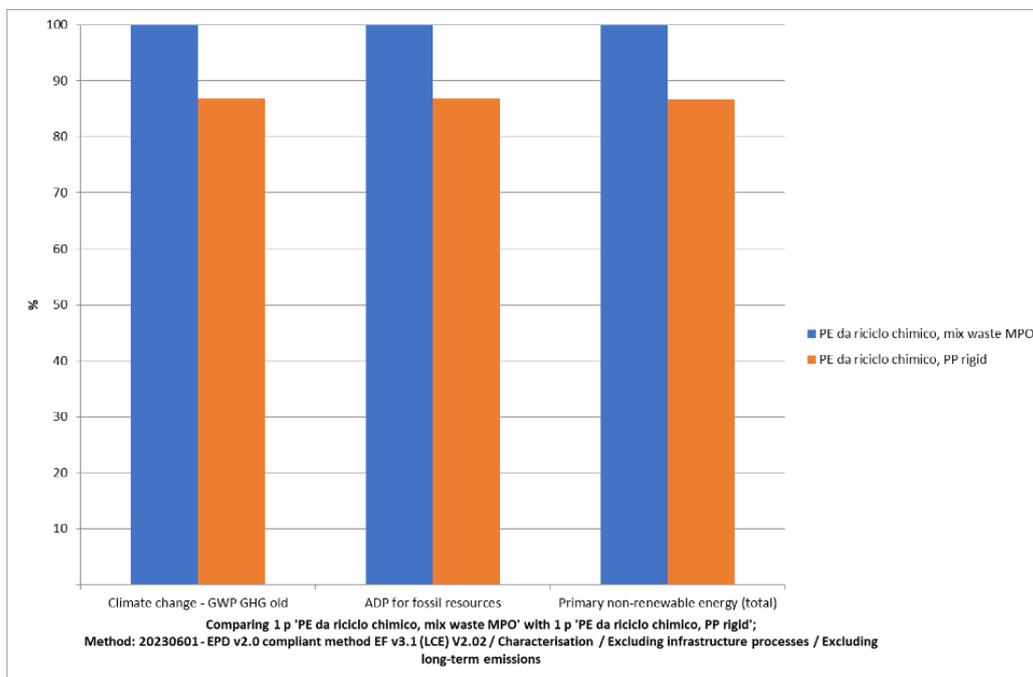


Figura 47: Confronto produzione tramite riciclo chimico tra MPW e PP rigido in ingresso

Volendo invece cambiare prospettiva, va ricordato che, come ampiamente spiegato precedentemente, questo modello realizzato per la produzione mediante il riciclo chimico tramite pirolisi è stato strutturato per restituire un'immagine del massimo impatto associato a un sistema di questo tipo, non rappresenta quindi una media reale. Una volta individuata, grazie all'analisi energetica, il processo meno efficiente, può risultare quantomeno interessante simulare un secondo scenario in cui viene sostituito l'inventario del processo di pirolisi attuale con un'alternativa più favorevole.

La fonte selezionata per rimodellare il processo di pirolisi è la seguente:

- "Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery"[47]

Che riporta come mostrato in tabella 18 il seguente inventario per la fase di pirolisi:

INPUT	Quantità	Unità	Output	Quantità	Unità
MPW	1410	kg	Olio Pirolisi	1000	kg
Electricity	3260	MJ	Char	110	kg
Gas naturale	490	MJ			

Tabella 18: Inventario pirolisi favorevole

Nell'articolo non viene contemplato il processo di post trattamento, per cui viene direttamente impiegato l'olio di pirolisi nella successiva fase di steam cracking. Come effettuato precedentemente vengono riportati di seguito i due schemi raffiguranti il bilancio di massa e quello energetico:

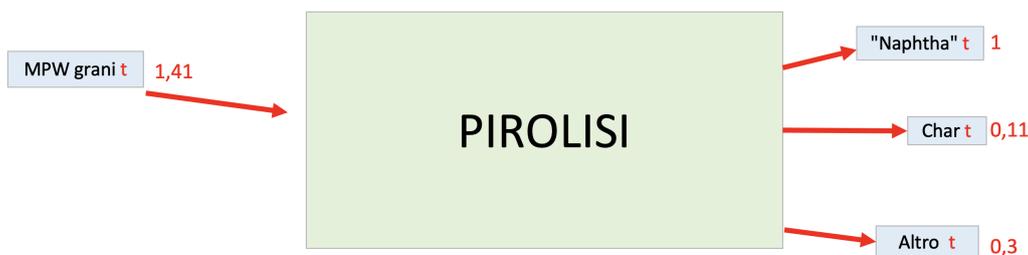


Figura 48: Bilancio di massa pirolisi scenario favorevole

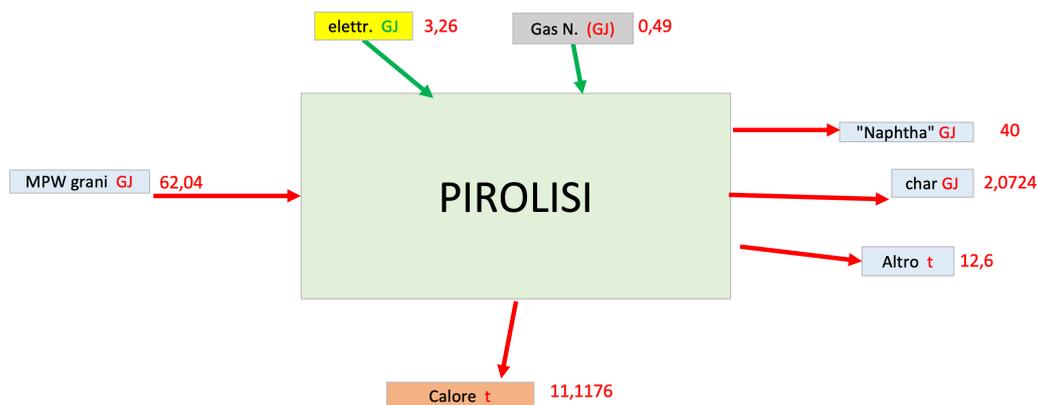


Figura 49: Bilancio energetico pirolisi scenario favorevole

In questo secondo caso è subito possibile notare il differente tasso di produttività del reattore con un chiaro e notevole aumento dell'efficienza, che

passa da uno 0,3 a uno 0,61 incrementando quindi di oltre il 100%.

Per quanto riguarda gli impatti qui di seguito in figura 50 sono stati calcolati e messi a confronto i seguenti processi:

- In arancione il PE da riciclo chimico con in ingresso rifiuti plastici misti e processo di pirolisi con dati di inventario favorevoli.
- In blu chiaro il PE da riciclo chimico con in ingresso rifiuti plastici misti e processo di pirolisi con dati di inventario sfavorevoli ("worst case scenario")
- In giallo il PE da riciclo meccanico con in ingresso rifiuti plastici misti.
- In grigio il PE vergine.

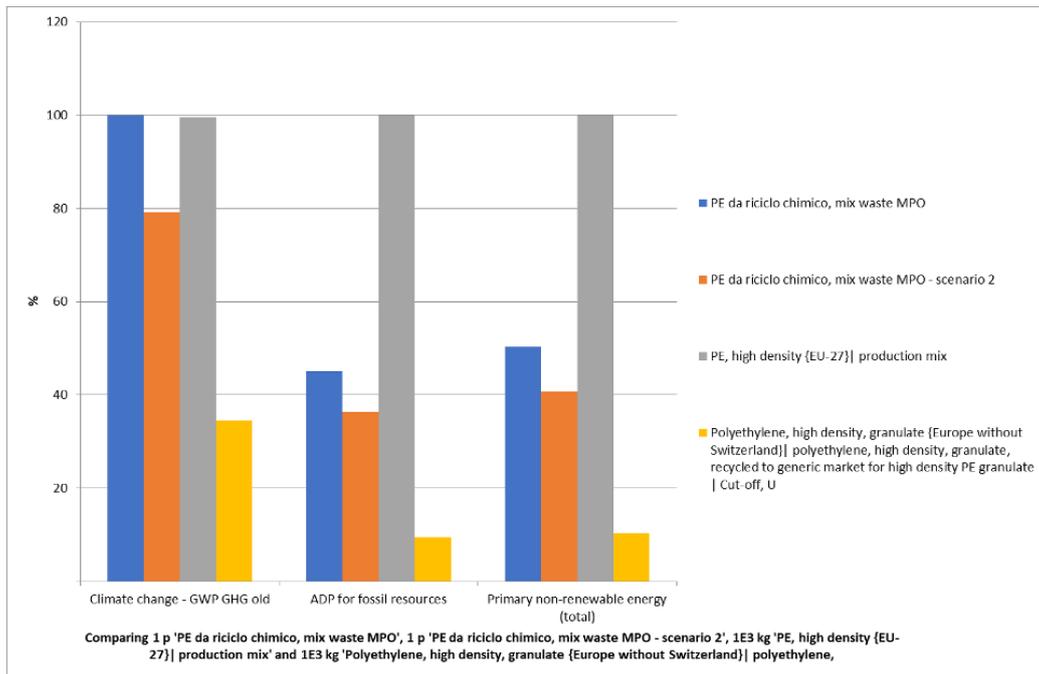


Figura 50: Confronto vari processi produzione PE

Come si può facilmente notare il nuovo scenario con il processo di pirolisi aggiornato porta ad un abbassamento degli impatti ambientali in tutti e tre

gli indicatori analizzati, in particolare Il GWP diminuisce del 20,8% risultando migliore dell'equivalente vergine in termini di ecoefficienza ma non ancora paragonabile alla produzione tramite riciclo meccanico.

Altre opzioni possibili per aumentare l'efficienza complessiva del sistema, e quindi diminuirne gli impatti, potrebbero essere il recupero energetico tra le varie fasi; in particolare sfruttare i processi esotermici per fornire calore a quelli endotermici. Questo tipo di studio prende il nome di "pinch analysis" ed è largamente diffuso tra gli addetti ai lavori nell'ottimizzazione dei processi industriali. Per mettere in atto una gestione delle risorse energetiche di questo tipo si presuppone però la coesistenza spaziale di tutti i processi necessari alla produzione mediante riciclo chimico tramite pirolisi delle poliolefine, andando a vincolare fortemente la costruzione di ipotetici nuovi impianti. Una forma di recupero energetico meno vincolante potrebbe essere la combustione dei flussi secondari del processo per la produzione di calore, come ad esempio il metano prodotto dalla biodigestione dei fanghi provenienti dal trattamento delle acque reflue, oppure ancora la termovalorizzazione del residuo solido scartato alla fine della fase di pirolisi o l'utilizzo di una miscela di idrogeno e metano al posto del gas naturale fossile. Le opzioni per incrementare l'efficienza e quindi auspicabilmente ridurre l'impatto ambientale sono molte e tutte potenzialmente applicabili, ma solo previa studio approfondito basato su dati primari reali ottenuti direttamente dalle misurazioni dei parametri caratteristici dell'impianto.

Quelle sopra riportate sono solo alcune delle possibilità, da intendere quindi come spunti per una futura ricerca.

### **4.5.3 Limiti e raccomandazioni**

Come già accennato nell'introduzione alla fase di inventario, la ricerca del materiale da cui estrapolare i dati è stata difficoltosa e le fonti reperite alla fine dell'analisi bibliografica sono state appena sufficienti a modellare le singole fasi del sistema, con in molti casi un solo studio adatto a tale scopo. questo rappresenta sicuramente il limite più grande di questo lavoro, che non ambisce perciò ad essere esaustivo sul tema, ma che prova ad essere l'inizio

di una ricerca per un confronto trasparente ed onesto tra le diverse alternative per la produzione di polimeri plastici poliolefinici. In più occasioni, come esplicitato di volta in volta, è stato necessario fare dei compromessi e delle ipotesi che permettessero di sopperire alla mancanza di informazioni, aumentando di conseguenza il margine di incertezza già elevato di un'analisi di questo tipo.

## 5 Conclusioni

I risultati di questo lavoro di confronto, effettuato mediante metodologia LCA, tra le tre principali diverse alternative per la produzione di polimeri poliolefinici hanno evidenziato come solo la produzione di PE mediante riciclo chimico tramite pirolisi ha fornito valori di impatto ambientale comparabili all'alternativa vergine, a differenza del PP e PS per cui la distanza è ancora rilevante. Questa differenza evidenzia come la pirolisi sia ancora in una fase sperimentale e non abbia attualmente raggiunto la maturità progettuale al pari delle alternative con cui è stato confrontato; infatti altrettanto chiaramente è emerso come il riciclo meccanico risulti essere sempre la via di produzione dei polimeri poliolefinici meno impattante; tuttavia gli ampi margini di sviluppo del riciclo chimico consentono di presupporre un consistente incremento dell'eco-efficienza, soprattutto se gli sforzi tecnologici e di ricerca sono indirizzati al processo di pirolisi che, come evidenziato dall'analisi energetica, risulta quello meno efficiente e quindi col più ampio margine di progresso. In conclusione si ritiene di fondamentale importanza non pensare alle diverse alternative come in competizione tra loro ma piuttosto unite in sinergia per ridurre il globale impatto della produzione e gestione della plastica. In particolare il riciclo chimico tramite pirolisi permette di superare i limiti del riciclo meccanico, gestendo flussi di rifiuti eterogenei e di bassa qualità restituendo in uscita dal processo un prodotto pari al vergine e quindi potenzialmente impiegabile in qualsiasi settore, anche quelli soggetti alle più stringenti normative di sicurezza. La produzione di materiale plastico tramite riciclo chimico può essere un alleato nella lotta contro la crisi climatica, a patto di studiarne in modo più approfondito gli impatti e valutando caso per caso la soluzione più efficiente dal punto di vista ambientale. Le diverse limitazioni di questo lavoro, principalmente legate alla scarsità delle informazioni disponibili, possono essere superate dalla ricerca futura mediante una sperimentazione strutturata e sistematica in grado di fornire dati dettagliati su cui basare un'analisi di impatto ambientale più accurata.

## 6 Bibliografia

### Riferimenti bibliografici

- [1] P. Europe. “Plastics - the Facts 2021.” (2021), indirizzo: [https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/AF-Plastics-the-facts-2021\\_250122.pdf](https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/AF-Plastics-the-facts-2021_250122.pdf).
- [2] OECD, “Plastics use in 2019,” 2022. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.1787/efff24eb-en>. indirizzo: <https://www.oecd-ilibrary.org/content/data/efff24eb-en>.
- [3] P. Europe. “The Circular Economy for Plastics – A European Overview.” (2021), indirizzo: [https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2022/06/PlasticsEurope-CircularityReport-2022\\_2804-Light.pdf](https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2022/06/PlasticsEurope-CircularityReport-2022_2804-Light.pdf).
- [4] C. Europea. “Comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni.” (2018), indirizzo: [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:2df5d1d2-fac7-11e7-b8f5-01aa75ed71a1.0018.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:2df5d1d2-fac7-11e7-b8f5-01aa75ed71a1.0018.02/DOC_1&format=PDF).
- [5] N. Singh, D. Hui, R. Singh, I. Ahuja, L. Feo e F. Fraternali, “Recycling of plastic solid waste: A state of art review and future applications,” *Composites Part B: Engineering*, vol. 115, pp. 409–422, 2017.
- [6] I. Vollmer, M. J. Jenks, M. C. Roelands et al., “Beyond mechanical recycling: Giving new life to plastic waste,” *Angewandte Chemie International Edition*, vol. 59, n. 36, pp. 15 402–15 423, 2020.
- [7] S. Al-Salem, P. Lettieri e J. Baeyens, “Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review,” *Waste management*, vol. 29, n. 10, pp. 2625–2643, 2009.
- [8] K. Ragaert, L. Delva e K. Van Geem, “Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste,” *Waste management*, vol. 69, pp. 24–58, 2017.
- [9] L. Delva, K. Van Kets, M. Kuzmanovic et al., “Mechanical Recycling of Polymers for Dummies,” *Capture-Plastics to Resource*, 2019.
- [10] D. Collias, M. James e J. Layman, *Circular Economy of Polymers: Topics in Recycling Technologies* (ACS symposium series). American Chemical Society, 2021, ISBN: 9780841298156. indirizzo: <https://books.google.it/books?id=5CfJzgEACAAJ>.

- [11] M. E. Grigore, “Methods of recycling, properties and applications of recycled thermoplastic polymers,” *Recycling*, vol. 2, n. 4, p. 24, 2017.
- [12] M. Solis e S. Silveira, “Technologies for chemical recycling of household plastics—A technical review and TRL assessment,” *Waste Management*, vol. 105, pp. 128–138, 2020.
- [13] G. Lopez, M. Artetxe, M. Amutio, J. Bilbao e M. Olazar, “Thermochemical routes for the valorization of waste polyolefinic plastics to produce fuels and chemicals. A review,” *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 73, pp. 346–368, 2017.
- [14] D. Czajczyńska, L. Anguilano, H. Ghazal et al., “Potential of pyrolysis processes in the waste management sector,” *Thermal Science and Engineering Progress*, vol. 3, pp. 171–197, 2017, ISSN: 2451-9049. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tsep.2017.06.003>. indirizzo: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2451904917300690>.
- [15] R. Aguado, M. Olazar, M. J. San José, B. Gaisán e J. Bilbao, “Wax formation in the pyrolysis of polyolefins in a conical spouted bed reactor,” *Energy and Fuels*, vol. 16, n. 6, pp. 1429–1437, 2002, Cited by: 134. DOI: 10.1021/ef020043w. indirizzo: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-0036827394&doi=10.1021%2fef020043w&partnerID=40&md5=fc4ae80ddbfcf2ba165ceb7f5056113c>.
- [16] O. Dogu, M. Pelucchi, R. Van de Vijver et al., “The chemistry of chemical recycling of solid plastic waste via pyrolysis and gasification: State-of-the-art, challenges, and future directions,” *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 84, p. 100901, 2021.
- [17] P. Energy, *Chemical recycling in practice*, 2023.
- [18] P. T. Benavides, P. Sun, J. Han, J. B. Dunn e M. Wang, “Life-cycle analysis of fuels from post-use non-recycled plastics,” *Fuel*, vol. 203, pp. 11–22, 2017.
- [19] S. M. Alston e J. C. Arnold, “Environmental impact of pyrolysis of mixed WEEE plastics part 2: life cycle assessment,” *Environmental science & technology*, vol. 45, n. 21, pp. 9386–9392, 2011.
- [20] R. PIRA et al., “Evaluation of costs and benefits for the achievement of Reuse and Recycling targets for the Different Packaging Materials in the Frame of the Packaging and Packaging Waste Directive 94/62/EC,” *Report to the EU Commission DG Environment, available at europa.eu.int*, 2003.

- [21] A. Marongiu, T. Faravelli, G. Bozzano, M. Dente e E. Ranzi, “Thermal degradation of poly (vinyl chloride),” *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol. 70, n. 2, pp. 519–553, 2003.
- [22] S. Al-Salem, S. Evangelisti e P. Lettieri, “Life cycle assessment of alternative technologies for municipal solid waste and plastic solid waste management in the Greater London area,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 244, pp. 391–402, 2014.
- [23] D. Torres, Y. Jiang, D. Sanchez-Monsalve e G. A. Leeke, “Hydrochloric acid removal from the thermogravimetric pyrolysis of PVC,” *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol. 149, p. 104831, 2020.
- [24] K.-B. Park, S.-J. Oh, G. Begum e J.-S. Kim, “Production of clean oil with low levels of chlorine and olefins in a continuous two-stage pyrolysis of a mixture of waste low-density polyethylene and polyvinyl chloride,” *Energy*, vol. 157, pp. 402–411, 2018.
- [25] F. Campuzano, R. C. Brown e J. D. Martinez, “Auger reactors for pyrolysis of biomass and wastes,” *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 102, pp. 372–409, 2019.
- [26] *Chain of custody, General terminology and models*, norma ISO, 2020.
- [27] C. Krüger, “Why Is the Mass Balance Approach an Essential Requirement for Chemical Recycling?” *BPF Webinar: The Future of Chemical Recycling*, 2020.
- [28] C. Krüger, A. Kicherer, C. Kormann e N. Raupp, “Biomass balance: An innovative and complementary method for using biomass as feedstock in the chemical industry,” *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies*, p. 101, 2018.
- [29] H. K. Jeswani, C. Krüger, A. Kicherer, F. Antony e A. Azapagic, “A methodology for integrating the biomass balance approach into life cycle assessment with an application in the chemicals sector,” *Science of the total environment*, vol. 687, pp. 380–391, 2019.
- [30] I. ISO, “Environmental management—life cycle assessment, principles and framework, ISO 14040: 1997,” *European Committee for Standardization CEN, Brussels, Belgium*, 1997.
- [31] ISO, “ISO 14044: 2006. Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines. International Organization for Standardization,” 2006.

- [32] EU, “Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources,” *Off. J. Eur. Union*, pp. 82–209, 2018, Cited by: 541. indirizzo: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85062395390&partnerID=40&md5=0732ffa61e8023834d4824f08e0dd2bb>.
- [33] *Directive (EU) 2019/904, 2019. Directive (EU) 2019/904 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment (Text with EEA relevance). The Official Journal of the European Union, 12 June. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/904/oj*, Accesso: 7 Agosto 2023, 2019.
- [34] *Direttiva 2009/125/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio*, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX:32009L0125>, Accesso: 10 Giugno 2023, 2009.
- [35] *Regolamento (UE) 2019/904 del Parlamento Europeo e del Consiglio*, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX:32019R0904>, Accesso: 10 Giugno 2023, 2019.
- [36] A. Maisels, A. Hiller e F.-G. Simon, “Chemisches Recycling für Kunststoffe: Status und Perspektiven,” *Chemie Ingenieur Technik*, vol. 93, n. 11, pp. 1742–1750, 2021.
- [37] D. Achilias, C. Roupakias, P. Megalokonomos, A. Lappas e E. Antonakou, “Chemical recycling of plastic wastes made from polyethylene (LDPE and HDPE) and polypropylene (PP),” *Journal of hazardous materials*, vol. 149, n. 3, pp. 536–542, 2007.
- [38] F. Perugini, M. L. Mastellone e U. Arena, “A life cycle assessment of mechanical and feedstock recycling options for management of plastic packaging wastes,” *Environmental Progress*, vol. 24, n. 2, pp. 137–154, 2005.
- [39] M. Gear, J. Sadhukhan, R. Thorpe, R. Clift, J. Seville e M. Keast, “A life cycle assessment data analysis toolkit for the design of novel processes—A case study for a thermal cracking process for mixed plastic waste,” *Journal of cleaner production*, vol. 180, pp. 735–747, 2018.
- [40] G. Faraca, V. Martinez-Sanchez e T. F. Astrup, “Environmental life cycle cost assessment: Recycling of hard plastic waste collected at Danish recycling centres,” *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 143, pp. 299–309, 2019.

- [41] H. H. Khoo, “LCA of plastic waste recovery into recycled materials, energy and fuels in Singapore,” *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 145, pp. 67–77, 2019.
- [42] A. Ahamed, A. Veksha, K. Yin, P. Weerachanchai, A. Giannis e G. Lisak, “Environmental impact assessment of converting flexible packaging plastic waste to pyrolysis oil and multi-walled carbon nanotubes,” *Journal of hazardous materials*, vol. 390, p. 121 449, 2020.
- [43] B. BASF e G. Ludwigshafen, *Evaluation of pyrolysis with LCA–3 case studies*, 2020.
- [44] R. Meys, F. Frick, S. Westhues, A. Sternberg, J. Klankermayer e A. Bardow, “Towards a circular economy for plastic packaging wastes—the environmental potential of chemical recycling,” *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 162, p. 105 010, 2020.
- [45] A. Schwarz, T. Lighthart, D. G. Bizarro, P. De Wild, B. Vreugdenhil e T. Van Harmelen, “Plastic recycling in a circular economy; determining environmental performance through an LCA matrix model approach,” *Waste Management*, vol. 121, pp. 331–342, 2021.
- [46] D. Civancik-Uslu, T. T. Nhu, B. Van Gorp et al., “Moving from linear to circular household plastic packaging in Belgium: Prospective life cycle assessment of mechanical and thermochemical recycling,” *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 171, p. 105 633, 2021.
- [47] H. Jeswani, C. Krüger, M. Russ et al., “Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery,” *Science of the Total Environment*, vol. 769, p. 144 483, 2021.
- [48] A. Veksha, A. Ahamed, X. Y. Wu et al., “Technical and environmental assessment of laboratory scale approach for sustainable management of marine plastic litter,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 421, p. 126 717, 2022.
- [49] G.-G. P, A. AM, K. D et al., “Environmental and economic assessment of plastic waste recycling,” n. KJ-NA-31-423-EN-N (online), 2023, ISSN: 1831-9424 (online). DOI: 10.2760/0472(online).
- [50] G. Baldo, M. Marino e S. Rossi, *Analisi del ciclo di vita LCA* (Manuali di progettazione sostenibile). Edizioni Ambiente, 2008, ISBN: 9788889014820. indirizzo: <https://books.google.it/books?id=i31ePAAACAAJ>.
- [51] M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum e S. I. Olsen, *Life cycle assessment*. Springer, 2018.

- [52] J. R. Centre, I. for Environment e Sustainability, *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook : general guide for life cycle assessment : detailed guidance*. Publications Office, 2011. DOI: doi/10.2788/38479.
- [53] A.-M. Tillman, “Significance of decision-making for LCA methodology,” *Environmental impact assessment review*, vol. 20, n. 1, pp. 113–123, 2000.
- [54] R. Karimzadeh, H. R. Godini e M. Ghashghae, “Flowsheeting of steam cracking furnaces,” *Chemical Engineering Research and Design*, vol. 87, n. 1, pp. 36–46, 2009.
- [55] Wikipedia. “Life-cycle assessment.” Accessed: Giugno 28, 2023. (), indirizzo: [https://en.wikipedia.org/wiki/Life-cycle\\_assessment](https://en.wikipedia.org/wiki/Life-cycle_assessment).
- [56] R. Heijungs, “Ten easy lessons for good communication of LCA,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 19, n. 3, pp. 473–476, 2014.
- [57] R. Heijungs e J. B. Guinée, “Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems,” *Waste management*, vol. 27, n. 8, pp. 997–1005, 2007.
- [58] D. L. Schrijvers, P. Loubet e G. Sonnemann, “Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, pp. 976–993, 2016.
- [59] T. Ekvall e A.-M. Tillman, “Open-loop recycling: criteria for allocation procedures,” *The international journal of life cycle assessment*, vol. 2, pp. 155–162, 1997.
- [60] T. I. E. System, “General programme instructions for the International EPD® system 2.01,” 2013.
- [61] L. D. Harvey, “A guide to global warming potentials (GWPs),” *Energy Policy*, vol. 21, n. 1, pp. 24–34, 1993.
- [62] V. Subramaniam e Y. Choo, “Greenhouse gas emissions for the production of crude palm kernel oil - A gate-to-gate case study,” *Journal of oil palm research*, vol. 24, pp. 1511–1517, dic. 2012.
- [63] I. B. Alit, I. G. B. Susana e I. M. Mara, “Conversion of LDPE and PP plastic waste into fuel by pyrolysis method,” *Global Journal of Engineering and Technology Advances*, vol. 10, n. 3, pp. 073–078, 2022.

- [64] Y. Kodera, T. Yamamoto e E. Ishikawa, “Energy-and economic-balance estimation of pyrolysis plant for fuel-gas production from plastic waste based on bench-scale plant operations,” *Fuel Communications*, vol. 7, p. 100 016, 2021.
- [65] P. Linstrom, *NIST Chemistry WebBook*, NIST Standard Reference Database Number 69, NIST Office of Data and Informatics, 2021. DOI: 10.18434/T4D303.
- [66] J. Jamradloedluk e C. Lertsatitthanakorn, “Characterization and utilization of char derived from fast pyrolysis of plastic wastes,” *Procedia Engineering*, vol. 69, pp. 1437–1442, 2014.
- [67] A. L. Jadhav, R. V. Saraf e A. N. Dakhore, “Energy recovery from waste water treatment plant sludge,” *Materials Today: Proceedings*, vol. 42, pp. 1224–1229, 2021.
- [68] C. Moretti, M. Junginger e L. Shen, “Environmental life cycle assessment of polypropylene made from used cooking oil,” *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 157, p. 104 750, 2020.
- [69] B. Santoso, D. Pramayuda, D. S. Ismoro et al., “Physical properties analysis of the liquid produced by polystyrene pyrolysis,” in *Journal of Physics: Conference Series*, IOP Publishing, vol. 1282, 2019, p. 012 072.
- [70] L. Costiuc, M. Tierean, S. Patachia e L. Baltas, “Research on the Heat of Combustion of the Plastic Waste Materials,” *Environmental engineering and management journal*, vol. 14, giu. 2015.