

**DEFINIZIONE DEI FLUSSI DI INQUINANTI ATMOSFERICI
DELL'ATTIVITA' DI TERMOVALORIZZAZIONE DEI RIFIUTI E
VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI CON LA TECNICA DEL CICLO DI
VITA**

prof. Michele Giugliano

DIIAR- Sezione Ambientale
Politecnico di Milano
Piazza L, da Vinci, 32 20133-Milano

NOVEMBRE 2007

INDICE

0. PREMESSA

1. LA TECNICA DELL'ANALISI DEL CICLO DI VITA (LCA)..... 3

1.1 LO STRUMENTO LCA	3
1.2 GLI INDICATORI DI IMPATTO APPLICATI	4
1.2.1 Riscaldamento globale	6
1.2.2 Acidificazione	7
1.2.3 Tossicità umana	7
1.2.4 Formazione fotochimica di ozono	8

2. ANALISI LCA DI DUE SCENARI DI GESTIONE DEI RIFIUTI IN VALLE D'AOSTA..... 10

2.1 SCENARIO 1	13
2.1.1 Termovalorizzatore	13
Emissioni dal termovalorizzatore	14
Produzione di reagenti e additivi	18
Costruzione dell'impianto	18
Produzione di elettricità e di calore	19
Produzione di acciaio e di alluminio dai rottami metallici recuperati dalle scorie	20
2.1.2 Estrazione e selezione	21
2.1.3 Discarica di Issogne	21
2.1.4 Discarica di Brissogne	22
2.2 SCENARIO 2	24
2.2.1 Selezione meccanica	24
2.2.2 Trasporto del sovrallo	24
2.2.3 Termovalorizzatore	24
2.2.4 Biostabilizzazione del sottovaglio	25
2.2.5 Discarica di Issogne	26
2.2.6 Discarica di Brissogne	27
2.2.7 Compostaggio	27
2.3 RISULTATI DELL'ANALISI LCA	29
BIBLIOGRAFIA	37

0. PREMESSA

Questo rapporto definisce in primo luogo i flussi dell'energia e degli inquinanti atmosferici associati ai due scenari di gestione integrata dei rifiuti in Valle d'Aosta, delineati nello studio Genon e Ziviani (2007).

Tutti dati energetici ed ambientali caratteristici delle singole operazioni inserite nelle filiere dei due scenari sono valutati in forme congiunte ed espressi in termini di bilanci di indici ambientali con la tecnica dell'analisi del ciclo di vita (LCA).

I bilanci complessivi, acquisiti per i due scenari, sono infine messi in confronto per la valutazione finale.

1. LA TECNICA DELL'ANALISI DEL CICLO DI VITA (LCA)

1.1 LO STRUMENTO LCA

Da un punto di vista metodologico, la **definizione di LCA (Life Cycle Assessment)** proposta dalla SETAC (1993), oggi formalizzata nella ISO 14040, è la seguente: *“è un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo o un'attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente. La valutazione include l'intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l'uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale”*.

La struttura della LCA è sintetizzabile in quattro momenti principali (Pennington et al., 2004; Rebitzer et al., 2004) (Fig. 1.1):

1. Definizione degli Scopi e degli Obiettivi (Goal definition and Scoping): è la fase preliminare in cui vengono definiti le finalità dello studio, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno di dati, le assunzioni ed i limiti;
2. Inventario (Life Cycle Inventory, LCI): è la prima parte del lavoro, dedicata allo studio del ciclo di vita del processo o attività. Lo scopo principale è quello di ricostruire la via attraverso cui il fluire dell'energia e dei materiali permette il funzionamento del sistema produttivo in esame tramite tutti i processi di trasformazione e trasporto;
3. Valutazione degli Impatti (Life Cycle Impact Assessment, LCIA): è lo studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o attività, che ha lo scopo di evidenziare l'entità delle modificazioni generate a seguito dei consumi di risorse e dei rilasci nell'ambiente calcolati nella fase precedente;
4. Interpretazione dei risultati (Life Cycle Interpretation): è la parte conclusiva di una LCA, che ha lo scopo di proporre i cambiamenti necessari a ridurre l'impatto ambientale dei processi o attività considerati, valutandoli in maniera iterativa con la stessa metodologia LCA in modo da non attuare azioni tali da peggiorare lo stato di fatto.

Più nello specifico, lo scopo dell'analisi di inventario, che è la seconda fase di uno studio di LCA, è evidenziare tutti i flussi di input e di output (riferiti all'unità funzionale) connessi alle diverse fasi del ciclo di vita di un prodotto. La terza fase della procedura di LCA, la valutazione degli impatti, ha invece come obiettivo quello di esprimere i risultati dell'inventario in modo da collegarli

ragionevolmente con i vari tipi di effetti ambientali indesiderati. La struttura generale di una valutazione degli impatti è composta da quattro fasi, delle quali solamente le prime due vengono considerate obbligatorie dalla norma ISO 14042:

- **Classificazione:** è l'operazione che permette l'assegnazione dei risultati della fase di analisi di inventario agli effetti ambientali prescelti, rappresentati da determinate categorie di impatto ambientale.
 - **Caratterizzazione:** una volta assegnate le diverse emissioni alle categorie di impatto scelte, si può calcolare l'effetto totale attraverso la sommatoria dei singoli effetti potenziali, valutati tramite un fattore di conversione, tipico di ogni sostanza, con il quale esprimere i contributi dei diversi flussi a quella specifica categoria di impatto.
 - **Normalizzazione:** nella prima delle due fasi indicate come opzionali dalla norma ISO 14042, si tenta di dare un quadro generale all'entità dei diversi impatti di categoria, esprimendoli attraverso la stessa unità di riferimento. Lo scopo è quindi quello di ottenere degli indici sintetici con cui valutare complessivamente il sistema in esame.
 - **Pesatura:** tramite l'assegnazione di pesi alle categorie di impatto si procede al confronto tra i diversi effetti ambientali. Lo scopo di questa operazione è quello di giungere ad un risultato finale rappresentato da un unico indice, che definisca l'impatto globale esercitato dall'attività in esame.
- Sono stati proposti diversi metodi di normalizzazione e pesatura, ognuno dei quali fa riferimento a particolari parametri che rendono possibile l'aggregazione dei risultati delle diverse categorie di impatto. Il fatto però che i parametri di normalizzazione siano legati a considerazioni talora artificiali e in molti casi discutibili, rende azzardata tale operazione, che porta a ridurre l'intero profilo ambientale ad un unico parametro di riferimento.

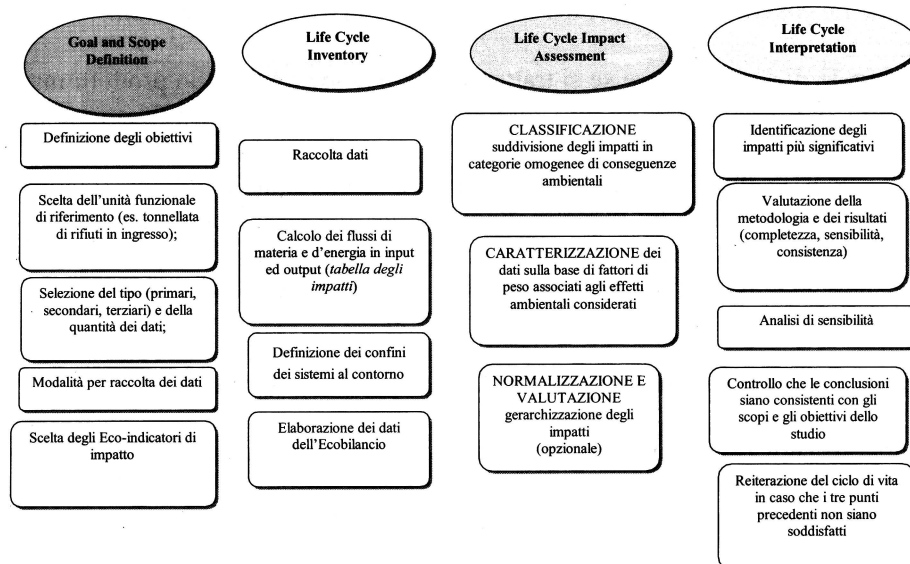


Fig. 1.1: Procedura LCA (Masoni, 2002)

1.2 GLI INDICATORI DI IMPATTO APPLICATI

Sulla base delle finalità del presente studio e dell'ipotesi di considerare solamente le emissioni in atmosfera, ritenendo queste essere le più importanti in un sistema di gestione dei RSU, sono state selezionate le categorie di impatto più rilevanti dal punto di vista ambientale. In questa operazione si sono seguite principalmente le indicazioni fornite dal metodo "CML 2" e, in particolare, della guida all'analisi del ciclo di vita pubblicata dalla Leiden University (CML et al., 2001). Il metodo di caratterizzazione "CML 2" è stato sviluppato dalla Leiden University di Amsterdam e focalizza l'attenzione sulle categorie di impatto ambientale. Le categorie di impatto che tale metodo propone sono: il consumo di risorse abiotiche, i cambiamenti climatici, l'assottigliamento dello strato di ozono stratosferico, la tossicità umana, l'ecotossicità, la formazione fotochimica di ozono, l'acidificazione e l'eutrofizzazione. Tra tutte queste, per la particolare rilevanza nel settore del recupero di materia e di energia dai rifiuti, sono state selezionate le seguenti:

- riscaldamento globale;
- acidificazione;
- tossicità umana;
- formazione fotochimica di ozono.

Nella fase di valutazione degli impatti, i risultati dell'inventario vengono espressi come contributi a rilevanti categorie di impatto ambientale. Ciò permette di rappresentare i risultati della valutazione del ciclo di vita in modo più schematico, rendendoli più facilmente comprensibili anche ai non addetti ai lavori. Nella tabella 1.1 si riportano i principali inquinanti considerati in questo studio e la categoria di impatto a cui essi contribuiscono.

Tab. 1.1: Assegnazione delle emissioni alle singole categorie di impatto

Inquinanti	Riscaldamento globale	Acidificazione	Tossicità umana	Formazione fotochimica di ozono
CO ₂ (fossile)	×			
SO _x (come SO ₂)		×	×	
COV NM				×
CH ₄	×			×
NO _x (come NO ₂)		×	×	×
PM ₁₀			×	
Etano, Pentano, Propano, Butano, Esano, Eptano				×
Formaldeide				×
V			×	
Benzene			×	×
Toluene				×
Ni			×	
H ₂ S			×	
Cobalto			×	
IPA			×	
As			×	
Cr			× ^(*)	
Cu			×	
Diossine (I-TEQ)			×	
Se			×	

Cd			×	
Hg			×	
Zn			×	
Etilene				×
Pb			×	
HF			×	
NH ₃		×	×	
HCl			×	
N ₂ O	×			
CO				×

(*): Cr³⁺ e Cr⁶⁺ hanno differenti potenziali di tossicità umana.

Nell'organizzazione della fase di valutazione degli impatti ci si è limitati in questo studio a considerare le sole operazioni indicate come obbligatorie nella norma ISO 14042: classificazione e caratterizzazione. In questo modo, sono state evitate la soggettività e la scarsa chiarezza scientifica che caratterizzano le fasi di normalizzazione e pesatura.

Si riporta ora una breve descrizione delle categorie di impatto considerate e della metodologia seguita per il calcolo dei relativi indicatori di impatto.

1.2.1 Riscaldamento globale

L'effetto serra è un fenomeno naturale, che caratterizza la Terra fin dalle sue origini. La superficie terrestre assorbe la radiazione emessa dal Sole sotto forma di radiazioni a breve lunghezza d'onda e ridistribuisce l'energia ricavata grazie alla circolazione atmosferica e oceanica. Questo flusso energetico viene bilanciato dalle radiazioni infrarosse a onde lunghe che la Terra riemette verso lo spazio. Una porzione di questa radiazione infrarossa è tuttavia assorbita dai gas presenti nell'atmosfera, provocando quel riscaldamento della superficie terrestre e dell'atmosfera, conosciuto come "effetto serra naturale", senza il quale la temperatura media della superficie terrestre sarebbe di circa 33°C più bassa. I gas che rendono possibile tale fenomeno sono il vapore acqueo, l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄), l'ozono (O₃) e il protossido d'azoto (N₂O) e vengono definiti "gas serra naturali". Negli ultimi anni, però, la presenza di questi gas serra nell'atmosfera è andata continuamente aumentando, principalmente a causa delle attività umane, e sono stati immessi nell'atmosfera anche gas serra di natura sintetica.

Per comparare gli impatti dovuti all'emissione di differenti gas serra, ad ogni sostanza è stato assegnato un potenziale di riscaldamento globale (GWP, Global Warming Potential), che esprime il rapporto tra l'assorbimento di radiazione infrarossa causata dall'emissione istantanea di 1 kg di tale sostanza e quello causato da una stessa emissione di anidride carbonica (sostanza presa come riferimento) (CML et al., 2001).

Nel presente studio sono stati utilizzati i più recenti potenziali calcolati dall'IPCC (2001) per un tempo di esposizione di 100 anni (GWP₁₀₀). Sulla base delle emissioni considerate nella fase di inventario, nella tabella 1.2 sono riportati i potenziali utilizzati.

Tab. 1.2: Potenziali di riscaldamento globale (IPCC, 2001)

Inquinante	GWP ₁₀₀ (kg CO ₂ eq. · kg ⁻¹)
------------	---

CO ₂	1
CH ₄	23
N ₂ O	296

1.2.2 Acidificazione

Le emissioni di composti derivanti dalla combustione di combustibili fossili, in particolare gli ossidi di zolfo e gli ossidi d'azoto, sono i principali responsabili del fenomeno delle piogge acide, che provoca l'abbassamento del pH di laghi, foreste e suolo, con gravi conseguenze per gli organismi viventi, gli ecosistemi ed i materiali. Oltre agli ossidi di zolfo e di azoto, sviluppa effetti acidificanti anche l'emissione di ammoniaca in atmosfera. L'ammoniaca, reagendo con gli ossidi di zolfo e di azoto, permette la formazione di composti relativamente stabili come il solfato d'ammonio ed il nitrato d'ammonio. Questo rende possibile il trasporto a medio-lungo raggio degli inquinanti acidi, caratteristica fondamentale del fenomeno dell'acidificazione, che permette di rilevare gli effetti anche in zone distanti migliaia di chilometri dalle fonti di emissione. Pur essendo l'ammoniaca un gas alcalino, ha un importante effetto diretto nell'acidificazione del suolo, a causa della trasformazione, ad opera di microrganismi, di NH₄⁺ in NO₃⁻ (nitrificazione biologica).

Per il calcolo dei potenziali di acidificazione (Tab. 1.3) viene preso come riferimento il diossido di zolfo (SO₂).

Tab. 1.3: Potenziali di acidificazione utilizzati nel presente studio (Huijbregts, 1999a)

Inquinante	AP (kg SO ₂ eq. · kg ⁻¹)
NO _x (come NO ₂)	0,5
SO _x (come SO ₂)	1,2
NH ₃	1,6

1.2.3 Tossicità umana

L'indicatore d'impatto di tossicità umana si riferisce agli effetti sulla salute umana di sostanze tossiche presenti nell'ambiente. Negli ultimi anni sono stati sviluppati diversi metodi per il calcolo dei fattori di caratterizzazione, che sono generalmente definiti potenziali di tossicità umana (HTP, Human Toxicity Potentials).

Con il modello "USES-LCA" (Huijbregts, 1999b) sono stati calcolati i potenziali di tossicità umana relativi al rilascio di centottantuno differenti sostanze nei diversi comparti ambientali. Nella tabella 1.4 sono riportati i potenziali utilizzati per le sostanze considerate in questo studio (relativi all'emissione nel comparto ambientale "aria"). Si mette in evidenza che il PM₁₀ riportato in tabella 1.4 è solitamente il particolato primario. In questo studio, invece, si considera anche il particolato secondario calcolato secondo la formula proposta da De Leeuw (2002).

L'indicatore della tossicità umana è quindi espresso in kg di 1,4 diclorobenzene equivalenti come:

tossicità umana = $\sum_i \text{HTP}_i \times m_i$ con

HTP_{*i*} = potenziale di tossicità umana della sostanza *i* (kg 1,4-DCB eq. · kg⁻¹) e

m_{*i*} = massa di sostanza *i* rilasciata nell'atmosfera (kg).

Tab. 1.4: Potenziali di tossicità umana (Huijbregts, 1999b)

Inquinante	HTP _∞ (kg 1,4-diclorobenzene eq. · kg ⁻¹)
Diossine (I-TEQ)	1,90E+09
Cr ⁶⁺	3,40E+06
IPA	5,70E+05
As	3,50E+05
Cd	1,50E+05
Se	4,80E+04
Ni	3,50E+04
Cobalto	1,70E+04
V	6,20E+03
Hg	6,00E+03
Cu	4,30E+03
HF	2,90E+03
Benzene	1,90E+03
Cr ³⁺	6,50E+02
Pb	4,70E+02
Zn	1,00E+02
NO _x (come NO ₂)	1,20E+00
PM ₁₀	8,20E-01
HCl	5,00E-01
H ₂ S	2,20E-01
NH ₃	1,00E-01

1.2.4 Formazione fotochimica di ozono

Lo smog fotochimico, fenomeno caratteristico delle ore diurne delle grandi aree urbane nel periodo estivo, è una complessa miscela di inquinanti atmosferici composta dall'ozono e altre sostanze chimiche ossidanti (come il perossiacetilnitrato), dal diossido di azoto (NO₂) e dalle polveri sottili. Il componente più importante è appunto l'ozono, a causa delle sue conseguenze sulla salute umana e sugli ecosistemi naturali. L'ozono non viene emesso direttamente ma si forma nella troposfera, sotto l'influenza della radiazione solare, a seguito di una serie di reazioni fotochimiche che coinvolgono i composti organici volatili (COV) e gli ossidi di azoto (NO_x). La particolarità di questi processi è che le sostanze che reagiscono per formare l'ozono possono anche distruggere o interagire con l'ozono stesso. Questa ambiguità rende molto difficile controllare la produzione di ozono (Dimitriades, 1997).

Il contributo di ogni singolo inquinante emesso alla formazione di ozono dipende dalla sua concentrazione nell'atmosfera, dalla velocità delle reazioni fotochimiche coinvolte e dalla reattività dell'inquinante stesso, ossia la sua propensione alla produzione di ozono. Per confrontare questi contributi, ad ogni sostanza viene assegnato un potenziale di formazione fotochimica di ozono (POCP, Photochemical Ozone Creation Potential), definito come il rapporto tra la variazione della concentrazione di ozono causata dall'emissione della sostanza in esame e la variazione della concentrazione di ozono causata dall'emissione della sostanza presa come riferimento, l'etilene (C₂H₄) (CML et al., 2001).

La tabella 1.6 riporta i potenziali utilizzati in questo studio (Derwent et al., 1998).

Tab. 1.6: Potenziali di formazione fotochimica di ozono (Derwent et al., 1998)

Inquinante	POCP (kg C₂H₄ eq. · kg⁻¹)
Etilene	1
Toluene	0,637
Formaldeide	0,520
Eptano	0,494
Esano	0,482
COV NM ⁽¹⁾	0,416
Pentano	0,395
Butano	0,352
Benzene	0,220
Propano	0,176
Etano	0,123
NO _x ⁽²⁾	0,028
CO	0,027
Metano	0,006

(1): Potenziale medio per i COV non metanici fornito da Heijungs (1992).

(2): Potenziale unico per gli ossidi di azoto, senza distinzione tra NO e NO₂.

2. ANALISI LCA DI DUE SCENARI DI GESTIONE DEI RIFIUTI IN VALLE D'AOSTA

Con riferimento allo studio di Genon e Ziviani (2007), in questo capitolo si riporta l'analisi LCA dei due possibili scenari di gestione dei rifiuti in Valle d'Aosta individuati e descritti nel dettaglio nella Relazione finale del suddetto studio (pagg. 17÷32).

In sintesi, lo scenario 1 (fig. 2.1), che è quello corrispondente alla soluzione alternativa, prevede la realizzazione di un termovalorizzatore in Valle d'Aosta e la bonifica della discarica di Brissogne da effettuarsi in 25 anni a partire dal 2013. Il rifiuto estratto da tale discarica è selezionato e suddiviso in più flussi: il sovrvallo inviato al termovalorizzatore che riceve anche i rifiuti indifferenziati ed i fanghi essiccati; il fine inviato alla nuova discarica di Issogne; gli inerti e i metalli vengono inviati a recupero.

Lo scenario 2 (fig. 2.2), corrispondente alla soluzione prevista dal Piano Regionale, non prevede la bonifica della discarica di Brissogne, che continuerà ad esercitare interamente i suoi impatti sul territorio. Prevede invece la realizzazione di un impianto di selezione dei rifiuti indifferenziati: il fine è poi inviato ad un impianto di biostabilizzazione e quindi alla nuova discarica di Issogne, mentre il sovrvallo viene inviato a termovalorizzazione fuori regione. I fanghi essiccati vengono destinati ad un impianto di compostaggio.

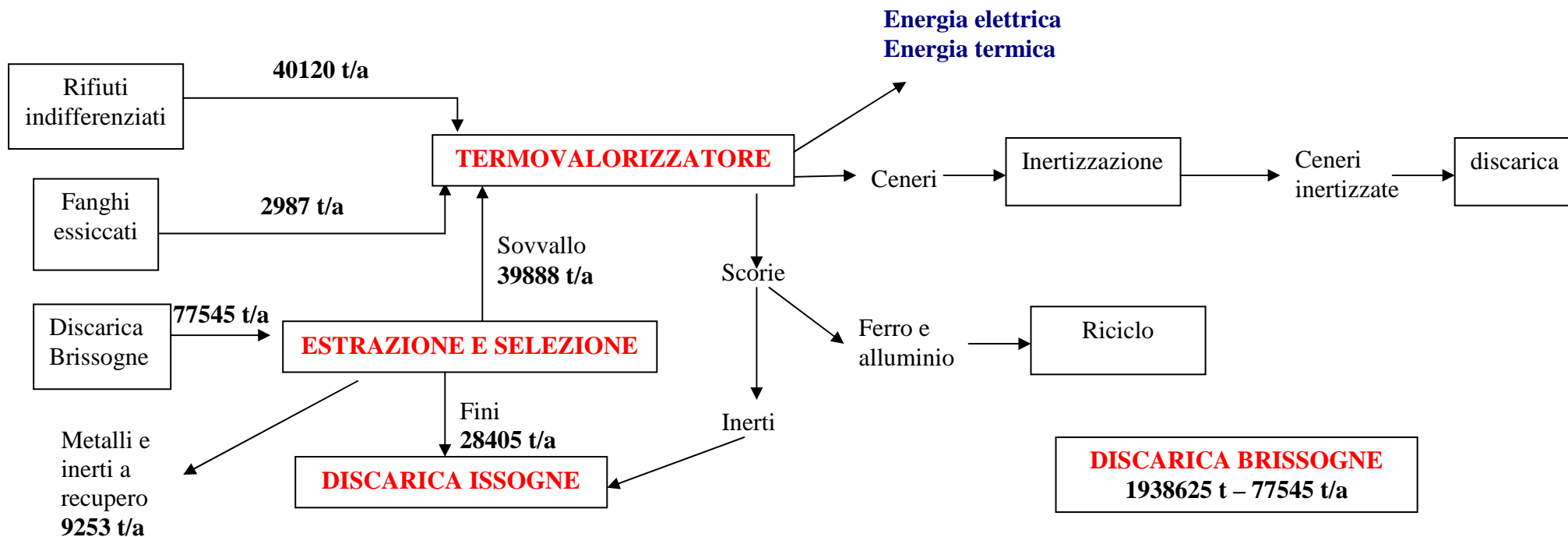


Fig. 2.1: Schema di flusso dello scenario 1

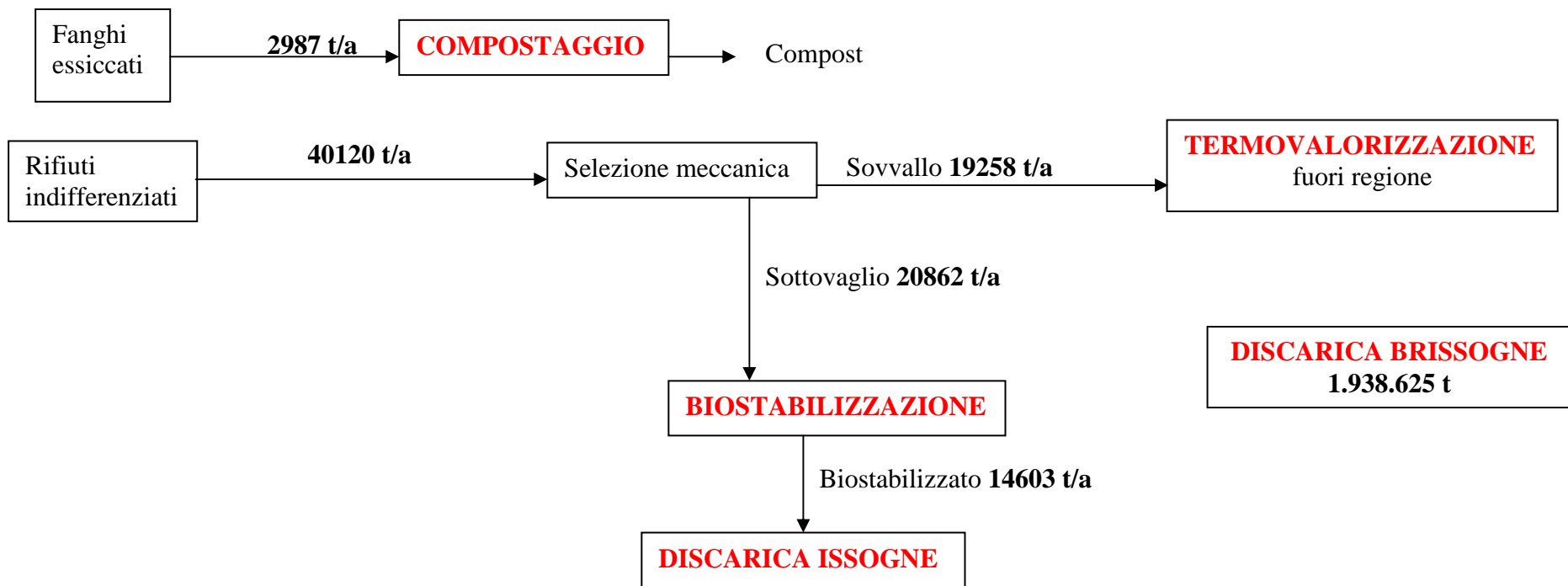


Fig. 2.2: Schema di flusso dello scenario 2

2.1 SCENARIO 1

Lo scenario 1 è costituito dalle seguenti unità di processo:

- termovalorizzatore;
- attività di estrazione dei rifiuti dalla discarica di Brissogne con successiva selezione;
- discarica di Issogne (che riceve il “fine” della selezione precedente);
- discarica di Brissogne (da cui dal 2013 ogni anno vengono estratte 77545 t di rifiuti abbancati).

Nel seguito vengono riportate le emissioni in atmosfera e i consumi energetici associati a ciascuna di queste unità.

2.1.1 Termovalorizzatore

I quantitativi di rifiuti riportati in tabella 2.1 vengono alimentati direttamente ad un combustore a griglia che, mediante un ciclo convenzionale a vapore in assetto cogenerativo, genera elettricità e calore a bassa temperatura per una rete di teleriscaldamento cittadino.

Si è assunto un PCI medio pari a 10700 kJ/kg (come riportato nel documento BIII, pag. 3).

Considerato il moderato potere calorifico si è qui considerato lo schema con griglia raffreddata ad aria, che a parte alcuni aspetti specifici della linea di trattamento fumi (eventuale assenza del precipitatore elettrostatico) e del ciclo a vapore (numero di rigeneratori e pre-riscaldatori d'aria) corrisponde agli impianti avanzati di ultima generazione con trattamento fumi a secco realizzati in Italia: Brescia, Milano, Piacenza, etc.

Tab. 2.1: Rifiuti alimentati al termovalorizzatore

	Quantità (t/anno) (doc. BIII pag. 2 + doc. FII pag. 10)	PCI (kJ/kg) (documento BIII pag. 2)
Rifiuti urbani ed assimilati	40120	12977
Sovvallo da bonifica discarica Brissogne	39888	8372
Fanghi essiccati	2987	10465
Totale / medio	82995	10700

La linea di trattamento dei fumi (come spiegato nel doc. BIII, pag. 10-11) prevede un elettrofiltro, un reattore a secco con iniezione di bicarbonato di sodio, un reattore a secco con iniezione di carbone attivo, un filtro a maniche e un sistema catalitico (SCR) finale per la riduzione degli ossidi di azoto tramite reazione con ammoniaca. Sulla base di recenti applicazioni su impianti italiani, tra i quali uno già operativo (a Bergamo) e uno in fase di collaudo (Milano), in questo studio, diversamente da quanto riportato da Genon e Ziviani (2007), è stato adottato un reattore catalitico a bassa temperatura (intorno a 170°C) che, in concomitanza con l'utilizzo di bicarbonato, efficace anche ad alte temperature, consente di evitare il post-riscaldamento dei fumi, necessario invece nel caso dei reattori catalitici operanti a temperature superiori e in genere molto dispendioso in termini energetici.

Dal punto di vista energetico, uno spillamento medio annuo del 60% della portata di vapore all'ammissione della turbina, a 3 bar, consente all'impianto di funzionare in assetto cogenerativo, alimentando una rete di teleriscaldamento con distribuzione di acqua pressurizzata a 110-120°C.

Nell'ottica dell'analisi LCA, si riportano di seguito tutti i sottoprocessi che bisogna considerare, in quanto responsabili di emissioni di sostanze inquinanti prodotte o evitate.

Nello specifico, i processi che si considerano per la determinazione delle emissioni aggiunte sono:

- il processo di combustione;
- la produzione di reagenti e additivi;
- la costruzione dell'impianto,
- il trasporto delle ceneri inertizzate;

mentre quelli che si considerano per la determinazione delle emissioni evitate sono:

- la produzione di elettricità e di calore;
- la produzione di acciaio e di alluminio a partire dai rottami recuperati dalle scorie.

Emissioni dal termovalorizzatore

Per la stima delle emissioni atmosferiche generate dalla combustione dei rifiuti nel termovalorizzatore si è fatto riferimento ad una linea di trattamento dei fumi che, come già illustrato, adotta le tecnologie più efficienti utilizzate negli impianti di ultima generazione presenti in Italia (Milano, Bergamo, Dalmine). I dati di emissione al camino, riportati nella tabella 2.2, sono desunti da misurazioni effettuate recentemente su tali impianti e **rappresentano le migliori prestazioni ambientali attualmente raggiunte nell'ambito della termovalorizzazione dei rifiuti.**

Sempre nella tabella 2.2 sono riportati, a titolo di confronto, i valori limite riportati nel decreto legislativo 133/05, i valori raggiungibili con le migliori tecniche disponibili (valori BAT, IPPC 2006), i valori che dovranno essere assicurati dall'impianto (valori garantiti – doc. BIII pag. 12-16) e i valori medi attesi riportati nello studio di Genon e Ziviani (2007) (doc. BIII pag. 12-16).

I valori di concentrazioni al camino evidenziano una efficace riduzione dei gas acidi e delle polveri, e di conseguenza di gran parte dei metalli pesanti. Si osserva come l'utilizzo del reattore catalitico finale a bassa temperatura permetta un efficace controllo degli ossidi di azoto e la contemporanea ossidazione dei microinquinanti organici, come le diossine, con conseguente risparmio del dosaggio di carbone attivo. Il funzionamento a basse temperature (comprese tra 160 e 180°C) del reattore catalitico consente di evitare il post-riscaldamento dei fumi mediante bruciatori a gas, con conseguente emissione di rilevanti quantità di CO₂. Perciò la CO₂ emessa dal termovalorizzatore dipende esclusivamente dalla composizione merceologica del rifiuto alimentato: in particolare si distingue la CO₂ di provenienza fossile, che contribuisce alla categoria d'impatto "Riscaldamento globale", da quella di origine non fossile derivante dalla combustione della frazione biogenica del rifiuto (carta, legno, organico e parte del sottovaglio). In base al dato di emissione di CO₂ riportato nell'allegato del doc. FIII pag. 8 (1366 g di CO₂ / kg rifiuto) e ipotizzando che il 40% di tale emissione sia di origine fossile ed il 60% di origine biogenica, si ottengono i fattori di emissione riportati in tabella 2.2.

Oltre alle concentrazioni al camino, in tabella 2.2 sono appunto riportati anche i fattori di emissione dalla combustione dei rifiuti nel termovalorizzatore, ottenuti dal prodotto della concentrazione

dell'inquinante nei fumi per la portata specifica dei fumi, assunta pari a 6000 m^3_n per t (combinando il valore di massima portata dei fumi da avviare alla depurazione in condizioni normalizzate (gas secco, $T=273 \text{ K}$, $P=101,3 \text{ kPa}$, $11\% \text{ O}_2 \text{ vol.}$) riportato nel Doc. BIII pag.10 e pari a $58000 \text{ m}^3_n/\text{h}$ con il valore delle h/a di funzionamento riportato nel Doc. BIII pag. 3 e pari a $8000\text{h/a} - 224 \text{ h/a}$ per arresti/avviamenti, si ottengono circa $5400 \text{ m}^3_n/\text{t}$ che sono poi stati approssimati a $6000 \text{ m}^3_n/\text{t}$ in linea con quanto riportato nel Doc. AIII pag. 3).

Infine, nella tabella 2.2 è riportato anche il flusso annuo di inquinanti emessi ottenuto moltiplicando i fattori di emissione adottati per la quantità di rifiuti trattata in un anno dal termovalorizzatore, pari a 82995 t/a (Tab. 2.1).

Tab. 2.2: Concentrazioni di inquinanti al camino del termovalorizzatore (a confronto con i valori limite del D. Lgs. 133/05, con i valori BAT dell'IPPC 2006, con i valori garantiti e con i valori medi attesi), fattori di emissione e flussi emissivi annui

INQUINANTI	VALORI LIMITE D. Lgs. 133/05 (11% O ₂ , fumi secchi)	VALORI BAT (IPPC, 2006) (11% O ₂ , fumi secchi)	VALORI GARANTITI (Doc. BIII pag. 14-16) (11% O ₂ , fumi secchi)	VALORI MEDI ATTESI (Doc. BIII pag. 14-16) (11% O ₂ , fumi secchi)	VALORI ADOTTATI		
					CONCENTRA- ZIONI (11% O ₂ , fumi secchi)	FATTORI DI EMISSIONE	FLUSSI
	mg/m _n ³	mg/m _n ³	mg/m _n ³	mg/m _n ³	mg/m _n ³	g/t	kg/a
NH ₃	–	<10 ⁽¹⁾	–	–	2	12	996
CO	50 ⁽¹⁾	5-30 ⁽¹⁾	25 ⁽¹⁾	10 ⁽¹⁾	10	60	4980
Polveri totali	10 ⁽¹⁾	1-5 ⁽¹⁾	5 ⁽¹⁾	2 ⁽¹⁾	2	12	996
PM ₁₀	–	–	–	–	2 ⁽⁴⁾	12	996
HCl	10 ⁽¹⁾	1-8 ⁽¹⁾	5 ⁽¹⁾	1 ⁽¹⁾	2	12	996
HF	1 ⁽¹⁾	<1 ⁽¹⁾	0,5 ⁽¹⁾	0,1 ⁽¹⁾	0,2 ⁽¹⁾	1,2	100
N ₂ O	–	–	–	–	2	12	996
COT	10 ⁽¹⁾	1-10 ⁽¹⁾	5 ⁽¹⁾	1 ⁽¹⁾	3 ⁽⁵⁾	18 ⁽⁵⁾	1494
NO _x (come NO ₂)	200 ⁽¹⁾	120-180 ⁽¹⁾⁽²⁾	70 ⁽¹⁾	40 ⁽¹⁾	50	300	24899
SO _x (come SO ₂)	50 ⁽¹⁾	1-40 ⁽¹⁾	10 ⁽¹⁾	2 ⁽¹⁾	2	12	996
	µg/m _n ³	µg/m _n ³	µg/m _n ³	µg/m _n ³	µg/m _n ³	µg/t	g/a
As	–	–	–	–	0,04 ⁽⁶⁾	240	20
Cd	50 ⁽³⁾⁽⁷⁾	5-50 ⁽³⁾⁽⁷⁾	25 ⁽³⁾⁽⁷⁾	9 ⁽³⁾⁽⁷⁾	0,015 ⁽⁶⁾	90	7,5
Co	–	–	–	–	0,01 ⁽⁶⁾	60	5,0
Cr	–	–	–	–	0,045 ⁽⁶⁾	270	22
Cu	–	–	–	–	0,145 ⁽⁶⁾	870	72
Hg	50 ⁽⁷⁾	1-20 ⁽⁷⁾	25 ⁽⁷⁾	5 ⁽⁷⁾	0,425 ⁽⁶⁾	2550	212
Mn	–	–	–	–	0,085 ⁽⁶⁾	510	42
Ni	–	–	–	–	0,04 ⁽⁶⁾	240	20
Pb	–	–	–	–	0,5 ⁽⁶⁾	3000	249
Sb	–	–	–	–	0,04 ⁽⁶⁾	240	20
Se	–	–	–	–	1 ⁽⁶⁾	6000	498
Sn	–	–	–	–	0,03 ⁽⁶⁾	180	15
V	–	–	–	–	0,055 ⁽⁶⁾	330	27
Zn	–	–	–	–	0,85 ⁽⁶⁾	5100	423
Totale As, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, V	500 ⁽⁷⁾	5-500 ⁽⁷⁾	250 ⁽⁷⁾	30 ⁽⁷⁾	–	–	–

IPA	10 ⁽⁸⁾	–	5 ⁽⁸⁾	3 ⁽⁸⁾	0,0025 ⁽⁶⁾	15	1,2
	ngl-TEQ/m _n ³	ngl-TEQ/m _n ³	ngl-TEQ/m _n ³	ngl-TEQ/m _n ³	ngl-TEQ/m _n ³	ng/t	mg/a
Diossine	0,1 ⁽⁸⁾	0,01-0,1 ⁽⁸⁾	0,05 ⁽⁸⁾	0,003 ⁽⁸⁾	0,01	60	5,0
	–	–	–	–	–	kg/t	t/a
CO ₂ fossile	–	–	–	–	–	546 ⁽⁹⁾	21164
CO ₂ rinnovabile	–	–	–	–	–	820 ⁽⁹⁾	47473

(1): Media giornaliera.

(2): Per impianti non dotati di sistema SCR (in caso di utilizzo del sistema SCR il corrispondente intervallo è 40 – 100).

(3): In totale cadmio e tallio, per un periodo di campionamento di 1 ora.

(4): Assunto pari alle polveri totali.

(5): Valore assunto per i COV.

(6): Fonte: Federambiente, 2005.

(7): Periodo di campionamento di 1 ora.

(8): Periodo di campionamento di 8 ore.

(9): Ricavati dal dato di emissione di CO₂ fornito nell'allegato al documento FIII pag. 8: 1366 gCO₂/kg rifiuto ipotizzando che il 40% sia di origine fossile e il 60% di origine biogenica.

Produzione di reagenti e additivi

Come già illustrato, il controllo delle emissioni gassose prevede una linea di trattamento a secco con l'introduzione di bicarbonato di sodio e carbone attivo. Inoltre è previsto l'utilizzo di ammoniaca per l'abbattimento catalitico degli ossidi di azoto.

I quantitativi di questi reagenti valutati sulla base di esperienze operative reali, sono riportati nella tabella 2.3. Per le emissioni associate alla produzione di questi reagenti di processo è stata utilizzata la banca dati realizzata dal gruppo Energia, materiali, ambiente del Politecnico di Zurigo (ETH-ESU, 1996) integrata, per quanto riguarda il bicarbonato di sodio, con valori tratti dalla banca dati dell'agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA, 2000). Trattandosi di prodotti, l'approccio utilizzato nell'ambito della LCA comprende la quantificazione di tutte le emissioni legate al processo di produzione, e quindi, ad esempio, anche i consumi energetici associati all'estrazione e al trasporto delle materie prime.

Inoltre, durante il processo di inertizzazione delle ceneri leggere prodotte dal termovalorizzatore, vengono utilizzati degli additivi. Nelle più comuni applicazioni, l'inertizzazione viene ottenuta inglobando le ceneri leggere in una matrice cementizia: in particolare, è stato ipotizzato di miscelarle con cemento e di aggiungere additivi quali silicato di sodio e bentonite, per migliorare ed accelerare la formazione della struttura solida. Nella tabella 2.4 sono mostrati i dosaggi utilizzati, riferiti a 1 kg di ceneri leggere da inertizzare. Per la quantificazione delle emissioni associate alla produzione del cemento e degli additivi, si è nuovamente fatto riferimento alla banca dati realizzata dal gruppo Energia, materiali, ambiente del Politecnico di Zurigo (ETH-ESU, 1996).

La produzione di ceneri volanti è stata assunta pari a 40 kg per t di rifiuto incenerito (Genon e Ziviani, 2007). Di conseguenza, le ceneri inertizzate da smaltire, tenendo conto dei dosaggi di additivi di tabella 2.4, risultano pari a 61,4 kg per t di rifiuto incenerito.

Si ipotizza che le ceneri inertizzate vengano poi trasportate ad una discarica apposita distante 50 km. Le emissioni da tale discarica, considerando le ceneri inerti, sono state considerate nulle.

Tab. 2.3: Quantitativi di reagenti utilizzati nella linea fumi per t di rifiuto

Reagente	Dosaggio (kg/t)
Bicarbonato di sodio	25
Ammoniaca pura	3
Carbone attivo	2,7

Tab. 2.4: Dosaggi di additivi utilizzati nel processo di inertizzazione delle ceneri leggere (riferiti a 1 kg di ceneri leggere da inertizzare)

Additivo	Dosaggio (g/kg)
Cemento	500
Silicato di sodio	25
Bentonite	10

Costruzione dell'impianto

Le emissioni dovute alla produzione dei materiali necessari per la realizzazione dell'impianto di termovalorizzazione sono state valutate considerando solamente l'utilizzo di calcestruzzo e di acciaio, quest'ultimo sia per le armature delle strutture che per le apparecchiature

elettromeccaniche. Le quantità di materiali necessarie per la costruzione dell'impianto sono state ricavate dalla banca dati dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA, 2000). La tabella 2.5 riporta le quantità ipotizzate di calcestruzzo e acciaio riferite ad una t di rifiuto (Consonni et al., 2005).

Per la quantificazione delle emissioni legate alla produzione di tali materiali è stata utilizzata la banca dati realizzata dal gruppo Energia, materiali, ambiente del Politecnico di Zurigo (ETH-ESU, 1996).

Tab. 2.5: Quantità di materiali utilizzate nella costruzione dell'impianto di termovalorizzazione riferite a 1 t di rifiuto da bruciare

Materiale		Impianto di termovalorizzazione
Calcestruzzo	kg/t	20
Acciaio	kg/t	15

Produzione di elettricità e di calore

In tabella 2.6 si riportano i rendimenti netti medi annui di produzione di energia elettrica e termica assunti per il termovalorizzatore analizzato, considerato di taglia piccola e in funzionamento cogenerativo (Federambiente, 2005).

Sulla base di questi rendimenti e del PCI assunto per il rifiuto, è stata calcolata la produzione di energia elettrica e termica, riportata sempre in tabella 2.6, espressa per t di rifiuto alimentato al termovalorizzatore.

Tab. 2.6: Produzione di energia elettrica e termica dal termovalorizzatore

Rendimento elettrico netto medio annuo	11,5%
Rendimento termico netto medio annuo	40,2%
Energia elettrica netta (kWh/t)	342
Energia termica netta (MJ/t)	4301

Si è ipotizzato che la potenza elettrica generata dal rifiuto nel termovalorizzatore venga introdotta sul mercato elettrico a parità di richiesta delle utenze. Allora, poiché essa gode della priorità di dispacciamento, è necessario ridurre di una quantità ad essa uguale la potenza elettrica generata da altre tipologie di centrali convenzionali. In questo studio si ipotizza che l'energia elettrica prodotta dal termovalorizzatore vada a sostituire una pari quantità di elettricità prodotta dal parco termoelettrico italiano al 2004 (GRTN, 2005) che risulta essere alimentato per il 20% da olio combustibile, il 20% da carbone, il 20% da gas naturale in ciclo a vapore e il 40% da gas naturale in ciclo combinato. Alla definizione del complesso delle emissioni "evitate" partecipa, oltre alla componente principale rappresentata dal gas di combustione, una serie di componenti secondarie associate al ciclo di vita del combustibile fossile, comprendente l'estrazione, la raffinazione, i trasporti e la distribuzione alle utenze.

Oltre alle emissioni evitate della generazione di energia elettrica, dato che l'impianto funziona in assetto cogenerativo, esistono anche emissioni evitate dalla generazione di calore. Si è ipotizzato per queste ultime che il calore generato dal termovalorizzatore vada a sostituire il calore altrimenti

generato dalle caldaie domestiche, alimentate a olio combustibile (allegato del doc. FIII, pag. 9) e con rendimento dell'87%, poste a servizio della rete di teleriscaldamento. Per la stima delle emissioni evitate dalla caldaie a olio combustibile (Tab. 2.7), sono stati utilizzati i valori della banca dati dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA, 2000) riguardanti la produzione di energia termica mediante la combustione di olio combustibile a basso tenore di zolfo in una caldaia avente potenza installata di 100 kW con rendimento dell'87%. Si sono anche considerate le perdite di rete (pari al 7%) e le perdite dello scambiatore (13%).

Tab. 2.7: Fattori di emissione per la produzione di 1 MJ termico con caldaia domestica a olio combustibile (ANPA, 2000)

Inquinante		Caldaia a olio combustibile
CO ₂ (fossile)	g MJ ⁻¹	85
CO	mg MJ ⁻¹	6
NO _x (come NO ₂)		29
SO _x (come SO ₂)		75
N ₂ O		1
Metano		1
Butano		1
Benzene		0,092
Toluene		0,046
IPA		0,00053
Hg		0,00057

Produzione di acciaio e di alluminio dai rottami metallici recuperati dalle scorie

Nel documento "Programma Specifico di Prevenzione 2004" del CiAl (Consorzio Imballaggi Alluminio) si riporta che è possibile estrarre dalle scorie di combustione da 10 kg a 25 kg di metalli magnetici nell'ipotesi di una produzione di 250 kg di scorie per ciascuna tonnellata di rifiuto alimentato al forno (ossia dal 4% al 10% delle scorie) ed una quota pari a 0,7-1,3 % di metalli non ferrosi di cui il 70-90 % è costituito da alluminio.

Assumendo quindi i valori medi, si è assunto di recuperare per il ferro una quantità pari al 7% delle scorie e per l'alluminio una quantità pari allo 0,8% delle scorie (1% di metalli non ferrosi di cui l'80% è alluminio).

Essendo la produzione di scorie pari a 160 kg per t di rifiuto incenerito (Doc AIII pag. 23-24), i quantitativi di ferro ed alluminio che vengono recuperati ed inviati al riciclo sono quelli riportati in tabella 2.8 . Le scorie, dopo la demetallizzazione, vengono inviate alla discarica di Issogne, dove si ipotizza non producano emissioni.

Tab. 2.8: Quantitativi di scorie prodotte e di metalli recuperati dalle scorie

Scorie - metalli	kg/t
Scorie	160
Ferro recuperato da scorie	11
Alluminio recuperato da scorie	1,3
Scorie da smaltire	148

2.1.2 Estrazione e selezione

Per l'attività di estrazione dei rifiuti dalla discarica di Brissogne e la loro successiva selezione si è considerato un consumo elettrico pari a 45 kWh per t (valore medio dell'intervallo riportato nell'allegato al doc. FIII pag. 9). I flussi di materiali coinvolti sono riportati nella tabella 2.9.

Tab. 2.9: Flussi di rifiuti trattati dalla selezione dello scenario 1

	IN (t/anno)	OUT (t/anno)
Da discarica di Brissogne	77545	-
Sovvallo a termovalorizzatore	-	39888
Fine a discarica di Issogne	-	28405
Materiale inerte a recupero	-	6854 (doc. FII pag. 10)
Materiali ferrosi a recupero	-	2399 (doc. FII pag. 10)

In questo studio si seguirà il percorso, con i relativi impatti associati, solo del sovvallo e del materiale fine, trascurando invece il flusso di inerti e di materiali ferrosi a recupero (come anche indicato nel doc. FIII a pag. 2).

2.1.3 Discarica di Issogne

La discarica di Issogne è quella che riceve il fine selezionato dai rifiuti estratti dalla discarica di Brissogne.

Per modellizzare tale discarica si è utilizzato il modulo "discarica controllata organico stabilizzato" del database dell'ANPA (2000). Questo modulo si riferisce allo smaltimento di organico stabilizzato in una discarica per rifiuti solidi urbani con captazione del biogas e trattamento del percolato. In particolare, il rendimento del sistema di captazione è del 55% e il gas captato viene bruciato al 60% in motori a gas e al 40% in torcia a basse emissioni di NOx. Il modulo riporta le emissioni dirette in aria dalla discarica durante i primi 100 anni di esercizio (Tab. 2.10). Inoltre sono stati quantificati i consumi di energia, trasporti e materiali per l'infrastruttura. L'energia elettrica prodotta non viene considerata come beneficio in termini di emissioni evitate.

Tab. 2.10: Emissioni di sostanze inquinanti dalla discarica durante i primi 100 anni di esercizio, espresse per kg di organico stabilizzato smaltito (ANPA, 2000)

Inquinante	Fattore di emissione (per 1 kg)	
CO ₂ biogenica	g	71,5
Metano	g	5,61
NO _x	mg	115
CO	mg	439
SO _x	mg	2,14
COV NM	mg	9,9
Idrogeno	mg	19,8
HCl	mg	1,74
H ₂ SO ₄	mg	0,932
NH ₃	mg	0,692
Benzene	µg	0,455
Polveri (assunte < 10 micron)	mg	0,622
Diossine *	pg I-TEQ	5
Toluene	mg	0,441
Xylene	mg	0,178

* Fonte: DIAR, 2001

2.1.4 Discarica di Brissogne

Per modellizzare tale discarica si è utilizzato il modulo “discarica controllata RSU tal quale” del database dell’ANPA (2000). Questo modulo si riferisce allo smaltimento di RSU tal quale in una discarica per rifiuti solidi urbani con captazione del biogas e trattamento del percolato. In particolare, il rendimento del sistema di captazione è del 55% e il gas captato viene bruciato al 60% in motori a gas e al 40% in torcia a basse emissioni di NO_x. Il modulo riporta le emissioni dirette in aria dalla discarica durante i primi 100 anni di esercizio (Tab. 2.11). Inoltre sono stati quantificati i consumi di energia, trasporti e materiali per l’infrastruttura, mentre l’energia elettrica prodotta, di modesta entità, non viene considerata come beneficio in termini di emissioni evitate.

Come ipotesi semplificativa preliminare, gli impatti derivanti dall’LCA di questo modulo sono stati divisi per 100 per ottenere gli impatti annuali di 1 kg di rifiuto smaltito in tale discarica (emissioni lineari distribuite per 100 anni).

Tab. 2.11: Emissioni di sostanze inquinanti dalla discarica durante i primi 100 anni di esercizio espresse per kg di RSU tal quale smaltito (ANPA, 2000)

Inquinante	Fattore di emissione (per 1 kg)	
CO ₂ biogenica	g	216
Metano	g	24,5
NO _x	mg	563
CO	g	1,82
SO _x	mg	14,7
COV NM	mg	41,6
Idrogeno	mg	76,4
HCl	mg	8,5
H ₂ SO ₄	mg	6,37
NH ₃	mg	2,67
Benzene	µg	1,76
Polveri (assunte < 10 micron)	mg	3,05
Diossine *	pg I-TEQ	25
Toluene	mg	1,7
Xylene	mg	0,688

* : Tale valore è stato calcolato moltiplicando per 5 il valore che si ha nella discarica di Issogne in quanto ANPA (2000) riporta che il valore di diossine da discarica di RSU tal quale è 5 volte il valore di diossine da discarica dell'organico stabilizzato.

2.2 SCENARIO 2

2.2.1 Selezione meccanica

Nello scenario 2 i rifiuti indifferenziati, dopo l'apertura dei sacchi, subiscono una selezione meccanica, costituita da una vagliatura (doc. Relazione finale pag. 20). Il consumo elettrico di tale attività, che interessa i flussi riportati in tabella 2.12, è stato ipotizzato pari a 4 kWh/t in ingresso (CITEC, 2002).

Tab. 2.12: Flussi in ingresso ed in uscita dalla selezione dello scenario 2

	IN (t/anno)	OUT (t/anno)
Rifiuti indifferenziati	40120	-
Sovvallo a termovalorizzazione	-	19258
Sottovaglio a biostabilizzazione	-	20862

2.2.2 Trasporto del sovvallo

Il sovvallo selezionato nella fase precedente viene trasportato tramite autocarri per 60 km ad un ipotetico termovalorizzatore sito fuori regione.

Per la valutazione delle emissioni dovute al trasporto, si è ipotizzato di utilizzare degli autocarri con un peso complessivo (veicolo, carburante, passeggeri, carico) superiore a 16 tonnellate. I fattori di emissione sono stati ricavati dal database Ecoinvent (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2004), così come anche il consumo di carburante (gasolio), pari a 269 g km⁻¹. Sulla base di questo valore vengono calcolate le emissioni dovute alla "vita del carburante", riguardanti cioè la produzione e la distribuzione del gasolio (estrazione, raffinazione, trasporto, etc.). Altri sottoprocessi automaticamente richiamati dal software sono quelli riguardanti la costruzione e la manutenzione del veicolo di trasporto e delle strade, per i quali si è utilizzato nuovamente il database Ecoinvent.

2.2.3 Termovalorizzatore

Per il termovalorizzatore fuori Regione a cui viene inviato il sovvallo della selezione, per totale carenza di elementi che ne definiscano le caratteristiche effettive, si assume un'efficienza di produzione sostanzialmente analoga a quella dell'impianto dello scenario 1. Il PCI del sovvallo è però maggiore del PCI medio dei rifiuti alimentati nel termovalorizzatore dello scenario 1 e quindi per t di rifiuto incenerito la produzione di energia termica ed elettrica sarà differente. I nuovi valori, calcolati considerando un PCI pari a 14000 kJ/kg, sono riportati in tabella 2.13.

I fattori di emissione degli inquinanti al camino sono gli stessi di quelli utilizzati nello scenario 1 (tab. 2.2), ad eccezione di quelli della CO₂ fossile e biogenica: in questo caso, infatti, essendo il PCI del rifiuto maggiore, si è ipotizzato che esso contenga una maggiore quantità di materiali il cui

carbonio è di origine fossile (tipicamente la plastica). Di conseguenza, si è supposto che l'emissione di CO₂ (1366 g di CO₂ / kg rifiuto come riportato nell'allegato del doc. FIII pag. 8) sia per il 50% fossile e per il 50% biogenica, invece che considerare, come fatto nello scenario 1, 40% fossile e 60% biogenica.

Tab. 2.13: Produzione di energia elettrica e termica per il termovalorizzatore ipotizzato

Rendimento elettrico netto medio annuo	11,5%
Rendimento termico netto medio annuo	40,2%
Energia elettrica netta (kWh/t)	447
Energia termica netta (MJ/t)	5628

Per tutti gli altri processi coinvolti, valgono le considerazioni fatte per il termovalorizzatore dello scenario 1.

2.2.4 Biostabilizzazione del sottovaglio

Il sottovaglio viene inviato ad un impianto di biostabilizzazione. Si suppone che tale attività abbia un consumo elettrico di 50 kWh per t in ingresso da biostabilizzare (valore compreso nell'intervallo 30-60 riportato nell'allegato al doc. FIII pag. 14).

Le quantità di materiale utilizzate nella costruzione di tale impianto, considerando solamente l'utilizzo di calcestruzzo e di acciaio, sono riportate nella tabella 2.14 (Consonni et al., 2005). Per la quantificazione delle emissioni legate alla produzione di tali materiali è stata utilizzata la banca dati realizzata dal gruppo Energia, materiali, ambiente del Politecnico di Zurigo (ETH-ESU, 1996).

Tab. 2.14: Quantità di materiali utilizzate nella costruzione dell'impianto di biostabilizzazione riferite a 1 t di rifiuto da trattare

Materiale		Impianto di biostabilizzazione
Calcestruzzo	kg t ⁻¹	3,6
Acciaio	kg t ⁻¹	0,4

Si suppone che le emissioni provenienti dalla biostabilizzazione vengono trattate tramite un combustore termico rigenerativo alimentato a gas naturale. I valori utilizzati sono stati forniti direttamente dai gestori di un impianto siffatto, integrati con valori tratti dalla banca dati dell'ANPA (2000) (Tab. 2.15).

A causa dell'utilizzo del combustore termico rigenerativo, sono presenti inquinanti tipici della combustione (NO_x); inoltre, richiedendo l'utilizzo di gas naturale per il sostentamento della combustione, si ha un'emissione di CO₂ di origine fossile. Le emissioni di CO₂ provenienti dalla biostabilizzazione sono, infatti, di origine non fossile, in quanto derivanti da carbonio di origine biogenica. Il valore di emissione del CO è stato ricavato utilizzando i risultati sperimentali di Hellebrand e Kalk (2001) (essi hanno infatti trovato che in un processo di compostaggio il rapporto CO-C/CO₂-C è tipicamente pari a 10⁻⁴) a cui va aggiunta l'emissione di CO prodotta dall'utilizzo del combustore termico rigenerativo. A questo proposito, dalla banca dati dell'ANPA si ricava un valore di 16 mg di CO per MJ di gas naturale utilizzato e dato che in questo caso si utilizzano 10

m_n^{-3} di gas naturale per t di rifiuto da trattare (corrispondenti a $345,35 \text{ MJ t}^{-1}$) si ottiene un valore di $5,5 \text{ g}_{\text{CO}} \text{ t}^{-1}$ che sommato a $5,9 \text{ g t}^{-1}$ fornisce il valore riportato in tabella 2.15. Per quanto riguarda infine il mercurio, il valore relativamente elevato riportato in tabella 2.15 trova giustificazione nelle condizioni tipiche del processo di biostabilizzazione, dove il materiale viene sottoposto ad un flusso d'aria che, grazie anche alle temperature relativamente elevate che si raggiungono, opera un parziale strappaggio di questo metallo estremamente volatile. Il combustore rigenerativo utilizzato per il trattamento delle arie di processo non ha ovviamente alcun effetto su tale inquinante, che pertanto viene rilasciato in atmosfera. Il dato utilizzato è comunque congruente con il contenuto di mercurio atteso nel rifiuto che, sulla base di una serie di indagini sperimentali condotte dal DIIAR (Cernuschi et al., 2004), è compreso tra 400 e 1600 mg t^{-1} .

Tab. 2.15: Fattori di emissione del processo di biostabilizzazione (espressi per t di rifiuto trattata) (ANPA, 2000)

Inquinante	Fattori di emissione (per 1 t)	
CO ₂ (fossile)	kg	19,6
CO	g	11,4 ⁽¹⁾
NO _x (come NO ₂)	g	46,45 ⁽²⁾
SO _x (come SO ₂)	g	0,14 ⁽²⁾
COV NM	g	6,81 ⁽²⁾
NH ₃	g	6,3 ⁽²⁾
HCl	g	2
HF	mg	200
Cd	mg	25
Hg	mg	125
Pb	mg	125
Mn	mg	5
Ni	mg	25
Cu	mg	5
Zn	mg	75
Diossine (I-TEQ)	ng	5,05 ⁽²⁾
Mercaptani	g	0,09 ⁽²⁾
H ₂ S	g	0,13 ⁽²⁾
Polveri totali (assunte PM ₁₀)	g	1,53 ⁽²⁾
CO ₂ (non fossile)	kg	59 ⁽⁴⁾

(1): Calcolato sulla base delle indicazioni fornite da Hellebrand and Kalk (2001)

(2): Dati provenienti da un impianto di biostabilizzazione dotato di combustore termico rigenerativo

(4): Da allegato al documento FIII pag. 14

2.2.5 Discarica di Issogne

Valgono le considerazioni fatte per lo stesso processo nello scenario 1.

2.2.6 Discarica di Brissogne

Valgono le considerazioni fatte per lo stesso processo nello scenario 1.

2.2.7 Compostaggio

I fanghi essiccati vengono inviati ad un processo di compostaggio. L'impianto, come specificato nel doc. relazione finale pag. 21, dovrà trattare, oltre ai fanghi, anche rifiuti organici da utenze selezionate e rifiuti verdi ed inoltre per consentire un corretto processo di compostaggio risulterà necessario approvvigionare anche del materiale ligneo.

Il compost prodotto sarà quindi un compost misto, in grado di garantire, oltre all'apporto in sostanza organica umificata (funzione ammendante) anche un buon apporto concimante (N, P, K e microelementi) ed un rapporto equilibrato tra N, P e K. In questo studio si è assunto che il compost venga utilizzato per il 34% nel settore del florovivaismo, per il 62% in agricoltura di pieno campo e per il 4% per scopi paesaggistici (Centemero, 2006). Sulla base di quanto riportato in vari articoli di letteratura (Finnveden et al., 2005; Eriksson et al., 2005; AEA, 2001; Sonesson et al., 2000), si è assunto che il compost utilizzato nel florovivaismo vada a sostituire torba e quello utilizzato in agricoltura vada a sostituire concimi chimici con uguale contenuto di N, P e K (Tab. 2.16).

Tab. 2.16: Prodotti sostituiti dal compost

	PRODOTTO EVITATO	% DI UTILIZZO (*)
Compost nel florovivaismo	Torba	34
Compost in agricoltura	Concimi chimici	62
Compost paesaggistico/ripristino ambientale	Nessuno	4

(*): Fonte: Centemero, 2006

Nel caso dell'utilizzo nel settore florovivaistico, si suppone che 1 m³ di compost, che corrisponde a 680 kg, vada a sostituire 1 m³ di torba, che corrisponde a 300 kg (AEA, 2001). Nell'analisi energetica ed ambientale è stato utilizzato il modulo relativo alla produzione delle torba presente nel database Ecoinvent (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2004), leggermente modificato (Rigamonti, 2007).

Nel caso invece dell'utilizzo in agricoltura di pieno campo, si suppone che 1 kg di compost vada a sostituire una certa quantità di concime chimico di modo che l'apporto di N, P e K sia lo stesso. Come valori di contenuto di nutrienti si sono utilizzati quelli riportati da AEA (2001) e pari a 6,2 kg N, 2,0 kg P e 4,5 kg K, sempre per t di compost. I concimi chimici sostituiti sono stati scelti tra quelli disponibili all'interno del database Ecoinvent e sono i seguenti:

- "calcium ammonium nitrate" (contenuto di nutriente: 27% N);
- "single superphosphate" (contenuto di nutriente: 21% P₂O₅);
- "potassium sulphate" (contenuto di nutriente: 50% K₂O).

Per quanto riguarda il bilancio di materia del processo di compostaggio, sulla base di varie indicazioni trovate in letteratura (Rossi e Piccinini, 2002; Rustichelli, 2006; Canovai e Valentini, 2002; CITEC, 2002), si è considerata una resa del processo pari al 30%, con perdite di processo pari

al 50% e scarti da smaltire pari al 20%. I consumi energetici sono stati posti pari a 50 kWh per tonnellata da trattare (Mata-Alvarez, 2002; Scaglia et al., 2004; Eunomia Research & Consulting, 2002).

Le emissioni in aria dovute al processo di compostaggio, trattate mediante i classici biofiltri, sono riportate in tabella 2.17. Sono stati utilizzati principalmente valori di letteratura derivanti dalla banca dati dell’Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente (ANPA, 2000). In mancanza di dati attendibili per le emissioni di COV non metanici e di diossine, sono stati assunti valori sperimentali acquisiti nel corso di analisi effettuate sul biogas di discarica (Cernuschi et al., 2003). Le emissioni di CO₂ provenienti dal compostaggio sono di origine non fossile, in quanto derivanti da carbonio di origine biogenica. Inoltre, il valore di emissione del CO è stato ricavato utilizzando i risultati sperimentali di Hellebrand and Kalk (2001): essi hanno infatti trovato che in un processo di compostaggio il rapporto CO-C/CO₂-C è tipicamente pari a 10⁻⁴. Per quanto riguarda infine il mercurio, il valore relativamente elevato riportato in tabella 2.17 trova giustificazione nelle condizioni tipiche del processo di compostaggio, dove il materiale viene sottoposto ad un flusso d’aria che, grazie anche alle temperature relativamente elevate che si raggiungono, opera un parziale strippaggio di questo metallo estremamente volatile.

Tab. 2.17: Fattori di emissione del processo di compostaggio: i valori sono riferiti a 1000 kg di sostanza organica avviati al trattamento (ANPA, 2000)

Inquinante	Fattore di emissione	
CO	g	19,2 ⁽¹⁾
SO _x (come SO ₂)		1,2
COV NM		50 ⁽²⁾
NH ₃		17
HCl		2
HF	mg	200
H ₂ SO ₄		460
Benzene		200
Cd		25
Hg		125
Pb		125
Mn		5
Ni		25
Cu		5
Zn		75
Dioossine (I-TEQ)	ng	1 ⁽²⁾
IPA		20
CO ₂ (non fossile)	kg	192

⁽¹⁾ Calcolato sulla base delle indicazioni fornite da Hellebrand and Kalk (2001).

⁽²⁾ Fonte: Cernuschi et al. (2003).

2.3 RISULTATI DELL'ANALISI LCA

Le tabelle 2.17÷2.20 riportano gli indicatori di impatto riscaldamento globale, acidificazione, formazione fotochimica di ozono e tossicità umana calcolati con l'analisi LCA per lo scenario 1. Oltre al valore totale, sono riportati i contributi dei diversi processi analizzati, ossia il termovalorizzatore, la fase di estrazione e selezione, la discarica di Issogne per il materiale fine e la discarica di Brissogne. Quest'ultimo contributo, a differenza degli altri, diminuisce passando dall'anno 2013 al 2037, a seguito dell'attività di bonifica: nel 2037 tale contributo si annulla in quanto dalla discarica risulterà rimossa la totalità dei rifiuti.

La tabella 2.21 riporta gli stessi indicatori d'impatto ma calcolati per lo scenario 2. In questo caso il totale è suddiviso nei seguenti contributi: fase di selezione, trasporto del sovrullo fuori regione, termovalorizzazione del sovrullo, biostabilizzazione del sottovaglio, discarica di Issogne per il biostabilizzato, compostaggio dei fanghi e discarica di Brissogne. I contributi risultano costanti dal 2013 al 2037, in quanto non si effettua la bonifica della discarica di Brissogne.

Per un confronto diretto tra i due scenari, la tabella 2.22 riporta i valori totali dei quattro indicatori per entrambi gli scenari.

Tab. 2.17: Indicatore di impatto riscaldamento globale associato allo scenario 1

scenario 1: RISCALDAMENTO GLOBALE kg CO₂ eq. /anno					
Anno	Termovalorizzatore	Estrazione e selezione	Discarica Issogne	Discarica Brissogne	Totale
2012	0	0	0	11.110.016	11.110.016
2013	2.910.130	2.106.682	3.937.427	10.665.615	19.619.854
2014	2.910.130	2.106.682	3.937.427	10.221.214	19.175.453
2015	2.910.130	2.106.682	3.937.427	9.776.814	18.731.053
2016	2.910.130	2.106.682	3.937.427	9.332.413	18.286.652
2017	2.910.130	2.106.682	3.937.427	8.888.012	17.842.252
2018	2.910.130	2.106.682	3.937.427	8.443.612	17.397.851
2019	2.910.130	2.106.682	3.937.427	7.999.211	16.953.450
2020	2.910.130	2.106.682	3.937.427	7.554.811	16.509.050
2021	2.910.130	2.106.682	3.937.427	7.110.410	16.064.649
2022	2.910.130	2.106.682	3.937.427	6.666.009	15.620.249
2023	2.910.130	2.106.682	3.937.427	6.221.609	15.175.848
2024	2.910.130	2.106.682	3.937.427	5.777.208	14.731.447
2025	2.910.130	2.106.682	3.937.427	5.332.807	14.287.047
2026	2.910.130	2.106.682	3.937.427	4.888.407	13.842.646
2027	2.910.130	2.106.682	3.937.427	4.444.006	13.398.245
2028	2.910.130	2.106.682	3.937.427	3.999.606	12.953.845
2029	2.910.130	2.106.682	3.937.427	3.555.205	12.509.444
2030	2.910.130	2.106.682	3.937.427	3.110.804	12.065.044
2031	2.910.130	2.106.682	3.937.427	2.666.404	11.620.643
2032	2.910.130	2.106.682	3.937.427	2.222.003	11.176.242
2033	2.910.130	2.106.682	3.937.427	1.777.602	10.731.842
2034	2.910.130	2.106.682	3.937.427	1.333.202	10.287.441
2035	2.910.130	2.106.682	3.937.427	888.801	9.843.040
2036	2.910.130	2.106.682	3.937.427	444.401	9.398.640
2037	2.910.130	2.106.682	3.937.427	0	8.954.239
2013-2037	72.753.241	52.667.061	98.435.678	133.320.186	357.176.166

Tab. 2.18: Indicatore di impatto acidificazione associato allo scenario 1

scenario 1: ACIDIFICAZIONE kg SO₂ eq. /anno					
Anno	Termovalorizzatore	Estrazione e selezione	Discarica Issogne	Discarica Brissogne	Totale
2012	0	0	0	7.525	7.525
2013	-142.828	11.335	4.145	7.224	-120.125
2014	-142.828	11.335	4.145	6.923	-120.426
2015	-142.828	11.335	4.145	6.622	-120.727
2016	-142.828	11.335	4.145	6.321	-121.028
2017	-142.828	11.335	4.145	6.020	-121.329
2018	-142.828	11.335	4.145	5.719	-121.630
2019	-142.828	11.335	4.145	5.418	-121.931
2020	-142.828	11.335	4.145	5.117	-122.232
2021	-142.828	11.335	4.145	4.816	-122.533
2022	-142.828	11.335	4.145	4.515	-122.834
2023	-142.828	11.335	4.145	4.214	-123.135
2024	-142.828	11.335	4.145	3.913	-123.436
2025	-142.828	11.335	4.145	3.612	-123.737
2026	-142.828	11.335	4.145	3.311	-124.038
2027	-142.828	11.335	4.145	3.010	-124.339
2028	-142.828	11.335	4.145	2.709	-124.640
2029	-142.828	11.335	4.145	2.408	-124.941
2030	-142.828	11.335	4.145	2.107	-125.242
2031	-142.828	11.335	4.145	1.806	-125.543
2032	-142.828	11.335	4.145	1.505	-125.844
2033	-142.828	11.335	4.145	1.204	-126.145
2034	-142.828	11.335	4.145	903	-126.446
2035	-142.828	11.335	4.145	602	-126.747
2036	-142.828	11.335	4.145	301	-127.048
2037	-142.828	11.335	4.145	0	-127.349
2013-2037	-3.570.709	283.365	103.626	90.300	-3.093.418

Tab. 2.19: Indicatore di impatto formazione fotochimica di ozono associato allo scenario 1

scenario 1: FORMAZIONE FOTOCHIMICA DI OZONO kg C₂H₄ eq. /anno					
Anno	Termovalorizzatore	Estrazione e selezione	Discarica Issogne	Discarica Brissogne	Totale
2012	0	0	0	4.959	4.959
2013	-9.493	747	2.234	4.761	-1.752
2014	-9.493	747	2.234	4.562	-1.950
2015	-9.493	747	2.234	4.364	-2.149
2016	-9.493	747	2.234	4.166	-2.347
2017	-9.493	747	2.234	3.967	-2.545
2018	-9.493	747	2.234	3.769	-2.744
2019	-9.493	747	2.234	3.571	-2.942
2020	-9.493	747	2.234	3.372	-3.140
2021	-9.493	747	2.234	3.174	-3.339
2022	-9.493	747	2.234	2.975	-3.537
2023	-9.493	747	2.234	2.777	-3.736
2024	-9.493	747	2.234	2.579	-3.934
2025	-9.493	747	2.234	2.380	-4.132
2026	-9.493	747	2.234	2.182	-4.331
2027	-9.493	747	2.234	1.984	-4.529
2028	-9.493	747	2.234	1.785	-4.727
2029	-9.493	747	2.234	1.587	-4.926
2030	-9.493	747	2.234	1.389	-5.124
2031	-9.493	747	2.234	1.190	-5.322
2032	-9.493	747	2.234	992	-5.521
2033	-9.493	747	2.234	793	-5.719
2034	-9.493	747	2.234	595	-5.918
2035	-9.493	747	2.234	397	-6.116
2036	-9.493	747	2.234	198	-6.314
2037	-9.493	747	2.234	0	-6.513
2013-2037	-237.328	18.665	55.847	59.510	-103.306

Tab. 2.20: Indicatore di impatto tossicità umana associato allo scenario 1

scenario 1: TOSSICITA' UMANA kg 1,4DCB eq. /anno					
Anno	Termovalorizzatore	Estrazione e selezione	Discarica Issogne	Discarica Brissogne	Totale
2012	0	0	0	48.638	48.638
2013	-3.596.661	524.697	45.429	46.693	-2.979.842
2014	-3.596.661	524.697	45.429	44.747	-2.981.787
2015	-3.596.661	524.697	45.429	42.802	-2.983.733
2016	-3.596.661	524.697	45.429	40.856	-2.985.678
2017	-3.596.661	524.697	45.429	38.911	-2.987.624
2018	-3.596.661	524.697	45.429	36.965	-2.989.569
2019	-3.596.661	524.697	45.429	35.020	-2.991.515
2020	-3.596.661	524.697	45.429	33.074	-2.993.461
2021	-3.596.661	524.697	45.429	31.129	-2.995.406
2022	-3.596.661	524.697	45.429	29.183	-2.997.352
2023	-3.596.661	524.697	45.429	27.237	-2.999.297
2024	-3.596.661	524.697	45.429	25.292	-3.001.243
2025	-3.596.661	524.697	45.429	23.346	-3.003.188
2026	-3.596.661	524.697	45.429	21.401	-3.005.134
2027	-3.596.661	524.697	45.429	19.455	-3.007.079
2028	-3.596.661	524.697	45.429	17.510	-3.009.025
2029	-3.596.661	524.697	45.429	15.564	-3.010.970
2030	-3.596.661	524.697	45.429	13.619	-3.012.916
2031	-3.596.661	524.697	45.429	11.673	-3.014.861
2032	-3.596.661	524.697	45.429	9.728	-3.016.807
2033	-3.596.661	524.697	45.429	7.782	-3.018.752
2034	-3.596.661	524.697	45.429	5.837	-3.020.698
2035	-3.596.661	524.697	45.429	3.891	-3.022.644
2036	-3.596.661	524.697	45.429	1.946	-3.024.589
2037	-3.596.661	524.697	45.429	0	-3.026.535
2013-2037	-89.916.520	13.117.432	1.135.722	583.661	-75.079.705

Tab. 2.21: Indicatori di impatto associati allo scenario 2

Categoria di impatto	Unità di misura	Selezione	Trasporto sovvallo	Termovaloriz- zatore fuori regione	Biostabiliz- zazione sottovaglio	Discarica Issogne	Compo- staggio fanghi	Discarica Brissogne	Totale annuo
Riscaldamento globale	kg CO ₂ eq. / anno	96.884	190.966	-141.749	1.063.960	2.024.230	-80.162	11.110.016	14.264.144
Acidificazione	kg SO ₂ eq. / anno	521	1.131	-46.203	4.178	2.131	219	7.525	-30.498
Formazione fotochimica di ozono	kg C ₂ H ₄ eq. / anno	34	197	-3.210	331	1.148	74	4.959	3.534
Tossicità umana	kg 1,4-DCB eq. / anno	24.130	32.110	-1.127.812	296.410	23.355	16.807	48.638	-686.361

Tab. 2.22: Valori complessivi degli indicatori di impatto associati agli scenari 1 e 2 calcolati sul periodo 2013-2037

Categorie di impatto		2013-2037	
		Scenario 1 (alternativo)	Scenario 2 (Piano Regionale)
Riscaldamento globale	t CO ₂ eq.	357.176	356.604
Acidificazione	t SO ₂ eq.	-3.093	-762
Formazione fotochimica di ozono	t C ₂ H ₄ eq.	-103	88
Tossicità umana	t 1,4-DCB eq.	-75.080	-17.159

Nella tabella 2.22 si riportano in confronto i valori degli indicatori associati ai due scenari. L'indicatore di riscaldamento globale ha un segno positivo in entrambi gli scenari: ciò significa che durante il periodo 2013-2037 entrambi gli scenari analizzati determinano un'emissione aggiuntiva di CO₂ eq. nell'ambiente non compensata dai risparmi.

Anche l'indicatore di formazione fotochimica di ozono per lo scenario 2 compare con un segno positivo, indicando con ciò emissioni aggiunte di acidità non compensata. Ma lo stesso indicatore per lo scenario 1 e tutti gli altri indicatori (tossicità umana e acidificazione) hanno segno negativo per entrambi gli scenari: ciò significa che i sistemi di gestione adottati permettono di evitare in varia misura emissioni nell'ambiente, grazie all'energia prodotta dai due termovalorizzatori che va ad annullare le emissioni attese dalla produzione della stessa quantità di energia con combustibili convenzionali.

Il confronto tra i numeri associati ai due scenari mette in evidenza che:

- l'indicatore di riscaldamento globale, con un'emissione aggiuntiva non compensata di circa 357000 tonnellate di CO₂ eq., è sostanzialmente uguale per i due scenari;
- lo scenario 1 risulta invece nettamente più vantaggioso rispetto al 2 per tutti e tre i restanti indicatori: la compensazione della tossicità umana in particolare, operata dallo scenario 1, è superiore di ben 4 volte a quella dello scenario 2.

Analizzando infine in dettaglio i contributi provenienti dalle varie attività coinvolte nello scenario 1 e 2 (Tab. 2.23 e Tab. 2.24), si osserva che il contributo dei termovalorizzatori ha sempre segno negativo in tutti gli indicatori tranne che nel riscaldamento globale dello scenario 1. Ciò si spiega con il fatto che il termovalorizzatore dello scenario 2 produce, rispetto a quello dello scenario 1, una maggiore quantità di energia per t di rifiuto alimentato, in quanto il rifiuto che vi affluisce ha un PCI maggiore. Tuttavia tale beneficio è annullato dalle emissioni aggiuntive di CO₂ eq. provenienti dalla biostabilizzazione del sottovaglio presente solo nello scenario 2.

Tab. 2.23: Contributi dei vari processi considerati nella termovalorizzazione dello scenario 1 (per 1 t incenerita)

Categoria di impatto	Unità di misura	Termovalorizzatore	Reagenti	Inertizzazione ceneri leggere	Costruzione impianto	Riciclo metalli da scorie	Elettricità mix termoelettrico Italia 2004	Calore caldaia a olio	Totale
Riscaldamento globale	kg CO ₂ eq.	550	38	21	30	-20	-233	-350	35
Acidificazione	kg SO ₂ eq.	0,184	0,201	0,059	0,116	-0,075	-1,222	-0,983	-1,721
Formazione fotochimica di ozono	kg C ₂ H ₄ eq.	0,018	0,022	0,005	0,023	-0,012	-0,082	-0,088	-0,114
Tossicità umana	kg 1,4DCB eq.	4,63	3,2	0,95	15	-17	-35,38	-14,16	-43,34

Tab. 2.24: Contributi dei vari processi considerati nella termovalorizzazione dello scenario 2 (per 1 t incenerita)

Categoria di impatto	Unità di misura	Termovalorizzatore	Reagenti	Inertizzazione ceneri leggere	Costruzione impianto	Riciclo metalli da scorie	Elettricità mix termoelettrico Italia 2004	Calore caldaia a olio	Totale
Riscaldamento globale	kg CO ₂ eq.	687	38	21	30	-20	-304	-458	-7,36
Acidificazione	kg SO ₂ eq.	0,184	0,201	0,059	0,116	-0,075	-1,597	-1,286	-2,399
Formazione fotochimica di ozono	kg C ₂ H ₄ eq.	0,018	0,022	0,005	0,023	-0,012	-0,107	-0,115	-0,167
Tossicità umana	kg 1,4DCB eq.	4,63	3,2	0,95	15	-17	-46,24	-18,52	-58,56

BIBLIOGRAFIA

AEA, 2001. *Waste Management Options and Climate Change*. Final report to the European Commission, DG Environment. <http://europa.eu.int>

ANPA, 2000. *Database I-LCA, Banca dati italiana a supporto della valutazione del ciclo di vita: manuale*.

Canovai A. & Valentini F., 2002. *Elementi di progettazione e gestione di impianti di compostaggio a tecnologia complessa*. Atti del convegno Sep pollution 2002: Il compostaggio in Italia, pp. 278-289, Maggioli Editore.

Centemero M., 2006. *Il compostaggio nella gestione dei rifiuti urbani*. In: Il Compost di Qualità, Annuario 2006/2007- V edizione, Ed. Il Verde editoriale.

Cernuschi S., Giugliano M., Grosso M., Palini E., 2004. *Release of toxic trace contaminants from MSW incineration*. Atti del convegno: International Solid Waste Association (ISWA) World Congress, Roma, 17-21 Ottobre.

Cernuschi S., Giugliano M., Grosso M., Lonati G., 2003. *Trace organics atmospheric emissions from landfill gas production and flaring*. Atti di Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium; S. Margherita di Pula, Cagliari, 6-10 Ottobre.

CiAl, 2004. *Programma Specifico di Prevenzione 2004*. <http://www.cial.it/>

CITEC, 2002. *Linee guida per la progettazione, realizzazione e gestione degli impianti a tecnologia complessa per lo smaltimento dei rifiuti urbani*. Edizione 2002. A cura di Gruppo di Lavoro CITEC per il coordinamento generale di Aulo Magagni.

CML, Bureau B&G, School of System Engineering, Policy Analysis and Management – Delft University of Technology, 2001. *Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards*.

Consonni S., Giugliano M., Grosso M., 2005. *Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part B: Emission and cost estimates*. Waste Management, 25, 137-148.

Decreto Legislativo n. 133 dell'11 maggio 2005. *Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti*. G.U. n. 163 del 15/7/2005 - Suppl. Ordinario n. 122.

De Leeuw Frank A.A.M., 2002. *A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution*. Environmental Science and Policy, 5, 135-145.

Derwent R. G., Jenkin M. E., Saunders S. M., Pilling M. J., 1998. *Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism*. Atmospheric Environment, vol.32, n.14/15, 2429-2441.

Dimitriades B., 1997. *Photochemical smog and solvents*. Metal Finishing, 95, 5, 55-59.

Eriksson O., Carlsson Reich M., Frostell B., Björklund A., Assefa G., Sundqvist J.-O., Granath J., Baky A., Thyselius L., 2005. *Municipal solid waste management from a system perspective*. Journal of Cleaner Production, 13, 241-252.

- ETH-ESU, 1996. *Okoinventare von Energiesystemen 3rd edition*, <http://www.energieforschung.ch>.
- Eunomia Research & Consulting, 2002. *Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste*. Final report to the European Commission. <http://ec.europa.eu/>
- Federambiente, 2005. *Bilancio ambientale, energetico ed economico del recupero di energia da rifiuti urbani mediante produzione di CDR e co-combustione in impianti non dedicati. Relazione finale Volume I: Co-combustione in impianti non dedicati; Volume II: Bilancio energetico ed ambientale della filiera "Brescia"*. A cura di Consonni S., Giugliano M., Grosso M., Rigamonti L.
- Finnveden G., Johansson J., Lind P., Moberg A., 2005. *Life cycle assessment of energy from solid waste – part I: general methodology and results*. *Journal of Cleaner Production*, 13, 213-229.
- Genon. G. & Ziviani L., 2007. Studio comparativo fra i sistemi di trattamento e smaltimento dei rifiuti in Valle d'Aosta. Regione Valle d'Aosta.
- GRTN, 2005. *Dati statistici sull'energia elettrica in Italia – anno 2004*. <http://www.terna.it/>
- Heijungs R., 1992. *Environmental life-cycle assessment of products: guide and backgrounds*. Centre of Environmental Science, Leiden University. <https://openaccess.leidenuniv.nl/>
- Hellebrand H. & Kalk W.D., 2001. *Emission of carbon monoxide during composting of dung and green waste*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 79-82.
- Huijbregts M.A.J., 1999a. *Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants: calculation of equivalency factors with RAINS-LCA*. <http://www.leidenuniv.nl/>
- Huijbregts M.A.J., 1999b. *Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA*. MILIEUKUNDE, Università di Amsterdam.
- IPCC, 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press.
- IPPC, 2006. *Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatment Industries*. <http://eippcb.irc.es/>
- ISO, 2006. *ISO 14040: Environmental management - life cycle assessment - principles and framework*.
- ISO, 2000. *ISO 14042: Environmental management - life cycle assessment - life cycle impact assessment*.
- Masoni P., 2002. *Introduzione all'LCA in I rifiuti La chimica, il ciclo di vita, la valorizzazione, lo smaltimento, il controllo ambientale*, di Morselli L. e Marassi R., FrancoAngeli Ed., Milano.
- Mata-Alvarez J., 2002. *Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: a perspective*. In: *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*, pp. 91-109, curato da J. Mata-Alvarez, IWA publishing.

Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg T., Rebitzer G., 2004. *Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice*. Environment International, 30, 721-739.

Ramponi L., Morselli L., Masoni P., 2002. *Applicazione della metodologia LCA a sistemi di gestione integrata dei rifiuti in ambiti territoriali regionali e nazionali*. In: "I rifiuti: la chimica, il ciclo di vita, la valorizzazione, lo smaltimento, il controllo ambientale" di Morselli L. e Marassi R., editore FrancoAngeli, pp: 353-371.

Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg T., Schmidt W.P., Suh S., Weidema B.P., Pennington D.W., 2004. *Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications*. Environmental International, 30, 701-720.

Rigamonti L., 2007. *Valutazione dei percorsi di recupero di materiali e di energia in sistemi integrati di gestione dei rifiuti urbani*, Tesi di dottorato, Politecnico di Milano, Relatore: M. Giugliano.

Rossi L. & Piccinini S., 2002. *L'impianto di compostaggio a cumuli aerati e rivoltati: criteri progettuali*. Atti del convegno Sep pollution 2002: Il compostaggio in Italia, pp. 212-231, Maggioli Editore.

Rustichelli G., 2006. *Analisi economica costi-benefici di impianti di compostaggio dedicati alla produzione di Ammendante Compostato Verde e Ammendante Compostato Misto*. Corso di specializzazione sul compostaggio di qualità, 14-15 marzo 2006, Sep Pollution, Padova.

Scaglia B., Tambone F., Centemero M., Favonio E., 2004. *Il compostaggio dei rifiuti urbani*. Quaderno di Ingegneria Ambientale n. 40: I processi aerobici per il trattamento dei rifiuti urbani, a cura di F. Adani, pp. 26-46.

SETAC, 1993. *Guidelines for Life Cycle Assessment: A Code of Practice*. Portugal, Sesimbra Workshop.

Sonesson U., Björklund A., Carlsson M., Dalemo M., 2000. *Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste*. Resources, Conservation and Recycling, 28, 29-53.

Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2004. *Ecoinvent: The Life Cycle Inventory Data, Version 1.1*.