

~ 1 ~

Alma Mater Studiorum – Università di Bologna

DOTTORATO DI RICERCA

Geoingegneria, Georisorse e Ingegneria Geotecnica

Ciclo XXIII

Settore/i scientifico disciplinari di afferenza: ING-IND/29

TITOLO TESI

**APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA LCA (Life Cycle Assesment):
LA SOSTENIBILITA' AMBIENTALE DI IMPIANTI
A BIOMASSA DELLA REGIONE EMILIA ROMAGNA**

Presentata da: Ing. Lisa Di Candilo

Relatore

Prof.ssa Alessandra Bonoli

Coordinatore Dottorato

Prof. Paolo Berry

Esame finale anno 2012

Dedicato a chi mi ha dedicato questa poesia:

Lentamente muore chi diventa schiavo dell'abitudine, ripetendo ogni giorno gli stessi percorsi, chi non cambia la marca, chi non rischia e cambia colore dei vestiti, chi non parla a chi non conosce.

Muore lentamente chi evita una passione, chi preferisce il nero sul bianco e i puntini sulle "i" piuttosto che un insieme di emozioni, proprio quelle che fanno brillare gli occhi, quelle che fanno di uno sbadiglio un sorriso, quelle che fanno battere il cuore davanti all'errore e ai sentimenti.

Lentamente muore chi non capovolge il tavolo, chi è infelice sul lavoro, chi non rischia la certezza per l'incertezza, per inseguire un sogno, chi non si permette almeno una volta nella vita di fuggire ai consigli sensati. Lentamente muore chi non viaggia, chi non legge, chi non ascolta musica, chi non trova grazia in se stesso. Muore lentamente chi distrugge l'amor proprio, chi non si lascia aiutare; chi passa i giorni a lamentarsi della propria sfortuna o della pioggia incessante.

Lentamente muore chi abbandona un progetto prima di iniziarlo, chi non fa domande sugli argomenti che non conosce, chi non risponde quando gli chiedono qualcosa che conosce.

Evitiamo la morte a piccole dosi, ricordando sempre che essere vivo richiede uno sforzo di gran lunga maggiore del semplice fatto di respirare.

Soltanto l'ardente pazienza porterà al raggiungimento di una splendida felicità.

(P. Neruda)

PRIMA PARTE IL LIFE CYCLE ASSESMENT
--

1_ Lo sviluppo sostenibile	p. 9
2_ Il concetto di impatto ambientale	p.10
3_ L'Analisi del Ciclo di Vita	p.11
Cenni storici	
Livelli di sofisticazione dell'LCA	
4_ Il metodo utilizzato	p.18
Definizione degli scopi, degli obiettivi e del campo di applicazione (Goal and scope definition)	
5_Analisi d'inventario (Life Cycle Inventory Assessment)	p.20
Il diagramma di flusso del processo (Process flow - chart)	
Raccolta dei dati (Data collection)	
Definizione delle condizioni al contorno (System boundaries)	
Elaborazione dei dati (Data Processing)	
6_La Valutazione di Impatto (Life Cycle Impact Assessment - LCIA)	p.24
Selezione e definizione delle categorie d'impatto	
Classificazione	
Caratterizzazione	
Normalizzazione	
Valutazione	
7_ Analisi dei risultati (Life Cycle Interpretation)	p.30
Analisi critica del metodo LCA	
Conclusione	
8_ Il metodo degli Eco-Indicator⁹⁹	p.34
Categorie di danno	
Campi di conoscenza	
La definizione di "ambiente"	
9_ Le fonti di incertezza	p.37
L'incertezza sui dati	
L'incertezza sull'esattezza del metodo	

Il concetto di “Cultural Theory”

L’incertezza sulla completezza del metodo

10_ La Caratterizzazione

p.43

La Fate Analysis

I “Fate models”

Il problema flusso-impulso

La Fate analysis con EUSES

Fonti di incertezza

11_ “Human Health”

p.48

Il concetto di DALY

Il danno alla salute umana causato da sostanze cancerogene

La Fate Analysis

L’Effect analysis

La Damage analysis

Il danno alle vie respiratorie

I danni causati dai cambiamenti climatici

Il danno provocato dalle radiazioni ionizzanti

La Fate analysis

L’Exposure analysis

L’Effect e la Damage analysis

Il ruolo delle prospettive culturali

Il danno causato dall’assottigliamento dello strato di ozono

Fate ed Exposure Models

L’Effect e la Damage Analysis

Le categorie di danno trascurate

12_ “Ecosystem Quality”

p.62

Relazione tra PAF e PDF

Il danno all’ecosistema causato da sostanze tossiche

Analisi del danno

Il danno all’ecosistema causato da acidificazione ed eutrofizzazione

The ‘Nature planner’

La fate analysis con SMART

Analisi del danno

Il danno all'ecosistema causato dal land-use

Relazione Specie- Area

Principi generali per la modellizzazione del danno

La modellizzazione del danno locale

La modellizzazione del danno regionale

Differenze tra i vari tipi di uso del suolo a livello regionale

La combinazione dei due effetti

La combinazione dei differenti danni all'ecosistema

Le categorie di impatto trascurate

13_ L'esaurimento delle risorse

p.87

Le risorse minerali

I combustibili fossili

Il danno causato dall'esaurimento dei minerali e dei combustibili fossili

Il surplus energy per i minerali

Il surplus energy per i combustibili fossili

Il ruolo delle prospettive culturali

14_ La stima del danno

p.92

La Normalizzazione

Le categorie Human Health e Ecosystem Quality

La categoria Resources

La Valutazione

15_ Il Metodo EDIP 96

p.96

Definizione della meta

Definizione dello scopo

Il concetto di unità funzionale

Reference products

Criteri di valutazione

Impatto ambientale

Consumo delle risorse

Impatti nell'ambiente di lavoro

Inventario

Modello di calcolo

Il sistema prodotto

Valutazione dell'impatto

Calcolo dei potenziali impatti ambientali

Metodo

Scelta del fattore di equivalenza

Consumo delle risorse

Potenziali per impatti sui luoghi di lavoro

Normalizzazione

Metodo

La normalizzazione del consumo di risorse

La normalizzazione dei potenziali per impatti sull'ambiente di lavoro

Ponderazione

Metodo

Ponderazione del consumo di risorse

Calcolo dei fattori peso

16_ Il codice SimaPro 6.0.

p.118

Premessa

Assembly

Disposal scenario

Life cycle

I database

Materiali

Processi

Trasporti

Energia

Il calcolo

SECONDA PARTE

LA SOSTENIBILITA' AMBIENTALE DI IMPIANTI A BIOMASSA DELLA REGIONE EMILIA ROMAGNA

1_ ANALISI DEL CICLO DI VITA DELL'IMPIANTO A CIPPATO DI CASTEL D'AIANO

p.122

Obiettivo e scopo dello studio

Le funzioni del sistema

L'unità funzionale

Il sistema che dev'essere studiato

I confini del sistema

Qualità dei dati

Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale

Inventario

Le fasi

L'approvvigionamento

Cippato di provenienza "La Fenice"

Esbosco

Trasporto fino all'imposto

Cippatura trasporto cippato dall'imposto all'impianto

Cippato di provenienza "Orlandini"

Esbosco

Trasporto fino all'imposto

Cippatura trasporto cippato dall'imposto all'impianto

Il processo produttivo

Lo smaltimento degli scarti

Analisi LCA

Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99

Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96

**2_ ANALISI DEL CICLO DI VITA DELL'IMPIANTO A BIOGAS "MENGOLI" DI
CASTENASO** **p.171**

Obiettivo dello studio

Scopo dello studio

Le funzioni del sistema

L'unità funzionale

Il sistema che dev'essere studiato

I confini del sistema

Qualità dei dati

Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale

Inventario

Le materie prime

Colture dedicate

Deiezioni animali

Scarti alimentari

Le fasi

Stoccaggio

Carico

Digestione anaerobica

Produzione fanghi da concime

Produzione biogas

Produzione energia elettrica e **termica**

Analisi LCA

Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99

Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96

**3_ ANALISI DEL CICLO DI VITA DELL'IMPIANTO COGENERATIVO "TAMPIERI
ENERGIE" DI FAENZA** **p.207**

Obiettivo e scopo dello studio

Scopo dello studio

Le funzioni del sistema

L'unità funzionale

Il sistema che dev'essere studiato

I confini del sistema

Qualità dei dati

Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale

Inventario

Le fasi

Approvvigionamento e stoccaggio delle biomasse

Combustione

Produzione vapore ed energia elettrica

Trattamento fumi

Produzione rifiuti

Analisi LCA

Macrofase 1_Trasporto biomassa

Macrofase 2_ Combustione e produzione energia elettrica

Macrofase 3_Emissioni in atmosfera

Macrofase 4_Ceneri di scarto

Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99

Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96

4_ CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Applicazione dell'analisi LCA all'impiego energetico di biomasse

Vantaggi dell'impiego delle biomasse per la produzione di energia

BIBLIOGRAFIA

<p style="text-align: center;">PRIMA PARTE IL LIFE CYCLE ASSESMENT</p>
--

1_ Lo sviluppo sostenibile

Uno sviluppo si dice sostenibile se soddisfa le esigenze di tutti i paesi e i gruppi di popolazioni dell'odierna generazione, senza compromettere la possibilità a future generazioni di soddisfare le proprie esigenze. Uno sviluppo degno del termine 'sostenibile' garantisce il mantenimento della molteplicità della natura (animali e piante) (Conferenza di Rio, 1992).

Uno dei problemi più gravi che la società umana si trova a dover fronteggiare è quello di trovare un giusto equilibrio tra la salvaguardia dell'ambiente e i vantaggi che derivano dall'utilizzo e dallo sfruttamento della tecnologia.

Negli ultimi duecento anni il nostro pianeta ha subito modificazioni molto rilevanti ad opera dell'uomo: verso la fine degli anni Ottanta, per la prima volta nella storia dell'umanità, la richiesta di risorse naturali ha superato le capacità di rigenerazione della Terra, determinando uno squilibrio che impedisce alla biosfera di rigenerarsi allo stesso ritmo con il quale viene consumato.

Tale percentuale di "consumo" è andata aumentando fino a superare, nel 1999, il valore del 120%: in termini concreti per far rinascere ciò che gli esseri umani consumano in un anno non bastano più dodici mesi, ma ne occorrono quindici circa.

La consapevolezza che ciascuna attività umana comporta una alterazione del fragile equilibrio del pianeta ad un livello molto complesso ha indotto a spostare l'analisi dei rischi dovuti allo sviluppo tecnologico su una base molto più ampia.

La produzione di energia necessaria a soddisfare esigenze in aumento, i processi di urbanizzazione che interessano quote di popolazione sempre maggiori, lo sviluppo dell'agricoltura indispensabile a soddisfare le crescenti esigenze alimentari, uno standard di vita sempre più elevato e molti altri fattori collegati alla crescita demografica e allo sviluppo tecnologico concorrono ad originare tutti i più importanti e gravi problemi ambientali del nostro pianeta.

Le attività e le tecnologie sopra accennate sono dunque solo alcuni esempi di cause di impatto ambientale, che si manifesta in varie forme ed in diverse scale. Tra i principali tipi di impatto ricordiamo:

- l'inquinamento dell'aria, dovuto principalmente ai processi di combustione utilizzati per la produzione di energia;
- l'inquinamento chimico e biologico delle acque, causato in massima parte dagli scarichi urbani, industriali, agricoli e zootecnici;

- l'inquinamento da rumore, particolarmente importante nei centri urbani ed in prossimità di aeroporti e vie di comunicazione;
- gli effetti sul paesaggio e sull'assetto del territorio dovuti alla realizzazione di grandi impianti industriali ed energetici, alla costruzione di infrastrutture quali porti, aeroporti, ferrovie ed autostrade;
- gli effetti sanitari ed ambientali, dovuti ad incidenti che possono verificarsi in impianti a rischio rilevante, quali centrali nucleari, impianti idroelettrici, impianti chimici.

Gli effetti ambientali elencati hanno la caratteristica comune di poter essere quantificati. Ciò rende possibile l'uso di metodi scientifici per poterne valutare l'entità.

Esistono numerosi altri tipi di impatto, quali gli effetti globali (effetto serra, piogge acide) e gli effetti sugli equilibri degli ecosistemi, che non sono o sono solo parzialmente quantificabili e che pertanto vanno analizzati con approcci che, a seconda dei casi, potranno essere empirici, conservativi, semiquantitativi o semplicemente dettati da esigenze di accettabilità pubblica.

2_ Il concetto di impatto ambientale

Il termine "impatto" così come viene concepito nella terminologia ambientale, possiede un significato metaforicamente vicino a ciò che si intende nel linguaggio comune: un contatto violento tra due oggetti che entrano in collisione. Si identificano, infatti, anche in campo ambientale, due elementi che concorrono a determinare l'impatto: la causa, che rappresenta idealmente il proiettile, e l'ambiente, che raffigura il bersaglio dell'urto.

Una definizione generale di impatto ambientale potrebbe essere la seguente:

Per impatto ambientale si intende l'insieme di tutti gli effetti, positivi e negativi, diretti ed indiretti, temporanei e permanenti, che ciascuna azione umana genera sull'ambiente, inteso come sistema complesso delle risorse umane e naturali.

Come si può osservare dalla definizione, gli impatti sono assai numerosi, non solo per la molteplicità dei soggetti che li producono e degli oggetti che li subiscono, ma anche per le condizioni nelle quali si verificano.

Aspetti spesso trascurati riguardano il fatto che non tutte le conseguenze, e quindi gli impatti, derivanti da un'azione umana siano necessariamente negativi per l'ambiente o comunque duraturi nel tempo.

Sulla base di queste considerazioni, seppure generiche, si può già comprendere come l'analisi di impatto ambientale sia un processo assai complesso ed articolato, che richiede un approccio fortemente interdisciplinare.

3_ L'Analisi del Ciclo di Vita

Negli ultimi anni è maturata l'attenzione nei confronti di problematiche di carattere ambientale, in particolare è aumentato l'interesse nello sviluppo di metodi e tecniche che permettano di comprendere, valutare e conseguentemente ridurre i possibili impatti sia dei prodotti realizzati, sia di quelli che una volta utilizzati esauriscono la loro vita operativa e devono essere smaltiti.

Anche nell'ottica industriale la questione ambientale sta cominciando a diventare sempre più rilevante, basti pensare che fino a pochi anni fa i problemi relativi alla compatibilità ambientale delle attività produttive venivano fortemente sottovalutati, ciò era dovuto al fatto che l'impresa ne percepiva soprattutto gli aspetti antieconomici ma, soprattutto, mancavano le normative capaci di incidere in maniera significativa sul mercato e sulla concorrenza, stimolando le aziende ad un rinnovamento tecnologico in vista di restrizioni sempre più severe.

La diffusione di una "coscienza ambientale" a tutti i livelli della società, l'esistenza di una crescente domanda di prodotti ecocompatibili da parte dei consumatori e quindi di una nuova attraente possibilità di sviluppo per le imprese, l'entrata in vigore di normative europee e una crescente capacità di controllo degli apparati tecnico - amministrativi preposti, hanno aperto un nuovo scenario centrato sulla compatibilità tra industria e ambiente, che può essere definito come "Sviluppo Sostenibile" applicato alla realtà d'impresa.

Le grandi industrie, così come le aziende di dimensioni più ridotte, si stanno adeguando all'obiettivo dell'Eco-efficienza che, di fatto, si trova sempre più a coincidere con quello della Qualità Totale.

Il perseguimento di questi obiettivi comporterà un nuovo modo di procedere all'interno delle aziende: il progetto e la creazione di nuovi prodotti sarà accompagnato dalla valutazione del loro "Ciclo di Vita".

Fino ad oggi si sono sviluppate diverse metodologie per l'analisi del LCA: la standardizzazione di questi metodi è stata compiuta da "SETAC" (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, [1993]) e da "ISO" (International Standard Organisation): quest'ultima ha definito ed emanato una norma che offre riferimenti per la corretta applicazione dell'analisi del ciclo di vita (norma europea UNI EN ISO 14040, approvata dal CEN, Comitato Europeo di Normazione, il 29 giugno 1997).

La definizione proposta dalla SETAC per l'LCA è la seguente:

L'LCA è un processo che permette di valutare gli impatti ambientali associati ad un prodotto, processo o attività, attraverso l'identificazione e la quantificazione dei consumi di materia, energia ed emissioni nell'ambiente e l'identificazione e la valutazione delle opportunità per diminuire questi impatti.

L'analisi riguarda l'intero ciclo di vita del prodotto ("dalla culla alla tomba"): dall'estrazione e trattamento delle materie prime, alla produzione, trasporto e distribuzione del prodotto, al suo uso, riuso

e manutenzione, fino al riciclo e alla collocazione finale del prodotto dopo l'uso.

Da questa definizione risulta evidente come il concetto di valutazione che sta alla base del metodo sia strettamente connesso con quello di confronto, perciò, come suggerisce l'Agenzia Federale per l'Ambiente della Germania, l'LCA dovrebbe essere inteso correttamente come una comparazione il più possibile completa tra due o più prodotti, gruppi di prodotti, sistemi, metodi o approcci alternativi, diretta a rivelare i punti deboli, a migliorare le qualità ambientali, a promuovere prodotti e processi ecologici, a comparare approcci alternativi e dare fondamento alle azioni suggerite.

L'affermarsi dell'LCA è, quindi, in qualche modo, l'effetto simultaneo di tre eventi:

- della crescente consapevolezza che i problemi ambientali non possono più essere affrontati per singoli comparti (aria, acqua, suolo) ma richiedono una valutazione e intervento globale;
- della nuova attenzione alle politiche di prodotto come componente importante delle politiche ambientali;
- della presenza di un'opinione pubblica che richiede informazioni ambientali e di consumatori che scelgono le merci e i servizi che vengono loro offerti in base a criteri di qualità ambientale.

Il metodo offre numerose possibilità di utilizzo, tra le quali:

- La valutazione dell'impatto ambientale di prodotti differenti aventi la stessa funzione.

L'identificazione dei momenti più significativi dal punto di vista dell'impatto ambientale all'interno del ciclo produttivo o del ciclo di vita del prodotto. Si indicano in questo modo i principali percorsi verso possibili miglioramenti dei cicli produttivi e dei prodotti già esistenti intervenendo ad esempio sulla scelta dei materiali, delle tecnologie e degli imballaggi.

Il sostegno alla progettazione di nuovi prodotti.

La segnalazione di direzioni strategiche per lo sviluppo, che consentano risparmi sia per l'azienda sia per il consumatore.

La dimostrazione di aver ottenuto un ridotto impatto ambientale ai fini dell'attribuzione del marchio ecologico comunitario (Ecolabel).

La persecuzione di strategie di marketing in relazione al possesso di Ecolabel.

L'ottenimento, dove possibile, di un eventuale risparmio energetico.

Il sostegno nella scelta degli investimenti dei procedimenti per il disinquinamento.

Il supporto nella scelta delle soluzioni più efficaci e idonee per il trattamento dei rifiuti.

La base oggettiva di informazioni e di lavoro per l'elaborazione dei regolamenti che riguardano l'ambiente.

L'LCA non è quindi solo un mezzo per la salvaguardia dell'ambiente, esso può infatti diventare un

importante strumento per il rafforzamento delle dinamiche competitive e di riduzione e controllo dei costi. Inevitabilmente, nella stesura della metodologia, sarà necessario trovare dei compromessi tra rigore scientifico e semplicità, per cui il tipo di informazione che viene fornito sarà un indicatore di tipo semplificato, specialmente per quanto riguarda la valutazione dell'impatto ambientale. In altre parole, l'LCA non deve essere considerato un metodo in grado di fornire risultati completi e pienamente esaurienti, poiché fa uso di valutazioni di carattere soggettivo, soprattutto laddove si ha mancanza di informazioni più rigorose.

Per far sì che, mediante l'utilizzo dell'LCA, si riesca ad ottenere una comprensione adeguata dell'impatto ambientale dei prodotti è necessario, infatti, fare in modo che tale strumento mantenga caratteristiche di flessibilità ed efficienza di costo: questo ne permette l'utilizzo diffuso anche in realtà industriali di piccole e medie dimensioni.

Lo scopo, i confini ed il livello di dettaglio di un LCA dipendono dall'oggetto dello studio e dall'uso che se ne vuole fare, tuttavia, sebbene la profondità e l'ampiezza dell'indagine possano variare molto a seconda dei casi, lo schema a cui si fa riferimento rimane sempre lo stesso.

D'altra parte ogni tecnica di valutazione presenta necessariamente delle limitazioni, che occorre conoscere e tenere in adeguata considerazione durante l'utilizzo, in particolare:

La natura delle scelte e delle assunzioni fatte nell'LCA può essere soggettiva.

I modelli utilizzati per l'analisi inventariale o per valutare impatti ambientali sono limitati dalle assunzioni che sono implicitamente contenute in esso: tali modelli potrebbero non essere disponibili per tutte le applicazioni.

I risultati di uno studio di LCA focalizzati su questioni globali o regionali potrebbero non essere adeguate per applicazioni maggiormente circoscritte.

L'accuratezza di uno studio di LCA può essere limitata dall'accessibilità o dalla disponibilità di informazioni rilevanti o di qualità elevata.

La mancanza di una dimensione spaziale e temporale nell'"*inventory*" dei dati utilizzati per la valutazione dell'impatto introduce incertezza sui risultati dell'impatto

Essendo un modello scientifico è per sua natura una semplificazione di un sistema fisico ovvero non è possibile un'assoluta e completa rappresentazione di ogni effetto sull'ambiente.

In generale, le informazioni ottenute attraverso uno studio di LCA dovrebbero essere usate come parte di un processo decisionale molto più completo e utilizzate per comprendere gli scambi globali o generali. Confrontare i risultati di differenti studi di LCA, è possibile solamente se le assunzioni e il contesto di ciascuno studio sono i medesimi. Per ragioni di trasparenza queste assunzioni dovrebbero essere così

esplicitamente dichiarate.

Cenni storici

Il metodo dell'LCA si è conquistato ormai un ruolo determinante e, nonostante l'attenzione ad esso rivolta sia piuttosto recente, le sue origini vanno ricercate agli inizi degli anni Sessanta. La relazione di Harold Smith alla World Energy Conference del 1963, riguardante le richieste di energia per la produzione di intermedi chimici, si può considerare uno dei primi esempi della metodologia, seppure la valutazione degli impatti sull'ambiente fosse ancora marginale. Verso la fine degli anni Sessanta furono pubblicati alcuni studi di modelli globali in *The Limits to Growth* (Meadows et al., [1972]) nei quali si cercava di predire quali sarebbero stati gli effetti di un aumento della popolazione mondiale sulla richiesta di materie prime e di energia. La prospettiva di un rapido esaurimento dei combustibili fossili e di eventuali modifiche climatiche, da attribuire soprattutto all'eccesso di calore immesso nell'atmosfera da parte dei processi di combustione, spinsero verso calcoli meticolosi sui consumi energetici e sui rifiuti termici delle industrie. In quel periodo furono compilati una dozzina di studi che stimavano i costi e le conseguenze ambientali di risorse energetiche alternative.

Nel 1969, un gruppo di ricercatori del Midwest Research Institute (MRI) condusse uno studio per conto della Coca-Cola confrontando diversi tipi di contenitori per le bevande, con lo scopo di determinare quale fosse l'involucro con il minor impatto sull'ambiente in termini di emissioni e di consumo di materie prime. Il calcolo fu realizzato quantificando le materie prime, il combustibile e i rilasci nell'ambiente per la produzione di ogni singolo contenitore. La procedura fu denominata Resource and Environmental Profile Analysis (REPA). Nel frattempo anche in Europa furono condotti studi simili, rivolti soprattutto ai sistemi d'imballaggio e denominati procedure di Ecobalance.

L'interesse per l'LCA aumentò negli anni Ottanta con lo sviluppo di una serie di metodi per la valutazione quantitativa degli impatti riguardo a differenti tematiche ambientali (impoverimento delle risorse, riscaldamento globale, ecc.), in questo modo gli studi di LCA si diffusero divenendo sempre più trasparenti e disponibili al pubblico.

Alla fine degli anni Ottanta permaneva, tuttavia, una situazione d'enorme confusione: rapporti riguardanti LCA condotti sugli stessi prodotti contenevano spesso risultati contrastanti. Il motivo di ciò è da attribuire alla scarsa uniformazione delle valutazioni, per cui gli studi effettuati si basavano su dati, metodi e terminologie fra di loro differenti. Divenne presto evidente la necessità di una metodologia univoca e standardizzata. Il dibattito scientifico fu portato avanti sotto il patrocinio della SETAC e uno dei risultati più importanti fu la pubblicazione di un quadro di riferimento internazionalmente accettato (SETAC,

1993).

Attualmente la maturità e l'unificazione della metodologia sono testimoniate dall'emissione, da parte dell'ISO (International Standards Organization) e segnatamente del suo Technical Committee 207 (TC207), della normativa tecnica della serie ISO 14040 *Valutazione del Ciclo di Vita*, la quale copre numerosi aspetti della gestione ambientale d'impresa, incontrando le esigenze espresse dalle aziende, dai governi, dalle organizzazioni non governative (ONG) e dai consumatori stessi.

Livelli di sofisticazione dell'LCA

I possibili utilizzi di un LCA possono essere differenti a seconda dell'utilizzo, interno o esterno, dei risultati ed anche a seconda della tipologia dei destinatari, classificabili in quattro categorie:

industria o altri tipi di imprese commerciali;

governi nazionali o locali;

associazioni non governative quali associazioni di consumatori o gruppi ambientalisti (*Non Governmental Organisation*, NGO);

consumatori.

Uno studio di LCA può essere realizzato, inoltre, più o meno dettagliatamente in relazione allo scopo e agli obiettivi dello studio. I principali tipi di LCA sono quindi:

Streamlined LCA - (LCA semplificato): è un'applicazione esauriente che copre il ciclo di vita completo, ma usa dati generici, sia di carattere quantitativo che qualitativo, per valutazioni semplificate sui più importanti aspetti ambientali. Lo scopo dell'LCA semplificato è quello di fornire essenzialmente gli stessi risultati di un LCA dettagliato, ma con una significativa riduzione di tempi e di costi. Questa riduzione potrebbe essere tale da inficiare l'accuratezza e l'affidabilità dei risultati; il primo obiettivo da perseguire sarà quindi quello di individuare le aree dello studio che possano essere omesse o semplificate senza compromettere il risultato completo. La semplificazione del metodo si basa su tre stadi che sono iterativamente legati:

Indagine: identificare le parti del ciclo di vita più importanti o quelle che presentano lacune di dati;

Semplificazione: visti i risultati dell'indagine precedente impostare il lavoro sulle parti ritenute più importanti del sistema;

Valutazione dell'affidabilità: verificare che le semplificazioni introdotte non riducano in modo significativo l'affidabilità del risultato complessivo.

L'LCA semplificato può essere utilizzato per scopi esterni all'azienda se presentato in accordo con le prescrizioni contenute nella ISO standard 14040, tuttavia, molti LCA semplificati, vengono utilizzati per

scopi interni all'azienda, senza regole formali per l'attività di reporting.

Per evitare fraintendimenti nell'interpretazione dei risultati l'utilizzatore di questo tipo di LCA dovrebbe essere messo al corrente delle limitazioni che caratterizzano lo studio.

Recentemente sono sorti diversi gruppi di ricerca a livello internazionale (Streamlined LCA Working Group-SETAC, 1999) con l'obiettivo di individuare delle strategie semplificative capaci di rendere più veloce e meno dispendioso lo studio, senza tuttavia perdere l'accuratezza e l'attendibilità dei risultati. La semplificazione si realizza attraverso alcuni accorgimenti:

Eliminazione dei flussi *UPSTREAM* (a monte dell'azienda). Sono esclusi i processi dovuti alle attività dei fornitori e relativi alla produzione delle materie prime mentre sono inclusi la fabbricazione del prodotto finito, l'uso e il fine vita.

Eliminazione dei flussi *DOWNSTREAM* (a valle dell'azienda). Sono esclusi i processi che comprendono il trasporto, l'utilizzo e il fine vita del prodotto.

Focalizzazione dello studio su specifici impatti considerando, di conseguenza, solamente i dati relativi ad essi.

Utilizzo di dati stimati qualitativamente o relativi a processi simili, quando non è possibile recuperare dati quantitativi dettagliati.

Non è però possibile definire a priori un metodo di semplificazione che consenta di ottenere risultati sicuramente comparabili con quelli di un LCA dettagliato; per questo il metodo va scelto con attenzione, sulla base degli obiettivi specifici proposti.

Screening LCA - (LCA di selezione): usato più comunemente quando devono essere identificate azioni chiave per il miglioramento ambientale nel ciclo di vita dei prodotti. La sua caratteristica principale è quella di far uso di strumenti software che aiutano a gestire la realizzazione di LCA, facendo riferimento a dati già disponibili da banche dati o stimati con approssimazione. Dai risultati ottenuti, e a seguito di un'analisi di sensitività, s'individuano i dati critici sui quali è necessario un miglioramento della loro qualità. È un sistema rapido per consentire di valutare gli aspetti realmente importanti del ciclo di vita, su cui focalizzare l'attenzione.

Detailed LCA - *LCA dettagliato*: è necessario in tutti quei casi nei quali è richiesta una valutazione completa. Potrebbe essere utile, ad esempio, dopo aver identificato i punti chiave con uno Screening LCA, per approfondire i risultati ottenuti, o, nel caso in cui i risultati dello studio siano utilizzati per comunicazioni pubbliche (poiché necessitano di una credibilità molto alta). Uno studio dettagliato prevede un miglioramento della qualità dei dati e, invece che riferirsi a dati standard o dati secondari, procede con la raccolta e l'utilizzo di dati specifici del caso in esame forniti dalle stesse Aziende (in

genere è la fase che richiede maggiore tempo).

4_ Il metodo utilizzato

L'elaborazione di un LCA, secondo la procedura indicata da SETAC, si articola essenzialmente in quattro fasi:

- 1) Definizione dell'obiettivo e del campo d'applicazione dello studio (Goal and scope Definition);
- 2) Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory - LCI), nella quale si compila un inventario d'ingressi (cioè materiali, energia, risorse naturali) ed uscite (emissioni in aria, acqua, suolo) rilevanti del sistema;
- 3) Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment - LCIA) ambientali potenziali, diretti ed indiretti, associati a questi input ed output;
- 4) Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti (Life Cycle Interpretation) delle due fasi precedenti ossia la definizione delle possibili linee d'intervento.

La descrizione della struttura concettuale della Valutazione del Ciclo di Vita è, come già detto, riportata all'interno del documento UNI ISO 14040 e collegati, e si articola secondo lo schema rappresentato in Figura 0.1.

Figura 0.1 Struttura concettuale della Valutazione del Ciclo di Vita

<i>Goal and Scope Definition ISO 14041</i>	<i>Life Cycle Inventory ISO 14041</i>	<i>Life Cycle Impact Assessment ISO 14042</i>	<i>Life Cycle Interpretation ISO 14043</i>
Definizione degli obiettivi dello studio	Preparazione raccolta dati e definizione del diagramma di flusso	Selezione e definizione delle Categorie di Impatto	Identificazione degli impatti più significativi
Definizione del campo di applicazione dello studio	Raccolta dati	CLASSIFICAZIONE Assegnazione di una o più categorie d'impatto ai dati raccolti nell'inventario	Valutazione della metodologia e dei risultati (completezza, sensibilità, consistenza)
Funzioni del prodotto Unità funzionale Flusso di riferimento	Procedimenti di calcolo dei flussi di input ed output	CARATTERIZZAZIONE Quantificazione dell'impatto	Analisi di sensibilità

Confini iniziali del sistema	Analisi di sensibilità e correzione dei confini del sistema	NORMALIZZAZIONE Analisi tecnica della significatività (opzionale)	Reiterazione del ciclo di vita in caso che i tre punti precedenti non siano soddisfatti
Categorie di dati	Allocazione dei flussi e dei rilasci	VALUTAZIONE Assegnazione di un peso relativo alle varie categorie d'impatto (opzionale)	Conclusioni e raccomandazioni Relazione sullo studio
Scelta iniziale dei flussi in ingresso e uscita	Interpretazione dei risultati e analisi dell'incertezza		
Requisiti di qualità dei dati	Relazione sullo studio		
Revisione critica			

Definizione degli scopi, degli obiettivi e del campo di applicazione (Goal and scope definition)

L'interesse nello sviluppo di sistemi e strumenti di gestione ambientale, come già visto, si è concretizzato nella redazione delle norme della serie ISO 14000.

La fase preliminare di definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione rappresenta uno stadio rilevante nello sviluppo di uno studio perché chiarisce la ragione principale per la quale si esegue l'LCA (comprendendo anche l'utilizzazione che si farà dei risultati) descrive il sistema oggetto dello studio e i suoi confini, elenca le categorie di dati da sottoporre allo studio e decide il livello di dettaglio che si vuole raggiungere. Fornisce, in sintesi, la pianificazione iniziale per effettuare uno studio di LCA. In particolare occorre definire:

Obiettivo dello studio, ovvero motivazioni per eseguire lo studio; applicazioni previste; destinatari dello studio (utilizzatori interni o esterni dei risultati ottenuti).

Campo di applicazione dello studio: deve essere sufficientemente definito, al fine di assicurare che l'ampiezza, la profondità e il dettaglio dello studio siano compatibili con l'obiettivo stabilito e adeguati per conseguirlo. Si considerano i seguenti argomenti rilevanti:

Funzioni del sistema. Rappresentano le caratteristiche e le prestazioni del prodotto/processo.

Unità funzionale. Indica il riferimento rispetto al quale tutti i dati che compongono il bilancio ambientale del sistema in esame saranno normalizzati. La scelta deve essere fatta intendendo per unità funzionale la prestazione quantificabile e oggettivamente riscontrabile di un prodotto, per consentire la comparabilità dei risultati dell’LCA.

Confini iniziali del sistema prodotto. Determinano le unità di processo che devono essere incluse nell’LCA. E’ utile rappresentare attraverso un diagramma del flusso le unità di processo e le loro interrelazioni.

Descrizione della qualità dei dati utilizzati. Questa fase è importante per stabilire l’affidabilità dei risultati dello studio.

5_ Analisi d’inventario (Life Cycle Inventory Assessment)

È, senza dubbio, la fase del LCA più delicata e dispendiosa in termini di tempo. È la parte “contabile”, il vero e proprio ecobilancio, il cuore dell’LCA, che costituisce la base per le fasi successive.

Seguendo la definizione della ISO 14041, è proprio in questa fase che sono “individuati e quantificati i flussi in ingresso e in uscita da un sistema - prodotto, lungo tutto la sua vita”. Saranno quindi identificati e determinati i consumi di risorse (materie prime e prodotti riciclati, acqua), d’energia (termica ed elettrica) e le emissioni in aria, acqua e suolo. Al termine la struttura assumerà l’aspetto di un vero e proprio bilancio ambientale.

Il procedimento per condurre l’analisi d’inventario è iterativo. Man mano che i dati raccolti diventano più approfonditi ed il sistema è meglio conosciuto, possono essere identificati nuovi requisiti o limitazioni, che potranno anche comportare cambiamenti nelle procedure di raccolta dei dati, affinché siano ancora soddisfatti gli obiettivi dello studio.

L’inventario può essere suddiviso nei seguenti quattro moduli.

Il diagramma di flusso del processo (*Process flow - chart*)

Il diagramma di flusso del processo consiste in una rappresentazione grafica e qualitativa di tutte le fasi rilevanti e di tutti i processi coinvolti nel ciclo di vita del sistema analizzato. È composto da sequenze di processi (boxes), collegati da flussi di materiali (freccie). La sua caratteristica fondamentale è quella di dividere un sistema in vari sottosistemi, esplicitare azioni d’interconnessione (le uscite di un sottosistema a monte sono le entrate di un sottosistema a valle) ed individuare le parti del processo che hanno una maggiore rilevanza, soprattutto in termini ambientali, per evitare così di dover porre lo stesso grado d’attenzione indiscriminatamente su tutte le fasi.

Raccolta dei dati (*Data collection*)

La raccolta dei dati richiede un impegno molto elevato, in termini di tempo e di risorse, a causa delle mole delle informazioni necessarie, che comprendono tutte le fasi del processo produttivo (spesso anche di difficile reperibilità). I dati raccolti possono essere distinti in tre categorie:

Dati Primari, provenienti da rilevamenti diretti;

Dati Secondari, ricavati sia dalla letteratura, come data base di software specifici (BUWAL, CETIOM, CBS, IVAM) e manuali tecnici, sia da altri studi e da calcoli ingegneristici;

Dati Terziari, provenienti da stime e da operazioni analoghe, da dati relativi a test realizzati in laboratorio, da statistiche ambientali e da valori medi.

Il metodo seguito per la raccolta dei dati prevede l'allestimento di un questionario o di un data sheet che permette di collocare tutte le informazioni ordinatamente, così da poter risalire facilmente all'origine di ciascuna. In Figura 6.4.1 è riportato un possibile schema di riferimento.

Figura 0.1 Schema del *data sheet*

Compilato da:			Data di compilazione:		
Identificazione unità di processo:			Fonti di comunicazione:		
Descrizione unità di processo: (allegare foglio supplementare, se necessario)					
Materiali in ingresso	Unità di misura	di	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Origine
Consumo di acqua	Unità di misura	di	Quantità		
Flussi energetici in ingresso	Unità di misura	di	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Origine
Materiali in uscita (compresi i prodotti)	Unità di misura	di	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Origine
Emissioni in aria	Unità di misura	di	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Note
Emissioni in acqua	Unità di misura	di	Quantità	Descrizione	Note

	misura		procedure campionamento	
Emissioni nel suolo	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Note
Altre emissioni (rumore, radiazioni, ecc)	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Note

Quando si raccoglie il set di dati, è necessario controllare che questi siano concreti e coerenti. Un metodo di valutazione semplice consiste nell'effettuare un bilancio per ogni processo, tenendo conto del fatto che l'ammontare degli input deve essere pari al rilascio degli output.

Oltre agli impatti relativi al processo, devono essere definiti anche i dati riguardanti:

- Impatti e consumi relativi all'Energia Elettrica importata nel sistema. È necessario chiarire quale sia il contesto di riferimento (Regionale, Nazionale, Comunitario) per procedere alla valutazione del *mixing* di combustibili che concorrono alla produzione del kW elettrico sfruttato, l'efficienza globale del sistema ed i relativi impatti sull'ambiente.
- Impatti e consumi relativi al sistema di trasporti. I prodotti, infatti, possono essere trasportati con numerosi mezzi, ciascuno con un impatto differente per unità di prodotto trasportato. Ad esempio, attraverso il codice SimaPro 6.0 si ottiene che un prodotto trasportato su autocarro produce, quale effetto indiretto sull'ambiente, un'emissione di NO_x pari a 1,0332 g/(km x t), mentre il trasporto su ferrovia produce un'emissione pari a 0,0401 g/(km x t).

Definizione delle condizioni al contorno (*System boundaries*)

In questa fase si definiscono:

- I punti di confine tra il sistema studiato e l'ambiente. Deve essere specificato il carico sull'ambiente, rappresentato da tutte le estrazioni e le immissioni che avvengono durante l'intero ciclo di vita.
- Il confine fra i processi ritenuti rilevanti e quelli irrilevanti. È il momento in cui si decide l'estensione dello studio, stabilendo ciò che deve essere incluso e ciò che, invece, deve essere trascurato. Da un lato si tiene in considerazione lo scopo dello studio, precedentemente definito, dall'altro ci si basa su considerazioni pratiche, fondate sull'opportunità di non coinvolgere elementi che, di fatto, non hanno una rilevanza sostanziale sui risultati finali.

Elaborazione dei dati (*Data Processing*)

Raccolti i dati, questi sono correlati a tutte le unità di processo che concorrono alla produzione dell'unità funzionale in studio (ad esempio l'ammontare di energia elettrica utilizzata nella produzione, i kg per km di prodotto e di co-prodotto che necessitano di trasporto, quanti kg di materie prime sono utilizzati, ecc.) dove, per ciascuna unità di processo si determinerà un'appropriata unità di misura per il flusso di riferimento (ad esempio 1 kg di materiale o 1 MJ di energia).

Successivamente i dati riguardanti l'impatto ambientale vengono trasformati e riferiti all'unità funzionale di prodotto, attraverso la definizione di un fattore di contribuzione: esso esprime dunque il contributo di ciascun processo rispetto alla produzione di una unità funzionale, espressa attraverso l'unità di misura prescelta (ad es. 175 kWh/1000 kg). Questo procedimento dovrà essere eseguito per tutte le sostanze presenti in ogni processo.

Un problema che può presentarsi durante questa fase riguarda la ripartizione dei consumi e degli impatti relativi a prodotti differenti generati da uno stesso processo produttivo. È evidente che sarà importante cercare di conoscere nel dettaglio il processo produttivo, così da poter attribuire ad ogni prodotto ottenuto la quota spettante di materia prima, energia consumata e quindi anche i rispettivi impatti in aria, acqua e rifiuti solidi.

Quando ciò non risulti possibile, perché, ad esempio, in uno stesso processo sono lavorate più categorie di prodotti, si procede ad una ripartizione dei consumi e dei relativi impatti attraverso una suddivisione che può tenere conto dei seguenti criteri:

ponderale: le quantità sono assegnate in base al peso dei diversi prodotti;

in base al valore economico di ciascun prodotto;

in funzione dell'importanza dei vari prodotti.

6_ La Valutazione di Impatto (Life Cycle Impact Assessment - LCIA)

La valutazione degli impatti del Ciclo di Vita (LCA) consiste in un processo tecnico - quantitativo e/o qualitativo per caratterizzare e valutare gli impatti ambientali delle sostanze identificate nella fase di inventario. In questa fase sono valutati, infatti, gli effetti sulla salute e sull'ambiente indotti dal prodotto nel corso del suo ciclo di vita. Il livello di dettaglio, la scelta degli impatti valutati e le metodologie da utilizzare dipendono dall'obiettivo e dal campo d'applicazione dello studio.

La struttura concettuale della Valutazione di Impatto fa riferimento alla ISO 14042 che la definisce e standardizza nelle fasi descritte di seguito.

Selezione e definizione delle categorie d'impatto

In questa prima fase sono identificate le tipologie d'impatto per mezzo delle quali agisce il sistema in esame. Per la definizione di queste categorie occorre rispettare tre caratteristiche:

- Completezza. Comprendere tutte le categorie, a breve e a lungo termine, su cui il sistema potrebbe influire.
- Indipendenza. Evitare intersezioni tra le categorie, che comporterebbero conteggi multipli.
- Praticità. La lista formulata non dovrà spingersi ad un dettaglio elevato, contemplando un numero eccessivo di categorie.

Per la scelta delle categorie può essere utile consultare la Working Group on LCIA della SETAC, all'interno della quale sono proposte e descritte numerose tipologie di impatto, come:

Estrazione di risorse abiotiche, che comprendono tre differenti tipologie di elementi naturali: *depositi* (combustibili fossili, minerali), considerati risorse limitate poiché non sono rinnovabili nell'arco di un breve lasso di tempo; *risorse* (acque sotterranee, sabbia, ghiaia); *risorse rinnovabili* (acque superficiali, energia solare, vento, correnti oceaniche).

Estrazione di risorse biotiche, che comprendono tipologie specifiche di biomassa, raccolte sia in maniera sostenibile, sia in maniera non sostenibile (basti pensare alla deforestazione indiscriminata delle foreste tropicali, dove il ritmo d'estrazione del legno è molto più rapido rispetto al ciclo di crescita delle piante).

Uso del territorio, che riduce il numero di specie animali e vegetali presenti rispetto alle condizioni naturali.

Effetto serra, che comporta un aumento della temperatura nella bassa atmosfera come conseguenza della presenza di alcuni gas, quali la CO₂, il metano, il biossido di azoto, che intrappolano le radiazioni infrarosse.

Impoverimento dell'ozono stratosferico, che ha come conseguenza l'incremento dell'incidenza dei raggi ultravioletti, dannosi per l'uomo e, in generale, per tutti gli ecosistemi.

Ecotossicità, relativa agli impatti sulle specie e sugli ecosistemi, provocata da emissioni dirette di sostanze tossiche, come metalli pesanti, idrocarburi, pesticidi e sostanze liberate nel corso della degradazione dei prodotti.

Tossicità umana, imputabile alla presenza di sostanze chimiche e biologiche, dipendente dal tipo di esposizione e dalla modalità con la quale avvengono le emissioni delle diverse sostanze nell'ambiente.

Smog fotochimico, che considera tutti gli impatti derivanti dalla formazione di ozono troposferico, causata dalle reazioni di componenti organici (VOC) in presenza di luce e di ossidi di azoto (NO_x).

Acidificazione, causata dal rilascio di protoni negli ecosistemi acquatici e terrestri, principalmente

attraverso la pioggia. I suoi effetti sono evidenti nelle foreste di legno dolce (ad esempio le foreste d'abete rosso) dove si manifestano in termini di crescita insufficiente: fenomeno particolarmente presente nella penisola scandinava e nelle regioni dell'Europa centro orientale. Negli ecosistemi acquatici si ha un abbassamento del pH delle acque, situazione deleteria per lo sviluppo della vita. Le conseguenze dell'acidificazione si rendono evidenti, inoltre, negli edifici, nelle opere d'arte e in tutte le costruzioni in genere attraverso l'erosione delle pietre calcaree.

Arricchimento in nutrienti, causato da un eccesso di nitrati, fosfati, sostanze organiche degradabili, e di tutti quegli elementi nutrienti che portano ad un incremento nella produzione di plancton, alghe e piante acquatiche in genere. L'eccesso della presenza di queste forme di vita causa un deterioramento della qualità delle acque e una riduzione della loro possibilità d'utilizzazione.

Classificazione

E' la fase di assegnazione dei dati raccolti nell'inventario ad una o più categorie d'impatto ambientale (impact categories), noti gli effetti e i danni potenziali delle emissioni alla salute umana, all'ambiente, all'impoverimento delle risorse e così via. Alla fine di questa fase, all'interno di ciascuna categoria di impatto ambientale, saranno contenuti tutti gli input ed output del ciclo di vita che contribuiscono allo sviluppo dei diversi problemi ambientali (la stessa sostanza o materiale potrà quindi essere contenuta all'interno di più categorie di impatto).

Caratterizzazione

La fase della caratterizzazione si affianca a quella di classificazione ed ha lo scopo di quantificare l'impatto generato. Essa trasforma, attraverso una serie di calcoli, le sostanze presenti nell'inventario e precedentemente classificate in indicatori di carattere numerico, determinando il contributo relativo d'ogni singola sostanza emessa o risorsa usata.

L'operazione viene effettuata moltiplicando i pesi delle sostanze emesse o consumate nel processo in esame per i relativi fattori di caratterizzazione (weight factors), propri di ogni categoria di impatto. In sintesi, il fattore di caratterizzazione misura l'intensità dell'effetto della sostanza sul problema ambientale considerato, ed è stabilito da un'Authority sulla base di considerazioni di carattere puramente scientifico. Si elencano di seguito, a titolo esemplificativo, i fattori peso proposti per le varie categorie da CML, nell'ottobre 1992:

Per la categoria estrazione di risorse abiotiche, il rapporto utilizzo/riserva W_j , espresso dalla relazione: $W_j = G_j/R_j$

dove:

G_j è il consumo corrente globale del minerale j ;

R_j è la riserva del minerale j .

Per la categoria estrazione di risorse biotiche, non è ancora stata realizzata una determinazione attendibile: si potrebbe definire un indicatore basato sulla rarità (dimensione dello stock) e sul tasso di rigenerazione della risorsa.

Per l'effetto serra viene usato il parametro Potenziale di Riscaldamento Globale (Global Warming Potential, GWP), che definisce la potenziale influenza di una sostanza, valutata in termini relativi rispetto alla CO_2 (dati sviluppati dall'Intergovernmental Panel on Climatic Change), secondo orizzonti temporali di 20, 100 e 500 anni; questo per tenere conto del fatto che le varie sostanze si decompongono e inattivano in periodi di tempo molto lunghi.

Per l'impoverimento dell'ozono è stato introdotto il parametro Potenziale di Riduzione dell'Ozono stratosferico (Ozone Depletion Potential, ODP): la sostanza di confronto rispetto alla quale si valuta l'effetto delle altre è il CFC11.

Per l'effetto dell'ecotossicità sono stati introdotti i seguenti parametri: ECA (*Aquatic Ecotoxicity*) [m^3/kg], per la valutazione della tossicità delle acque; ECT (*Terrestrial Ecotoxicity*) [m^3/kg], per la valutazione della tossicità del terreno. Per semplicità si utilizza un solo parametro, l'ECA, poiché la maggior parte delle emissioni nel terreno contamina le falde acquifere.

Per la tossicità umana sono stati ideati gli indici: HCA (*Human-toxicological Classification value for Air*), indice di classificazione per le sostanze emesse in aria; HCW (*Human-toxicological Classification value for Water*), indice di classificazione per le sostanze emesse in acqua; HCS (*Human-toxicological Classification value for Soil*), indice di classificazione per le sostanze emesse nel terreno. Naturalmente essi forniscono un'indicazione di massima e non hanno la pretesa di essere del tutto precisi e affidabili.

Per lo smog fotochimico si usa il parametro detto Potenziale di Creazione di Ozono Fotochimico (*Photochemical Ozone creation potentials*, POCP), per i componenti organici. Tale parametro è espresso per le diverse sostanze in termini di equivalenza con l'etilene C_2H_4 .

Per la categoria acidificazione è usato il fattore Potenziale di Acidificazione (*Acidification Potential*, AP), stimato per ogni sostanza in termini di SO_2 oppure in termini di mole di H^+ .

Il fattore peso per l'eutrofizzazione è il Potenziale di Eutrofizzazione (*Eutrophication Potential*, EP) espresso in termini di impoverimento in O_2 , oppure PO_4 .

Gli indicatori citati, sono, per la maggior parte, gli stessi utilizzati all'interno del metodo degli Eco-indicator 99, presente all'interno del codice di calcolo Sima Pro 6.0, utilizzato nello studio.

Il risultato della fase di caratterizzazione è il profilo ambientale, costituito da una serie di punteggi

d'impatto ambientale relativi a ciascuna categoria, ottenuti sommando tra loro tutti i contributi ottenuti. Solitamente viene rappresentato graficamente attraverso una serie di istogrammi.

La Figura 6.5.1 rappresenta la relazione tra le categorie ambientali più importanti e le principali aree di protezione.

Figura 0.1 Matrice di impatto dei temi ambientali sulle principali aree di protezione

<i>TEMI AMBIENTALI</i>	<i>PRINCIPALI AREE DI PROTEZIONE</i>		
	<i>Risorse</i>	<i>Salute Umana</i>	<i>Conservazione dell'Ambiente</i>
<i>ESAURIMENTO RISORSE</i>			
Biotiche	++		
Abiotiche	++		
<i>INQUINAMENTO</i>			
Effetto Serra (GWP)		+	++
Distruzione Ozono(ODP)		+	+
Tossicità umana (HT)		+	
Tossicità dell'ambiente (ECT/ECA)		+	++
Ossidanti Fotochimici		++	++
Eutrofizzazione (NP)			++
Acidificazione (AP)		+	++
<i>DEGRADAZIONE DEGLI ECOSISTEMI</i>			
Discariche			++

(++ indica un impatto potenziale diretto, + indica un impatto potenziale indiretto).

Normalizzazione

In questa fase i valori ottenuti dalla caratterizzazione vengono normalizzati, divisi, cioè, per un "valore di riferimento" o "effetto normale" rappresentato generalmente da dati medi su scala mondiale, regionale o europea, riferiti ad un determinato intervallo di tempo. Attraverso la normalizzazione si può stabilire quindi la magnitudo, l'entità dell'impatto ambientale del sistema studiato rispetto a quello prodotto nell'area geografica prescelta come riferimento.

Nella tabella che segue sono riportati i valori attuali relativi ad un anno di produzione industriale mondiale. La normalizzazione avviene, ad esempio, dividendo i risultati dell'operazione di caratterizzazione con quelli qui di seguito riportati.

Figura 0.2 Valori relativi ai più comuni temi ambientali, riferiti all'intero pianeta.

TEMI AMBIENTALI	UNITA'	VALORI MONDIALI
Esaurimento fonti energetiche	$\text{GJ} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	235
Effetto serra	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^{12}$	37.7
Ossidanti fotochimici	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	3.74
Acidificazione	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	286
Tossicità umana	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	576
Ecotossicità dell'acqua	$\text{m}^3 \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^{12}$	1160
Ecotossicità del suolo	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^{12}$	1160
Eutrofizzazione	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	74.8

È necessario fare un'ulteriore osservazione: i dati riportati in figura 6.5.2 sono del tutto generali, per un'analisi più dettagliata è necessario utilizzare indici relativi alle diverse aree geografiche in cui avviene la produzione in esame.

Secondo le norme ISO questa fase non è obbligatoria per un LCA completo.

Valutazione

L'obiettivo della fase di valutazione è quello di poter esprimere, attraverso un indice ambientale finale, l'impatto ambientale associato al prodotto nell'arco del suo ciclo di vita.

I valori degli effetti normalizzati vengono perciò moltiplicati per “fattori peso” della valutazione, relativi alle varie categorie di danno e spesso riportati in guide tecniche, che esprimono l'importanza intesa come criticità, attribuita a ciascun problema ambientale.

Esistono diversi modelli di valutazione, essi possono essere suddivisi in:

Modelli di tipo Comprensivo: includono un elevato numero di parametri differenti, rinunciando spesso ad una elevata precisione e alla quantificazione degli effetti.

Modelli di tipo Quantitativo: trattano i dati di impatto con grande precisione, limitandosi ad un numero circoscritto di parametri.

Modelli di tipo Pragmatico: si pongono come intermedi tra gli altri due, definendo con una certa precisione i parametri che consentono una corretta valutazione del prodotto, tenendo comunque conto dei relativi costi e tempi di esecuzione.

Alla base del calcolo di tali fattori, quale che sia il modello seguito, vi è il principio della “distanza dallo scopo”: essa afferma che quanto più è grande il divario tra lo stato attuale e quello ideale cui si tende, tanto risulta maggiore la gravità di un effetto. È evidente quanto sia soggettivo tale giudizio, che può variare per aree geografiche, sensibilità e scuole di pensiero differenti.

In alcuni casi si utilizzano fattori di peso uguali tra loro: se la generazione di un prodotto, ad esempio, influisce su sei temi ambientali, per ognuno di essi si potrà assumere che il fattore di peso sia pari ad 1/6; in alternativa si assumono come fattori peso quelli forniti da alcune banche dati, come la Uniliver.

Sommando i valori degli effetti così ottenuti si ottiene un unico valore adimensionale, l'ecoindicatore, indice ambientale finale, che quantifica l'impatto ambientale associato al prodotto.

La fase di Valutazione d'Impatto, a differenza della fase di Inventario che ha raggiunto un buon grado di standardizzazione, è ancora caratterizzata da aspetti controversi che necessitano di ulteriori approfondimenti scientifici. Inoltre la soggettività legata alla scelta dei metodi di Valutazione d'Impatto difficilmente consentirà di raggiungere un consenso internazionale.

Un tentativo di rispondere a tali esigenze di standardizzazione è stato realizzato da ANPA nelle “Linee guida per la Dichiarazione Ambientale di Prodotto” (EDP, 2001), in cui sono descritti i requisiti per l'esecuzione di tutte le fasi di una Valutazione del ciclo di vita e sono identificate una serie di categorie d'impatto predeterminate, al fine di uniformare i contenuti degli studi di LCA.

7_ Analisi dei risultati (Life Cycle Interpretation)

All'interno di questa fase s'interpretano e si rappresentano i risultati delle fasi di inventario e di valutazione degli impatti attraverso un'analisi di sensibilità, in modo da avere una percezione dello studio facilmente fruibile e comprensibile. Ad essa è accompagnata quasi sempre la valutazione dei miglioramenti, la fase dell'LCA nella quale, dopo aver individuato gli ambiti più critici, vengono valutate e selezionate le opzioni e i miglioramenti per ridurre gli impatti e i carichi ambientali dell'unità funzionale in studio. Si possono, in questa sezione, rappresentare anche scenari diversi da quello considerato e confrontare i risultati ottenuti con altri relativi ad una situazione migliore.

Tale fase non ha ancora raggiunto il livello metodologico di quelle precedenti, rimane tuttavia un momento importante poiché consente, ove possibile, un miglioramento dell'impatto ambientale in termini di diminuzione della richiesta d'energia, delle emissioni, dell'uso di risorse, ecc.

È importante rilevare che l'LCA, come tutte le metodologie basate sul confronto, non propone una soluzione assoluta, ma identifica un insieme di alternative tra le quali poi, il decisore, sceglierà a suo giudizio la migliore.

Analisi critica del metodo LCA

Poiché il metodo LCA, sia per la fase di normalizzazione, che per quella di valutazione, si basa su valori di soglia (targets) d'impatto ambientali relativi a particolari zone geografiche, anche mondiali, stabiliti da un'Authority, è auspicabile ipotizzare che:

- tali *targets* (quando si riferiscono a valori mondiali) siano costanti nel tempo e validi per tutto il pianeta;
- l'inquinamento a livello mondiale sia rilevato con la massima frequenza (ad esempio annuale) con appositi monitoraggi.

Se le ipotesi precedenti sono verificate, il metodo LCA è un valido strumento che permette di collegare l'impatto ambientale legato ai processi produttivi dei paesi più industrializzati con quelli in via di sviluppo. Si propone, a tal proposito, il seguente esempio.

Per semplicità si considerino tutti i paesi industrializzati rappresentati da un unico paese chiamato I, e tutti i paesi in via di sviluppo rappresentati da un unico paese chiamato S. Il paese I produce attualmente e annualmente un inquinamento ambientale pari ad $i_1=80\text{kg} \times 10^9/\text{anno}$ d'acidificazione, mentre il paese S produce nello stesso anno un inquinamento ambientale pari a $s_1=20\text{kg} \times 10^9/\text{anno}$. L'inquinamento totale, riferito al tema acidificazione, prodotto in questo primo anno dai due paesi, è dato da:

$$t_1 = i_1 + s_1 = 80 + 20 = 100\text{kg} \times 10^9/\text{anno}$$

dove:

i_1 = quantità di acidificazione prodotta dal paese I nel primo anno di attività;

s_1 = quantità di acidificazione prodotta dal paese S nel primo anno di attività;

t_1 = quantità totale di acidificazione prodotta nei due paesi nel primo anno.

Si suppone, in maniera del tutto esemplificativa, che il target mondiale t_{\max} per l'acidificazione, da raggiungere entro un determinato periodo di tempo (ad esempio nell'anno successivo a quello esaminato), sia di $t_{\max} = 80\text{kg} \times 10^9/\text{anno}$ di acidificazione.

Il fattore di riduzione f_{r1} per rispettare il limite, da applicare ad entrambi i paesi è di:

$$f_{r1} = t_1/t_{\max} = 100/80 = 1.25$$

Il paese I può quindi produrre un inquinamento ambientale nel secondo anno pari a:

$$i_2 = i_1/f_{r1} = 80/1.25 = 64\text{kg} \times 10^9/\text{anno di acidificazione}$$

dove:

i_2 = quantità massima ammissibile di acidificazione che il paese I può produrre nel secondo anno di attività.

La riduzione della produzione di acidificazione (tramite l'uso di tecnologie meno inquinanti) del paese I per il secondo anno deve essere pari a Δi :

$$\Delta i = i_1 - i_2 = 80 - 64 = 16 \text{ kg x } 10^9 / \text{anno di acidificazione}$$

dove:

Δi : = riduzione di acidificazione del paese I.

Il paese S può produrre un inquinamento ambientale pari a:

$$s_2 = s_2 / f_{r1} = 20 / 1.25 = 16 \text{ kg x } 10^9 / \text{anno di acidificazione}$$

dove:

s_2 = quantità massima ammissibile di acidificazione che il paese S può produrre nel secondo anno di attività.

Il paese S deve quindi ridurre la produzione di acidificazione per l'anno successivo di un Δs pari a:

$$\Delta s = s_1 - s_2 = 20 - 16 = 4 \text{ kg x } 10^9 / \text{anno di acidificazione}$$

dove:

Δs = riduzione di acidificazione del paese S.

Tutto questo vale nell'ipotesi che, in ciascuno dei due paesi, durante l'anno successivo, la produzione industriale non cambi.

Si prenda ora in considerazione il caso in cui nel secondo anno entrambi i paesi, grazie alle loro tecnologie di produzione, abbiano applicato il fattore di riduzione $f_{r1} = 1.25$ alla quantità d'acidificazione annuale prodotta, ma, mentre il paese I ha mantenuto costante il suo livello di produzione industriale, il paese S l'ha raddoppiata.

A seguito di ciò, la quantità d'acidificazione prodotta dal paese S è aumentata rispetto a quella del primo anno di una quantità pari a:

$$s_3 = s_1 \times 2 = 16 \times 2 = 32 \text{ kg x } 10^9 / \text{anno di acidificazione}$$

dove si ha:

s_3 = quantità di acidificazione prodotta nel paese S nel secondo anno, applicando f_{r1} e tenendo conto che è raddoppiata la sua produzione industriale.

Rimane inalterata l'acidificazione del paese I, pari a $i_3 = 64 \text{ kg x } 10^9 / \text{anno di acidificazione}$.

La quantità d'acidificazione totale prodotta dai due paesi vale ora:

$$t_2 = i_3 + s_3 = 64 + 32 = 96 \text{ kg x } 10^9 / \text{anno di acidificazione}$$

dove si ha:

t_2 = quantità totale di acidificazione prodotta dai due paesi nel secondo anno.

Poiché il target $t_{\max} = 80 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno}$ d'acidificazione è costante, per ipotesi, si ha che il fattore di riduzione f_{r2} in questo caso vale:

$$f_{r2} = t_2/t_{\max} = 96/80 = 1.2$$

Quest'esempio mostra come il paese I, nonostante sia rispettoso del *target* assegnato mediante l'uso del fattore di riduzione, deve ridurre ulteriormente la quantità di acidificazione prodotta annualmente, per l'effetto dello sviluppo industriale del paese S, che è altrettanto rispettoso del *target*, ma che si sta sviluppando industrialmente.

Quanto detto fino ad ora per il tema ambientale dell'acidificazione, è ovviamente valido per qualsiasi altro tema ambientale.

Dall'esempio sopra riportato s'intuisce un problema d'ordine storico, politico e sociale: la crescita economica e l'industrializzazione dei paesi in via di sviluppo aumenta l'inquinamento mondiale. Se si volesse risolvere tale problema con il rispetto del target mondiale d'impatto ambientale ammissibile e consentito, i paesi industrializzati sarebbero costretti a ridurre ulteriormente l'impatto ambientale delle loro produzioni, venendo sottoposti ad un aumento dei costi, volti ad ottenere processi e prodotti industriali maggiormente ecocompatibili (necessariamente più costosi almeno all'inizio), con il rischio d'essere meno competitivi, a livello di costo, rispetto ai prodotti provenienti dai paesi in via di sviluppo. Purtroppo sembra che a tale problema molti paesi industrializzati diano risposta esportando le tecnologie industriali ed i processi tecnologici considerati più inquinanti nei paesi in via di sviluppo, dove la sensibilità e la pressione dell'opinione pubblica ed i controlli da parte dello Stato sono sicuramente meno incisivi. E rendendo il *target* mondiale di impatto ambientale un obiettivo sempre più lontano ad essere soddisfatto.

Conclusione

Il metodo dell'LCA risulta tanto più attendibile quanto più è ricca la banca dati delle sostanze rilasciate nell'ambiente dai vari processi industriali necessari per l'ottenimento del prodotto in esame. Inoltre, poiché la valutazione dei risultati dell'LCA dipende sia dalla scelta dei metodi utilizzati per collegare le sostanze emesse nell'ambiente alle categorie d'impatto ambientale, sia dalla scelta attuata per ridurre l'attuale livello di sostanze inquinanti in un tempo determinato, si comprende come queste due scelte siano molto delicate e complesse; esse coinvolgono infatti molteplici aspetti tecnici, sociali ed economici, quali il rispetto dell'ambiente, il rapporto tra costi e benefici che riguardano non solo le aziende e ma

anche tutta la società civile.

8_ Il metodo degli Eco-Indicator99

Categorie di danno

L'Eco-indicator è una metodologia sviluppata dalla Pré (Product Ecology Consultants) per conto del Ministero dell'Ambiente olandese: essa costituisce un potente strumento per i progettisti utile ad aggregare i risultati di un LCA in grandezze o parametri facilmente comprensibili ed utilizzabili, chiamati appunto Eco-indicatori. I progettisti, infatti, pur non essendo solitamente esperti in materia di ambiente, affrontano decisioni che influenzano fortemente le proprietà di un prodotto e l'impatto che esso avrà sull'ambiente circostante.

Principalmente due grandi ostacoli impedivano l'effettivo utilizzo dell'LCA nella progettazione: l'esecuzione di un LCA richiedeva tempi troppo lunghi per risultare utile ai progettisti ed i risultati ottenuti erano spesso troppo difficili da interpretare. La metodologia degli Eco-indicatori risolve questi problemi in due maniere, aggregando i risultati dei danni in tre sole categorie principali e calcolando valori standard per i materiali ed i processi più frequentemente considerati.

La versione seguita nell'ambito del presente studio è la più recente in ordine di tempo, risale infatti al 1999, e risulta di gran lunga migliore della precedente poiché comprende diversi aspetti altrimenti ignorati adottando un sistema di calcolo estremamente più articolato.

L'Eco-indicator 99 presenta infatti i seguenti miglioramenti rispetto alla versione del 1995:

migliore definizione delle categorie di danno;

possibilità di valutare l'esaurimento delle risorse;

inclusione dello sfruttamento del territorio come categoria d'impatto;

migliore definizione degli effetti dei danni e introduzione dell'analisi di previsione (fate analysis).

Nel procedere allo sviluppo della nuova metodologia si è ritenuto importante partire dalla fase più critica e maggiormente controversa dello studio, quella finale. È proprio in questa fase infatti che vengono attribuiti differenti pesi alle diverse categorie di danno, le quali sono perciò individuate in un numero sufficientemente ristretto e riguardano aspetti concreti e facilmente comprensibili.

Lo schema principale del metodo valuterà quindi esclusivamente tre tipi di danno ambientale:

Human Health (Salute Umana)

Ecosystem Quality (Qualità dell'ecosistema)

Resources (Sfruttamento delle Risorse)

Sono poi stati sviluppati dei modelli che legano tali categorie di danno alle sostanze individuate nello

studio del ciclo di vita del prodotto.

Si è già visto, infatti, come allo scopo di determinare l'interazione fra un prodotto e l'ambiente circostante, sia necessario comprendere tutti gli aspetti coinvolti durante il ciclo di vita del prodotto stesso e come, a tale proposito, sia stato sviluppato il metodo dell' LCA.

Esso richiede in primo luogo un inventario di tutte le emissioni e di tutti i consumi di risorse da attribuire al prodotto nel suo intero ciclo di vita; il risultato di questo inventario è un elenco di emissioni, consumi di risorse e di impatti di altro tipo (uso e sfruttamento dei terreni ecc.), che prende il nome di *inventory result*. Per rendere la procedura più comprensibile e facilmente interpretabile, data la grande quantità di dati, è pratica comune raggruppare i tipi di impatto per categorie e calcolarne un punteggio globale, riferendosi così alle categorie di impatto piuttosto che ai differenti tipi di impatto riscontrati.

Nello sviluppare i progetti Eco-indicator 99 e 95 è stato utilizzato un approccio top-down attraverso il quale si è partiti definendo i risultati richiesti dalla valutazione, nel caso specifico le tre categorie di danno precedentemente definite. Ciò implica la necessità di una definizione chiara ed univoca del termine "ambiente" (indicato dal prefisso "Eco-") e dell'approccio con cui affrontare e valutare i diversi problemi ambientali.

Quando si applicano gli Eco-indicator 99 ad un LCA bisogna tenere conto che tutte le emissioni e tutte le forme di sfruttamento del territorio sono valutate con riferimento all'Europa, con le seguenti eccezioni e restrizioni:

- il danno della riduzione dello strato di ozono e l'effetto serra sono valutati su scala globale;
- il danno dovuto ad alcune sostanze radioattive è valutato su scala globale;
- il danno dovuto all'esaurimento delle risorse è valutato su scala globale;
- il danno dovuto ad alcune persistenti sostanze cancerogene è definito considerando anche le regioni geografiche contigue all'Europa.

I risultati ottenuti devono essere inoltre visti come marginali, nel senso che riflettono l'incremento del danno che si aggiunge ad un livello di danno corrente già presente.

Campi di conoscenza

L'LCA si sviluppa attraverso tre campi della conoscenza umana, definiti come "spheres":

- Technosphere, che riguarda la descrizione del ciclo di vita, le emissioni derivanti dai processi, tutte le procedure basate su relazioni di causa-effetto;
- Ecosphere, che comprende la modellizzazione dei cambiamenti (danni) inflitti all'ambiente;
- Valuesphere, che contempla la valutazione sulla gravità dei danni arrecati.

Le prime due “sfere” si basano su conoscenze scientifiche e naturali. Per le valutazioni relative alla "Technosphere" le percentuali di incertezza sono relativamente basse, mentre per la "Ecosphere" si usano modelli piuttosto incerti, difficilmente verificabili e dati con unità di misura aventi errori di diversi ordini di grandezza. La "Valuesphere" appartiene invece alla sfera delle scienze sociali, nelle quali non può esistere una sola verità.

Comprendere il legame che esiste fra queste tre “sfere” è fondamentale per comprendere la metodologia degli Eco-indicator 99.

Il ciclo di vita, infatti, viene costruito nell’ambito della "Technosphere" e il suo risultato è l’inventario. Il legame tra i dati presenti nell’inventario vengono collegati alle tre categorie di danno o “endpoints” attraverso il modello realizzato nella "Ecosphere". Il modello della "Valuesphere" viene usato per pesare le tre categorie di danno secondo un unico indicatore.

La definizione di “ambiente”

Il termine ambiente è per sua natura talmente vario e generico da rendere fondamentale una definizione di ciò che nella metodologia considerata si intende per ambiente, o cosa si vuole indicare con il termine “Eco”. Esso è visto come un sistema il cui stato è definito da un insieme di parametri fisici, chimici e biologici influenzati dall’uomo, legati a loro volta a condizioni per la sopravvivenza dell’uomo stesso e della natura. Queste condizioni includono la salute umana, la qualità dell’ecosistema e il reperimento di risorse.

Le tre condizioni sopra descritte non sono sufficientemente esplicative, una descrizione più esaustiva di ciò che è incluso nelle definizioni diventa perciò necessaria per la comprensione della metodologia.

- Il concetto di salute umana (*Human Health*) comprende l’idea che tutti gli esseri umani, nel presente o nel futuro, saranno esenti da malattie, invalidità o morti premature causate dall’ambiente circostante.
- La presenza di una buona qualità dell’ecosistema (*Ecosystem Quality*) implica che le specie animali e vegetali interessate non soffrano di cambiamenti indotti che alterino la loro popolazione e distribuzione geografica.
- La categoria reperimento di risorse (*Resources*) racchiude il concetto che la scorta di sostanze essenziali per lo sviluppo della nostra società possa essere o meno disponibile anche per le generazioni future.

Si può notare che sarebbe stato possibile selezionare altre categorie di danno oltre alle precedenti già descritte, come, ad esempio, la prosperità, la felicità, l’uguaglianza, la sicurezza. Questi aspetti non sono stati presi in considerazione, da una parte perché troppo complessi da definire all’interno di un modello,

dall'altra poiché generalmente l'effetto di alcuni prodotti su queste categorie è talmente ambiguo da risultare difficilmente interpretabile. Ciò potrebbe, ad esempio, portare alla conclusione che i pesticidi abbiano un effetto fortemente positivo sulla prosperità dell'uomo mentre, allo stesso tempo, ne minacciano seriamente la salute.

9_ Le fonti di incertezza

Nello sviluppo di una metodologia scientifica si incontrano diverse categorie di incertezza: le due tipologie fondamentali sono la *Fundamental uncertainty* e la *Operational uncertainty* cui, nel caso in esame, si aggiunge la *Uncertainty of completeness*.

Nel dettaglio avremo:

– *Operational Uncertainty*. Dipende dall'incertezza insita nella natura dei dati e dei parametri tecnici. Fortunatamente tali incertezze sono relativamente semplici da considerare aggiungendo informazioni sulla distribuzione di probabilità propria dei valori in esame.

– *Fundamental Uncertainty*. Riguarda l'incertezza sull'esattezza del metodo ed è legata al fatto che certe scelte sono inevitabilmente guidate da visioni soggettive, etiche e morali della realtà. Purtroppo tale tipo di incertezza non può essere evidenziato tramite l'aggiunta di dati statistici quali, ad esempio, una deviazione standard.

– *Uncertainty on the completeness*. È l'incertezza causata dall'incompletezza del metodo. Esso, infatti, per quanto accurato, non potrà mai comprendere tutti gli aspetti ed i meccanismi considerati rilevanti ai fini dello studio poiché ce ne saranno sempre alcuni per i quali non sarà possibile una adeguata descrizione con gli strumenti a disposizione, o, più semplicemente, non si avranno dati sufficientemente attendibili. L'unico accorgimento utile a palesare le incompletezze del metodo è quello di specificare sempre aspetti ritenuti importanti ma non ancora inclusi per determinati motivi.

L'incertezza sui dati

Nel metodo Eco-indicator 99 si è creduto opportuno fornire stime accurate sull'incertezza dei dati quando ciò fosse ritenuto rilevante ai fini del risultato. Spesso sono perciò forniti i valori dello scarto quadratico medio (σ_g^2) assumendo una funzione di distribuzione di probabilità log-normale.

Il valore dello scarto quadratico medio esprime la variazione tra il valore medio e i limiti minimo e massimo corrispondenti al livello di confidenza prescelto:

Limite minimo per un livello di confidenza del 95 % = valore medio / σ_g^2

Limite massimo per un livello di confidenza del 95 % = valore medio * σ_g^2

L'incertezza sull'esattezza del metodo

Nel corso dello sviluppo della metodologia sono stati affrontati diversi problemi, come ad esempio: cosa includere o escludere dal modello;

che livello di accuratezza scientifica richiedere per accettare una teoria o un'ipotesi;

che tipo di schematizzazione temporale adottare;

se i problemi di salute di giovani e anziani fossero da considerare a pari gravità;

se i danni futuri dovessero essere considerati ugualmente seri rispetto a quelli più immediati;

se i danni evitabili attraverso una buona gestione dovessero essere trascurati.

Le basi su cui affrontare queste decisioni sono piuttosto soggettive, ciò può creare problemi molto seri soprattutto quando tali scelte comportano effetti significativi sui risultati finali.

Ad esempio, considerando le sostanze cancerogene, queste sono state suddivise dall'IARC in tre gruppi principali a seconda che i loro effetti siano più o meno riconosciuti dalla comunità scientifica, il problema naturalmente in questo caso riguarda quali gruppi di sostanze tenere in considerazione.

È perciò chiaro che si è reso necessario sostenere scelte soggettive, ma, consapevoli di ciò, si è ricercata una soluzione in grado di gestire la soggettività in ciascun passo del modello.

Il concetto di “Cultural Theory”

Hofstetter [1998] ha analizzato il problema della modellizzazione della soggettività proponendo di usare a questo scopo la “Cultural Theory” [Thompson et al 1990] attraverso la quale distinguere cinque principali sistemi di valori.

Tale teoria è stata ottenuta da Thompson considerando i comportamenti delle persone rispetto a due dimensioni fondamentali dell'esistenza umana: l'attaccamento al gruppo ed il grado di indipendenza nei confronti di imposizioni e prescrizioni esterne (il “grid”). Differenti combinazioni di valori delle due dimensioni considerate identificano una *way of life* la quale influirà certamente sulle scelte e sul sistema di valori di ciascun individuo e del gruppo cui appartiene.

L'esperienza dimostra come questa distinzione sia sufficientemente valida per valutare i comportamenti delle persone. È tuttavia importante sottolineare che tale teoria non implica che ci siano esclusivamente cinque tipologie di persone poiché, come sappiamo, la personalità dell'uomo è estremamente sfaccettata. Ciascuno può appartenere a più categorie, reagendo alle diverse situazioni in maniera differente a seconda del contesto.

Sono descritte di seguito, in maniera sintetica, le caratteristiche distintive dei cinque archetipi:

– Individualist. È una persona libera da qualsiasi legame. Nella sua visione, tutto è provvisorio e soggetto

a negoziazione.

– Egalitarian. Possiede un forte attaccamento al gruppo ma non alle sue imposizioni. Non riconoscendo differenze di ruolo rende ambigue le relazioni all'interno del gruppo scatenando spesso conflitti.

– Hierarchist. È un soggetto che possiede forti legami sia con il gruppo sia con le sue regole. Crea una forte stabilità, favorendo azioni di controllo su di sé e sugli altri.

– Fatalist. Dipende profondamente dalle prescrizioni ma non sente l'appartenenza al gruppo, agisce perciò singolarmente.

– Autonomist. Appartiene ad una minoranza che rifiuta l'influenza del gruppo e di tutte le sue prescrizioni.

È evidente che le prime tre tipologie di persone fondano le proprie scelte su valide prospettive, al contrario delle ultime due, le quali, per questo motivo, non possono essere considerate nel modello. Il fatalista tende infatti a non avere opinioni proprie ma ad uniformarsi al giudizio degli altri, mentre l'autonomista ha un pensiero completamente sfuggente a qualsiasi tipo di modellizzazione.

L'uso della *Cultural Theory* permette quindi di sviluppare per ciascuno dei tre archetipi prescelti un'ampia gamma di atteggiamenti e convinzioni che vanno a costituire una base importante per lo sviluppo della modellizzazione delle scelte personali.

I comportamenti e le opinioni alla base del sistema di valori utilizzato nel metodo *Eco-indicator 99* sono raccolti nella Figura 0.1.

Figura 0.1 La visione del mondo nelle tre prospettive culturali

	UGUALITARIA	INDIVIDUALISTA	GERARCHICA
Criterio guida	Argomentazioni	Esperienza	Evidenza
Stile nelle scelte	Prevenzione	Adattamento	Controllo
Distribuzione delle risorse	Paritaria	Prioritaria	Proporzionale
Percezione del tempo	Lungo periodo	Breve periodo	Bilanciamento lungo-breve periodo
Responsabilità verso le generazioni future	Presente < Futuro	Presente > Futuro	Presente = futuro
Visione delle risorse	Verso esaurimento	Abbondanti	Scarse
Percezione del rapporto	Gestione del fabbisogno ma non delle risorse	Gestione delle risorse e del fabbisogno	Gestione delle risorse ma non del fabbisogno

fabbisogno-risorse			
Atteggiamento verso la natura	Attenzione	Laissez-faire	Regolamentazione
Atteggiamento verso l'uomo	Costruzione di una società egalitaria	Channel rather change	Restrizione del comportamento
Percezione del rischio	Avversione al rischio	Ricerca del rischio	Accettazione del rischio

La classificazione e valutazione delle tre categorie hanno forti implicazioni sulla metodologia; l'effetto più evidente è che non si ha più un unico modello ma tre distinte versioni dello stesso modello.

Nella versione individualista si è deciso di includere solamente le relazioni di causa-effetto che dispongano di prove della loro validità e di utilizzare, quando possibile, una prospettiva di breve termine. La preferenza accordata alle situazioni sperimentate rispecchia l'atteggiamento dell'individualista di considerare discutibile tutto ciò che non gli trasmette certezza, così come il fatto che non possa essere provato che gli effetti a lungo termine potranno essere annullati dal progresso della scienza e della società. Per quanto riguarda la salute umana, nella percezione individualista, questa è valutata più importante nei più giovani rispetto agli anziani.

La prospettiva gerarchica comprende meccanismi sostenuti con sufficiente riconoscimento dalla comunità scientifica e politica, l'atteggiamento gerarchico è infatti piuttosto comune all'interno di questi gruppi.

Nella versione egalitaria si è adottato un principio precauzionale cercando di non tralasciare nulla, includendo anche ciò che non è completamente provato, riflettendo l'opinione di chi non accetta la guida della comunità scientifica e delle organizzazioni politiche. Allo stesso modo si è utilizzata una prospettiva di lungo termine non accettando l'idea che in futuro i problemi potranno essere risolti dal progresso della scienza. È chiaro che questa è la versione più comprensiva ma anche la più soggetta ad incertezze ed errori.

Come conseguenza di ciò non si avrà un solo valore in uscita ma tre differenti valori dipendenti dalla prospettiva prescelta. Questo potrebbe sembrare un ostacolo per l'utilizzatore del modello mentre, in realtà, riflette il fatto che il giudizio su problemi ambientali non possa essere oggettivo.

Presentando tre diverse prospettive ciascuno è libero di scegliere quella che ritiene più adeguata allo scopo, può calcolare una media dei tre diversi valori ottenuti, media che potrebbe anche essere pesata considerando la distribuzione della popolazione europea nei confronti delle tre diverse prospettive; bisogna tuttavia considerare che la media dei valori, in questo caso, ha un significato limitato poiché

rappresenta la media di tre visioni completamente differenti.

I progettisti del modello raccomandano di usare la versione gerarchica come default, è infatti quella che trova un maggiore accordo con tutti gli altri modelli. Le altre due prospettive possono essere usate per conferire più forza e sensibilità all'analisi. Il fatto di sapere se l'analisi dipenda o meno dalla prospettiva adottata costituisce essa stessa una informazione molto importante ai fini dello studio.

L'incertezza sulla completezza del metodo

Nello stendere la metodologia di valutazione dell'impatto sulle tre categorie di danno è sempre apparso evidente il fatto che il lavoro non avrebbe mai raggiunto la totale completezza; il problema più rilevante non è tuttavia questo, ma la considerazione che, essendo stati tralasciati certi meccanismi perché sconosciuti o non modellabili, diventa molto difficile valutare l'importanza di queste omissioni. A volte è tuttavia possibile stimarne l'entità attraverso valutazioni che considerino il tipo di studio da effettuare: ad esempio la mancanza di un modello per la dispersione dei fosfati attraverso l'acqua è certamente più importante nello studio dell'LCA di un detergente piuttosto che in quello di un sistema di trasporto.

Caratteristiche dell'inventario

La metodologia Eco-indicator 99 necessita di alcune specificazioni per la definizione dell'inventario.

Sono prese in considerazione emissioni in aria, acqua e suolo:

un importante parametro da considerare e specificare con cautela è la concentrazione delle polveri fini (SPM_{10} e $SPM_{2.5}$);

gli effetti dei fertilizzanti utilizzati in agricoltura non sono da considerare come emissioni nel suolo poiché già inclusi nei dati sullo sfruttamento del terreno;

i quantitativi di pesticidi, fungicidi e erbicidi direttamente applicati al suolo vengono considerati come emissioni al suolo coltivato. Nell'analisi di previsione viene calcolata la quantità di tali sostanze che emigrano verso altri compartimenti (aria, acqua, suolo naturale e suolo industriale): La parte rimanente che resta sul suolo coltivato non è modellata ma è inclusa nei dati sul *land-use*;

le sostanze radioattive vengono classificate per isotopi e la loro azione valutata in [becquerel].

Vengono considerati i minerali e i combustibili fossili non come materiali grezzi. Viene considerato l'uso del territorio definito come prodotto dell'area per il tempo di occupazione e dipendente dal tipo di uso; se è oggetto di trasformazioni deve essere specificata la qualità originale e quella ottenuta dopo la modifica.

10_ La Caratterizzazione

Il metodo utilizza quattro differenti procedure per collegare l'inventario alle tre categorie di danno

principali; tali collegamenti permettono di individuare e pesare all'interno di una singola categoria il tipo di danno relativo alla sostanza emessa o alla risorsa usata. Vengono in questo modo determinati dei fattori specifici da moltiplicare per il peso della sostanza emessa o consumata.

Per la categoria Human Health vengono eseguite le seguenti analisi:

“Fate analysis” che lega la sostanza emessa alla variazione della sua concentrazione nel tempo;

“Exposure analysis” che lega questa variazione di concentrazione ad una dose;

“Effect analysis” che lega la dose di emissione agli effetti sulla salute umana come il numero e tipi di tumore e gli effetti respiratori;

“Damage analysis” che lega gli effetti sulla salute al numero di anni vissuti dall'uomo come ammalato (YLD) e al numero di anni di vita persi (YLL).

Per la categoria Ecosystem Quality vengono considerati due tipi di impatto:

le emissioni tossiche (ecotoxicity) e quelle che modificano l'acidità e i livelli nutritivi (acidification and eutrophication). Per tali categorie di impatto si segue la seguente procedura di analisi:

✓ “Fate analysis” che lega le emissioni alle concentrazioni;

✓ “Effect analysis” che lega le concentrazioni alla tossicità, ai livelli di acidità o all'incremento di sostanze nutritive;

✓ “Damage analysis” che collega questi effetti all'incremento potenziale della scomparsa di piante.

l'uso e la trasformazione del territorio (land use) sulla base di dati empirici relativi alla qualità degli ecosistemi, funzione del tipo di uso del territorio e del valore della sua area.

Per la categoria Resources vengono seguite due fasi:

“Resource analysis” che lega l'estrazione di una risorsa alla riduzione della sua concentrazione;

“Damage analysis” che lega la minore concentrazione di risorse all'aumento dell'energia spesa per la loro estrazione in futuro.

La Fate Analysis

Una rilevante caratteristica dell'inventario è la completa assenza di informazioni spaziali e temporali. L'inventario di un LCA, infatti, specifica solamente la massa di una certa sostanza emessa senza precisare né dove né tanto meno con quale concentrazione è stata rilasciata.

L'emissione che accompagna, ad esempio, la fase di estrazione di un materiale grezzo è sommata a quella determinata dalla produzione dell'energia elettrica consumata allo scopo; sono aggiunte in seguito le quantità di materiali percolate nell'ambiente a causa della futura decomposizione del prodotto in discarica, fatto che potrà verificarsi anche fra centinaia di anni.

Ciò significa che si è in grado di conoscere solamente il valore totale dell'emissione senza però sapere quando e dove essa si manifesterà e con quale concentrazione nell'ambiente circostante.

Questa carenza di informazioni rappresenta il più grande ostacolo nella modellizzazione del danno poiché esso non è causato direttamente da un rilascio (espresso in unità di massa) ma da una concentrazione.

È perciò necessaria una procedura che sia in grado di convertire emissioni discrete espresse in unità di massa in concentrazioni.

I "Fate models"

Esistono numerosi modelli capaci di stabilire una relazione tra il flusso di una sostanza e la relativa concentrazione: questi prendono il nome di Fate models dal momento che prevedono il destino della sostanza, il suo degrado o il trasferimento verso aree, veri e propri bacini naturali di raccolta (sink) che ne rappresentano la destinazione finale.

Il problema più grande di tali modelli è che, se consideriamo una concentrazione costante nell'ambiente, questa potrà essere correlata solamente ad un flusso e non ad un rilascio discreto di una certa massa di sostanza. Ciò, in altre parole, dimostra la difficoltà a modellare situazioni dinamiche. Fondamentalmente, infatti, tali modelli sono sviluppati come modelli statici da utilizzare per calcolare una concentrazione costante come risultato di una emissione costante.

Anche quei pochi modelli in grado di adattarsi a situazioni dinamiche presentano un ulteriore problema: l'inventario non contiene informazioni circa la forma dell'impulso che costituisce il rilascio di una sostanza. Si supponga, ad esempio, di considerare uno stabilimento che produca 1000 rasoi l'ora e che emetta 1 kg all'ora di una certa sostanza; se si dovesse modellare l'effetto della produzione di un singolo rasoio si potrebbe dire che ciascun rasoio produce una emissione di 1 kg ogni 3,6 secondi, d'altra parte, a ragione, si potrebbe affermare che produca 1 grammo all'ora, 1/24 di grammo al giorno...

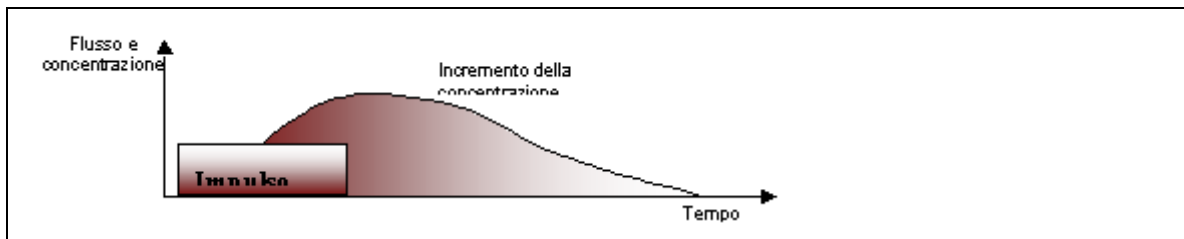
Il problema flusso-impulso

Una massa di una certa sostanza scaricata nell'ambiente causa dapprima un temporaneo incremento della concentrazione ed, in seguito subisce, prima o poi, una degradazione, un arresto permanente o una diluizione fino a raggiungere la concentrazione naturale circostante.

Dal momento che non è possibile modellare il flusso reale attraverso l'ambiente (poiché, come abbiamo visto, non si è in grado di conoscere né dove né tanto meno quando verrà rilasciata la sostanza), si può assumere che le masse specificate nell'inventario siano emesse in forma di impulsi. I modelli usati per questo studio non sono dinamici, per cui sono in grado di calcolare esclusivamente una concentrazione costante derivante da un flusso altrettanto costante: non si è in grado quindi di calcolare gli incrementi

transitori di concentrazione conseguenti al rilascio.

Figura 0.1 Incremento transitorio della concentrazione dovuto ad un rilascio impulsivo



Questo problema può essere risolto in diversi modi. La soluzione adottata in questo studio prevede una allocazione temporale sintetizzabile come segue:

- nel modello di dispersione si usa un flusso costante per calcolare la concentrazione finale: il valore di tale flusso è assunto come l'ampiezza dell'impulso;
- il valore dell'emissione discreta derivata dall'inventario viene divisa per il valore del flusso: il risultato di questa operazione è un intervallo di tempo (la lunghezza dell'impulso).

Come risultato si ottiene che una emissione discreta in massa può essere correlata ad un flusso costante durante un certo periodo di tempo.

Tutti i danni saranno di conseguenza espressi in riferimento ad un intervallo di tempo, indipendentemente dal fatto che siano o meno reversibili. Ciò non è inusuale se si pensa che anche l'incremento nella concentrazione di una sostanza è da considerarsi temporaneo. La scelta della quota da attribuire all'impulso sarà chiaramente proporzionale al periodo di tempo considerato.

Il vantaggio di adottare questa procedura di allocazione temporale è che, in questo modo, si è in grado di considerare una massa di una certa sostanza come responsabile di una certa concentrazione costante durante un certo periodo di tempo.

Il modello lega perciò una massa al prodotto tra l'ampiezza di un impulso e la sua lunghezza ed, essendo lineare, non rende necessario conoscerne la durata ma soltanto il prodotto.

Allo stesso modo si può sviluppare lo stesso concetto per il danno: come una massa può essere ritenuta responsabile di una concentrazione, può esserlo anche di un certo danno durante un periodo di tempo determinato.

In termini matematici si ha quindi:

$$F = M/T = a * A * PEC$$

Essendo:

F	flusso [kg/yr]
M	massa [kg]
T	tempo [yr]
a	costante del modello [m/yr]
A	area [m ²]
PEC	<i>predicted environmental concentration</i> [kg/m ³]

Se moltiplichiamo ambo i membri per T:

$$M = a * PEC * A * T$$

La massa rilasciata comporta una concentrazione su una certa area per un certo intervallo di tempo: essendo il danno proporzionale alla concentrazione, si può affermare che una massa di inquinanti comporta un danno su una certa area, durante un certo periodo di tempo.

La Fate analysis con EUSES

Il codice EUSES (European Uniform System for the Evaluation of Substances) è un sistema europeo standard per la valutazione della diffusione delle sostanze. Nel modello esso viene utilizzato per lo studio della Fate analysis delle sostanze cancerogene che causano danni alla salute umana e delle sostanze tossiche responsabili del deterioramento della qualità dell'ecosistema.

Il codice si fonda sull'ipotesi dell'omogeneità dei mezzi considerati (aria, acqua, sedimenti e suolo), attraverso i quali avvengono trasporti e trasformazioni rappresentati da processi semplici; la distribuzione delle sostanze fra i diversi comparti è determinata dalle proprietà fisiche e chimiche delle sostanze e dalle caratteristiche dei mezzi stessi.

È importante sottolineare che nella valutazione si suppone sempre che i rilasci avvengano in Europa, ritenuta come un sistema chiuso, e che la dispersione delle sostanze proceda attraverso tutto il continente, con il risultato di ottenere una concentrazione media in aria, acqua e suolo. Ciò significa che non vengono presi in considerazione gli effetti locali e più intensi dovuti alle alte concentrazioni nelle zone più vicine alla sorgente dell'emissione. Seppure molto restrittiva, questa è una ipotesi fondamentale per non sottostimare le concentrazioni finali.

Nella Fate analysis, quindi, da un flusso costante è ricavata una concentrazione, anch'essa costante, chiamata PEC (Predicted Environmental Concentration) attraverso la quale è calcolato il danno all'ecosistema e l'esposizione dell'uomo per inalazione, ingestione o per altre vie.

Il codice è stato progettato per lo studio delle sostanze organiche, senza valutare gli effetti tossici e

cancerogeni dei metalli, molto meno prevedibili e piuttosto complessi da modellare; per questi fenomeni l'analisi è stata condotta combinando EUSES con altre sorgenti di informazioni e cercando di accordare i risultati ottenuti.

Fonti di incertezza

La Fate analysis comprende molte fonti di incertezza al suo interno, che derivano da diverse ragioni:

- il modello lineare di dispersione e accumulo delle sostanze tra i differenti comparti ambientali non riflette totalmente la realtà;
- l'assunzione di una concentrazione uniforme si adatta bene allo studio dell'esposizione umana, ma è in genere diversa dal caso reale;
- i dati sulla degradazione fisico-chimica delle sostanze sono anch'essi passibili di incertezza a causa della loro estrema variabilità e dei limiti delle tecniche di analisi.

L'incertezza correlata all'analisi è misurabile tramite il valore dello scarto quadratico medio; in questo caso σ_g^2 ha un'ampia variabilità, tra 2 e 80, dipendente, rispettivamente, dalla minore o maggiore attitudine alla ripartizione da parte delle sostanze.

11_ “Human Health”

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO) ha dichiarato che la salute “non è semplicemente assenza di malattie o infermità ma riflette uno stato di completo benessere fisico, mentale e sociale”; essa afferma inoltre che “ la salute ambientale degli uomini include sia gli effetti patologici delle sostanze chimiche, della radioattività e di alcuni agenti biologici, sia gli effetti, spesso indiretti, dell'ambiente fisico, psicologico, sociale ed estetico comprendendo il problema degli alloggi, lo sviluppo urbano, l'uso del territorio ed i trasporti.”

Nella metodologia Eco-indicator99 si esaminano solamente alcuni aspetti di un problema così sfaccettato ed in particolare:

- si considereranno esclusivamente le emissioni antropogeniche in atmosfera, idrosfera e geosfera, escludendo le condizioni nei posti di lavoro e negli alloggi, gli incidenti stradali, i danni causati dall'abuso di alcol e del fumo, ecc.;
- i problemi di salute derivanti da disastri naturali, eruzioni vulcaniche, microrganismi non riguardano questo studio;
- non verranno presi in considerazione gli aspetti economici legati al benessere umano, come ad esempio il reddito pro-capite.

Da queste limitazioni consegue che la definizione di Human Health contemplata nell'LCA è molto più

restrittiva di quella considerata dal WHO: per salute umana si intende in questo contesto l'assenza di morti premature, malattie o irritazioni causate da emissioni derivanti da processi agricoli o industriali nell'aria, nell'acqua e nel suolo.

Il concetto di DALY

Se si vuole quantificare il danno arrecato alla salute umana è necessario considerare una scala che sia capace di misurare la salute della popolazione. Essa dovrà comprendere il numero di individui interessati dal problema, il tempo sottratto a ciascun individuo da infermità o morte prematura e la gravità della malattia.

A livello internazionale, un indicatore di questo tipo, in grado di stimare il carico totale da attribuire a ciascun problema di salute, è stato sviluppato da Murray nel "Global Burden of Disease Study" portato avanti in collaborazione con la Banca Mondiale e l'Organizzazione Mondiale della Sanità.

Questo indicatore esprime il numero di Disability-Adjusted Life Years (DALYs), esso misura quindi il peso di una infermità dovuta ad una invalidità o a una morte prematura attribuibili a ciascuna malattia. Il concetto di DALY distingue anche gli anni trascorsi da ammalato (YLD: Years Lived Disabled) da quelli persi per morte prematura (YLL: Years of Life Lost).

Il fatto di considerare gli anni persi per morte prematura porta a dover definire la vita media per ciascun individuo e, poiché essa esprime la situazione ideale, si è scelta come riferimento la più alta aspettativa di vita osservata nel mondo: quella delle donne giapponesi che raggiunge gli 82 anni.

Si sono stabiliti, inoltre, valori che rappresentino il grado di infermità o sofferenza associato a ciascun disturbo, essenziali per il confronto tra le diverse malattie. In base a tali valori si è istituita una gerarchia di sette classi di infermità a ciascuna delle quali, tramite l'opinione di esperti, si associa un peso che va da 0 (salute perfetta) a 1 (morte). Per calcolare il danno che deriva dalla ciascuna malattia, cioè per caso di incidenza, i DALY vengono in questo modo determinati come prodotto tra il rating di quella malattia (coefficiente di infermità) e gli anni di vita persi a causa della stessa, ottenuti da studi statistici.

Nello sviluppare la metodologia non è stata valutata la differenza fra danni immediati e danni futuri, mentre si è inserito un peso per tenere conto del fatto che la salute umana assume una diversa importanza a seconda dell'età dell'individuo ammalato (solo, tuttavia, nella prospettiva individualista): tale valore cresce dalla nascita fino all'età di 25 anni alla quale comincia un lento decremento.

Il danno alla salute umana causato da sostanze cancerogene

Rintracciare un legame di causa-effetto tra l'esposizione ad una sostanza e l'incidenza di tumori sulla popolazione umana è un compito molto complesso che richiede considerazioni su dati sperimentali e studi

epidemiologici. L'Associazione Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC), in quanto organo preposto alla valutazione di tale rischio, ha sviluppato un sistema di classificazione delle sostanze basato sul maggiore o minore effetto cancerogeno riscontrato sugli animali e sull'uomo.

Figura 0.2 *La classificazione delle sostanze cancerogene secondo l'IARC*

Gruppo	Descrizione
1	La sostanza è <u>ritenuta</u> cancerogena per l'uomo
2 A	La sostanza è ritenuta <u>probabilmente</u> cancerogena per l'uomo poiché è stata osservata un'associazione positiva fra l'esposizione alla sostanza e l'incidenza della malattia, è inoltre stata riscontrata una sufficiente evidenza di dannosità negli esperimenti sugli animali
2 B	È <u>possibile</u> che la sostanza risulti cancerogena, ci sono evidenze sperimentali sugli animali ma non ancora sull'uomo
3	La sostanza <u>non è classificabile</u> come cancerogena per l'uomo
4	La sostanza <u>probabilmente non è cancerogena</u> per l'uomo

La lista delle sostanze considerate per il calcolo del danno alla salute umana è determinata dalla prospettiva culturale adottata: gli individualisti includono solo le sostanze che presentino sufficienti prove di effetti cancerogeni sull'uomo; i gerarchici inseriscono solamente le sostanze considerate cancerogene sulla base di un consenso scientifico a livello internazionale; gli egualitari comprendono tutte le sostanze anche solo sospettate di avere un effetto cancerogeno.

Il calcolo del danno si sviluppa in tre passi distinti:

- *Fate analysis*: dall'emissione alla concentrazione
- *Effect analysis*: dalla concentrazione ai casi di cancro per kg di emissione
- *Damage analysis*: dai casi di cancro ai DALYs per kg di emissione

La Fate Analysis

L'analisi, che in questo caso è condotta per 53 tra le sostanze del codice EUSES, considera le emissioni effettuate attraverso l'aria, l'acqua, il suolo urbano ed industriale e i tre percorsi principali di esposizione: l'inalazione attraverso l'aria e l'assunzione per via orale, per mezzo dell'acqua o del cibo.

Il risultato di questa analisi è un *Fate factor*, il quale costituisce un legame tra una emissione in Europa

[kg/yr] ed una concentrazione costante riscontrabile in aria, acqua potabile o cibo, come conseguenza dell'emissione. Il riferimento è ad una quantità di emissioni di 10.000 kg al giorno su di un'area di $3.6 \cdot 10^6 \text{ km}^2$. Il calcolo della concentrazione utilizza il valore del fate factor ottenuto e si sviluppa secondo le seguenti formule:

$$F_{\text{aria} \rightarrow \text{aria}} : \text{Emissioni} [(\text{mg} \cdot \text{y}^{-1})/\text{m}^2] * \text{Fate factor} [(\text{m}^2 \cdot \text{y})/\text{m}^3] = \text{Concentrazione in aria} [\text{mg}/\text{m}^3]$$

$$F_{\text{aria} \rightarrow \text{acqua}} : \text{Emissioni} [(\text{mg} \cdot \text{y}^{-1})/\text{m}^2] * \text{Fate factor} [(\text{m}^2 \cdot \text{y})/\text{l}] = \text{Concentrazione in acqua potabile} [\text{mg}/\text{l}]$$

$$F_{\text{aria} \rightarrow \text{cibo}} : \text{Emissioni} [(\text{mg} \cdot \text{y}^{-1})/\text{m}^2] * \text{Fate factor} [(\text{m}^2 \cdot \text{y})/(\text{kg} \cdot \text{d})] = \text{Dose nei cibi} [\text{mg}/\text{kg}/\text{d}]$$

dove: y = *year* (riferito all'anno) e d = *day* (riferito al giorno).

L'Effect analysis

In questa fase è utilizzato il concetto di fattore di rischio unitario (Unit Risk) per inalazione. Esso è una stima della probabilità che un individuo medio sviluppi un tumore se esposto, durante la sua vita (che si assume di 70 anni), ad un inquinamento dovuto ad una concentrazione nell'ambiente di un microgrammo di sostanza per metro cubo: la unit risk (UR) è espressa come casi di malattia per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Per il calcolo dell'effect factor da inalazione si procede nel modo seguente:

$$\text{Effect (E)} = \text{Unit Risk (UR)} / \text{lifetime (70 anni)} * \text{population density}$$

dove:

$$E [\text{casi } \mu\text{g}^{-1} \cdot \text{m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{y})]$$

$$\text{UR} [\text{casi } \mu\text{g}^{-1} \cdot \text{m}^3]$$

$$\text{lifetime [70 years]}$$

$$\text{population density [persone}/\text{m}^2].$$

È evidente che si divide per 70 anni al fine di ottenere una unità di rischio per anno.

Il Fattore di incidenza (*Incidence factor*) dei casi di cancro per kg di emissione in Europa può essere calcolato moltiplicando l'*effect factor* col *fate factor*:

$$\text{Incidence} [\text{casi}/\text{kg}] = \text{Effect} [\text{casi} \cdot \mu\text{g}^{-1} \cdot \text{m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{y})] * 10^9 * \text{Fate} [(\text{m}^2 \cdot \text{y}) / \text{m}^3]$$

La Damage analysis

La fase finale è la Damage analysis la quale lega gli effetti delle emissioni alla salute umana, mettendo in relazione la malattia al numero di anni vissuti dall'uomo in malattia (YLD) e al numero di anni di vita persi (YLL). La somma dei due tempi rappresenta, perciò, il numero di DALY, misura del danno alla salute umana causato dall'esposizione ad un agente cancerogeno.

Per la stima dei DALY secondo Hofstetter [1998] si considerano la gravità della malattia, la sua durata, il tasso di mortalità e gli anni di vita potenzialmente persi valutando l'età di coloro che si ammalano.

Nella prospettiva individualista i risultati delle stime sono più bassi poiché, assecondando questa visione della realtà, si utilizza un sistema per la valutazione della salute umana basato sull'età dell'ammalato attraverso l'introduzione di pesi.

Sulla base delle diverse versioni (nell'esempio egualitaria) i DALY per kg di emissione nei diversi comparti si calcolano moltiplicando il valore dell'Incidence per la stima dei DALY:

EGALITARIAN DALYs / kg aria =

Incidence _{aria→aria} [cases/kg] * **DALYs** [E, inalazione] +

Incidence _{aria→acqua} [cases/kg] * **DALYs** [E, orale] +

Incidence _{aria→cibo} [cases/kg] * **DALYs** [E, orale]

Il danno alle vie respiratorie

Risulta evidente dagli studi epidemiologici il fatto che alcune sostanze inorganiche e numerose polveri possano essere ritenute responsabili di danni all'apparato respiratorio dell'uomo. Tra di esse le principali sono: particolato (PM₁₀ e PM_{2.5}), nitrati e solfati, SO₃, O₃, CO, NO_x.

La presenza di tali sostanze nell'ambiente non deriva sempre da emissioni dirette in atmosfera poiché esse possono formarsi anche indirettamente attraverso reazioni chimiche tra altri inquinanti, denominati a tale proposito primari (polveri sospese TSP, NO_x, CO, VOCs, NH₃, SO_x) e per questo anch'essi da considerare nella Fate analysis.

La procedura di previsione del danno è simile a quella sviluppata per le sostanze cancerogene ma, in questo caso, non completamente dimostrabile a causa del fatto che, seppure la stima dei DALYs possa essere molto precisa, gli effetti sulla salute umana risultano piuttosto variabili. In questa parte dello studio è stato usato, infatti, un approccio epidemiologico il quale, pur presentando limitazioni dal punto di vista della ricerca di nessi di causalità e correlazione, risulta comunque migliore di uno che privilegi gli esperimenti tossicologici, i quali non sono in grado di produrre risultati apprezzabili alle basse concentrazioni ambientali.

Il calcolo del Fate factor non si riferisce più al codice EUSES ma, più semplicemente, adotta un modello che considera dati circa il tempo di residenza nell'atmosfera e l'altitudine raggiunta.

Per quanto riguarda i composti organici volatili non metanici (NMVOC), questi possiedono una reattività ampiamente variabile: tale disparità considerata nello studio attraverso il concetto di Photochemical Ozone Creation Potential (POCP). Esso rappresenta la concentrazione incrementale di ozono dovuta ad una emissione incrementale di uno specifico VOC normalizzata rispetto al valore dell'etilene, composto fra i più reattivi. È perciò un valore adimensionale, espresso come percentuale del valore dell'etilene. Nella stima del Fate factor per tali composti è impiegato come un fattore di reattività relativa rispetto ad un valore medio calcolato tra tutti gli NMVOC.

Le funzioni che legano l'esposizione alle sostanze con la malattia sono determinate utilizzando le informazioni sulle concentrazioni ambientali, la densità di popolazione nell'area dello studio, i ricoveri ospedalieri per affezioni respiratorie ed il rischio relativo, ma sono da considerarsi relazioni molto più incerte e sperimentali rispetto al caso delle sostanze cancerogene.

I danni causati dai cambiamenti climatici

Esistono numerosi problemi da affrontare nel modellare le conseguenze sulla salute derivanti dall'effetto serra:

- i cambiamenti di clima non comportano danni immediati rilevabili nel presente ed è necessario affidarsi a scenari più o meno probabili;
- la vulnerabilità dei sistemi a rischio dipende anche dallo sviluppo dell'economia e della società;
- le variazioni di temperatura possono apportare anche effetti positivi sulla salute umana;
- il danno non può essere confinato: le emissioni di gas serra in Europa causano danni in tutto il pianeta.

Risultato di queste considerazioni è l'ampio disaccordo sulle conseguenze reali dell'effetto serra. Nello sviluppo del modello ci si è perciò dovuti confrontare con un problema che potrebbe causare danni molto seri e con l'altissima incertezza che essi si possano verificare o meno.

Il danno alla salute umana dovuto ai cambiamenti climatici avviene attraverso numerose vie d'impatto in direzione di altrettanti endpoints (Figura 7.6.3).

Nello sviluppo della metodologia non è stato possibile comprendere tutti gli aspetti, poiché molti di questi presentano delle incertezze troppo ampie per poter essere quantificati; nel metodo Eco-indicator99 sono stati perciò considerati esclusivamente gli effetti meno incerti,

evidenziati in tabella.

Gli studi più accreditati si riferiscono spesso al danno totale dovuto ai cambiamenti climatici: all'interno della metodologia si valutano, invece, i danni marginali. Nel caso specifico si è infatti interessati a conoscere l'incremento del danno per tonnellata di gas serra (CO₂, CH₄, N₂O) emessa. Si è a tale scopo utilizzato un procedimento che calcola il danno incrementale dovuto ad un flusso addizionale di 1 Mt all'anno dei tre gas serra specificati includendo le morti causate da malattie infettive trasmissibili attraverso vettori (come la malaria), le affezioni cardiovascolari e respiratorie dovute a variazioni della temperatura media, ed i disagi procurati da emigrazioni di popolazioni dalle zone costiere sommerse dall'innalzamento del livello dei mari. Tutti questi parametri, trasformati in seguito in DALYs / tonnellata, sono valutati per tutte e nove le regioni del mondo, poiché, come è noto, le emissioni europee contribuiscono ad un danno di livello globale.

Figura 0.3 Le maggiori categorie di impatto relative ai cambiamenti climatici e la loro relativa gravità sulla salute dell'uomo (3 = effetto molto rilevante, 2 = effetto rilevante, 1 = effetto poco rilevante, le celle vuote indicano che non esiste una relazione.

Processi	Effetti sulla salute	Variazioni della temperatura media e del tempo	Eventi estremi	Indice di cambiamento delle variabili climatiche	Escursione giorno-notte
<u>Diretti :</u>					
Esposizione a temperature estreme	Incidenza di malattie e morti correlate alle variazioni di temperatura		3		1
Eventi meteorologici alterati in intensità e frequenza	Morti, feriti, disordini psicologici, danni alle strutture		3		

	sanitarie				
<u>Indiretti:</u>					
Effetti sull'attività di parassiti ed agenti infettivi	Cambiamenti nella geografia e nell'incidenza di malattie trasmissibili attraverso vettori	3	2	1	2
Alterazioni dell'ecosistema degli agenti infettivi presenti nell'acqua e nel cibo	Variazioni nell'incidenza di malattie infettive	1	1		
Diminuzione della produttività dei terreni agricoli e dei raccolti	Fame e malnutrizione, indebolimento nella crescita e sviluppo dei bambini	2	1	2	
Crescita del livello dei mari con emigrazioni di popolazioni e danni alle infrastrutture	Incremento del rischio di malattie infettive e disordini psicologici	2	2	1	
Alterazione degli impatti biologici dell'inquinamento atmosferico (A) e di pollini e spore (P)	Malattie respiratorie croniche, asma, allergie	A:1	2		P:1
		P:2			
Disordini sociali, economici e	Conseguenze su tutta la salute	2	1	1	

demografici agli sull'economia, infrastrutture, reperimento risorse	dovuti effetti le il delle	pubblica: salute mentale, malnutrizione, malattie infettive, conflitti civili				
--	--	---	--	--	--	--

Un punto fondamentale nella valutazione dell'incidenza delle malattie riguarda il fatto che il numero delle affezioni cardiovascolari correlato ai climi freddi decresce con l'aumento delle temperature medie di un fattore molto maggiore di quanto non crescano i disturbi correlati ad un clima più caldo. Tale problema è stato risolto considerando la compensazione dei danni positivi e negativi esclusivamente nella stessa regione del mondo e non tra tutte e nove le regioni, così differenti fra di loro (non era infatti pensabile, ad esempio, compensare l'acuirsi dei problemi di malaria in Africa con un miglioramento della situazione delle affezioni cardiovascolari nelle regioni europee più fredde).

L'estrapolazione dei danni per gli altri gas serra è stata effettuata considerando come caratteristica peculiare della loro pericolosità il tempo di permanenza nell'atmosfera. Nel modello, perciò:

- i gas con una vita media minore di 20 anni hanno comportamenti assimilati al metano;
- i gas con una vita media compresa fra i 20 e i 110 anni sono valutati come l'anidride carbonica;
- i gas con una vita media superiore a 110 anni sono stimati al pari del protossido di azoto.

Il loro danno è quindi calcolato come:

$$D_i = GWP_i * D_{refsub} / GWP_{refsub}$$

dove D_{refsub} è il fattore di danno per la sostanza di riferimento e GWP_{refsub} il suo potenziale di riscaldamento globale.

Dal punto di vista delle tre prospettive culturali sono state attuate le seguenti scelte:

- nella visione individualista che privilegia la prospettiva a breve termine, al calcolo dei DALYs è stato assegnato un periodo di 100 anni;
- la visione gerarchica non considera un grave problema l'emigrazione di masse di popolazioni, se ben organizzata;
- la visione egualitaria include anche gli effetti delle emigrazioni.

Accanto a tutte le considerazioni effettuate è necessario sottolineare quanto sia difficile

quantificare fino a che punto gli effetti riscontrati dipendano da cambiamenti climatici o possano essere associati ad altri fattori igienici e sociali quali, ad esempio, le migrazioni, la pulizia dell'ambiente urbano, i progressi nell'alimentazione, l'incremento nella disponibilità dell'acqua potabile, le misure nei confronti di malattie trasmissibili attraverso vettori, i cambiamenti nella resistenza degli organismi vettori agli insetticidi.

Il danno provocato dalle radiazioni ionizzanti

Questa sezione considera il danno arrecato alla salute umana da rilasci uniformi di materiale radioattivo nell'ambiente. L'affermazione precedente sta a specificare che nello studio non saranno incluse le emissioni radioattive derivanti dall'estrazione di alcuni tipi di sostanze o da rilasci dovuti ad eventi accidentali. La struttura del modello di analisi è indicata nella figura seguente. Il modello comincia la valutazione partendo da un rilascio espresso in Becquerel [Bq], unità di misura del S.I., pari all'attività di una sostanza che subisce un decadimento al secondo.

La Fate analysis

Il *fate model* utilizzato è basato sulle emissioni atmosferiche e gli scarichi di liquidi radioattivi non accidentali nella produzione di energia in Francia. I dati circa i rilasci e le condizioni ambientali circostanti sono riferiti alla realtà francese. Il modello impiega un orizzonte temporale molto lungo (100.000 anni) in modo da poter includere tutti gli effetti dei diversi percorsi possibili di esposizione.

L'Exposure analysis

In questa fase si stima quale sia la dose realmente assimilata dagli individui in base al livello di radioattività riscontrato nell'analisi precedente.

La misura della dose effettiva viene valutata in Sievert [Sv], unità di misura dell'equivalente della dose assorbita di una qualsiasi radiazione ionizzante, che abbia la stessa efficacia biologica di 1 Gray [Gy] di raggi x. Il Gray rappresenta anch'esso una unità di misura della dose assorbita [1Gy = 1 J/kg], ma senza distinzioni circa le diverse reazioni dei tessuti colpiti dalla radiazione. I dati espressi in Sievert, rispetto al valore intermedio espresso in Gray, contengono perciò, oltre alle informazioni sulla dose di energia assorbita, anche indicazioni di natura biologica sulla sensibilità dei differenti tessuti del corpo.

Allo scopo di collegare le emissioni [Bq] all'assorbimento di energia [Sv] sono stati definiti i due percorsi attraverso i quali si manifesta l'esposizione a sostanze radioattive,

suddividendo i rilasci in atmosferici e liquidi.

L'Effect e la Damage analysis

La stima del danno si concentra sugli effetti cancerogeni ed ereditari dell'esposizione alla radioattività, i quali sembrano essere i più significativi. Due scopi sono ritenuti fondamentali: valutare il numero di casi che si manifestano come risultato di una esposizione; stabilire il numero di DALYs per ciascun caso.

Un problema rilevante riguarda il fatto che le concentrazioni ambientali ottenute sono molto piccole; risulta perciò incerta l'estrapolazione dei dati epidemiologici da esperimenti svolti ad alte e medie concentrazioni di radioattività senza contare che, per livelli molto bassi possono verificarsi anche effetti benefici sulla salute, dovuti ad una stimolazione del sistema immunitario. In questo contesto si è scelto di seguire un andamento lineare senza soglia (LNT, Linear No Threshold) degli effetti riscontrabili in funzione della bassa concentrazione.

Il ruolo delle prospettive culturali

Durante la valutazione della relazione causa-effetto si incontrano numerose scelte suscettibili di differenti interpretazioni a seconda della propria visione delle cose:

- L'orizzonte temporale per l'esposizione degli individui
- L'area da considerare nelle *Fate* e nella *Exposure analysis*
- La comprovata evidenza dell'associazione fra basse concentrazioni di radioattività e l'incidenza dei casi di cancro
- Il modello di estrapolazione degli effetti a basse dosi
- La pendenza della curva LNT
- Il concetto di DALY

Dibattiti decennali hanno portato ad un sufficiente accordo tra gli studiosi; gli unici temi ancora dibattuti rimangono l'orizzonte temporale da considerare, la scelta dei DALYs e i diversi pesi da attribuire a malati di differenti età. La prospettiva egalitaria e quella gerarchica adottano un orizzonte temporale molto lungo (100.000 anni) mentre gli individualisti considerano un termine di soli 100 anni, attribuendo diversi pesi all'età degli ammalati.

Il danno causato dall'assottigliamento dello strato di ozono

La dimensione della fascia di ozono nella stratosfera sta raggiungendo i livelli più bassi mai

apprezzati dall'inizio delle misurazioni nel 1970. La ragione principale dell'assottigliamento sempre più significativo è l'incremento delle concentrazioni di cloro e bromo dovute al rilascio di sostanze, come i CFC, con un lunghissimo tempo di residenza nell'atmosfera.

Il ridotto potere filtrante dell'ozono associato all'assottigliamento comporta un incremento delle radiazioni UV:

- Dal 4 al 7 % alle medie latitudini negli emisferi australe e boreale
- Del 130 % circa nella primavera antartica
- Del 22 % circa nella primavera artica

In base al protocollo di Montreal e agli emendamenti di Copenhagen e Londra, approvati da numerosi paesi del mondo, è stata notevolmente ridotta la produzione di composti del cloro e del bromo aventi un lungo tempo di residenza in atmosfera; a tutt'oggi, purtroppo, la produzione ed il rilascio di queste sostanze continua ancora, seppure in maniere ridotta, principalmente nei paesi in via di sviluppo.

Forti del successo ottenuto nella limitazione delle emissioni si potrebbe pensare che questo argomento, nel lungo periodo, non costituirà più un elemento di preoccupazione per le sorti del pianeta: ciò non è vero, in realtà tutte le emissioni, seppure ridotte, contribuiscono a procurare danni alla salute dell'uomo.

La modellizzazione del danno dovuto all'assottigliamento dello strato di ozono ha incontrato diverse difficoltà:

- molti studi hanno analizzato gli effetti della riduzione delle emissioni, ma nessuno studio ha mai valutato il risultato del rilascio addizionale di 1 kg di CFC
- non è ancora chiaro come e fino a che punto l'assottigliamento dello strato di ozono contribuisca al danno sul sistema immunitario e sull'ecosistema
- è relativamente semplice per l'uomo evitare l'esposizione ai raggi solari attuando cambiamenti nei comportamenti abituali.
- l'incremento delle radiazioni UV dipende inoltre dalla latitudine
- alcuni effetti riguardano solo una parte dell'umanità (solo le persone con pelle chiara, ad esempio, soffrono di disturbi della pelle associabili all'esposizione ai raggi UV).

Fate ed Exposure Models

Le sostanze contenenti cloro diluite nella troposfera raggiungono la stratosfera in un tempo medio di circa quattro anni. Qui contribuiscono, attraverso note reazioni chimiche, alla disgregazione dello strato di ozono. Il tempo di residenza nell'atmosfera (variabile tra 1 e

1.000 anni) diventa perciò un fattore di discriminazione estremamente importante: sostanze con un valore inferiore ai quattro anni non riescono a spingersi fino alla stratosfera, non costituiscono perciò un pericolo per l'incolumità della fascia di ozono. È chiaro come la valutazione del danno dipenda fortemente dall'orizzonte di tempo considerato, in quanto, stabilito un limite, saranno ignorati tutte i composti potenzialmente dannosi con una vita in atmosfera superiore. Nel procedere alla valutazione, non avendo trovato fate models adatti allo scopo, si è scelto di ricavare il fate factor da uno studio sugli effetti dell'emendamento di Londra. In esso la produzione residua di CFC11 è correlata alla corrispondente concentrazione in atmosfera. Per tutte le altre sostanze sono stati utilizzati dei fattori di equivalenza.

Considerazioni da tenere presenti nella determinazione della relazione che lega la concentrazione di cloro alla diminuzione dell'ozono sono:

- il fatto che la concentrazione di CFC11 (CCl₃F) non sia equivalente a quella definitiva di cloro nell'atmosfera, poiché per ciascuna molecola di CFC si hanno tre atomi di cloro
- la relazione fra i due parametri dipende dalla latitudine.

Se con ΔO si rappresenta la variazione annuale della colonna di ozono alla latitudine φ e al tempo t [%/anno] sarà:

$$\Delta O(\varphi, t) = k(\varphi) * (Cl(t) - Cl(0))$$

essendo Cl(0) la concentrazione di cloro che non provoca danni allo strato di ozono (stimata in 1.9 ppb) e Cl(t) quella attuale. Il valore di soglia è, tuttavia, irrilevante ai fini dello studio, poiché si è interessati a rilevare esclusivamente gli effetti marginali; diventa d'altra parte interessante la stima del parametro k, misurato attraverso il TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer) a diverse latitudini (figura 7.6.4). Dai dati riportati è evidente che l'assottigliamento dell'ozono risulta più marcato alle latitudini più elevate.

Non è stato possibile calcolare un valore medio del fattore k che tenesse conto dei pesi da attribuire alle differenti latitudini in base alla corrispondente densità di popolazione, ma è chiaro che la maggior parte della popolazione mondiale vive tra il 30°S e il 55°N parallelo, per cui il valore di k è stato stimato in 2 % / ppb.

Figura 0.4 Alcuni valori del fattore k alle diverse latitudini. [Martens 1998]

Latitudin e	Andamento nella concentrazione di ozono misurata (TOMS)	Fattore k
55° nord	- 0.35 % / anno	- 3.2 % / ppb

15° sud	- 0.02 % / anno	- 0.2 % / ppb
25° sud	- 0.14 % / anno	- 1.0 % / ppb
35° sud	- 0.29 % / anno	- 2.6 % / ppb

La relazione tra il rilascio di una massa M_{CFC11} e il decremento temporale dello spessore della fascia di ozono può, perciò essere espresso come:

$$\Delta O = f * n * k * M_{\text{CFC11}}$$

dove n è il numero di atomi di cloro ($n = 3$) ed f il *fate factor*.

Grazie a questo semplice modello è possibile stabilire una relazione tra una emissione di CFC11 e l'assottigliamento dello spessore di ozono, direttamente proporzionale all'incremento delle radiazioni UV che raggiungono la terra.

I danni potenziali da attribuire a tutte le altre sostanze sono stimati attraverso il valore dell'ODP (Ozone Depletion Potential), fattore che esprime la pericolosità di ciascun composto comparandolo al CFC11 in un orizzonte di 500 anni.

L'Effect e la Damage Analysis

La radiazione UV che raggiunge normalmente la terra causa effetti discordanti sulla salute umana. Alle conseguenze positive, come la formazione della vitamina D, si associano effetti negativi come scottature, invecchiamento della pelle, danni alla vista, ecc. La riduzione dello strato di ozono provoca un aumento dei rischi associati all'esposizione solare, soprattutto per le popolazioni con pelle più chiara. Le radiazioni UV sembrano essere, infatti, il più importante fattore di rischio nell'incidenza dei tumori della pelle (carcinomi e melanomi) e della cataratta.

L'impatto sulla crescita nei casi di queste malattie è quantificato in termini di Biological Amplification Factor (BAF), definito come l'incremento percentuale di incidenza risultato di un aumento dell'1 % di radiazione UV nell'ambiente. Un altro valore importante è il Radiation Amplification Factor (RAF) il quale esprime l'incremento percentuale di radiazione UV rapportato alla frazione di assottigliamento dello strato di ozono.

Il valore finale, che rappresenta l'incremento di incidenza nei casi di malattie rapportato alla percentuale di decremento della fascia di ozono, è l'Amplification Factor (AF):

$$\mathbf{AF = RAF * BAF}$$

Basandosi sull'AF e sull'incidenza dei casi di cancro e cataratta nel 1990 si stima l'aumento di questi ultimi come risultato di un decremento percentuale di ozono nell'arco di un anno

per poi, nella Damage analysis, trasformare tali valori in DALYs.

Le categorie di danno trascurate

Nello sviluppo della metodologia non sono state incluse tre categorie di impatto sulla salute umana per differenti ragioni:

- Effetti tossici dei metalli pesanti. L'unica conseguenza dei metalli pesanti sulla salute umana valutata nel modello è l'effetto cancerogeno. Non si considerano eventuali danni al sistema nervoso, al fegato, ecc., con la conseguenza che per alcuni metalli tossici ma non cancerogeni non è valutato alcun impatto.
- Altri effetti tossici. La lista delle sostanze tossiche è assai ampia, tenendo conto del fatto che esistono delle sostanze per le quali l'effetto non è ancora stato scoperto o documentato.
- Il rumore. Lo stress fisico dovuto al rumore è difficilmente correlabile ad una scala DALY, anche se ciò non significa che questa categoria sia meno rilevante delle altre già discusse.

12_ “Ecosystem Quality”

Nonostante numerosi trattati e dichiarazioni internazionali abbiano cercato di stabilire le condizioni in grado di descrivere il benessere di un ecosistema (come, ad esempio, la biodiversità), gli ecosistemi rimangono comunque strutture molto eterogenee e complesse da monitorare.

Un metodo per descriverne la qualità è quello di considerare i flussi di massa e di informazioni che lo attraversano. In un buon ecosistema, infatti, tali flussi non sono in alcun modo intralciati da attività di origine umana. A complicare le cose si aggiunge, purtroppo, il fatto che i flussi possano essere considerati a diversi livelli di profondità e specificazione.

Nella stesura della metodologia di valutazione si è deciso di considerare esclusivamente la trasmissione di informazioni a livello di specie: ciò significa che si è assunta la diversità delle specie come un valore adeguato alla rappresentazione della qualità dell'ecosistema.

Quasi tutte le specie possono essere affette dall'influenza delle attività antropiche, quindi essendo impossibile effettuare un monitoraggio che le comprenda tutte sarà necessario effettuare una scelta riguardante i gruppi di specie che meglio rappresentano la qualità dell'ecosistema.

Per questo motivo distingueremo tra:

- La completa ed irreversibile estinzione della specie.
- La reversibile o irreversibile scomparsa o livello di stress (inteso come danno ambientale)

di una specie in una delimitata zona durante un certo intervallo temporale.

Il primo tipo di danno è probabilmente il più importante nella qualità dell'ecosistema, ed è tuttavia estremamente difficile da modellare nel contesto dell'LCA.

È necessario infatti considerare che l'estinzione completa di una specie è un fenomeno che si verifica come conseguenza di un insieme di diversi fattori, ciò implica che non sarà da solo il ciclo di vita di un prodotto a causare l'estinzione ma l'insieme dei cicli di vita di numerosi prodotti o servizi.

Nella seconda opzione si assume che i danni causati dal ciclo di vita di un singolo prodotto provocano un danno temporaneo all'equilibrio dell'ecosistema, questo potrà poi essere una delle cause che insieme ad altri fattori potranno provocare la completa estinzione di una specie anche se noi non lo sappiamo.

La misura del danno su un Ecosistema può essere esprimibile mediante la relazione:

Diminuzione relativa del Numero di Specie (espressa sotto forma di frazione) Area * Tempo*

Sfortunatamente non si è riusciti ad ottenere un unico parametro che rappresentasse l'effetto su un gruppo di specie; si utilizzano, perciò due differenti espressioni:

Potentially Affected Fraction (PAF). È un parametro utilizzato per valutare il danno arrecato da sostanze tossiche all'ecosistema. Si applica per lo più ad organismi molto semplici, sia acquatici sia terrestri, come pesci, crostacei, alghe, vermi, nematodi, microrganismi ed a numerose specie di piante. Può essere interpretato come la frazione percentuale di specie che è esposta ad una concentrazione equivalente o superiore al NOEC (*No Observed Effect Concentration*). È perciò una misura dello stress tossico, non ancora realmente diventato un danno.

Potentially Disappeared Fraction (PDF). Viene usato per la valutazione dell'effetto di acidificazione, eutrofizzazione e uso del territorio sulla popolazione di piante vascolari in un certa area. Può essere interpretato come la frazione percentuale di specie che hanno una alta probabilità di non sopravvivere nell'area considerata, a causa di sfavorevoli condizioni di vita. In maniera totalmente speculare si definisce il POO (*Probability of Occurrence*), per cui il PDF risulta uguale a 1 - POO.

Ciò implica che non esiste una unica categoria di danno per la determinazione della qualità dell'ecosistema al pari di quella utilizzata per la sfera Human Health.

Si presentano quindi due diversi problemi:

- 1) Utilizziamo due diversi gruppi di specie come rappresentativi dell'ecosistema nella sua totalità: le piante vascolari per l'acidificazione, l'eutrofizzazione e l'uso del suolo, e un'ampia serie di organismi acquatici e bentonici per gli effetti tossici.
- 2) Utilizziamo due livelli di danno diversi per determinare l'effetto sull'ecosistema, il livello per il quale le specie sono irreparabilmente danneggiate e il livello per il quale le specie si estinguono.

Le ragioni per e quali si utilizzano diversi indici di danno in relazione ai diversi gruppi di specie sono le seguenti :

- I differenti tipi di impatto sono basati su modelli differenti. Per ciascun modello le relazioni tra uno specifico impatto e l'effetto su un tipo di specie sono descritte in modi diversi, in maniera da interpretare con rigorose basi scientifiche la relazione dose-effetto.
- Per gli effetti tossici nel suolo e nell'acqua, le relazioni tra la diversità delle specie acquatiche e bentoniche e il NOEC sono derivate mediante test effettuati in laboratorio, che al momento rappresentano la più adeguata base scientifica per interpretare il legame esistente tra le emissioni tossiche e il livello di qualità dell'ecosistema.
- Per l'acidificazione, l'eutrofizzazione e l'uso del territorio il monitoraggio effettuato mediante osservazione diretta della presenza di piante vascolari è risultato il metodo più rigoroso per determinare la relazione tra l'impatto e il danno.

Le specie superiori come rettili, uccelli e mammiferi non sono state incluse. La valutazione sarebbe risultata, infatti, troppo gravosa a causa dei loro comportamenti certamente difficilmente schematizzabili in un modello (spostamenti frequenti, alimentazione varia e complessa). Il gruppo appare inoltre piuttosto eterogeneo, trasformando le reazioni all'esposizione delle sostanze difficilmente prevedibili. È evidente, tuttavia, quanto la sopravvivenza degli animali sia legata a quella degli organismi più semplici, i quali provvedono a fornire l'habitat ideale ed il sostentamento attraverso il cibo agli organismi più complessi.

La ragione per cui si effettua una differenziazione tra la frazione di specie potenzialmente *affette* e *scomparse* è in parte dovuta al fatto che modelli diversi forniscono diversi risultati, e in parte dovuta al fatto che:

- Per l' ecotossicità il valore del NOEC è molto in uso per determinare l' effetto tossico. Misure alternative sono le Lethal Concentrations, come l'LC50 e l'LC5. Queste rappresentano il livello di concentrazione per il quale il 50% o il 5% di una popolazione

scompare completamente. Questo tipo di valore però presenta un problema, le specie inferiori possono adattarsi abbastanza facilmente a livelli più alti di stress tossico, per cui i test di laboratorio effettuati per determinare il valore dell'LC sono difficili da riportare alle condizioni osservate sul campo là dove si effettua una esposizione da lungo tempo.

– Risulta difficoltoso stabilire il limite per il quale si può dire che una pianta vascolare risulta affetta da una certa condizione. Molto più semplice è determinare se una specie risulta scomparsa o semplicemente le condizioni di campo osservate non sono idonee affinché questa sia presente.

Relazione tra PAF e PDF

Proprio le differenze tra PAF e PDF non ci permettono di esprimere il valore del danno inferto alla qualità dell'ecosistema mediante una semplice somma dei due valori.

Il problema più rilevante è la differenza tra i livelli di danno per i quali le specie risultano affette e quello per il quale le specie si estinguono.

Un altro ostacolo da superare si è presentato nella sezione dedicata ad acidificazione ed eutrofizzazione: non era giustificabile una equivalenza fra le diverse specie oggetto della valutazione. Il problema nasce dal fatto che questi due meccanismi non comportano una diminuzione diretta degli organismi coinvolti ma modificano la delicata composizione di equilibrio tra le specie nell'ecosistema, ciò implica che spesso le specie più rare vengano soppiantate da varietà più comuni. Il riferimento alle specie potenzialmente scomparse riguarderà solamente un certo numero di esse, quelle potenzialmente più soggette ad essere sopraffatte: le specie target.

Una volta trovato un fattore di conversione per i due parametri (come si vedrà in seguito), il danno alla qualità dell'ecosistema sarà espresso in termini di $PDF * area * tempo$ in $[m^2*anni]$.

Il danno all'ecosistema causato da sostanze tossiche

La *fate analysis*, in questo caso, è condotta tramite il modello EUSES; il suo risultato è un legame tra l'emissione di una sostanza in aria, acqua, suolo agricolo ed industriale ed una concentrazione nelle acque superficiali e in quelle delle falde presenti nel suolo agricolo, industriale e naturale.

Il metodo utilizzato per stimare il danno è fondato su di un algoritmo; esso fornisce come risultato la frazione di specie esposta ad una concentrazione maggiore o uguale al NOEC. Il percorso principale di esposizione sono le acque superficiali per gli ecosistemi acquatici e le

falde acquifere per i terrestri, mentre l'assunzione tramite il cibo è considerata irrilevante. Per ciascuna sostanza è possibile stimare una curva rappresentativa della risposta degli organismi alle diverse dosi di sostanza. La relazione dose-effetto è con buona approssimazione descritta da una curva logistica (figura 7.6.5), funzione di distribuzione del NOEC. Il valore del PAF è calcolato, perciò, tramite la combinazione della funzione di distribuzione stimata e la concentrazione valutata, in formula:

$$\text{PAF}(c) = (1 + e^{(\alpha \cdot \log c) / \beta})^{-1}$$

dove:

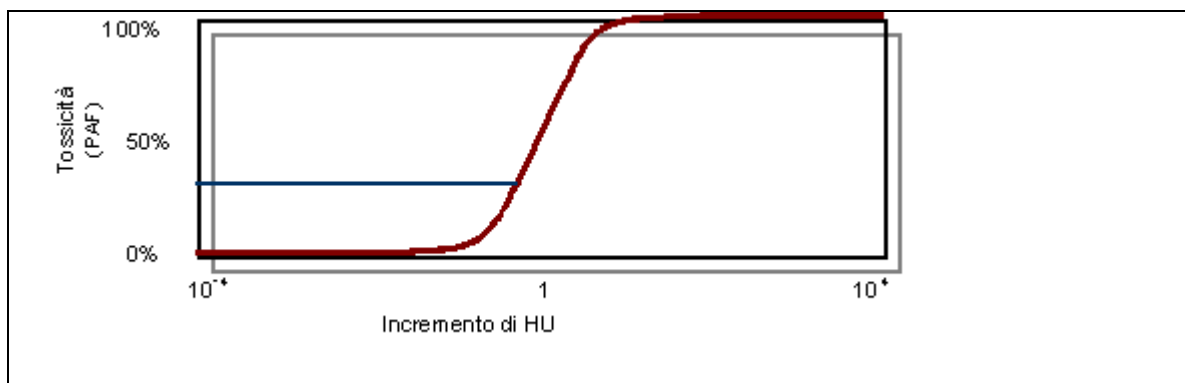
c = concentrazione della sostanza

α = parametro calcolato dal valore medio del NOEC per ciascuna sostanza su tutte le specie

β = coefficiente derivato dalla deviazione standard dei NOEC per la sostanza considerata.

Il problema da affrontare, in questo tipo di valutazione, è che il danno attribuibile ad un incremento marginale nella concentrazione di una specifica sostanza dipende non solo dall'entità dell'incremento stesso, ma anche dal livello di danno attuale raggiunto dall'ecosistema, dovuto alla combinazione delle sostanze già presenti nell'ambiente. Ciò significa che non è importante conoscere la pendenza della curva dose-effetto per ciascuna sostanza ma quella complessiva che ne comprenda la combinazione.

Figura 0.5 La curva logistica dose-effetto per una combinazione di sostanze



Una curva di questo tipo è stata creata standardizzando le concentrazioni di ciascuna sostanza in unità di tossicità media all'interno del mix totale di sostanze nell'ambiente, chiamate Hazard Unit (HU); i valori da attribuire si ottengono dividendo l'incremento marginale di concentrazione per il NOEC medio (10^0). Si ottiene ancora una curva logistica nella quale la tossicità totale, la porzione cioè di specie per cui è stata superata la soglia del NOEC, è funzione della somma delle diverse HU delle sostanze presenti nell'ambiente.

La procedura per la valutazione del danno all'ecosistema può essere così sintetizzata, per una emissione di 1 kg di sostanza inquinante in Europa:

– si determina un incremento temporaneo e marginale della concentrazione di ogni sostanza per ciascun comparto ambientale, attraverso il modello di dispersione EUSES.

Nel modello EUSES sono considerati le emissioni dannose in quattro compartimenti: aria, acqua, suolo agricolo e suolo industriale.

La concentrazione risultante nei compartimenti considerati provoca un danno all'ecosistema. Si calcola la concentrazione dell'acqua di infiltrazione del terreno mediante dei fattori di trasferimento delle sostanze dal suolo all'acqua di infiltrazione ($K_{\text{suolo/acqua}}$) e la densità del suolo (1700 kg/m^3 di acqua) con la seguente formula:

$$C_{\text{porewater}} (\text{mg/l}) = C_{\text{soil}} (\text{mg/kg}) * \rho_{\text{soil}} (\text{kg/m}^3) / K_{\text{soil/pw}} (\text{m}^3/\text{m}^3) * 10^{-3}$$

$$\Delta C = E * \text{FateFactor}$$

dove E: emissione in Europa, [$\text{mg y}^{-1} / \text{m}^2$];

ΔC : incremento di concentrazione [mg/l];

– si determina l'incremento in unità di tossicità standardizzate HU tramite l'incremento di concentrazione della sostanza per ciascuna sostanza emessa che può risultare dannosa alla qualità dell'ecosistema utilizzando il valore medio del NOEC.

$$\Delta HU = \frac{\Delta C}{NEC}$$

dove ΔHU : incremento Hazard Units e NEC: media geometrica dei NOEC_s (riferiti alle sostanze emesse nel comparto ambientale considerato) di ciascuna sostanza per tutte le specie, [mg/l].

– si sceglie un valore di riferimento per la pendenza della curva del danno combinato che rappresenta l'attuale livello di tossicità dell'ambiente (*working point*), se si fa riferimento al valore medio europeo del combi-PAF =24%

$$\text{SlopeFactor} = 0,593 \frac{\Delta \text{PAF}}{\Delta HU}$$

dove $\Delta \text{PAF}/\Delta HU$ è l'inclinazione della curva PAF corrispondente al valore relativo al danno attuale relativo all'Europa.

– si determina il danno marginale temporaneo per ciascun compartimento considerato.

Inserendo all'interno della curva del danno combinato il valore dell'incremento totale, valutato in HU, nel punto di riferimento corrispondente al workpoint si ottiene il valore dell'incremento del PAF:

$$\Delta PAF = \Delta HU * 0,593$$

Il valore dell'incremento del PAF si moltiplica per l'area del compartimento considerato e per l'intervallo di tempo ottenendo così il valore espresso come PAFm²yr

Il danno totale sarà dato dalla somma dei danni marginali dei quattro compartimenti considerati.

Analisi del danno

Fino a quando le informazioni spaziali e temporali non saranno incluse nell'LCA, si dovrà assumere un valore medio di concentrazione per tutte le sostanze, omogeneo per tutte le zone d'Europa.

Un incremento marginale della concentrazione di una singola sostanza, risultante da un sistema di produzione, ha un effetto poco rilevante sulla situazione media in Europa.

In realtà il danno all'Ecosistema causato dall'incremento marginale della concentrazione di una singola sostanza è funzionale al livello di danno presente nell'ambiente a causa dell'insieme di sostanze tossiche già presenti in esso. Ciò implica che la pendenza della curva del PAF di una singola sostanza non è rilevante, infatti per stimare il danno marginale causato dall'emissione di una sostanza, sarà necessario determinare la pendenza di tutte le curve PAF, basata sulla miscela di tutte le sostanze presenti nell'ambiente.

La curva del PAF relativa alla miscela delle sostanze può essere costruita mediante la standardizzazione delle concentrazioni delle singole sostanze in unità di tossicità media della miscela totale, dette *Hazard Units* (HU). Per questo motivo l'incremento della concentrazione marginale di una sostanza deve essere diviso per il valore del NOEC medio (=10^a) per quella sostanza. Gli effetti dei differenti livelli di inquinamento provocati dalle miscele di sostanze presenti nell'ambiente, normalizzati mediante *Hazard Units* ci permettono di ricostruire l'ipotetica curva logistica mostrata in figura.

Questa curva riproduce il livello totale di tossicità (la proporzione delle specie per le quali si è superato il valore del NOEC = combi -PAF), mediante una funzione delle unità di rischio nella miscela. Un valore dell'HU pari ad uno implica che tutte le specie sono esposte, nell'ambiente in cui vivono, a un livello di tossicità pari proprio al NOEC (che è basato sulla

distribuzione del NOEC per tutte le specie).

Se il 50 % delle specie è caratterizzata da un NOEC (riferito alla singola specie) al di sotto di questo valore medio ciò implica che il 50% di tutte le specie risulta *affetto*. Questo spiega come in corrispondenza di un $HU=1$ la frazione delle specie potenzialmente affette è del 50%.

Un valore appropriato della deviazione standard della miscela di tossicità può essere un valore di β pari a 0,4. Il punto di lavoro è determinato mediante la pendenza della curva del PAF riferita alla miscela di sostanze inquinanti presenti in Europa.

Si è stabilito che il valore del combi-PAF per l'acqua e il suolo nel territorio Olandese si attesta tipicamente nel range 10% - 50%, assumiamo quindi che il valore Europeo del combi-PAF sia assimilabile a questo stesso intervallo. Fino a quando non saranno disponibili informazioni addizionali, la media geometrica (24%) verrà utilizzata come combi- Paf medio europeo.

Il danno all'ecosistema causato da acidificazione ed eutrofizzazione

Acidificazione ed eutrofizzazione sono fenomeni causati da deposizioni di sostanze inorganiche come solfati, nitrati e fosfati.

Le deposizioni che derivano principalmente da emissioni atmosferiche o da immissioni dirette nell'acqua hanno come effetto principale la variazione dei livelli di nutrienti e dell'acidità del suolo.

Mentre nel caso delle sostanze tossiche era sufficientemente chiaro il legame tra l'incremento nella concentrazione di una sostanza e il livello di danno arrecato, in questo contesto la questione risulta molto più delicata e sottile.

Per la maggior parte delle specie di piante è stato definito un livello ottimale di combinazione tra i livelli nutritivi e l'acidità del suolo. La modificazione dei livelli di nutrienti e di acidità da questi valori ottimali non comporta un danno visibile e concreto, ma soltanto uno squilibrio fra le popolazioni delle diverse specie presenti nell'ecosistema considerato. Il problema è perciò stimare fino a che punto uno scostamento dell'equilibrio fra le specie possa essere valutato come un danno ed attribuire a ciascuna specie un giudizio gerarchico distinguendo tra quelle più o meno "desiderabili". Nello sviluppare la metodologia è stata stilata una lista di specie target per più di 40 ecosistemi, utilizzando un criterio di scelta che privilegiasse la tipicità e la rappresentatività di ciascuna specie all'interno del proprio ecosistema.

Saremo quindi in grado di monitorare gli effetti delle deposizioni su queste specie target, questo può essere fatto solamente per ecosistemi, da qui la necessità di integrare il modello con un GIS (Geographic Information System), selezionando l'ecosistema 'progettato' in ogni cella, sarà possibile modellare gli effetti della deposizione in termini di PDF tramite le specie target presenti nella cella considerata.

Poiché le sostanze responsabili di fenomeni di acidificazione ed eutrofizzazione sono inorganiche non sarà possibile utilizzare il modello EUSES. per l'analisi del danno, si ricorre quindi a un particolare fate model, basato sui preesistenti livelli caratteristici di ogni cella.

Nel modello utilizzato si tengono in considerazione solamente i cambiamenti nelle aree naturali, poco rilevanti sono infatti considerate le variazioni di acidità e di livelli nutritivi nelle aree agricole. Al momento un problema rilevante è la mancanza di un modello che quantifichi l'eutrofizzazione e l'acidificazione nei modelli acquatici.

Finora l'unico modello utilizzabile è in grado di creare una relazione tra l'incremento di deposizione e la variazione del PDF per le piante nel territorio olandese.

Soluzione temporanea è quindi quella di assumere che le aree naturali olandesi siano caratterizzate da un livello di sensibilità paragonabile a quelle europee. Naturalmente questa ipotesi comporta un certo numero di errori dovuti alle particolari caratteristiche geomorfologiche del territorio olandese.

The 'Nature planner'

Per gli Eco-indicator 99 abbiamo accesso al '*Nature planner*'. Il '*Nature planner*' usa una griglia di 250 per 250 per l'Olanda, che contiene diversi databases con informazioni sulla vegetazione, le condizioni del suolo e i fate models, che sono direttamente combinati con gli effect models. Questo punta alla determinazione degli effetti combinati dell'eutrofizzazione, acidificazione, desertificazione, cambiamento del clima e dell'inquinamento da sostanze tossiche sulle specie e sull'ecosistema.

Il *Nature planner* si compone di due parti: un modello del suolo (SMART) e un modello di risposta della vegetazione (MOVE):

- SMART può essere assimilato ad un fate model, poiché calcola il livello del PH e dei nutrienti, espressi come disponibilità di azoto e di acqua.
- MOVE può essere considerato un come un modello di danno in quanto restituisce gli effetti dei valori ottenuti tramite SMART in termini di PDF per ogni cella.

La fate analysis con SMART

SMART è un modello dinamico del suolo che include il ciclo dell'azoto, i processi geochimici (erosione e scambio cationico) e un semplice ciclo idrologico che include il trasporto in soluzione e tramite risalita capillare.

Questo modello predice le variazioni del PH nel suolo e la disponibilità di azoto nella zona in cui si sviluppa l'apparato radicale anno dopo anno. Generalmente i risultati di questo modello si trovano in accordo con altri presenti in letteratura.

Normalmente SMART è usato con deposizioni in atto o previste per celle e restituisce come risultato l'effetto totale del danno.

Per il nostro modello siamo interessati agli effetti marginali di incremento a un certo flusso in un determinato periodo. Nel calcolo si considera una situazione di partenza relativa alle informazioni più recenti riguardo le deposizioni e consideriamo di aggiungere una deposizione di 10 moli di NO_x, SO_x, e NH₃ per km² per ciascuna cella.

Le deposizioni sono usualmente dell'ordine di parecchie centinaia di Moli, pertanto questo incremento può essere considerato un cambiamento marginale.

Naturalmente il deposito di dieci moli non corrisponde all'emissione di 10 moli. Si suppone che l'Europa sia un sistema chiuso, per cui ogni mole emessa in Europa si deposita lì, tuttavia è necessario considerare che solo una parte di queste emissioni si deposita sul suolo naturale.

Se noi ipotizziamo una distribuzione uniforme, possiamo assumere che solo il 60 % delle emissioni si deposita sul suolo naturale, poiché la superficie del territorio europeo è coperta da aree naturali proprio per il 60%.

Il modello MOVE è utilizzato per calcolare l'abbassamento del PH e l'incremento della disponibilità di azoto causato dall'incremento della deposizione per ogni sostanza in ogni cella.

Figura 0.6 Principali risultati della modellizzazione assumendo tutte le sostanze depositate sul suolo naturale.

	Deposizione incrementale [mole/anno ettaro]	Deposizioni e incrementale [Kg/m² anno]	Acidità risultante [pH]	Variazioni e del pH	Disponibilità di nutrienti risultante	Variazioni dei nutrienti
riferi	0		4.648		7077.33	

mento						
SO _x	10	6.4 E-5	4.646	-0.0018	7075.61	-1.72
NO _x	10	4.6 E-5	4.547	-0.1010	7089.31	11.98
NH ₃	10	1.7 E-5	4.648	-0.0004	7090.22	12.89

Dai risultati in tabella si possono trarre alcune osservazioni:

- esiste una forte relazione tra la deposizione di NH₃ e l'incremento nella disponibilità di nutrienti, mentre la deposizione di SO_x ne comporta un lieve decremento
- la relazione fra la deposizione di NH₃ e la variazione di acidità è molto debole, contrariamente a quanto avviene per l' NO_x.

Analisi del danno

I risultati forniti dal modello SMART costituiscono l'input per il modello MOVE della vegetazione. Questo modello fornisce una relazione, per più di 900 specie di piante olandesi, tra il valore del PDF e l'acidità del suolo, il livello di nutrienti e la misura dell'umidità del suolo, nonché le interazioni tra questi diversi fattori.

Ciascuna specie è considerata sottoposta a condizioni sfavorevoli se la probabilità di scomparire è più bassa del valore soglia fissato al 2.5%.

Queste specie saranno soggette a un certo livello di stress causato dalla combinazione degli effetti di eutrofizzazione ed acidificazione, si conteggia il numero delle specie target che sono soggette a stress in ogni cella e si aggregano i risultati per tutta l'area naturale dell'Olanda ottenendo la percentuale di specie minacciate dalla deposizione di alcune sostanze.

La tabella seguente mostra i risultati ottenuti nella modellizzazione del danno in termini di PDF m² anno per kg di sostanza emessa.

Figura 0.7 *Stima del danno da acidificazione ed eutrofizzazione.*

Emissioni	Deposizione incrementale [Kg/m ² anno]	PDF medio sul suolo olandese	Danno all'EQ in PDF·m ² ·y/kg di sostanza emessa (deposizione completa, 100%, in aree naturali)	Danno all'EQ in PDF·m ² ·y/kg di sostanza emessa (deposizione parziale, 60%, nelle aree
-----------	---	------------------------------	--	--

				naturali)
riferimento		0.746429		
SO _x	6.4 E-5	0.74654	1.73	1.04
NO _x	4.6 E-5	0.746867	9.52	5.71
NH ₃	1.7 E-5	0.74687	25.94	15.56

La terza colonna fornisce dei risultati per la deposizione di un kg di sostanza per metro quadrato in una area a copertura naturale di dimensione indefinita ed è riferito a una copertura naturale del 100%, nell'ultima colonna invece i risultati sono dati per l'Europa in cui solo il 60 % del territorio è coperto da aree naturali.

Chiaramente il modello presenta carenze e limitazioni:

- dal punto di vista delle sostanze esaminate; ad esempio, non è valutato l'impatto delle emissioni di composti del fosforo
- si è accettata una brutale approssimazione attribuendo come valore rappresentativo della sensibilità delle diverse aree naturali la sensibilità media delle aree olandesi.

Il danno all'ecosistema causato dal land-use

L'impatto di cambiamenti nello sfruttamento del territorio sugli ecosistemi è certamente molto significativo; in molte parti dell'Europa la sua influenza è addirittura più importante di molte altre categorie di impatto.

Come si vedrà, lo studio dell'impatto risulta estremamente delicato poiché tali cambiamenti non inducono effetti localizzati esclusivamente nell'area in cui si verificano ma possono coinvolgere anche le regioni limitrofe. Inoltre sarà necessario distinguere tra occupazione permanente del territorio e trasformazione.

Diversamente dagli altri modelli utilizzati, in questo caso si utilizzeranno esclusivamente dati sperimentali, come osservazioni sul numero delle specie presenti in ciascuna categoria di terreno, piuttosto che informazioni provenienti da sperimentazioni di laboratorio o simulazioni computerizzate.

Questi aspetti influenzano in modo rilevante il modello:

- Il numero di specie osservato è il risultato dell'influenza di una serie di fattori, quali la concentrazione delle sostanze tossiche, il livello di acidità o di nutrienti o per esempio il cambiamento di clima. Questo implica che non è possibile separare gli effetti dei cambiamenti dell'uso del suolo dalle altre categorie di impatto.

- Esistono diversi tipi di copertura del suolo, e per ciascun tipo il numero di specie presenti può variare ampiamente nelle diverse zone d'Europa. Per la lettura dei vari tipi di uso del suolo noi utilizziamo la classificazione Corine.
- La disponibilità di informazioni provenienti da osservazioni sul campo è un problema sostanziale per due motivi:
 - Vi sono sufficienti informazioni solo per pochi tipi di uso del suolo.
 - I tipi di uso del suolo per cui sono disponibili le informazioni non sono sempre adattabili con facilità alle applicazioni pratiche dell'LCA.

Relazione Specie- Area

Un fattore importante nello sviluppo dello studio è la relazione specie-area, che lega l'incremento delle specie esistenti in un territorio all'aumento della superficie disponibile per la loro sopravvivenza. Il legame, descritto per primo da Arrhenius nel 1921, può essere espresso come:

$$S = a * A^b$$

dove:

S = diversità delle specie

a = fattore di ricchezza della specie, (tra 20 e 2.000)

A = area della superficie disponibile (in ettari)

b = fattore di accumulo delle specie, (tra 0.2 e 0.5)

La relazione precedente significa, ad esempio, che la coltivazione di un campo di grano in una area naturale genererà due effetti principali:

- un effetto locale nell'area convertita, dovuto al mero sfruttamento, che comporterà un decremento nelle specie in essa presenti
- un effetto regionale, allargato all'area circostante che, seppure non interessata dalla conversione, subirà un impoverimento della varietà delle specie viventi causato dal restringimento dell'area per esse disponibile.

Entrambi gli effetti, locale e regionale, sono stati considerati nello sviluppo della metodologia di valutazione. D'altra parte è stato considerato trascurabile il leggero incremento di specie che dovrebbe verificarsi, secondo la relazione già vista, conseguentemente all'ampliamento dell'area coltivata: nelle condizioni attuali l'impoverimento della varietà delle specie nelle aree naturali è da ritenersi molto più rilevante del rispettivo incremento nelle aree modificate.

Una prima distinzione fra i vari tipi di sfruttamento del territorio va fatta considerando la differenza tra un terreno convertito attualmente da uno stato ad un altro ed un terreno convertito tempo addietro ed occupato per diversi anni.

È necessario specificare come questi due effetti siano valutati all'interno del modello. Un esempio tipico riguarda le coltivazioni agricole: la valutazione dell'LCA non può ritenere la coltivazione responsabile della conversione da area naturale se questa è avvenuta molti anni fa, tuttavia il fatto che tale zona rimanga dedicata alle colture le impedisce di tornare allo stato originario. Per questa ragione il danno dovuto ad una occupazione duratura del territorio è visto come un danno causato non più dalla semplice trasformazione, troppo lontana nel tempo, ma dall'impedimento a tornare alla sua condizione naturale.

Il fatto che si abbiano due distinte aree di impatto (locale e regionale) per due differenti tipi di processi (conversione ed occupazione) implica che il modello si sviluppi in quattro differenti versioni.

Principi generali per la modellizzazione del danno

Il concetto espresso dal PDF può essere agevolmente applicato alla modellizzazione del danno regionale o locale causato dall'uso del suolo.

La frazione di specie di piante vascolari potenzialmente scomparsa è espressa come differenza relativa tra il numero di specie S nella condizione di riferimento e in quelle derivanti da una conversione o una occupazione del terreno. In termini matematici:

$$PDF = \frac{S_{reference} - S_{use}}{S_{reference}}$$

essendo:

$S_{reference}$ = il fattore di riferimento rappresentante la diversità delle specie per ciascun tipo di area

S_{use} = il fattore rappresentante la diversità delle specie nel territorio convertito o occupato

Il danno finale alla EQ sarà calcolato moltiplicando il valore del PDF ottenuto precedentemente per l'area interessata ed il lasso di tempo corrispondente:

$$EQ = PDF \cdot area \cdot time = \frac{S_{reference} - S_{use}}{S_{reference}} \cdot A \cdot t$$

Questa è una formula generale valida per tutte e quattro le versioni considerate.

La stima del tempo di recupero da assegnare a ciascun tipo di sfruttamento del territorio è una questione molto delicata, molti ambienti infatti, seppure lasciati liberi dall'occupazione,

difficilmente sono in grado di tornare nelle condizioni originarie. Si è deciso di scegliere un lasso di tempo in cui l'area non tornerà ad essere esattamente com'era ma raggiungerà un livello di qualità perlomeno comparabile a quello di partenza:

- per una conversione da area agricola ad area urbana si è scelto un tempo di recupero di cinque anni
- per una conversione da area naturale ad area agricola o urbana si è preferito un periodo più lungo, trenta anni, anche se è ovvio che il ripristino della situazione originaria richiederebbe un tempo notevolmente più elevato.

Un ulteriore problema da affrontare durante la valutazione riguarda la distinzione delle innumerevoli tipologie di rivestimento del suolo terrestre (land-cover): una tale varietà di esemplari può rendere difficoltoso lo sviluppo di un insieme coerente di valori di caratterizzazione. Si è scelto a tale scopo un sistema di classificazione delle aree [Corine, 1991] che caratterizza i diversi tipi di uso del suolo a differenti livelli di dettaglio. Sono state attentamente analizzate le informazioni disponibili principalmente per le zone coperte artificialmente e quelle ad uso agricolo. Da una analisi effettuata su otto tipi diversi di uso del suolo si è ricavata una relazione specie-area in scala log-log. I risultati mostrano come il legame specie-area sia fortemente influenzato dal numero e dal tipo di osservazioni effettuate. Anche se la relazione specie-area si adatta bene alla interpretazione del fenomeno, non è facile da utilizzare in un LCA. Come abbiamo già visto nella descrizione del problema flusso-impulso, non sempre è possibile stabilire con certezza le dimensioni dell'area influenzata dal ciclo di vita di un prodotto.

Se per esempio analizziamo il ciclo di vita di un rasoio elettrico, sappiamo che la fabbrica produttrice occupa un certo valore di spazio, supponiamo pari a 1 ettaro. Se la produzione è di 1 milione di rasoi per anno, possiamo dire che per produrre un rasoio sarà necessario per un anno un milionesimo di ettaro, allo stesso modo potremmo anche dire che un singolo rasoio necessita di un metro quadro per 3,65 giorni. Entrambe le affermazioni sono corrette. L'esempio dimostra come la curva specie-area non abbia un significato diretto nell'applicazione di un LCA, poiché non siamo in grado di stabilire l'area senza un valore specifico del tempo. Vi sono diversi modi per ricavare il valore di S (numero di specie) da introdurre nella relazione sopra riportata, utilizzando la relazione specie-area: Utilizzare il fattore di accumulazione delle specie (b); Utilizzare il fattore di ricchezza delle specie (a).

Da una analisi dei due fattori si è visto come il fattore di accumulazione non è un buon indicatore per la determinazione della qualità di un ecosistema. Infatti la maggior parte degli

ecosistemi naturali sono caratterizzati da un basso fattore di accumulazione se confrontato con i sistemi artificiali o agricoli. Questo significa che il numero di specie aumenta rapidamente quando si aumenta di poco l'area considerata, man mano però che l'area diventa più grande la diversità delle specie non crescerà più allo stesso modo. Il fattore di ricchezza delle specie è una proprietà inerente al tipo di uso del suolo, per cui si utilizza il fattore di ricchezza per caratterizzare le differenze tra i diversi tipi di uso del suolo. Ciò implica che il numero di specie S può essere sostituito dal fattore di ricchezza delle specie nella equazione vista sopra ($PDF = S_{reference} - S_{use} / S_{reference}$).

Per l'occupazione il valore di riferimento deve essere il fattore di ricchezza delle specie relativo ai sistemi naturali. Tuttavia non si deve sottovalutare il fatto che non esiste una definizione esatta di "sistema naturale" e inoltre i sistemi naturali hanno caratteristiche diverse nelle diverse parti d'Europa. Come soluzione temporanea, si propone di assumere il fattore di ricchezza delle specie calcolato per il territorio svizzero.

In figura 8.6.8 sono riportati i fattori di ricchezza delle specie di cui si riportano i limiti più alti e più bassi del 95% dell'intervallo di confidenza. I valori del PDF sono calcolati mediante la ricchezza delle specie del territorio svizzero come valore di riferimento, questi valori del PDF possono essere direttamente utilizzati per l'occupazione.

In figura 7.6.8 sono riportati i valori del PDF per l'effetto locale, usando come riferimento le foreste caratterizzate da un misto di alberi a foglia larga.

Figura 0.8 *Elencazione dei valori del PDF per un effetto locale; n è il numero delle osservazioni attraverso le quali è calcolato il fattore a.*

	Classificazione [Corine]	n	a	a_{min}	a_{max}	PDF natural →use	σ_g^2
Area urbana continua	1.1.1	9	11.0	0.7	164.0	0.96	2.4
Area urbana discontinua	1.1.2	59	54.6	36.6	90.0	0.80	1.2
Area industriale	1.2.1	29	81.5	27.1	244.7	0.70	7.3
Area ferroviaria	1.2.2.2	41	81.5	73.7	90.0	0.70	1.05
Verde urbano	1.4.1	75	81.5	73.7	90.0	0.70	1.05
Campo arabile convenzional e	2.2.1.1	16	12.2	11.0	13.5	0.91	1.2
Campo arabile integrato	2.2.1.2	18	12.2	11.0	13.5	0.91	1.2
Campo arabile biologico	2.2.1.3	12	24.5	24.5	27.1	0.82	1.5
Coltivazione intensiva	2.3.1.1	20	14.9	13.5	14.9	0.89	1.2
Coltivazione meno intensiva	2.3.1.2	17	40.4	36.6	40.4	0.70	2.1
Coltivazione biologica	2.3.1.3	20	40.4	40.4	44.7	0.70	2.5
Foresta a	3.1.1	126	244.7	244.7	244.7	0.10	1.0

foglie larghe							
Pianura svizzera (riferimento ambiente naturale)		46	270.4	200.3	330.3	0.00	

La modellizzazione del danno locale

Attraverso i dati precedentemente illustrati è possibile calcolare:

il danno locale attribuibile ad un conversione dal tipo **1** al tipo **2** mediante la formula seguente:

$$EQ_{local,conversion1\rightarrow2} = \frac{a_1 - a_2}{a_2} \cdot A \cdot t_{rest} = PDF_{1\rightarrow2} \cdot A \cdot t_{rest} = (PDF_2 - PDF_1) \cdot A \cdot t_{rest}$$

Nella formula il valore di S inteso come numero di specie per il calcolo del PDF locale, viene sostituito dal fattore di ricchezza della specie poiché il fattore di ricchezza delle specie è una proprietà inerente al tipo di uso del suolo, per cui si utilizza il fattore di ricchezza per caratterizzare le differenze tra i diversi tipi di uso del suolo.

L'area A è riferita all'area di uso, cioè all'area soggetta alla conversione, mentre il tempo di restituzione è inteso come il tempo necessario affinché questa conversione di uso del suolo sia assunta completa.

Il danno locale attribuibile ad una occupazione è espresso mediante la formula seguente:

$$EQ_{local,occupation} = \frac{a_{natural} - a_{use}}{a_{natural}} \cdot A \cdot t_{occupation} = PDF_{natural\rightarrow use} \cdot A \cdot t_{occupation}$$

Dove A è ancora l'area che viene occupata con un nuovo utilizzo del suolo e t è il tempo in cui si perpetua l'occupazione.

La modellizzazione del danno regionale

Quando un'area naturale è convertita ad uso industriale, la relazione specie-area impone che il numero delle specie nella rimanente area naturale subisca una diminuzione. Allo stesso tempo però vi sarà un piccolo incremento nell'area industriale, dovuto all'aumento della sua estensione. Nell'introduzione del modello di uso del suolo abbiamo appena affermato che questo incremento è insignificante, per cui può essere ritenuto trascurabile. Il decremento di una specie in un'area naturale è l'effetto regionale di una conversione del suolo.

Il danno regionale può essere facilmente valutato attraverso la relazione precedentemente descritta fra varietà delle specie presenti in un'area e la propria estensione superficiale. Quanto più si allunga il periodo in cui un'area è sottratta, attraverso l'uso, al ripristino della situazione originaria, tanto più il livello di varietà delle specie è mantenuto basso rispetto ad un valore naturale. In questo caso, perciò, l'unica differenza rilevabile fra occupazione e conversione è il diverso orizzonte temporale dal quale sono caratterizzate.

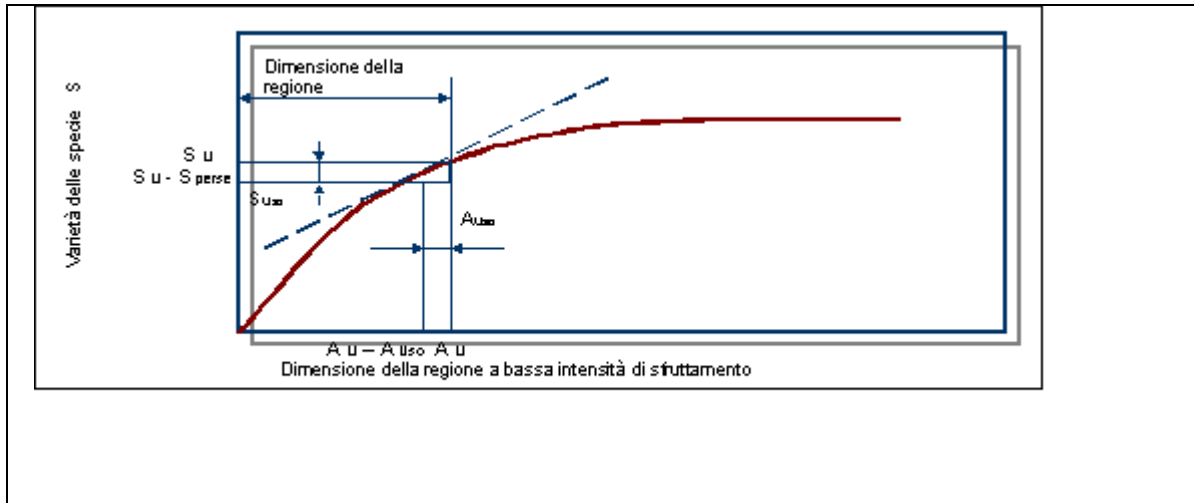
Il concetto di danno regionale ci è stato introdotto da Muller-Wenk, secondo cui il danno regionale può essere calcolato tramite la dimensione dell'area di una intera regione (per esempio a livello di uno stato) e non in relazione all'area del solo suolo naturale.

Per semplificare il calcolo si sono assunti esclusivamente due tipi di land-use, ad alta (Hi) e bassa (Li) intensità di sfruttamento del suolo, il secondo dei quali può essere interpretato come aree esenti da alcuna pressione derivante da attività umane. I territori a bassa intensità di sfruttamento possono essere considerati quelli che non sono soggetti a sfruttamento da parte dell'uomo, anche se non sono necessariamente le foreste. Alcune foreste sono soggette a un elevato livello di sfruttamento mentre linee ferroviarie o aree ormai in disuso sono caratterizzate dalla presenza di diverse specie. La ragione di questa apparente contraddizione è da ricercare proprio nel diverso livello di sfruttamento con cui si fa uso della risorsa naturale: ad esempio un'area boschiva sfruttata per la produzione di legname, sarà soggetta ad un livello di sfruttamento più elevato di una zona attraversata da una linea ferroviaria di cui però non si fa altro uso, e che si conserva quindi quasi allo stato naturale.

In questo approccio semplificato, la diversità di specie per le zone ad intenso sfruttamento non è tenuta in conto.

L'effetto regionale su di un'area di tipo Li per una ipotetica specie è descritto in Figura. 7.6.9.

Figura 0.9 La relazione specie-Area per i territori a bassa (Li) intensità di sfruttamento é rappresentata su scala lineare. Un decremento dell'area Li comporterà come effetto un decremento del numero di specie. L'area evidenziata in grigio rappresenta l'effetto regionale.



Quando l'estensione di una regione A_{Li} viene ridotta di un certo valore A_{Use} , il numero di specie dell'intera area passa da S_{Li} a $S_{Li} - S_{Use}$. Il danno regionale è dunque illustrato dall'area grigia del grafico, la cui dimensione può essere valutata attraverso la relazione $A_{Li} \times S_{Use}$. A sua volta, il valore di S_{Use} può essere derivato considerando il valore della pendenza della curva:

$$S_{use} = \frac{dS(A_{Li})}{d(A_{Li})} \cdot A_{use}$$

Poiché, infine, il danno all'ecosistema è un danno relativo, è necessario dividere S_{Use} per S_{Li} , in modo da rendere la misura del danno relativa alla regione in cui esso è apportato.

Questo è ciò che risulta nella seguente equazione, nella quale considerando l'espressione $S = a \cdot A^b$ risulta:

$$EQ_{reg_{Li \rightarrow Hi}} = \frac{S_{use}}{S_{Li}} \cdot A_{Li} \cdot t = \frac{\frac{dS(A_{Li})}{d(A_{Li})} \cdot A_{use}}{S_{Li}} \cdot A_{Li} \cdot t = \frac{a \cdot b \cdot A_{Li}^{b-1} \cdot A_{use}}{a \cdot A_{Li}^b} \cdot A_{Li} \cdot t = b \cdot A_{use} \cdot t$$

Dalla formula risulta chiaro come il danno all'ecosistema risulta direttamente proporzionale al fattore di accumulazione delle specie (b) nell'area Li, alla dimensione dell'area convertita e al tempo, mentre contrariamente a quanto ci si aspetterebbe l'effetto regionale risulta indipendente dalla dimensione della regione.

Le ragioni di questo fenomeno sono :

- Sottraendo un ettaro di terreno da una piccola regione si causerà una perdita di specie maggiore di quella che si verificherebbe sottraendo un territorio di uguale dimensione a un'area più vasta. Tuttavia nel calcolo del danno effettuato il valore maggiore della perdita in specie sarà moltiplicato per una dimensione del territorio abbastanza piccola, mentre la piccola perdita di specie osservata in una regione più grande dovrà essere moltiplicata per un valore più grande.
- Vi sono alcune similitudini con il problema flusso impulso. Non sarà possibile conoscere la dimensione dell'area o il cambiamento in numero di specie separatamente, ma noi conosciamo il prodotto dell'area e il cambiamento in specie.
- Una delle proprietà della curva esponenziale è che entrambi gli effetti si compensano completamente l'uno con l'altro.

Un problema rilevante è il valore del fattore di accumulazione delle specie b per le aree L_i . Dalle informazioni raccolte è chiaro che i sistemi naturali tendono ad avere un basso fattore di accumulazione e un alto fattore di ricchezza delle specie. Per i territori svizzeri si è ritrovato un fattore di accumulazione pari a 0.13 e un valore pari invece a 0.36 per i boschi di latifoglie, si propone quindi di considerare un fattore di accumulazione pari a 0.2.

Differenze tra i vari tipi di uso del suolo a livello regionale

La distinzione effettuata tra le due tipologie di land-use, H_i e L_i , è molto semplificativa per modellare la situazione reale, convertendo un ettaro di area naturale in un "prato meno intensivo" avremo un effetto regionale minore se lo paragoniamo al cambiamento di un ettaro in un'area urbana di tipo continuo, poiché una parte delle specie naturali continueranno a esistere in quel territorio.

L'effetto regionale risulta infatti ridimensionato quando il tipo di land-use installato presenta un alto fattore di ricchezza della specie.

Per tenere conto di tutto ciò viene utilizzato, con buona approssimazione, il PDF locale.

Per l'occupazione useremo un $PDF_{natural \rightarrow use}$, per la conversione utilizziamo un $PDF_{1 \rightarrow 2}$.

Per la conversione il danno regionale si può quantificare come:

$$EQ_{regionalconversion1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot b \cdot A_{use} \cdot t_{restoration}$$

Per l'occupazione l'effetto regionale sarà:

$$EQ_{regionaloccupation} = PDF_{natural \rightarrow use} \cdot b \cdot A_{use} \cdot t_{occupation}$$

La combinazione dei due effetti

Per riflettere il danno totale causato dallo sfruttamento del territorio sarà necessario sommare i due effetti, locale e regionale

$$EQ_{occupation} = EQ_{regional} + EQ_{local} = PDF_{natural \rightarrow use} \bullet b \bullet A_{use} \bullet t_{occupation} + PDF_{natural \rightarrow use} \bullet A_{use} \bullet t_{occupation} = (b + 1) \bullet PDF_{natural \rightarrow use} \bullet A_{use} \bullet t_{occupation}$$

Per la conversione l'effetto totale è:

$$EQ_{conversion1 \rightarrow 2} = EQ_{regional} + EQ_{local,1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} \bullet b \bullet A_{use} \bullet t_{restoration} + PDF_{1 \rightarrow 2} \bullet A_{use} \bullet t_{restoration} = (b + 1) \bullet PDF_{1 \rightarrow 2} \bullet A_{use} \bullet t_{restoration}$$

In figura 7.6.10 sono riportati i valori per l'effetto locale e regionale dell'occupazione e della conversione dell'uso del suolo. Il danno alla qualità dell'Ecosistema può essere quindi calcolato tramite il prodotto tra il valore del PDF relativo all'uso del suolo, ricavabile tramite la tabella, l'area di occupazione e il tempo di restituzione.

Sono riportate per righe le voci relative alla legenda Corine modificata per le quali sono stati calcolati da Kollner i valori del *PDF Occupation* per il danno locale; i valori del *PDF Occupation* rappresentanti il danno locale più quello regionale si ottengono, come illustrato sopra, dal prodotto del PDF locale per il fattore (1+b) assumendo b=0.2. Per quanto riguarda invece la conversione dell'uso del suolo si entra nella tabella con la condizione di partenza che deve essere individuata tra le voci in colonna, e il valore del PDF di conversione sarà quello in corrispondenza della riga relativa alla condizione di uso.

Naturalmente da un'analisi dei valori attribuiti al PDF Occupation si può determinare quale sia il livello di dannosità dovuto a un particolare uso del suolo. Dal confronto tra i vari tipi di Land-Use si evince, alla luce delle considerazioni sopra esposte, come la dannosità di un utilizzo sia proporzionale all'intensità del livello di sfruttamento che questo implica.

Ciò risulta ancora più chiaro se si analizzano le voci introdotte nella nuova classificazione, queste tendono infatti a meglio definire l'intensità dell'uso del territorio (2.3.1.1. Prati stabili e campi (da foraggio) a coltivazione intensiva, 2.3.1.2. Prati stabili e campi (da foraggio) a coltivazione estensiva) cosa che non è messa in evidenza dalla classificazione Corine originale. In quest'ottica si giustifica un valore di PDF Occupation relativo alle coltivazioni di tipo intensivo (0.94) maggiore di quello attribuito per esempio alle aree industriali (0.70) o alle aree urbane discontinue (0.80).

Figura 0.10 Valori per l'effetto locale e regionale dall'occupazione e dalla conversione dell'uso del suolo

Part of world	Region	Estimated population 2025 (million)	Average monthly temp (deg. C)	Average monthly temp (deg. C)	Average monthly temp (deg. C)	Average monthly temp (deg. C)	Excess mortality million Yoll/yr	Excess mortality million Yoll/yr	Excess mortality million Yoll/yr	Excess mortality million Yoll/yr
			Jan-March	April-June	July-Sept	Oct-Dec	Jan-March	April-June	July-Sept	Oct-Dec
Europe	west	150	5	14	17	7	-0,0463	-0,0463	-0,0463	-0,0463
	south	159	11	15	23	14	-0,0491	-0,0491	-0,0491	-0,0491
	east	131	-10	8	15	-8	-0,0404	-0,0404	-0,0404	-0,0404
	north	84	2	9	14	6	-0,0259	-0,0259	-0,0259	-0,0259
Africa	west	558	27	26	25	25	1,0044	1,0044	1,0044	1,0044
	east	537	25	36	33	26	0,967	0,967	0,967	0,967
	north	261	14	20	25	18	-0,0805	-0,0805	0,4698	-0,0805
	central	170	26	27	26	25	0,306	0,306	0,306	0,306
	south	91	17	14	14	18	-0,0281	-0,0281	-0,0281	-0,0281
Latin America	middle	779	19	22	22	20	-0,24	-0,24	-0,24	-0,24
	tropical south	223	26	24	24	25	0,401	0,401	0,401	0,401
	temperate	429	22	15	12	17	-0,132	-0,132	-0,132	-0,132
	Caribbean	58	20	20	20	20	-0,018	-0,018	-0,0179	-0,0179
North America		345	4	17	22	18	-0,106	-0,106	-0,106	-0,106
East Asia	China	1475	8	22	24	14	-0,455	-0,455	2,655	-0,455
	Japan	132	7	18	24	14	-0,0407	-0,0407	0,238	-0,0407
	Rest	114	0	17	21	4	-0,0352	-0,0352	-0,0352	-0,0352
South Asia	south central	1855	24	33	29	22	3,339	3,339	3,339	-0,572
	southeast	688	25	28	27	25	1,238	1,238	1,238	1,238
	southwest	271	8	20	26	10	-0,0836	-0,0836	0,4878	-0,0836
Oceania	Australia/NZ	27	21	16	14	18	-0,0083	-0,0083	-0,0083	-0,0083
	Melanesia	10	20	20	20	20	-0,0031	-0,0031	-0,0031	-0,0031
	M and Polynesia	1	20	20	20	20	-0,0003	-0,0003	-0,0003	-0,0003
Former Sovjet		368	-10	8	15	-8	-0,113	-0,113	-0,113	-0,113
SUM							5,7484	5,7484	10,258	1,8370

La combinazione dei differenti danni all'ecosistema

Come già visto, questa categoria di danno è meno omogenea rispetto alle altre due, poiché utilizza due differenti unità di misura per la definizione del danno provocato all'ecosistema: lo stress tossico, espresso come frazione di specie potenzialmente affette da danno (PAF); l'estinzione di specie di piante, espressa come frazione potenzialmente estinta (PDF).

Il danno provocato all'ecosistema è quindi misurabile mediante il prodotto di questi due valori per l'area e per un intervallo di tempo.

La questione è dunque stabilire se, e come, le due unità di misura possano essere combinate fra di loro per ottenere una stima del danno totale.

La combinazione degli effetti dell'uso del suolo e della eutrofizzazione e acidificazione è abbastanza semplice, entrambe le misure del danno esprimono il numero relativo delle specie di piante vascolari che si estingueranno in una certa area. Oltre a questa similitudine però vi è un certo numero di differenze:

– Nella modellizzazione degli effetti del danno provocato da acidificazione ed eutrofizzazione una specie di pianta è considerata scomparsa se il valore del PDF è più alto del 97.5% (per cui la probabilità che la specie si possa ritrovare nell'area considerata è del 2.5%). Per l'uso del suolo non sono disponibili dati sufficienti, per cui si utilizzano dati empirici.

– Nella modellizzazione dell'uso del suolo non vengono fatte differenze tra le specie target e tutte le altre, anche la definizione del concetto di scomparsa delle specie è la stessa.

Nonostante queste differenze sembra comunque ragionevole la combinazione degli effetti del danno provocati dall'uso del suolo e dalla acidificazione/eutrofizzazione.

La combinazione dello stress tossico sugli organismi e la frazione di specie di piante a rischio di estinzione è abbastanza complicata per un certo numero di motivazioni:

– I gruppi di specie selezionati per il calcolo dello stress tossico giocano un ruolo diverso nell'ecosistema rispetto alle piante. Non è ancora chiaro se sia giustificabile attribuire lo stesso peso alla scomparsa del 10% delle piante vascolari e a 10 gruppi di specie utilizzate per il calcolo del PAF.

– Lo stress tossico (basato sul NOEC) non rappresenta un danno reale, lo dimostra il fatto che solo un irrilevante numero, tra quelle che hanno un alto valore del PAF, sono in pericolo di estinzione.

Il primo punto è sostanzialmente un problema di valutazione, per il momento si considerano uguali i due casi. Il secondo punto è invece un problema di misurazione in scala.

Se infatti basiamo la curva che rappresenta il PAF sul valore dell' LC_{50} anziché sul NOEC ,

la stima del danno effettuata tramite il valore del PAF potrebbe essere paragonabile, in maniera più ragionevole, con la frazione di piante che potenzialmente può scomparire.

Il valore del PAF basato sulla stima dell' LC₅₀ esprime infatti un danno reale proprio perché l'LC₅₀ indica che il 50% della popolazione è morta. Tuttavia è comunque difficile creare una generale formulazione circa la relazione che intercorre tra i valori del NOEC e dell'LC₅₀. Alcuni esempi mostrano che la curva del PAF basata sull'LC₅₀ si posiziona a un livello di concentrazione che è 5 volte il PAF originale.

Figura 0.11 Valori de LC₅₀

Sostanza	Selezione dei dati	LC₅₀/NOE C	Numero di Tests effettuati
Benzene	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	1,7	36
Toluene	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	4,0	28
Naftalene	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	1,7	17
Cadmio	dati sui crostacei	2,8	17
	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	4,9	47
Mercurio	dati sui crostacei	17,0	19
Nickel	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	3,0	15
PCP	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	4,6	62
Fluoranthene	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	4,3	31
Valore		4,9	

medio			
-------	--	--	--

Un valore del $PAFLC_{50}$ pari al 50% implica che per il 50% delle specie la popolazione si è dimezzata. Cioè un $PAFLC_{50}$ medio per tutte le specie implica che per il 50 % delle specie il 50% della popolazione è morta, di conseguenza si avrà una perdita complessiva di tutti gli organismi pari al 25%. Quando consideriamo il significato del $PAFLC_{50}$, potremmo aspettarci una relazione tra gli effetti sulla diminuzione della popolazione (più del 50% della popolazione è morta) e il numero delle specie che sono solamente scomparse.

In termini generali, un valore del $PAFLC_{50}$ di un x% indica che un x/2 % di specie è scomparso. Dalla combinazione delle osservazioni fatte si è proposto di dividere il valore del $PAFLC_{50}$ per un fattore 10 prima che questo possa essere addizionato alle categorie di danno acidificazione/eutrofizzazione e land-use. Quindi si pone:

$$PDF = \frac{PAF_{LC_{50}}}{2} = \frac{PAF_{NOEC}}{2 \cdot 5} = \frac{PAF_{NOEC}}{10}$$

Le categorie di impatto trascurate

Nella valutazione del danno all'ecosistema sono state trascurate alcune importanti categorie d'impatto poiché non si conoscono modelli sufficientemente significativi:

- acidificazione ed eutrofizzazione derivanti da emissioni in acqua;
- danni derivanti da cambiamenti climatici;
- danni derivanti dall'incremento di radiazione UV.

13_ L'esaurimento delle risorse

La categoria di danno "Resources" è stata introdotta per la prima volta con la nuova versione della metodologia. Diversamente dalle altre categorie di danno non è stato possibile trovare uno standard di valutazione internazionalmente accettato che potesse esprimere il danno arrecato, e si è dovuto perciò sviluppare un concetto del tutto originale:

- nella prima parte della valutazione è modellato il decremento della concentrazione della risorsa a causa dell'estrazione di materiale grezzo;
- nella seconda le concentrazioni decrescenti vengono collegate al concetto di "surplus energy".

Con il termine risorse si è soliti indicare:

- risorse minerali, come i metalli;

- materiali sfusi come sabbia, ghiaia e calce;
- risorse energetiche come i combustibili fossili;
- risorse rinnovabili come energia solare, idroelettrica, ecc.;
- risorse ambientali come suolo, aria e acqua;
- risorse biologiche come la biodiversità e prodotti naturali (legname, pesci, ecc.).

Questa definizione di risorse, tuttavia, si sovrappone parzialmente all'area di influenza delle altre categorie di danno: nel modello, sotto la categoria “*Resources*”, sono considerati solamente le risorse minerali e i combustibili fossili.

In generale, tre sono stati i problemi affrontati durante lo sviluppo della metodologia:

- l'ammontare delle risorse è fortemente collegato allo sforzo sopportato per l'estrazione;
- fino ad un certo punto, la maggior parte delle risorse sono sostituibili;
- alcuni tipi di risorse non sono consumate, nel senso che non scompaiono dopo l'uso, come accade per i combustibili fossili; tutti i minerali sulla terra, infatti, possono teoricamente essere riciclati. Si distinguerà, allora, tra risorse dissipative e non-dissipative.

Il modello sviluppato avrebbe dovuto rispondere ad alcuni di requisiti:

- non basarsi sul quantitativo di risorse rimaste, poiché è impossibile determinare una quantità senza definire una qualità della risorsa richiesta. Ciò significa che nella valutazione il fattore determinante non è la quantità bensì la qualità della risorsa;
- non basarsi direttamente su scenari futuri, impossibili da predire con una certa significatività;
- riflettere la vera ragione per la quale l'umanità si preoccupa del consumo di risorse minerali e fossili.

Il metodo proposto tiene in considerazione il fatto che, se la qualità di una risorsa si riduce, dall'altra parte, cresce lo sforzo per l'estrazione della risorsa rimanente. Si sa che l'umanità, in virtù delle forze che regolano il mercato, tende ad estrarre per prime le risorse di qualità migliore. Ciò significa che, per ogni kg di risorsa utilizzata, decresce la qualità delle risorse rimanenti e, dunque, aumenta lo sforzo necessario alle successive estrazioni. Il decremento della qualità di una risorsa ed il corrispettivo incremento dello sforzo futuro necessario all'estrazione sono i parametri utilizzati per la valutazione del danno alle risorse.

A tutto ciò va aggiunto il fatto che i processi che hanno portato alla formazione delle due tipologie di risorse sono completamente differenti. Le risorse minerali si sono formate grazie ad una serie di processi molto complessi nei primi stadi di formazione della terra, mentre le risorse fossili sono state ottenute attraverso processi molto più recenti (risalenti a mezzo miliardo di anni fa) e relativamente più semplici e conosciuti. A causa di questa differenza la

modellizzazione delle due risorse avverrà separatamente:

- per le risorse minerali (incluso l'uranio) il parametro che ne determina la qualità è la concentrazione
- per le risorse fossili il concetto di concentrazione non è utilizzabile, per cui si passa direttamente a quello di sforzo di estrazione.

Il modello presenta alcuni punti deboli:

- i modelli geologici dimostrano che la diminuzione della qualità delle risorse è graduale e non discontinua;
- tutti i minerali vengono considerati parimenti importanti per l'umanità;
- non viene presa in considerazione la possibilità di sostituzione di un minerale con un altro; ma anche alcune vantaggi fondamentali:
- il modello non dipende direttamente dalle stime di consumi annuali, fortemente influenzate da riciclo, sostituzione o da fattori di congiuntura economica;
- l'incremento atteso nello sforzo di estrazione di una risorsa sembra essere un concetto che riesce a riflettere le reali preoccupazioni dell'umanità.

Le risorse minerali

Nei modelli geostatici si assume che, riportando in un grafico la quantità del minerale estratto in funzione della sua concentrazione (in [ppm]), la distribuzione della concentrazione ottenuta è normal-logaritmica, cioè le maggiori quantità di minerale vengono estratte con valori di concentrazioni medie. Agli scopi dello studio, non si è interessati alla distribuzione completa delle concentrazioni ma solo agli effetti marginali delle estrazioni correnti.

Lo stato attuale dello sfruttamento delle risorse riguarda ancora la parte sinistra del grafico che, partendo dalle concentrazioni più elevate (104 ppm), va verso il valore medio di 1 ppm. Immaginando di raccordare l'istogramma in una curva continua, nel tratto vicino alle concentrazioni più elevate, dove la pendenza è ripida, si ha che un forte aumento della quantità di minerale estratto comporta una piccola riduzione della sua concentrazione. Avvicinandosi alla parte centrale della curva la pendenza comincia a diminuire e un piccolo aumento della quantità di minerale estratto comporta una sempre maggiore riduzione della sua concentrazione.

I combustibili fossili

I combustibili fossili sono un tipo di risorsa per la quale il parametro della concentrazione all'estrazione non risulta significativo della loro qualità, in questo caso, perciò, non è

possibile utilizzare il grafico della distribuzione normal-logaritmica.

Il parametro scelto per la valutazione della qualità si può notare osservando la Figura 0.12 che riporta la classificazione dei combustibili considerata nel metodo; sono riportate tre categorie principali di combustibili fossili ciascuna a sua volta suddivisa in alcune sottocategorie.

Figura 0.12 La classificazione dei combustibili considerati dal metodo.

Categoria di combustibile	Sotto categoria	Tipo di combustibile
OIL	Conventional oil	Olio direttamente ottenibile
	Unconventional oil	Olio secondario
		Olio terziario
GAS	Conventional gas	Gas con olio
		Gas secco
	Unconventional gas	Gas condensato
		Gas in concentrazione solida
		Gas di profondità
COAL		Gas da giacimenti di carbone
	Conventional coal	Giacimenti
		Miniera

Risulta evidente, esaminando la tabella, che esistono diverse fonti alternative non convenzionali per l'estrazione del petrolio e del gas naturale, ma queste non sono ancora sfruttate a causa dell'alto sforzo richiesto. Solo quando le risorse convenzionali cominceranno a scarseggiare l'umanità potrà pensare di ricorrere alle risorse alternative, di gran lunga più impegnative dal punto di vista dell'estrazione. Per i combustibili fossili l'impegno per lo sfruttamento delle risorse non diminuisce, quindi, in maniera graduale con l'estrazione, ma si osserva un andamento "a gradini" nel quale lo sforzo richiesto tra due livelli è teoricamente costante, ed è proprio questo sforzo necessario all'estrazione che discrimina la qualità del combustibile stesso.

Il danno causato dall'esaurimento dei minerali e dei combustibili fossili

La valutazione del danno arrecato avviene attraverso il concetto di surplus energy. Esso è

definito come la differenza fra l'energia necessaria all'estrazione di una risorsa attualmente e quella indispensabile in un istante futuro. Seguendo il pensiero di Muller e Wenk [1998], si calcola il surplus di energia, valutato in [MJ], che sarà necessario per estrarre 1 kg di materiale nel momento in cui il consumo di quel materiale sarà cinque volte quello estratto dall'umanità prima del 1990. La scelta del fattore $N = 5$ è totalmente arbitraria poiché non si è interessati ai valori assoluti, ma solo a misurazioni relative.

Il surplus energy per i minerali

Chapman e Roberts [1983] hanno analizzato la relazione tra l'incremento di energia necessario nell'estrazione dei minerali più comuni e la relativa diminuzione di concentrazione del minerale stesso nel grezzo ottenuto. Essi hanno rilevato tre effetti principali:

il quantitativo di energia necessario a modificare i legami chimici presenti nel minerale grezzo è per definizione costante. Non è possibile diminuire questa richiesta di energia attraverso miglioramenti nell'efficienza delle reazioni o sviluppi della tecnologia;

la richiesta di energia per estrarre, macinare, purificare un minerale grezzo cresce al diminuire della concentrazione;

la richiesta di energia per estrarre, macinare, purificare un minerale grezzo diminuisce all'aumentare dell'efficienza delle lavorazioni e con lo sviluppo della tecnologia.

A tutt'oggi, il terzo meccanismo prevale sul secondo, per cui un decremento della concentrazione del minerale nel grezzo comporta una corrispondente riduzione del consumo di energia. Si stima che questo andamento continuerà ancora per molti decenni in futuro. D'altra parte, però, lo studio del LCA non tiene conto della possibilità di un futuro aumento dell'efficienza dell'estrazione, così come non si tiene conto di possibili futuri miglioramenti nella cura di alcune gravi malattie, per cui, nello studio, ad una diminuzione della concentrazione è associato un incremento di energia richiesta. Per la determinazione del surplus di energia necessaria, nel caso dei combustibili fossili, occorre tenere presente il carattere discontinuo della qualità del fossile quando si passa dal combustibile convenzionale a quello non convenzionale e la possibilità che un combustibile in via di esaurimento possa essere sostituito (completamente o parzialmente) da un altro più abbondante.

Il ruolo delle prospettive culturali

La prospettiva individualista:

- non considera la risorsa rappresentata dal combustibile fossile come argomento di

discussione ma come un affare di routine;

- non considera l'esaurimento del combustibile fossile come un problema reale sulla base dell'esperienza della crisi del petrolio;
- non dà molto peso a problemi futuri poiché non considera importante la prospettiva di lungo periodo;
- nel caso dei minerali, invece, accetta come reale la costante diminuzione della concentrazione delle risorse.

La prospettiva egalitaria:

- ritiene che, nonostante le risorse non possono essere regolate, possano esserlo i bisogni
- accetta il concetto della sostituzione delle risorse
- ritiene che le fonti energetiche alternative debbano sostituire i combustibili fossili

La prospettiva gerarchica:

- ritiene che, nonostante le risorse non possano essere regolate, possano esserlo i bisogni;
- ritiene importante evidenziare le differenze tra le risorse per sviluppare strategie di gestione e regolamentazione.

14_ La stima del danno

Il calcolo del punteggio totale per le tre categorie di danno conclude la struttura del modello di valutazione.

Per ottenere la stima del danno sono ancora necessarie due fasi: la normalizzazione, che rende le diverse categorie di danno confrontabili fra di loro, e la valutazione, che attribuisce ai valori ottenuti dalla fase precedente i pesi relativi alla prospettiva prescelta.

La Normalizzazione

Per la valutazione del danno occorre confrontare fra di loro i valori ottenuti per le tre categorie. Poiché essi sono caratterizzati da tre differenti unità di misura (DALY, PDF, MJ surplus), si rende necessaria la fase di normalizzazione, nella quale i risultati ottenuti saranno rapportati ad un valore di riferimento. Il sistema di riferimento può essere scelto in molte maniere differenti, ma, solitamente, rappresenta la somma di tutte le emissioni e le estrazioni di risorse riferita ad un certo territorio in un dato periodo di tempo (di norma un anno). Se lo si desidera, tale valore può anche essere diviso per il numero di abitanti residenti nella regione considerata.

Le categorie Human Health e Ecosystem Quality

Per la determinazione dei fattori peso della normalizzazione per le categorie Human Health e Ecosystem Quality il metodo degli *Eco-indicator 99* segue la seguente procedura:

esegue l'LCA calcolando il danno dovuto alle emissioni, alle radiazioni e all'uso del territorio riferendosi a tutta l'Europa nel periodo di un anno
calcola, per ogni categoria di impatto, la somma dei danni relativi ai quattro compartimenti di emissione considerati (aria, acqua, suolo industriale e suolo agricolo)
valuta, per ogni categoria di danno, il danno totale, somma dei danni di ciascuna delle categorie di impatto
divide il valore totale di ciascuna categoria di danno per il numero degli abitanti dell'Europa (380×10^6), ottenendo il danno medio subito dal cittadino europeo in un anno
assume l'inverso di tale valore come il fattore peso della normalizzazione delle categorie di impatto afferenti la categoria di danno considerata.

La categoria Resources

Per la determinazione dei fattori peso della normalizzazione per la categoria Resources il metodo degli *Eco-indicator 99* procede, suddividendo le due categorie di impatto, secondo il seguente schema:

Minerali

- considera i dati di consumo dei minerali negli USA;
- divide tale valore per il numero degli abitanti USA (266×10^6) e lo moltiplica per il numero di abitanti dell'Europa;
- calcola il surplus di energia necessario per estrarre 1 kg di ciascun minerale nel momento in cui la quantità estratta sarà cinque volte quella estratta fino al 1990;
- moltiplica il surplus unitario per il consumo dei minerali del cittadino europeo.

Combustibili fossili

- considera i dati di consumo dei combustibili fossili in Europa;
- divide tale valore per il numero degli abitanti dell'Europa;
- calcola il surplus di energia necessario per estrarre 1 kg di ciascun combustibile fossile nel momento in cui la quantità estratta sarà cinque volte quella estratta fino al 1990;
- moltiplica il surplus unitario per il consumo dei combustibili del cittadino europeo.

Al fine di calcolare un valore di normalizzazione unitario per la categoria *Resources* si effettuano le seguenti operazioni:

- si sommano i surplus di energia per cittadino medio europeo relativi all'estrazione dei minerali e dei combustibili fossili
- si assume l'inverso di tale valore come il fattore peso per la normalizzazione relativo ad entrambe le categorie di impatto afferenti a Resources.

La Valutazione

Per risolvere il problema del livello di scientificità richiesto dallo studio del LCA e quindi del livello di soggettività ammesso, il metodo degli Eco-indicator 99, come già visto, segue il modello della Cultural Theory proposto da Thompson.

Figura 0.13 Contributi in peso delle categorie di danno nelle tre diverse prospettive culturali.

PROSPETTIVA	Salute umana	Qualità dell'ecosistema	Risorse
Gerarchica	40%	40%	20%
Ugualitaria	30%	50%	20%
Individualista	55%	25%	20%

Per la stima dei parametri di valutazione si è costituito un campione di individui, rappresentativo delle diverse prospettive culturali, al quale sottoporre un questionario. Tale procedura non risulta statisticamente corretta a causa della scarsa dimensione del gruppo, ma l'approssimazione ottenuta risulta accettabile ai fini dello studio. La Tabella 7.6.14 riporta, in percentuale, i fattori peso attribuiti nella fase di valutazione alle tre categorie di danno secondo le tre diverse prospettive culturali

Figura 0.14 Il contributo al danno delle diverse categorie di impatto nella prospettiva gerarchica ($HH = 40\%$, $EQ = 40\%$, $R = 20\%$)

PROSPETTIVA GERARCHICA	
Carcinogenic effects	2%
Respiratory effects (inorganics)	11%
Respiratory effects (organics)	0%
Climate change	27%
Radiation	0%
Ozone depletion	0%
Ecotoxicity	6%
Acidification/eutrophication	3%
Land-use	31%
Minerals	0%
Fossil	20%

Si possono inoltre calcolare i contributi percentuali delle diverse categorie di impatto relative alle tre categorie di danno nelle tre differenti prospettive culturali (rispettivamente gerarchica, ugualitaria ed individualista). Tali contributi tengono conto, per ogni categoria di impatto, dei diversi pesi attribuiti alle emissioni e alle risorse nelle fasi di normalizzazione e valutazione.

Figura 0.15 *Il contributo al danno delle diverse categorie di impatto nella prospettiva ugualitaria (HH = 30%, EQ = 50%, R = 20%)*

PROSPETTIVA UGUALITARIA	
Carcinogenic effects	1%
Respiratory effects (inorganics)	9%
Respiratory effects (organics)	0%
Climate change	20%
Radiation	0%
Ozone depletion	0%
Ecotoxicity	8%
Acidification/eutrophication	4%
Land-use	38%
Minerals	1%
Fossil	19%

Figura 0.16 *Il contributo al danno delle diverse categorie di impatto nella prospettiva individualista (HH = 55%, EQ = 25%, R = 20%)*

PROSPETTIVA INDIVIDUALISTA	
Carcinogenic effects	0%
Respiratory effects (inorganics)	10%
Respiratory effects (organics)	0%
Climate change	46%
Radiation	0%
Ozone depletion	0%
Ecotoxicity	1%
Acidification/eutrophication	2%
Land-use	20%

Minerals	21%
Fossil	0%

Dall'osservazione dei grafici precedenti si possono dedurre le alcune conclusioni:

- nella prospettiva gerarchica *land-use*, *climate change* e *fossil fuel* sono le categorie di impatto più importanti
- specialmente nella prospettiva ugualitaria, si nota l'elevata importanza del *land-use*, rispetto ad *acidification/eutrophication* ed *ecotoxicity*
- nella prospettiva individualista è dominante *respiratory effects (inorganics)*; il danno *carcinogenic* risulta di minore importanza (sono considerate solamente le sostanze con accertato effetto cancerogeno)
- nella prospettiva individualista *fossil fuel* non è tenuto in considerazione, di conseguenza assume una importanza relativa maggiore *minerals*.

15_ Il Metodo EDIP 96

Il metodo EDIP si sviluppa attraverso quattro fasi, ognuna delle quali risponde ad un certo numero di domande:

1) definizione della meta	Qual è lo scopo dello studio LCA? Qual è il gruppo target? Quali decisioni deve supportare lo studio LCA? Quale grado di approfondimento si deve raggiungere?
2) definizione dello scopo	Quale prodotto deve essere valutato? Che funzione assolve il prodotto? Quanta parte del ciclo di vita del prodotto deve essere incluso nell'LCA? Quali cambiamenti ambientali devono essere attribuiti al sistema prodotto?
3) inventario	Quali dati sono necessari? Quanto sono attendibili i dati raccolti? Com'è modellato il sistema prodotto? Come sono aggregati i dati e come sono trattate le incertezze?
4) valutazione dell'impatto	A quali impatti ambientali e al consumo di quali risorse contribuisce il prodotto? Quali di questi contributi sono più rilevanti? Quali risorse sono più importanti? Quali lacune nei dati sono più rilevanti?

Nella definizione della meta viene descritto l'obiettivo dell'LCA.

Nella definizione dello scopo è deciso quanta parte del ciclo di vita del prodotto deve essere incluso nell'LCA.

Nell'inventario sono raccolte diverse informazioni sugli scambi che il prodotto ha con l'ambiente attraverso i vari processi interni al sistema del prodotto (questi scambi includono sia il consumo e l'emissione della sostanza da e verso l'ambiente, sia le interazioni tra i processi e gli impieghi).

Infine nella valutazione dell'impatto vengono interpretate le informazioni contenute nell'inventario.

Definizione della meta

La prima fase dell'LCA consiste nella definizione dei suoi obiettivi. Questo comporta la determinazione dell'uso al quale l'analisi ambientale verrà destinata e allo stesso tempo la stima di ciò per cui può o non può essere utilizzata. La definizione della meta potrebbe essere interpretata come un esercizio che risponde alle seguenti questioni: per cosa saranno usati i risultati dell'LCA?; quali decisioni possono essere prese sulla base dell'LCA?; qual è la natura e l'estensione di queste decisioni?

Il metodo EDIP identifica quattro principali applicazioni dell'LCA nello sviluppo del prodotto che sono raccolte in due principali obiettivi, chiamati *focusing* e *selecting*.

Focusing è utilizzato nell'LCA per:

- generare le informazioni ambientali relative al ciclo di vita atteso del prodotto;
- identificare i miglioramenti potenziali, includere un confronto con le alternative, designare un punto focale riferito all'ambiente e determinare dove esso risiede nel prodotto.

Selecting è utilizzato nell'LCA per:

- confrontare le soluzioni alternative a livello di concetto;
- confrontare le soluzioni alternative a livello di dettagli.

Pertanto la definizione della meta si propone di chiarire per cosa l'LCA può o non può essere utilizzato, di includere le decisioni che esso deve sostenere e le conseguenze ambientali a cui queste decisioni possono portare.

Definizione dello scopo

L'obiettivo della definizione dello scopo è identificare e definire l'oggetto della valutazione e limitarlo per includere ciò che è significativo per la meta dell'LCA. La definizione dello scopo include:

- definire l'oggetto dello studio includendo la definizione dell'unità funzionale;
- selezionare uno o più prodotti di riferimento o sistemi di riferimento per

rappresentare l'oggetto dello studio;

- scegliere i parametri di valutazione ambientale che sono importanti per la meta dell'LCA;
- identificare i processi significativi dal punto di vista ambientale nel sistema del prodotto, prestando attenzione alla meta dell'LCA; proporre un modello per il sistema di prodotto sulla base dei riferimenti selezionati, che includeranno i processi più significativi escludendone altri; determinare l'ossatura geografica del sistema del prodotto;
- definire l'orizzonte temporale entro cui le decisioni basate sull'LCA sono applicate; definire l'orizzonte temporale al di sotto del quale l'impatto ambientale dovrebbe essere visto;
- distribuire gli scambi ambientali presenti in un sistema prodotto tra l'oggetto studiato e gli altri servizi a cui i processi del sistema del prodotto contribuiscono.

Nell'applicazione dell'LCA che implica un confronto tra soluzioni alternative, prodotti o tecnologie, l'oggetto della valutazione è generalmente il servizio fornito all'utente. Questo servizio deve essere definito e quantificato. Nella terminologia dell'LCA è chiamato *unità funzionale* del prodotto.

Il concetto di unità funzionale

L'unità funzionale deve includere sia una descrizione qualitativa del servizio sia una quantificazione. La quantificazione deve specificare la durata del servizio, includendo il periodo di vita del prodotto. La descrizione qualitativa deve definire il livello di qualità del servizio così che i prodotti possono essere confrontati a un livello di qualità abbastanza uniforme. La descrizione quantitativa deve specificare la grandezza e la durata del servizio. Nel confronto ambientale delle alternative, la durata del servizio deve essere la stessa, e il servizio deve essere sperimentato come confrontabile dall'utente, rispettando sia le caratteristiche quantitative sia quelle qualitative.

Reference products

L'impatto ambientale derivante da un nuovo prodotto avrà inizio quando il ciclo di vita del prodotto stesso ha origine. Ogni singolo incontro tra il prodotto e la comunità nella quale questo esiste, sarà occasione di scambio con i dintorni e in conseguenza di ciò verrà colpito l'ambiente. Uno dei primi obiettivi della valutazione ambientale resta quello di selezionare uno o più prodotti esistenti o tecnologie che possono rappresentare questi incontri anticipati o processi nel ciclo di vita del prodotto. Questo è chiamato *reference*, ed è un elemento fondamentale del metodo Edip. Si può operare una distinzione tra due tipi di *references*,

nella fattispecie un *service reference*, chiamato più semplicemente prodotto di riferimento, e un *data references*. Il prodotto di riferimento è selezionato per rappresentare la previsione del servizio. I riferimenti delle informazioni sono selezionati come rappresentativi dei processi nel ciclo di vita del prodotto di riferimento e servono per rappresentare gli scambi ambientali dei processi. Un compito significativo per il progettista è quello di creare diverse soluzioni e poi di scegliere fra le alternative.

Criteri di valutazione

Il metodo Edip comprende le seguenti generali categorie di danno:

- impatto ambientale
- consumo delle risorse
- impatto nell'ambiente di lavoro

Queste tre categorie hanno tra loro la stessa importanza. Gli impatti interni a queste categorie principali sono ulteriormente divisi a seconda della loro estensione geografica in:

- impatto globale
- impatto regionale
- impatto locale

Questa suddivisione è significativa per la parte finale della valutazione, dove i contributi alle varie categorie di impatto sono normalizzati e pesati, perché il carattere e il modo dell'azione differiscono per differenti estensioni geografiche. Il consumo delle risorse non rinnovabili è un impatto globale. L'impatto ambientale può essere globale, regionale e locale, mentre il consumo delle risorse rinnovabili e l'impatto sull'ambiente di lavoro sono locali, o in alcuni casi regionali.

Impatto ambientale

L'impatto ambientale include gli impatti sull'ambiente esterno e tra questi la salute umana. Nella definizione di ciò che costituisce un impatto ambientale, è possibile riferirsi agli impatti che presto o tardi sono presenti nella catena di cause-effetti per vari impatti sull'ambiente.

Gli impatti e le conseguenze che hanno origine in una catena di causa-effetto sono spesso le ragioni per le quali l'impatto è visto come un problema. Mentre la rilevanza degli impatti per la comunità è tipicamente destinata a crescere percorrendo la catena, le relazioni di causa-effetto divengono via via più complesse.

Dato che non è possibile predire quali saranno gli effetti e le conseguenze degli scambi ambientali nel ciclo di vita del prodotto, al fine di arrivare ad una valutazione chiara degli

impatti sull'ambiente esterno, il metodo Edip definisce le categorie dell'impatto ambientale sulla base degli impatti che si trovano ad un livello precedente nella catena di causa-effetto. Su questa base, le categorie degli impatti ambientali mostrate nella tabella di figura 8.7.1 sono inclusi tra i criteri di valutazione. Il "waste for landfill" (rifiuto da discarica) è considerato un tipo separato di impatto ambientale perché non siamo ancora nella posizione di mettere in relazione le emissioni provenienti da differenti discariche ai prodotti presenti in esse.

Come mostrato in tabella di figura 7.7.1, alcune sostanze possono contribuire più di altre all'impatto ambientale. Ne è un esempio l'ossido di azoto (NO_x) che contribuisce all'acidificazione, all'eutrofizzazione, alla formazione di ozono e alla tossicità nell'uomo attraverso l'atmosfera.

Figura 0.1 I criteri di valutazione del metodo EDIP

	Environment	Resources	Working environment
Global	<u>Global warming</u> , <u>Stratospheric ozone depletion</u>	<u>Fossil fuel</u> , e.g. oil, coal, brown coal, natural gas. <u>Metals</u> , e.g. Fe, Al, Cu, Zn, Ni, Cr, Mn, Ag, Au. <u>Other minerals</u> , e.g. lime, phosphate and salt. <u>Others</u>	
Regional	<u>Photochemical ozone formation</u> , <u>Acidification</u> , <u>Nutrient enrichment</u> , <u>Persistent toxicity</u> : human toxicity from the water compartament, human toxicity from the soil compartament, chronic ecotoxicity in the water compartament, chronic ecotoxicity in the soil compartament		
Local	<u>Ecotoxicity-acute ecotoxicity in the water</u>	<u>Biomass</u> , e.g. wood, straw and grain, <u>water</u> , e.g.	Cancer due to chemical

	compartament; <u>human</u> <u>toxicity</u> -human toxicity from the air compartament; <u>land</u> <u>filling</u> : -bulk waste (non-hazardous),-hazardous waste,-slag and ashes,- nuclear waste	Groundwater, surface water and water for hydro electric power, <u>others</u>	substances, damage to the reproductive system due to chemical substances, allergy due to chemical substances, damage to the nervous system due to chemical substances, musculoskeletal injuries due to monotonous repetitive work, hearing impairments due to noise, grievous bodily harm due to accidents
--	---	--	--

Per alcuni impatti ambientali, il contributo a uno degli impatti può escludere il contributo agli altri. Se, per esempio, una molecola di NO_x è inalata da una persona e con ciò contribuisce alla tossicità per l'uomo, la molecola è rimossa dall'atmosfera in modo tale da non potere simultaneamente contribuire all'acidificazione o all'eutrofizzazione. D'altra parte, se la molecola di NO_x determina un impatto acidificante in una foresta, non può allo stesso tempo contribuire alla tossicità per l'uomo. I contributi alla tossicità e all'acidificazione, o alla tossicità e all'eutrofizzazione, sono pertanto mutualmente esclusivi (tabella di figura 7.7.2)

Figura 0.2 Esempi di sostanze che possono contribuire a differenti impatti ambientali.

Impact	HCFC 22	CH₄	Toluene	PCB	SO₂	NO_x
Global warming	x	x	x		(x)	(x)

Stratospheric ozone depletion	x	(x)				
Photochemical ozone formation		x	x			(x)
Nutrient enrichment						x
Human toxicity			x	x	x	x
Ecotoxicity			x	x		

Il ciclo di vita del prodotto può anche causare degli scambi che a livello locale hanno un impatto fisico sull'ambiente. Tuttavia questo tipo di impatto è stato sino ad ora trascurato dal metodo Edip per la valutazione ambientale. Per certi tipi di prodotti, ad esempio i prodotti agricoli, può risultare importante includere gli impatti fisici come criteri di valutazione nell'LCA.

Consumo delle risorse

Le "risorse" sono considerate per poter stabilire le materie prime da cui i vari materiali nel sistema prodotto derivano: l'energia coinvolta, i materiali da costruzione e le sostanze dipendenti. Il consumo delle risorse include il consumo delle risorse sia rinnovabili che non rinnovabili. Le risorse rinnovabili sono definite come risorse che possono essere rigenerate e che non si esauriranno necessariamente a causa dello sfruttamento umano. Esempi di risorse rinnovabili sono le biomasse di piante come il legno, la paglia e il grano, o le risorse d'acqua come l'acqua sotterranea, l'acqua di superficie o l'acqua arginata per la produzione di energia idroelettrica. Il metodo Edip include le risorse rinnovabili nell'inventario, ponendole sullo stesso piano delle risorse non rinnovabili. Le risorse non rinnovabili sono quelle che non sono rigenerate, o che sono rigenerate così lentamente per cui il tasso di rigenerazione è senza significato pratico se riferito alla loro quantità utilizzabile. Le risorse fossili come il petrolio, il carbone, il gas e tutti i metalli sono esempi di risorse non rinnovabili.

Impatti nell'ambiente di lavoro

L'ambiente di lavoro è coinvolto da tutta una serie di influenze a cui un essere umano risulta esposto durante l'attività lavorativa. Queste influenze possono essere positive o negative se riferite alla sicurezza e alla salute personale. Solo le influenze negative per la sicurezza e la salute sono chiamate *impatti* nell'ambiente di lavoro. Gli impatti nell'ambiente di lavoro sono dei fenomeni interamente locali e sono spesso una parte integrante dei processi che

vengono utilizzati nello studio del ciclo di vita di un prodotto. La persona nell'ambiente di lavoro è esposta a influenze di natura fisica, chimica, biologica o psicosociale che possono creare fastidi e danneggiare la salute.

Tuttavia non è possibile includere tutti i tipi di influenze nell'LCA; lo spettro è semplicemente troppo largo e molte di queste influenze non possono essere riferite a processi individuali o prodotti, ma dipendono dal modo in cui la produzione è organizzata.

Inventario

L'obiettivo dell'inventario è quello di raccogliere quelle informazioni, rilevanti dal punto di vista ambientale, relative ai vari processi emersi durante la definizione dello scopo e inclusi nel modello del sistema del prodotto. L'inventario ha pertanto lo scopo di raccogliere i dati per ogni processo in maniera trasparente. La raccolta delle informazioni segue lo stesso modello per tutti i processi. Questo modello è chiamato "*data format*" e considera le informazioni che devono essere raccolte per un certo processo.

I dati devono sempre possedere tre categorie di informazioni:

- una descrizione del processo;
- un inventario degli scambi del processo con l'ambiente;
- una caratterizzazione dei dati, una delimitazione del processo e una descrizione delle origini e della qualità dei dati.

La relazione tra un processo e i suoi scambi ambientali deve essere chiarita. Gli scambi devono essere riferiti ad un'unità funzionale. Per i materiali, l'unità corretta è tipicamente il *peso* del materiale e gli scambi sono espressi in *Kg*. Ma per un processo di pittura o un processo di placcatura viene spesso considerata l'*area superficiale*, e per altri processi può essere utilizzato il *tempo*. Se consideriamo l'estrazione di materie prime e la successiva produzione, l'unità che viene utilizzata è il *peso* del materiale. Per la produzione di elettricità l'unità ricorrente è 1 *kWh* di elettricità generata. Per la produzione di calore l'unità è 1 *MJ* di calore fornito. Al contrario per i processi di produzione non c'è un'unica unità. La tabella di figura 7.7.3 mostra differenti unità per vari tipi di processi.

Figura 0.3 Esempi di unità di misura per otto processi in un sistema prodotto.

Process	Energy consumption	Consumption of materials and ancillary substances	Discharges
anodizing	surface area	surface area	Surface area
production of	Weight	weight	Weight

recycled steel			
electroplating	surface area	surface area	Surface area
milling	kg removed material	kg removed material	kg removed material
power coating	residence time in cabinet	surface area	Residence time in Cabinet
haulage by lorries >16 tonnes	Km*Kg+driving mode+ Speed	Km*Kg+driving mode+ speed	Km*Kg+driving mode+ Speed
production of electricity	1 kWh	1 kWh	1 kWh

La descrizione di un processo deve specificare le condizioni operative che costituiscono i dati per gli scambi.

Gli scambi del processo con l'ambiente si distinguono in:

- inputs che nel metodo Edip sono divisi in energia elettrica, energia termica, trasporto, materiali, sostanze dipendenti e risorse;
- outputs che sono divisi in emissioni aeree, emissioni acquatiche, emissione al suolo e rifiuti.

Gli impatti nell'ambiente di lavoro sono divisi in sette tipologie (impatti implementati nel metodo E cancer)

- damage to the reproductive system
- allergy
- damage to the nervous system
- hearing impairments
- musculoskeletal injuries
- accidents

Una parte molto importante dell'inventario è la caratterizzazione del processo e dei dati che lo descrivono.

Questo implica:

- delimitazione di ciò che non si conosce;
- descrizione della mancanza di dati e della qualità dei dati;
- descrizione dello sviluppo tecnologico per un processo.

La raccolta dei dati è una parte fondamentale per la realizzazione del Life Cycle Assessment di un prodotto. Generalmente esso comporta un lavoro costante per stabilire le informazioni qualitative e quantitative riguardanti i molti processi di un sistema prodotto. Ma una volta che queste informazioni sono state raccolte si creerà una base di conoscenze ambientali fondamentali e l'inventario dei prodotti successivi risulterà molto semplificato. La procedura per la raccolta dei dati relativi agli impatti in un ambiente di lavoro varia a seconda dei tipi di impatto. Il cancro, i danni riproduttivi, le allergie e i danni al sistema nervoso sono conseguenze di impatti chimici. I danni tanto al sistema muscolare e a quello scheletrico sono una conseguenza di un lavoro ripetitivo e monotono, pertanto l'inventario si deve basare sull'analisi del processo di lavoro. A questi deve essere aggiunto un inventario sugli incidenti sul lavoro, che parte dalla considerazione di numerose statistiche. Per ciascuno dei sette tipi di impatto, il tempo viene considerato misurando l'esposizione di un lavoratore a un certo effetto. Secondo il metodo Edip, l'esposizione ad una certa concentrazione di una sostanza genera un impatto solo se tale concentrazione supera il valore soglia del 10%. Un impatto è pertanto definito come una esposizione per inalazione ad una sostanza di concentrazione eccedente del 10% il valore limite esistente.

Modello di calcolo

I dati sono raccolti in un inventario, poi per ogni scambio ambientale vengono sommati i valori corrispondenti. Il risultato è la somma di tutti gli scambi finali, cioè di tutti gli input che provengono direttamente dalla natura (consumo delle risorse), di tutti gli output che si riversano direttamente in acqua, aria e suolo, infine di tutti gli impatti presenti nell'ambiente di lavoro. Il compito è quello di seguire tutti gli scambi non-finali risalendo fino agli input finali o avanzando verso gli output finali al fine di sommare tutti gli scambi finali relativi all'intero sistema prodotto, separatamente per ogni tipo di scambio.

L'oggetto dello studio dell'LCA è l'unità funzionale, e gli scambi finali con l'ambiente devono essere espressi per unità funzionale. L'inventario per ogni scambio finale individuale può essere espresso con:

$$Q_i = T * \sum_{up} Q_{i,up} + T/L * \sum_p Q_{i,p}$$

dove:

Q_i è la somma degli scambi finali (i) calcolati per unità funzionale,

T è la durata dell'unità funzionale (years),

L è il periodo di vita del prodotto (years),

$Q_{i,p}$ è lo scambio finale dal processo (p) calcolato per un numero di unità chiavi del processo interno al sistema prodotto, (p) designa tutti i processi eccetto il processo d'uso,

$Q_{i,up}$ è lo scambio finale per anno dal processo d'uso (up).

Se la vita dell'unità funzionale coincide con il periodo di vita del prodotto, allora $T=L$ e l'espressione nella formula diventa semplice. Ma prodotti con differenti periodi di vita devono spesso essere comparati tra di loro, così $\Sigma Q_{i,p}$ deve essere modificato con il valore T/L (come mostra la formula), in modo che i prodotti possono essere comparati sulla base dello stesso servizio.

Il sistema prodotto

Waste	1000g
incineration, PE	
Input:	
ID 2 Danish el. 0,05kWh	
Output:	
Air	
T	Carbon dioxide 2700g

Coal	1000g
Germany	
Input:	
ID 12	
ID 13	

Danish electricity	1kWh
Input:	
ID 9 Coal	306g
ID 8 Oil. North Sea	15g
ID 2 Natural	
Output:	
Air	
T	carbon
T	sulphur
Waste	
ID 11	Slag

Natural gas	1000g
The North Sea	
<u>Input:</u>	
T Natural Gas	1060g
ID 8 Oil	50g
<u>Output:</u>	
Air	
T Methane	5g
T Carbon dioxide	150g

Secondary Al	1000g
<u>Input:</u>	
1.Energy	
ID 1 Danish electricity	0,14kWh
ID 2 Natural gas	125g
2.Materials	
ID 3 Silica	120g
ID 14 Scrap Al	1010g
<u>Output:</u>	
1.Air	
T Carbone dioxide	340g
T Hydrocarbons	70g
2.Waste water	
ID 4 BOD	1,5g
ID 5 Aluminium oxides	0,5g
3.Waste	
T Sand	2g
ID 6 PE-packaaging	5g

Danish electricity	1kWh
<u>Input:</u>	
ID 9	
ID 8	
ID 7	
<u>Output</u>	

Incineration Sludge	1000g
<u>Input:</u>	
1.Energy	
ID 1 DK electricity	0,05kWh
ID 8 Oil	10g
<u>Output</u>	

Oil	1000g
The North Sea	
<u>Input:</u>	
ID 10 Drilling mud	0,3g
ID 2 Naturale gas	60g
<u>Output:</u>	
Air	
T Hydrocarbons	0,1g

T= Terminal environmental exchanges;
ID 6= Non terminal enviromental exchanges

Waste water treatment, BOD	1000g
<u>Input:</u>	
1. Energy	
ID 1 Danish	
<u>Output:</u>	
1. Air	
T Carbon	
2. Waste	
ID 7 Sludge	

L'esempio dell'alluminio riciclato mostra che il sistema del prodotto sviluppa rapidamente dei rami. Ciascuno degli input non-finali ha un numero di scambi che deve concludersi. Infiniti loops potrebbero sorgere durante la fase terminale degli scambi. L'esempio dell'alluminio riciclato contiene al suo interno diversi loop: il processo include *Danish electricity*, che contiene *North Sea Oil*, che a sua volta include *drilling mud* usato per l'estrazione, e l'alluminio fa parte del *drilling mud*. *North Sea Oil* è anche utilizzato nell'estrazione dell'alluminio. Come l'esempio mostra, non è possibile terminare tutti gli scambi. Quanti più livelli si risalgono, tanto maggiori saranno gli scambi non finali. La grandezza degli scambi diviene naturalmente sempre più piccola quanto più si risale di livello e gli scambi stessi divengono sempre meno significativi. È tuttavia necessario una opportuna delimitazione. L'esempio dell'alluminio riciclato mostra solo la fase finale di una parte degli scambi e solo per un processo. Nel programma PC sviluppato per il metodo Edip, la fase terminale diventa automatica quando il sistema del prodotto è modellato da processi unitari raccolti in un database.

L'LCA si risolve nei valori aggregati relativi agli scambi ambientali e nel loro impatto

potenziale per l'intero sistema del prodotto espresso per unità funzionale. Questi valori aggregati restituiscono un quadro del contributo totale ai vari tipi di impatto e mostrano quali tipi di impatti sono più significativi. Ma nello sviluppo del prodotto è perfino più interessante cercare quali fonti dei vari scambi e dei potenziali impatti sono significative nel quadro totale.

Quando l'LCA si rivolge a decisioni di maggiore importanza strategica ed economica, è necessario includere una valutazione dell'incertezza. Tale valutazione può essere condotta manualmente identificando i processi e gli scambi delle grandezze significative per il consumo delle risorse totali e dei potenziali impatti per poi stimare un coefficiente di variazione per questi scambi e calcolare quale variazione ha avuto luogo nel risultato totale. La procedura maggiormente preferibile per la stima della variazione totale di una variabile calcolata come somma di un largo numero di variabili, ognuna con la sua propria variazione, è la simulazione.

Valutazione dell'impatto

L'inventario fornito mette insieme i dati per gli scambi ambientali per l'intero sistema prodotto. Alcuni degli scambi sono importanti dal punto di vista ambientale, altri lo sono di meno. I dati nell'inventario devono essere interpretati. Le interpretazioni devono essere basate su una valida conoscenza dell'ambiente, delle risorse e dell'ambiente di lavoro e devono mostrare quali scambi sono più significativi e quanto grande può essere il loro contributo.

Un esempio che si basa sui dati raccolti in un inventario è mostrato nella tabella di figura 2.7.4, che offre un estratto degli inventari per due soluzioni alternative a un refrigeratore che utilizza il CFC. I refrigeratori si distinguono fra loro per l'uso di differenti refrigeranti e di differenti agenti schiumogeni nel loro isolamento. Ambedue le soluzioni rappresentano una valida alternativa al problema dell'impovertimento dell'ozono che al contrario il CFC favorisce. Una soluzione utilizza l'R134a come refrigerante e gas schiumogeno (l'R134a è un HFC). L'altra soluzione utilizza al contrario l'isobutano come refrigerante e il pentano come agente schiumogeno (l'isobutano e il pentano sono degli idrocarburi). Come emerge dalla tabella di figura 7.7.4 stimare, sulla base degli inventari disponibili, quale alternativa sia la migliore da un punto di vista ambientale non è cosa semplice. Le alternative che sono comparate implicheranno l'uso di differenti materiali e di processi. Sono pertanto consumate differenti risorse e differenti sono le sostanze emesse nell'ambiente. L'inventario può includere informazioni sulle emissioni di molte sostanze, alcune delle quali risulteranno pericolose per l'ambiente mentre altre saranno innocue. Per essere nella posizione di

decidere quale alternativa è preferibile da un punto di vista ambientale, è necessario interpretare l'inventario, pesando i vari scambi sulla base della rilevanza dell'impatto che essi generano nell'ambiente.

Figura 0.4 Confronto tra l'utilizzo di isobutano/pentano e di R134a come refrigeranti e schiumogeni

Substance	Unit	Pentane/isobutan e	R 134a
Emission to air			
Carbon dioxide	g	850	997
Carbon monoxide	g	1	1,03
Nitrous oxide	g	50	59
Sulphur dioxide	g	4,57	5,36
Nitrogen oxides	g	3,1	3,64
Lead	g	0,38	0,41
Cadmium	g	0,001	0,001
Chromium	g	0,02	0,02
Copper	g	0,06	0,08
Vanadium	g	0,95	1,05
Hydrocarbons	g	5,66	6,79
Methane	g	14	17
Isobutane	g	6	
Pentane	g	126	
R 134a	g		737
Emission to water			
BOD	g	1,11	1,12
H ⁺ (hydrogens ions)	g	2,33	2,43
NH ₄ ⁺ -N	g	0,22	0,22
NO ₃ ⁻ -N	g	0,09	0,09
Phenol	g	0,009	0,01

Nel metodo Edip l'interpretazione dell'inventario è condotta sulla stima del contributo che

ogni scambio produrrà, al fine di conoscere l'impatto ambientale. L'inventario è così trasformato in una lista del consumo delle risorse e dei potenziali per gli impatti nell'ambiente e sul luogo di lavoro. Il metodo Edip considera le categorie d'impatto all'interno di tre gruppi principali:

- impatto ambientale;
- consumo delle risorse;
- impatto sull'ambiente di lavoro;

inoltre nello strumento di interpretazione ambientale del metodo Edip, la trasformazione dell'inventario contiene tre elementi:

1. *Calcolo degli impatti ambientali potenziali per emissioni:* quante emissioni contribuiscono ai vari tipi di impatti ambientali?
2. *Normalizzazione:* quanto sono grandi il consumo delle risorse e i potenziali per gli impatti nell'ambiente e sul luogo di lavoro?
3. *Ponderazione:* quali consumi delle risorse e impatti potenziali sono i più importanti?

Calcolo dei potenziali impatti ambientali

I potenziali impatti per un prodotto sono la somma dei potenziali impatti dovuti alle emissioni presenti per tutta la durata del sistema del prodotto.

$$\sum \text{Impact potentials} = \sum \text{Quantity of substance} \times \text{substance's impact potential}$$

L'impatto potenziale di una qualunque sostanza è espresso nella forma di un fattore equivalente. Tutte le sostanze che possono contribuire a più di un impatto ambientale hanno un fattore di equivalenza per ogni tipo di impatto.

Metodo

Se l'emissione di una sostanza (i) ha un'intensità Q_i , e se il fattore di equivalenza di una sostanza per una categoria di impatto ambientale (j) è chiamato $EF(j)_i$, il contributo potenziale dell'emissione $EP(j)_i$ all'impatto ambientale (j) è dato da:

$$EP(j)_i = Q_i * EF(j)_i$$

e quindi:

$$EP(j) = \sum EP(j)_i$$

Scelta del fattore di equivalenza

Il fattore di equivalenza esprime la forza di una certa sostanza calcolata rispetto a una sostanza di riferimento. Per esempio nel global warming la sostanza di riferimento è il diossido di carbonio (CO_2) e i vari fattori esprimono in questo modo gli impatti potenziali

delle sostanze come grammi di CO₂ equivalenti per un grammo di sostanza. Scrivere che il metano ha un fattore di impatto pari a 25, significa scrivere che 1 g di metano contribuisce al global warming quanto 25 g di anidride carbonica.

Consumo delle risorse

Nel metodo Edip il consumo delle risorse viene considerato come consumo di materie prime, per esempio di ferro e di materiale non ferroso. Questi consumi di risorse appaiono come parametri di valutazione, e nel metodo viene tentata una conversione delle emissioni negli impatti ambientali potenziali. Il consumo delle risorse dall'inventario entra così direttamente nella normalizzazione e nel metodo di valutazione. Il consumo RC(j) della risorsa j è semplicemente la quantità della risorsa Q_i:

$$RC(j) = Q_i$$

Per le risorse rinnovabili è importante considerare il luogo o, più correttamente, gli aspetti specifici della regione.

Potenziali per impatti sui luoghi di lavoro

Il potenziale impatto sui luoghi di lavoro è calcolato come durata dell'impatto per ogni categoria d'impatto, Q_i per ognuna delle sette categorie di impatto (j) (Cancer due to chemical substances, damage to the reproductive system due to chemical substances, allergy due to chemical substances, damage to the nervous system due to chemical substances, musculoskeletal injuries due to monotonous repetitive work, hearing impairments due to noise, grievous bodily harm due to accidents). L'esposizione nell'ambiente di lavoro è espressa nell'inventario come potenziale d'impatto, e sia l'esposizione sia gli aspetti specifici del luogo sono inclusi. Si ha pertanto che la durata dell'impatto i-esimo è pari all'impatto potenziale della categoria j-esima:

$$WP(j) = Q_i$$

Normalizzazione

La normalizzazione ha due scopi :

- prevedere l'effetto della magnitudine relativa degli impatti potenziali e dei consumi delle risorse;
- presentare i risultati in una forma appropriata per la ponderazione (weighting) finale e il processo decisionale.

Nella normalizzazione gli impatti potenziali e le decisioni di consumo che sono stati determinati sono confrontati con un impatto che è comune a tutte le categorie di impatto, e del quale sono conosciute le conseguenze per il territorio, le risorse e l'ambiente di lavoro.

In questo modo si ottiene un'impressione sulla base della quale gli impatti potenziali sono grandi o piccoli in relazione all'impatto di riferimento conosciuto.

Come riferimenti di normalizzazione, il metodo Edip utilizza il consumo di risorse e i potenziali impatti che la società impone al territorio e all'ambiente di lavoro ogni anno.

Anche se alcune delle conseguenze future dell'attuale impatto della società sul territorio e sull'ambiente di lavoro sono sconosciute, si ha comunque un'idea di quanto sia seria la situazione per ogni categoria di impatto individuale, e questa conoscenza viene utilizzata nella successiva ponderazione.

Metodo

Nella normalizzazione, i potenziali di impatto o consumi delle risorse (P(j)) sono divisi per i corrispondenti riferimenti di normalizzazione.

I riferimenti di normalizzazione sono calcolati sulla base di un inventario di tutte le attività della società in un periodo di tempo che deve essere lo stesso della durata del periodo di tempo (ciclo di vita) del prodotto, come definito nell'unità funzionale.

Se l'unità funzionale definisce la durata del servizio (ciclo di vita) come T anni, il riferimento di normalizzazione è perciò espresso come $T \cdot R(j)$, dove R(j) indica il riferimento di normalizzazione per un anno. Il riferimento di normalizzazione $T \cdot R(j)$ è il rapporto tra un impatto potenziale nell'area in questione nell'anno di riferimento e la popolazione della stessa area. In questo modo i fattori di normalizzazione assumono il significato di "*impatti potenziali per persona per anno*".

I potenziali di impatto normalizzati (per i consumi di risorse) NP(j), sono calcolati come segue:

$$NP(j) = \frac{P(j)}{T \cdot R(j)}$$

Un impatto potenziale normalizzato rappresenta la frazione di un impatto annuale per persona attribuibile al fenomeno in questione.

Per gli scambi ambientali che si usano su scala globale, il metodo Edip utilizza l'impatto totale globale quale riferimento di normalizzazione. Per gli altri impatti di effetti regionali o locali, la base del metodo coincide completamente con il contributo danese.

Il metodo può, tuttavia, prevedere la possibilità di includere aspetti regionali specifici nella normalizzazione, e di utilizzare altri riferimenti di normalizzazione se esistono particolari ragioni per farlo. Tutti i valori di riferimento sono relativi all'anno 1990.

Impatti globali	risorse non rinnovabili, riscaldamento terrestre, esaurimento dell'ozono nella stratosfera
Impatti regionali o locali	tutte le altre categorie

La normalizzazione del consumo di risorse

I riferimenti di normalizzazione per l'utilizzo di risorse non rinnovabili sono basati sul consumo totale delle risorse poiché le risorse sono scambiate nel mercato comune globale. L'area da cui le risorse traggono origine è dunque irrilevante dal punto di vista delle riserve. Nella conseguente ponderazione non è necessario considerare il luogo da cui vengono le risorse. I riferimenti di normalizzazione per il consumo di risorse non rinnovabili sono dunque ottenuti dalla durata T(anni), considerata come periodo di servizio definito nell'unità funzionale, moltiplicata per il consumo annuale di risorse nel 1990, $RR(j)_{90}$, conteggiata per persone nel mondo. Il consumo di risorse normalizzato $NR(j)$ è dunque:

$$NR(j) = RC(j) \frac{1}{T * RR(j)_{90}}$$

Nella normalizzazione i consumi delle risorse sono espressi nell'unità PE_{W90} - persone equivalenti (PE) calcolata come consumo di risorse per una persona media nel mondo (W) nel 1990.

Per le risorse rinnovabili è decisivo, nella ponderazione (weighting) conseguente, che il consumo ecceda la rigenerazione di una risorsa. Tutto ciò può variare da regione a regione e da area locale ad area locale. I riferimenti di normalizzazione per le risorse rinnovabili potrebbero quindi essere basati sul consumo totale nel 1990 in un'area significativa, calcolata per persona nell'area. Per il legno, che è una risorsa rinnovabile, non è stato tuttavia possibile trovare inventari regionali del consumo. Negli elementi di normalizzazione del metodo Edip il legno deve tuttavia essere trattato, per il tempo attuale, come se fosse una risorsa non rinnovabile; il consumo di legno è normalizzato attraverso la media globale del consumo di legno per persona nel 1990.

La normalizzazione dei potenziali per impatti sull'ambiente di lavoro

L'impatto potenziale normalizzato si ottiene dividendo l'impatto potenziale della categoria j-esima $WP(j)$ per il prodotto tra la durata T(anni) del servizio del prodotto e $WR(j)_{90}$, che rappresenta l'impatto potenziale sull'ambiente di lavoro per impiegato per anno in Danimarca.

$$NWP(j) = WP(j) \frac{1}{T * WR(j)_{90}}$$

Nella normalizzazione i potenziali impatti sull'ambiente di lavoro sono espressi nell'unità PE_{DK90} , *person-equivalent*, calcolata come durata media di esposizione all'impatto per lavoratore in Danimarca nel 1990.

Ponderazione

La normalizzazione permette di valutare quali tra i potenziali impatti sono grandi e quali piccoli, mettendoli in relazione agli impatti a cui è soggetta una persona media nel 1990. Ma anche se i potenziali impatti per due differenti categorie d'impatto sono ugualmente grandi nella normalizzazione, questo non significa che siano ugualmente seri. Occorre infatti attribuire un peso a ciascuna categoria d'impatto. La gravità delle categorie d'impatto è espressa da un insieme di fattori peso per categoria d'impatto riferiti alle principali aree: quella ambientale, delle risorse e dell'ambiente di lavoro. La ponderazione può essere fatta moltiplicando il potenziale impatto normalizzato o il valore del consumo di risorse, $NP(j)$, con il fattore peso, $WF(j)$, associato alla categoria d'impatto o al consumo di risorse in questione. Il potenziale impatto ponderato o il consumo di risorse $WP(j)$ è calcolato come:

$$WP(j) = WF(j) * NP(j)$$

$$WP(j) = WF(j)P(j) \frac{1}{T * R(j)}$$

Dove $P(j)$ è alle volte $EP(j)$, $RC(j)$ o $WP(j)$.

Metodo

L'anno 2000 è stato scelto come anno di riferimento finale, mentre il 1990, anno di riferimento per quanto riguarda la normalizzazione, è stato scelto come anno di riferimento iniziale. Il fattore peso $WF(j)$ per il tipo di categoria d'impatto ambientale j , è definito come il potenziale impatto ambientale delle emissioni nell'anno di riferimento 1990, $ER(j)_{90}$ diviso per il potenziale impatto ambientale delle emissioni previste nell'anno 2000, $ER(j)_{T2000}$.

$$WF(j) = \frac{ER(j)_{90}}{ER(j)_{T2000}}$$

Con tale definizione di fattore peso, la ponderazione può essere vista come un tipo di

normalizzazione che considera l'emissione prevista nell'anno 2000 un riferimento per la normalizzazione, in cui il potenziale impatto ambientale ponderato WEP(j) è determinato da:

$$WEP(j) = WF(j) * NEP(j), \quad WEP(j) = \frac{ER(j)_{90}}{ER(j)_{T2000}} * \frac{EP(j)}{ER(j)_{90}} * \frac{1}{T}$$

$$WEP(j) = \frac{EP(j)}{ER(j)_{T2000}} * \frac{1}{T}$$

In altre parole il potenziale impatto ambientale ponderato per il prodotto è espresso come una percentuale del person-equivalent quale può essere prevista nell'anno 2000 se i progetti sociali per una riduzione degli impatti saranno portati a termine.

Ponderazione del consumo di risorse

Il fattore peso di una risorsa deve mostrare il grado di insufficienza della risorsa rispetto al suo consumo, cioè la quantità di riserve conosciute rispetto al suo consumo annuale. Questo è chiamato "supply horizon" (orizzonte di riserva), e fornisce una misura della scarsità di una risorsa. L'orizzonte di riserva per una risorsa non rinnovabile è il numero di anni in cui il consumo corrente della risorsa può continuare prima che le riserve conosciute siano esaurite. Per le risorse non rinnovabili l'orizzonte di riserva può essere un tempo più o meno lungo, ma certamente finito (che presto o tardi terminerà). Se c'è un certo consumo di una risorsa, le riserve non si conserveranno mai. Per le risorse rinnovabili che non sono consumate più velocemente del loro tasso di rigenerazione, non ha alcun senso parlare di orizzonte di riserva.

Non-renewable resources: Supply horizon = Known reserves/Annual global consumption

Se una risorsa rinnovabile è consumata più velocemente della sua rigenerazione, l'orizzonte di riserva può essere definito come il numero di anni che trascorreranno prima che la risorsa sia esaurita e sarà dato dal rapporto tra le riserve conosciute e la differenza tra il tasso di consumo e il tasso di rigenerazione. L'orizzonte di riserva per le risorse rinnovabili è così definito sulla base del consumo attuale in una certa area geografica.

Renewable resources where consumption exceeds regeneration: Supply horizon = Known reserves/(Annual consumption - annual regeneration)

Renewable resources where consumption does not exceeds regeneration: Supply horizon = Infinite

Calcolo dei fattori peso

Risorse rinnovabili il cui consumo non eccede la rigenerazione

Il fattore peso è nullo.

Risorse non rinnovabili e risorse rinnovabili il cui consumo eccede la rigenerazione

Il fattore peso è dato dal reciproco dell'orizzonte di riserva della risorsa. Quest'ultimo viene calcolato sulla base del consumo, delle riserve conosciute e del tasso di rigenerazione relativi all'anno 1990.

Per la generica risorsa j il metodo Edip calcola il fattore peso WF(j) come:

$$WF(j) = 1/\text{Supply horizon for resource (j)}$$

Per le risorse non rinnovabili, questa definizione del fattore peso comporta che il consumo R(j) della risorsa j all'interno del nostro sistema, venga confrontato con le riserve della risorsa in questione. Il consumo della risorsa ponderato, WR(j), è dato da:

$$WR(j) = WF(j) * NR(j)$$

$$WR(j) = (RR(j)_{90}/\text{Known reserves of (j)}) * \frac{R(j)}{RR(j)_{90}}$$

$$WR(j) = R(j)/ \text{Known reserves of (j)}$$

dove RR(j)=consumo mondiale di risorsa j nel 1990

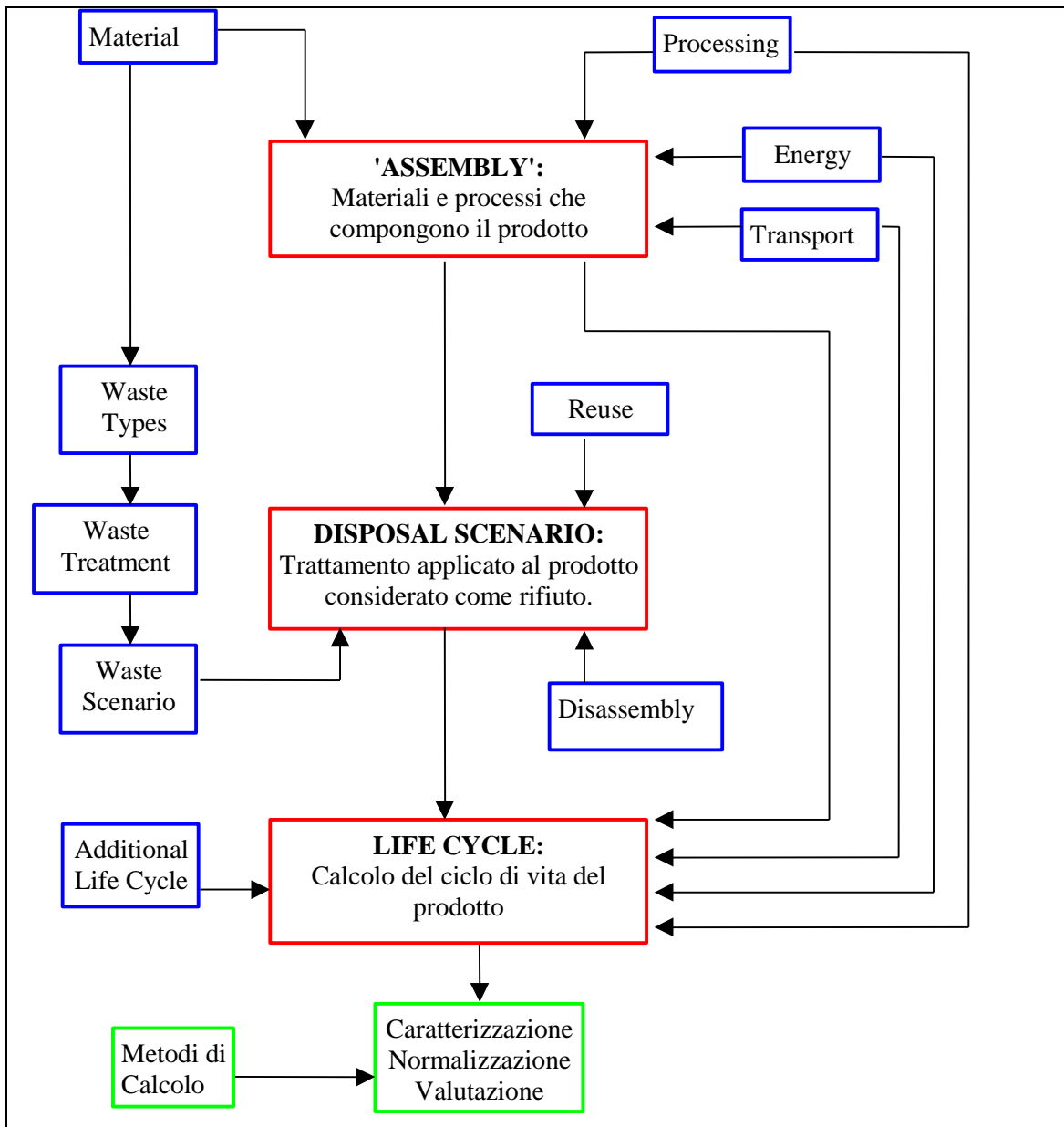
Il consumo della risorsa ponderato è espresso nell'unità "person-reserve" (riserva per persona), PR_{w90}, che indica la quantità di riserve conosciute per persona nel mondo nel 1990.

16_ Il codice SimaPro 6.0

Premessa

SimaPro è un codice di calcolo basato sul metodo LCA per la valutazione del ciclo di vita dei prodotti e processi in relazione al loro impatto ambientale. In figura 8.1.1 è riportato lo schema di calcolo utilizzato dal metodo.

Figura 0.1 Lo schema a blocchi del codice SimaPro 6.0



In figura i vari blocchi sono stati rappresentati con colori diversi, si è voluto mettere in evidenza la differenza tra i boxes rossi che servono alla raccolta dei dati, che sono riservati al prodotto e a ciascuno dei suoi componenti, tra quelli blu, relativi ai dati contenuti nel database,

e quelli verdi relativi al calcolo e alla valutazione.

Nel momento in cui ci si appresta a realizzare l'LCA di un qualsiasi prodotto è necessario poter disporre di informazioni dettagliate riguardo a ciascuno dei suoi componenti, tali informazioni riguardano essenzialmente:

- I materiali di cui sono realizzati e il loro peso
- I processi di lavorazione
- I trasporti
- L'energia che, nei diversi momenti della produzione concorre alla realizzazione del prodotto.

L'LCA è un metodo di indagine iterativo, che permette di fare valutazioni anche solo parziali e di poter completare l'inserimento dei dati in qualsiasi momento; anche il SimaPro possiede questa caratteristica, di conseguenza i confini dello studio possono essere ampliati a piacere quando lo si ritenga necessario o quando si abbiano a disposizione le informazioni adeguate.

Per ogni componente del prodotto in esame è necessario creare un 'Assembly', un 'Disposal Scenario' e un 'Life Cycle', i dati che sono inseriti appartengono al database del metodo, che può essere implementato o modificato a seconda dell'esigenza dell'utente.

Assembly

Il primo passo da compiere per la realizzazione dello studio consiste nel definire l'Assembly dei vari componenti, al suo completamento concorrono i dati relativi ai materiali, alle lavorazioni (Processing) all'energia impiegata, nonché le informazioni relative ai trasporti. Come si evince dalla figura 3.1.1 è solo in questo momento che è possibile prendere in considerazione i materiali.

Disposal scenario

Il 'Disposal Scenario' deve far riferimento ad un determinato 'Assembly': in seguito si sceglie il tipo di smaltimento che si ritiene più verosimile, scegliendo tra il 'Reuse', il 'Disassembly' o tra una serie di 'Waste Scenario' riportati dal codice (Incineration, Landfill, Recycling etc.).

Life cycle

Il 'Life Cycle' permette di prendere in considerazione tutti gli aspetti legati all'utilizzo del prodotto o del componente (eventuali altri processing, 'Energy', 'Transport'), in particolare può fare riferimento ad un 'Assembly', ma anche ad 'Additional Life Cycle', ovvero a 'Life Cycle' di componenti che considerati in maniera globale concorrono alla valutazione dell'LCA del prodotto in esame.

I database

Per quanto riguarda i dati del Database sono organizzati come segue:

Materiali

I 'material' sono suddivisi in categorie (Building material, Chemical, Ferro metal, Fuels, Non ferro metals, etc.) e per ciascuno di questi è indicata la 'Waste Fraction', che come abbiamo visto servirà per attribuire a ciascun componente il trattamento adeguato ('Waste Treatment'), e lo scenario adeguato ('Waste Scenario'). Nel caso in cui non sia indicato, è necessario sapere che il codice non prevede di considerare tale materiale come rifiuto all'atto della dismissione.

Processi

I 'Processing' sono anch'essi suddivisi in categorie che raccolgono lavorazioni relative ad un certo tipo di materiale.

Trasporti

I Trasporti sono suddivisi in base al tipo (strada, ferrovia, acqua, aria) e per ciascuno di essi si riportano i possibili mezzi di trasporto.

Energia

L'Energy permette di valutare il tipo di energia utilizzata nelle fasi di produzione ed eventualmente in quelle di utilizzo del prodotto.

Il calcolo

Il calcolo vero e proprio riguarda la caratterizzazione, la normalizzazione, e la valutazione, di cui si è già discusso nel Capitolo precedente.

Di seguito (figura 8.6.1) sono riportate alcune definizioni fondamentali per capire le caratteristiche e la struttura del programma:

Figura 0.1 Definizione dei termini utilizzati dal codice SimaPro5

LCA LIFE CYCLE ASSESMENT	VALUTAZIONE DEL CICLO DI VITA DI UN PRODOTTO
ASSEMBLY	Il prodotto generato
DISPOSAL SCENARIO	Sono le possibilità di trattamento a cui può essere sottoposto un prodotto dopo il suo uso
ADDITIONAL LIFE	Sono gli LCA dei prodotti o dei processi che si aggiungono al

CYCLE	prodotto o al processo fondamentale.
MATERIALS	Materiali di cui è costituito il prodotto. La banca dati del codice fornisce l'impatto ambientale della loro produzione.
PROCESSES	L'energia (energy), il trasporto (transport), i processi di lavorazione (processing), necessari per la generazione di un prodotto
WASTE FRACTION	Famiglie di materiali a cui il codice attribuisce alcuni tipi di trattamento dei rifiuti (plastics, ferro metals, non ferro, textile...)
WASTE FRACTION NOT DEFINED / OTHERS	Il materiale considerato non ha una waste fraction e quindi il codice non lo considera come rifiuto
WASTE TREATMENT	Tipo di trattamento dei rifiuti che può essere attribuito alle famiglie di materiali landfill, recycling, incineration, compositing.
WASTE SCENARIO	Sono le possibilità di trattamento a cui può essere sottoposto un prodotto dopo il suo utilizzo, considerandolo come rifiuto (Municipal waste, household wast, landfill NL, Incineration NL, recycling only)
REUSE	Possibilità di riutilizzo del prodotto
DISASSEMBLIES	Le parti in cui il prodotto può essere scomposto prima di essere smaltito come rifiuto. Alcune di esse possono essere riutilizzate.
RAW MATERIALS	Materiale grezzo
AVOIDED PRODUCTS	Co-prodotti o prodotti secondari di un processo

<p style="text-align: center;">SECONDA PARTE</p> <p style="text-align: center;">LA SOSTENIBILITA' AMBIENTALE DI IMPIANTI A BIOMASSA DELLA</p> <p style="text-align: center;">REGIONE EMILIA ROMAGNA</p>
--

1_ ANALISI DEL CICLO DI VITA DELL'IMPIANTO A CIPPATO DI CASTEL D'AIANO

ANALISI LCA_APPROVVIGIONAMENTO LA FENICE

Obiettivo dello studio

Obiettivo dello studio è la determinazione dell'impatto ambientale per la generazione di energia elettrica e termica ottenuta dal funzionamento, per 6.000 ore l'anno, con una potenza massima installata di 200 kW termici, tramite l'approvvigionamento annuale di 4.500 quintali di cippato.

Scopo dello studio

- *Funzioni del sistema*

La funzione dello studio è la generazione di energia tramite una fornitura di 4.500 quintali di cippato

- *Unità funzionale*

L'unità funzionale risulta essere il "kWh equivalente", a fronte di un approvvigionamento di 4.500 quintali di cippato, massa necessaria a ottenere la quantità di energia espressa in kWh; il kWh qui considerato è suddiviso nella sua quota parte termica (70%), elettrica (17,5%) e perdita (12,5%) e quindi detto "equivalente" per indicare il kWh generico suddiviso nelle sue tre componenti. L'unità funzionale è utilizzata per permettere il confronto fra due diversi impianti, nei quali posso così confrontare l'energia prodotta a fronte di un certo approvvigionamento.

- *Il sistema che deve essere studiato*

Il sistema da studiare è la produzione di energia elettrica e termica da un approvvigionamento di 4.500 quintali di cippato annuali, ottenuti dal legname proveniente dai boschi del comune di Castel d'Aiano, in particolare l'azienda La Fenice si trova a Rocca di Roffeno

- *I confini del sistema*

I confini del sistema vanno dal taglio e deprezzamento degli alberi, allo smaltimento fino alla discarica delle ceneri prodotte dall'impianto. Non si considera il ciclo di vita dei macchinari impiegati nelle diverse fasi

- *Qualità dei dati*

Per lo svolgimento dello studio è stato impiegato il codice di calcolo SimaPro 6.0. Per la maggioranza degli elementi si è fatto riferimento alle banche dati impostate all'interno del codice

- *Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale*

I metodi utilizzati nello studio sono Eco-Indicator99 H e Edip/Umip96 V2.1

La Fenice si trova a Rocca di Roffeno a 7,2 km dall'impianto.

Le diverse fasi

Di seguito è riportata la schematizzazione delle macrofasi della filiera di produzione del cippato.

Ogni macrofase è poi suddivisa nelle sue diverse fasi con i relativi macchinari e verranno analizzate una a una, riportando anche i calcoli necessari in ogni fase per giungere ai valori da inserire all'interno della LCA.



Rappresentazione schematica delle macrofasi che compongono la filiera del cippato

Nei calcoli effettuati per determinare i valori da inserire nell'analisi LCA si è tenuto conto di ricavare un **valore unitario**, da inserire nelle singole schede delle diverse fasi.

Infatti, nelle schede dedicate ad ogni fase è necessario indicare l'output unitario che si vuole ottenere, a fronte di un certo input sempre unitario riferito all'ottenimento di quell'output : così nella fase di taglio si vuole ottenere 1 Kg di cippato, avendo come input le ore di utilizzo motosega riferite all'ottenimento appunto di quel Kg di cippato; nel processo produttivo la fase di produzione dell'energia ha come output l'ottenimento di 1 kWh e in input i valori di consumi energetici saranno calcolati tenendo conto del fatto di ottenere 1 kWh come output; così anche per le ceneri, il trasporto avrà un valore unitario riferito all'ottenimento di 1 Kg di ceneri come output.

Nel calcolo dei valori il numero da inserire nelle schede delle fasi è dunque unitario, nel senso che è riferito a una quantità unitaria (per esempio in ogni scheda della fase è indicato come output una quantità di 1 Kg di cippato per le fasi di approvvigionamento; è indicato come output una quantità di 1 kWh per le fasi del processo produttivo; è indicato come output una quantità di 1 Kg di cenere nelle fasi dello smaltimento residui). Si è calcolato quindi come input, in base alle specifiche unità di misura di ogni input utilizzato, il valore per ottenere 1 kg di cippato e non 4.500 kg; oppure il valore per ottenere 1 Kg di ceneri e non 8 m³ di ceneri all'anno; oppure il valore per ottenere 1 kWh di energia e non i kWh totali prodotti dall'impianto all'anno.

In questo modo il computo totale sarà effettuato nella fase di assemblaggio, in cui vengono unite tutte le diverse fasi all'interno delle varie macrofasi.

Nella macrofase approvvigionamento, in assemblaggio verrà inserito per ogni fase il totale corrispondente (per esempio per il taglio, l'esbosco, il trasporto, la cippatura verrà inserito il valore di 4.500 quintali).

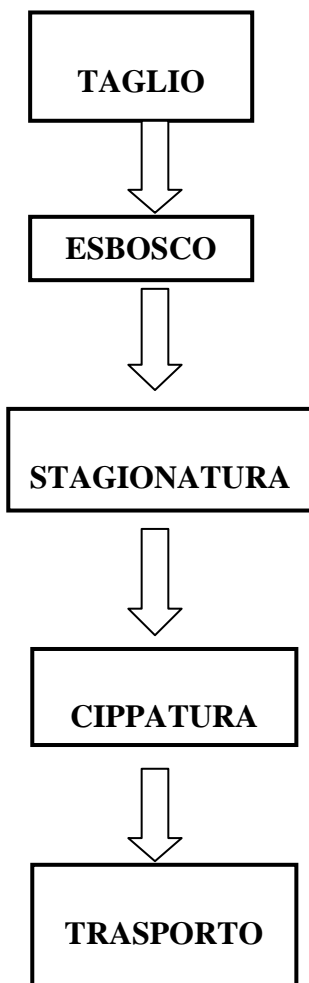
Nell'assemblaggio della macrofase processo produttivo i valori totali sono riferiti all'anno. Anche qui nel calcolo dei valori, il numero da inserire nelle schede dedicate alle fasi è unitario, quindi l'output della scheda è 1 kWh equivalente (suddiviso nelle sue quote : avremo output_termico e output_elettrico con le rispettive percentuali e come loro valore 1 kWh); così tutti gli input inseriti nelle fasi sono valori unitari per l'ottenimento di 1 kWh e non di 840.000 kWh e 210.000 kWh. Il computo totale sarà anche qui effettuato nell'assemblaggio, in cui verrà inserito per ogni fase il totale corrispondente (per esempio per l'output termico sarà inserito 840.000 kWh termici, per l'output elettrico 210.000 kWh, per le dispersioni 150.000 kWh). E' da notare che per la fase di carico del cippato all'impianto sarà utilizzato come valore totale 4.500 q di cippato, quantità effettivamente caricata dalla tramoggia di carico.

Stessa cosa per la macrofase ceneri, in cui il valore totale da inserire nell'assemblaggio delle sue fasi sarà il totale di ceneri prodotte all'anno e cioè 8 m³ all'anno. Mentre nelle singole schede, dedicate ad ogni fase, sarà inserito il valore unitario per la produzione in output di 1 kg di ceneri e non del totale annuo di ceneri.

MACROFASE 1: APPROVVIGIONAMENTO _ 4.500 q di fornitura di cippato

Taglio con motosega; esbosco con raccolta a strascico tramite argano montato su trattore e trascinamento albero fuori dalla zona di abbattimento e utilizzo dell'escavatore con pinza montata su trattore al fine di realizzare l'accumulo dei tronchi; trasporto con trattore all'imposto; cippatura all'imposto; stoccaggio cumuli di cippato in piattaforma scoperta; trasporto cippato all'impianto di utilizzazione con autocarro.

FLOW CHART MACROFASE 1



Il taglio avviene con la motosega per abbattimento alberi dal tronco loro caduta nella zona di abbattitura (eventuale taglio dei tronchi se maggiori dello spezzone di 5 m)

Raccolta tronchi avviene con argano ed escavatrice con pinza, azionate dal trattore, dal punto di abbattitura all'imposto in rada nel bosco.

La legna è stagionata in modo che risulti a basso contenuto idrico, in tal modo risulta secca al giusto punto per avere il massimo rendimento in caldaia.

Viene trasportata la cippatrice dall'azienda all'imposto in cui sono accatastati i tronchi stagionati in rada e cippata la legna all'imposto.

Il cippato stoccato all'imposto è trasportato fino all'impianto di utilizzo a Castel d'aiano a 7,2 km di distanza tramite autocarro.

FASE 1_ TAGLIO

Si utilizzano i seguenti tipi di alberi: robinia e pioppo. Non si tratta di colture dedicate, ma di bosco ceduo spontaneo, che non viene pertanto irrigato e fertilizzato. Il bosco è situato ad una distanza dall'azienda di circa 500 m.

Si utilizzano come attrezzature per il taglio la motosega (n. 3), di marca Still funzionante con miscela olio benzina; il cui costo indicativo è di € 1.000.

Per considerare questa fase si è utilizzata la macchina identificata nel database del software simapro come “**Power Saw**” (in particolare all'interno di : Processo in corso-wood-power saw). Tale macchina come unità di misura indica le **ore di utilizzo** per realizzare le operazioni necessarie al taglio dei tronchi da cui ottenere il cippato.

La stagione di abbattitura va da ottobre a maggio, periodo in cui avviene l'abbattimento degli alberi e il loro accatastamento in rada all'imposto, successivamente nel periodo estivo da maggio si inizia la cippatura in bosco all'imposto.

CALCOLI PER LCA:

Robinia

Raggio medio robinia: $r = 0,15$ m

Volume medio robinia: $\pi * r^2 * H_m = \pi * 0,15^2 * 20 = 1,41$ m³

(dove H_m è l'altezza media di un albero di robinia)

Peso specifico robinia (medio): 800 kg/ m³

Peso di un albero “standard” di robinia: $800 * 1,41 = 1.128$ kg (11,28 q)

Pioppo

Raggio medio pioppo: $r = 0,50$ m

Volume medio pioppo: $\pi * r^2 * H_m = \pi * 0,50^2 * 30 = 23,56$ m³

Peso specifico pioppo (medio): 400 kg/ m³

Peso di un albero “standard” di pioppo: $400 * 23,56 = 9.424$ kg (94,24 q)

In base alle informazioni ottenute la perdita in peso dovuta al calo del contenuto idrico è di circa il 45%.

Considerando una fornitura di cippato di 4.500 q annui e la perdita in massa del legno passando da tronco a cippato, si ottiene:

$X - 45\% X = 4.500$ q cippato

$X = 8.180$ q di alberi

Calcolo delle ore di utilizzo della motosega.

Complessivamente il tempo impiegato per l'abbattimento di un albero (compresa la preparazione e il controllo delle operazioni) è di circa 10 minuti. Dopo l'abbattimento dell'albero, i tronchi vengono tagliati ogni 5 metri e si impiegano circa 5 minuti per effettuare 1 taglio per un diametro di 30 cm (**1 taglio corrisponde a 5 metri di tronco**). Viene stimato un tempo pari a 15 minuti per un taglio di un diametro di circa 1 metro, come il pioppo.

Per realizzare l'abbattitura vengono impiegate 2 persone (una vigila la direzione e l'altra utilizza la motosega) e il tutto per 7 ore di lavoro al giorno, quindi :

6* 60 = 420 minuti al giorno utilizzati per segare gli alberi

Robinia

Raggio medio robinia: $r = 0,15 \text{ m}$

Volume medio robinia di un "taglio" di 5 metri: $\pi * r^2 * 5 = \pi * 0,15^2 * 5 = 0,353 \text{ m}^3$

Relazione utilizzata per calcolare il volume di alberi di robinia necessario per ottenere un certo quantitativo di cippato:

Volume di albero robinia * 7 q/ m³ = q di cippato

Per il pioppo si stima una relazione analoga con un fattore del 3,5 dovuto al peso specifico, che è la metà.

$0,353 * 7 \text{ q/ m}^3 = 2,47 \text{ q di cippato}$

Peso specifico robinia (medio): 800 kg/ m^3

$800 \text{ kg/ m}^3 * 0,353 = 282 \text{ kg (2,82 q)}$ _ peso di un "taglio" di 5 metri

5 min : 282 kg = 0,018 min _ robinia

Pioppo

Raggio medio pioppo: $r = 0,50 \text{ m}$

Volume medio pioppo di un "taglio" di 5 metri: $\pi * r^2 * 5 = \pi * 0,50^2 * 5 = 3,93 \text{ m}^3$

$3,93 * 3,5 \text{ q/ m}^3 = 13,86 \text{ q di cippato}$

Peso specifico pioppo (medio): 400 kg/ m^3

$400 \text{ kg/ m}^3 * 3,93 = 1.572 \text{ kg (15,72 q)}$ _ peso di un "taglio" di 5 metri

15 min: 1.572 kg = 0,01 min _ pioppo

Si ipotizza di usare una fornitura costituita dal 50% di robinia e dal 50% di pioppo e si stima quindi un tempo medio di utilizzo della motosega pari a:

$$(0,018 + 0,01) / 2 = \mathbf{0,014 \text{ min}}$$

Calcolo del quantitativo di legna da tagliare per ottenere la fornitura di 4.500 q di cippato:

$$(2,47 + 13,86) / 2 = 8,16 \text{ q medi di cippato}$$

$$(2,82 + 15,72) / 2 = 9,27 \text{ q peso medio di un "taglio" di 5 metri}$$

$$8,16 : 4500 \text{ q cippato/anno} = 9,27 : X$$

$X = 5.122 \text{ q di legna totali (50\% robinia e 50\% pioppio) da cui derivano 4500 q cippato/anno (512.200 kg)}$

FASE 2_ ESBOSCO

L'esbosco è la fase in cui si trascinano gli alberi abbattuti fuori dalla zona di abbattimento in bosco e li si accatastano in rada all'imposto.

Si utilizza un trattore a cui viene collegato un argano e una escavatrice con pinza.

Il trattore è un SAME Silver 100 cv a diesel; il costo medio è di circa € 80.000.

La capacità di carico del trattore è di 5.300 kg.

Il percorso che compie a pieno carico all'interno del bosco per trasportare la legna abbattuta all'imposto per la cippatura risulta di 100 metri (il percorso a vuoto è di 500 m per arrivare dall'azienda al bosco e di altri 500 m per ritornare). I km totali che compie il trattore risultano quindi 1,1 (500 m + 500 m + 100 m).

A livello sperimentale è accettato l'utilizzo nel software Simapro di un fattore moltiplicativo che tiene già conto dei km totali effettuati sia a pieno carico che a vuoto; tale fattore è convenzionalmente fissato in 1,7 , da moltiplicare per i km percorsi a pieno carico.

CALCOLI PER LCA

Nel SimaPro si è inserito il mezzo di trasporto tra quelli esistenti del database: "**Tractor and Trailer**" all'interno della categoria Transport-road-tractor and trailer e si è calcolata la tratta percorsa a pieno carico che è 100 metri.

L'unità di misura richiesta dal programma è kgkm, che indica i **km percorsi da 1 kg di carico**.

Calcolo considerando i valori unitari :

$$(0,1 * 1,7) \text{ km percorsi da ogni carico} / 5.300 \text{ kg di carico} = \mathbf{0,000032 \text{ kgkm}}$$

FASE 3_STAGIONATURA

Tale fase si è scelto di non considerarla nell'analisi LCA data la sua irrilevanza ai fini dell'impatto ambientale, in quanto l'unico prodotto che da essa deriva risulta essere una perdita di contenuto idrico pressoché irrilevante e priva di un impatto negativo dal punto di vista ambientale.

FASE 4_CIPPATURA

Tale fase viene realizzata all'imposto portando in tale zona la cippatrice del deposito dell'azienda, avviene nel periodo estivo la cippatura del legno accatastato all'imposto durante la stagione invernale.

Tale fase presuppone l'utilizzo di una cippatrice montata sul trattore.

La cippatrice è a disco; la marca è Farmi, a diesel (8 litri/h è il consumo di gasolio); il suo costo medio è di 15.000 euro + IVA.

Tale cippatrice presenta una capacità di 20 q/h di cippato

Nel software si è ricercata la voce "**Diesel in wood chip machine**" (all'interno della categoria Energy-Mechanical-Diesel in wood chip machine).

Per l'unità di misura di tale macchina all'interno del Simapro viene utilizzato il kWh.

CALCOLI PER LCA

1_ calcolo considerando i valori totali

Considerando una fornitura annua di 4500 q di cippato e una capacità della cippatrice di 20 q/h risulta :

$4.500 / 20 = 225$ h/anno di utilizzo della cippatrice per avere la fornitura annua totale.

Sapendo un consumo di combustibile della cippatrice di 8 litri/h avremo :

$225 * 8 = 1800$ litri di combustibile/anno per ottenere la fornitura annua

1 litro equivale a 1 dm^3

Densità o peso specifico diesel = $0,850 \text{ kg/ dm}^3$

Potere calorifico diesel = $40,9 \text{ MJ/kg}$

$1 \text{ kWh} = 3,6 \text{ MJ}$

$1.800 \text{ litri} = 1.800 \text{ dm}^3$

$1.800 * 0,850 = 1.530 \text{ kg/anno}$ combustibile utilizzato nella scippatrice per ottenere 4.500 q/anno

$1.530 * 40,9 = 62.577$ MJ/anno di calore sviluppato da un tale quantitativo di combustibile nella cippatrice

$62.577 / 3,6 = 17.382$ kWh/anno (17,382 MWh/anno)

17.382 kWh annuali : 450.000 kg cippato annuali = X : 1 kg di cippato

X = **0,0386 kWh** consumo scippatrice per produrre 1 kg di cippato

2_ calcolo considerando i valori unitari

Considerando una fornitura annua di 4500 q di cippato e una capacità della cippatrice di 20 q/h risulta :

$4500 / 20 = 225$ h/anno di utilizzo della cippatrice per avere la fornitura annua totale

$225 / 450.000$ kg di cippato annuali = 0,0005 h di utilizzo cippatrice per produrre 1 kg di cippato

$0,005 * 8$ litri gasolio /h = 0,004 litri di carburante per ottenere 1 kg di cippato

$0,004 * 0.850$ kg/ dm³(densità gasolio) = 0,0034 kg di carburante della cippatrice per avere 1 kg di cippato

$0,0034 * 40,9$ MJ/kg = 0,139 MJ calore sviluppato dalla cippatrice per produrre 1 kg di cippato

$0,139 / 3,6$ kWh = **0,0386 kWh** per produrre 1 kg di cippato con la cippatrice

FASE 5_TRASPORTE

In tale fase avviene il trasporto del cippato dall'imposto nel bosco, dove nella stagione estiva viene cippato il legname precedentemente tagliato e lasciato stagionare durante l'inverno, fino all'impianto di utilizzazione del cippato a Castel d'Aiano. I km percorsi in totale durante tale tragitto del trasporto del cippato sono 7,2 a viaggio (ovviamente sarebbe il doppio e cioè 14,4 km totali compreso il viaggio a vuoto durante il ritorno, dopo aver consegnato il cippato all'impianto).

7,2 sono i km tra l'impianto a l'azienda La Fenice.

Per la ragione indicata precedentemente anche in tale fase si utilizza il fattore 1,7 che tiene conto sia dei viaggi a pieno carico che di quelli a vuoto del mezzo di trasporto

Per il trasporto in questione La Fenice utilizza un camion Fiat 190 Diesel del valore di 10.000 euro per un mezzo usato. La capacità di portata del mezzo è di 60 q di cippato/viaggio (metratura risulta di 20 m³).

Il camion presenta delle gomme che vanno sostituite ogni 20.000 km e presenta 8 gomme da 250 euro ognuna da sostituire sempre ogni 20.000 km.

Il consumo del camion risulta di 2 km/litro di gasolio.

Il camion nel periodo invernale non effettua viaggi (avviene quindi un accumulo a fine estate presso l'impianto) in quanto tale mezzo non riuscirebbe ad arrivare al cippato accatastato all'imposto causa neve, considerando che in tale località nevica molto.

CALCOLI PER LCA

Nel SimaPro si è inserito il mezzo di trasporto tra quelli esistenti del database: **Transport, lorry 16 t** all'interno della categoria Transport-Road-Lorry (in realtà avremmo un lorry da 6 t che non risulta tuttavia presente tra le diverse opzioni dei mezzi di trasporto esistenti) e si è calcolata la tratta percorsa.

L'unità di misura richiesta dal programma è kgkm, che indica i km percorsi da 1 kg di carico.

1_ calcolo considerando valori unitari

60 q cippato/viaggio (quantità trasportata dal mezzo) → 6.000 kg/viaggio

Km a pieno carico sono 7,2

$7,2 * 1,7 = 12,24$ km totali percorsi di un viaggio

$12,24 / 6.000$ kg di carico = **0,00204 kgkm**

2_ calcolo considerando valori totali

4.500 q cippato/anno (fornitura)

60 q cippato trasportato dal camion/viaggio

$4.500 / 60 = 75$ viaggi/anno per portare la fornitura annuale di cippato all'impianto

$7,2 * 1,7 = 12,24$ km totali carichi e scarichi a viaggio

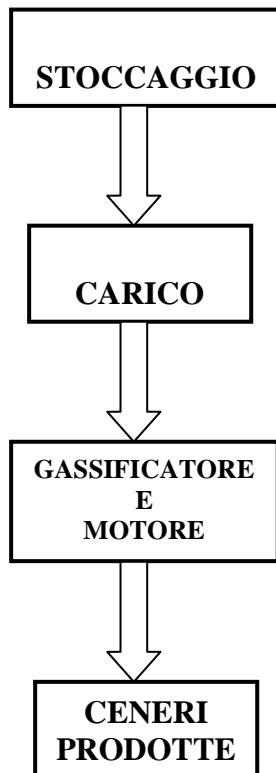
$12,24 * 75$ (viaggi totali annui per trasportare i 4.500 q) = 918 km totali

$918 * 450.000$ kg cippato all'anno = **0,00204 kgkm**

MACROFASE 2: PROCESSO PRODUTTIVO_ Gassificazione e motore stirling

Carico del cippato mediante coclea azionata da un motore elettrico con una certa potenza, il cippato è situato in un deposito adiacente l'impianto; cippato alimenta il gassificatore che lo trasforma, attraverso la sua combustione, in syngas; il syngas prodotto alimenta il motore stirling che permette di ottenere energia elettrica tramite generatore e termica tramite ricircolo

FLOW CHART MACROFASE 2



Il cippato è stoccato nel deposito dell'impianto in attesa di essere caricato dalla tramoggia di carico nell'impianto. Tale fase non comporta impatti ambientali e pertanto non verrà considerata nel processo.

Il carico del cippato avviene attraverso una coclea di carico che fa entrare il cippato nel gassificatore; la coclea è attivata da un motore elettrico.

Il cippato entra nel gassificatore e si produce syngas, attraverso l'accensione del primo bruciatore necessaria per attivare il gassificatore. Il motore stirling non assorbe corrente funzionando a syngas (solo in fase di avvio presenta una potenza di picco in assorbimento di corrente).

In uscita dal processo produttivo ho delle ceneri di scarto che vanno allo smaltimento. Tale fase la considero come output all'interno della fase precedente, oppure considerando un'ulteriore fase esclusivamente per la sua gestione (come nel nostro caso) .

FASE 1_CARICO

In tale fase avviene il prelievo del cippato dal deposito adiacente l'impianto, tramite l'utilizzo di una coclea che provvede a caricare la quantità idonea di cippato nel gassificatore dall'alto (up-draft).

La coclea è azionata da un motore elettrico che avrà un certo assorbimento di corrente, in particolare nel nostro caso presenta una potenza pari a 1 kW.

All'interno del database si è deciso di prendere in considerazione la macchina elettrica per la produzione di elettricità necessaria ad attivare la coclea "**Electricity Italy B250**" (Energy-Electricity country mix-Medium voltage-electricity italy B250). L'alimentazione della coclea è in continuo.

Ipotesi : Si ipotizza che quanto cippato viene consumato dal gassificatore, tanto viene reinserito all'interno della coclea.

Quantità in input al gassificatore = quantità caricata in coclea

Sono dati :

- ▶ Consumo di legno medio = 0,286 mc/h

Sapendo che **1 mc cippato = 3 q cippato**

Diametro gassificatore di 1 metro

$$1 : 3 = 0,286 : X$$

$$X = 0,858 \text{ q/h di cippato immesso nella coclea}$$

- ▶ Velocità discensionale legno nel gassificatore (e quindi anche velocità discensionale nella coclea) = 0,6 cm/min

$$\text{Superficie gassificatore} = \pi * r^2 = \pi * 0,5 \text{ (m)} * 0,5 \text{ (m)} = 7.854 \text{ cm}^2$$

$$7.854 * 0,6 \text{ cm/min} = 4.712 \text{ cm}^3 \text{ (volume/min)}$$

$$4.712 \text{ cm}^3 = 0,004712 \text{ m}^3/\text{min}$$

Dalla relazione di 1 mc = 3 q e dato che nei nostri calcoli dobbiamo riferirli tutto all'unità funzionale di 1 kg di cippato, ne deriva :

$$1 : 300 \text{ (300 kg = 3 q)} = X : 1 \text{ (kg)}$$

$$X = 0,0033 \text{ m}^3 \text{ di cippato equivalenti a 1 kg di cippato}$$

$$0,0033 / 0,004712 = 0,70034 \text{ minuti necessari di funzionamento coclea per 1 kg di cippato}$$

$$0,70034 / 60 \text{ (min)} = 0,01167 \text{ ore di funzionamento coclea per 1 kg di cippato}$$

$$0,01167 * 1 \text{ kW (potenza motore coclea)} = \mathbf{0,01167 \text{ kWh}}$$
 necessari al motore della coclea per caricare 1 kg di cippato

$$\text{TOTALI : } 0,001167 * 450.000 \text{ kg all'anno di cippato} = 5.251 \text{ kWh all'anno}$$

FASE 2_PROCESSO PRODUTTIVO

Tale fase sta ad indicare il vero e proprio processo produttivo dell'impianto e cioè la produzione di elettricità per le utenze elettriche (eventualmente vendita) e di calore per le utenze termiche (riscaldamento scuola, palestra, piscina).

Nel realizzare tale fase si è considerata una unica fase al cui interno vi sono i due sottoprocessi di :

GASSIFICAZIONE + COMBUSTIONE CON MOTORE STIRLING

La fase presenta in **input** l'alimentazione elettrica necessaria all'avvio per il gassificatore per raggiungere una certa temperatura e l'alimentazione elettrica del motore stirling per far partire il bruciatore; in **output** tale fase avrà l'aria calda (energia termica da raffreddamento motore) e l'elettricità dovuta alla conversione tramite generatore.

I dati annuali di progetto sono i seguenti :

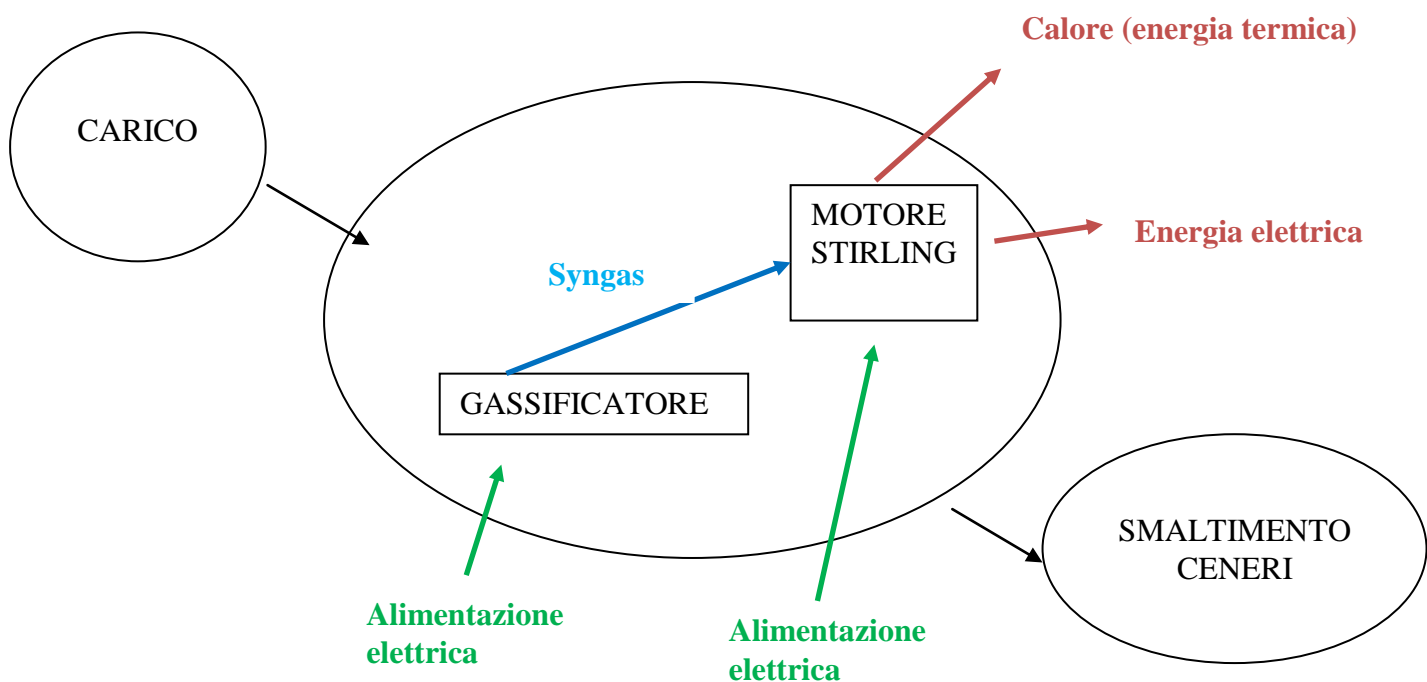
200 kW termici erogati totali, di cui una parte viene trasformata in energia elettrica.

140 kW termici + 35 kW elettrici = 175 kW erogati dall'impianto in un anno (25 kW sono perdite)

175 * 6.000 h di funzionamento annuo dell'impianto = 1.050 MWh (di cui 210 elettrici e 840 termici)

Quindi per ogni Kwh : il 70% è la quota parte termica, 17,5% è la quota parte elettrica e il restante 12,5% sono le perdite

All'interno della fase è stata considerata la combinazione di gassificazione e combustione tramite motore Stirling, considerate in un'unica fase. La fase ha in testa la fase di carico e in coda la fase dello smaltimento ceneri prodotte



L'avvio del gassificatore e motore è il momento in cui si registra il maggiore assorbimento di corrente elettrica (potenza di picco di 80 kW in start-up) per 10 secondi.

I valori di potenza elettrica assorbita in alimentazione al gassificatore e al motore Stirling risultano tuttavia esigui una volta effettuata l'accensione, in quanto tale impianto assorbe la maggior potenza in accensione (potenza di picco) ma una volta entrato a regime il suo consumo è davvero minimo.

Si ipotizza che l'impianto abbia **numero di fermate annuali di 20 volte** (tale numero è abbastanza elevato, dovuto al fatto che tale impianto è ancora in fase sperimentale).

Gli elementi costituenti tale processo di produzione calore ed elettricità sono due :

1_Un primo bruciatore a metano (gas naturale) utilizzato per far giungere la camera di combustione a una certa temperatura (in avvio) per poter realizzare la combustione del cippato nel gassificatore.

Tale bruciatore all'avvio dell'impianto è alimentato per mezz'ora con potenza di picco di circa 60 kWh termici e dopo va a regime; in pratica costituisce la pre-accensione dell'impianto in avvio.

Funzionando a metano all'interno del database esistente si è ricercata la voce "**Natural gas boiler blast burner**" (all'interno della categoria Energy-Gas-Furnace). L'unità di misura prevista è il kWh, si devono perciò calcolare i kWh erogati in input per avere **1 kWh "equivalente"**.

1 kWh lo chiamo "equivalente" intendendo il kWh costituito per una quota parte del 70% da kWh termico, per il 17,5% da kWh elettrico e 12,5% da kWh disperso.

Il primo bruciatore funziona per mezz'ora per 20 volte all'anno con un assorbimento di 60 kW

$\frac{1}{2} \text{ h} * 20 = 10 \text{ h}$ di funzionamento per l'avvio/anno

$10 * 60 \text{ kW}$ impiegati = 600 kWh consumo annuale bruciatore 1 per avviare il gassificatore

$600 / 1.050.000 \text{ kWh}$ prodotti all'anno dal'impianto = **0,000571 kWh**

2_Un secondo bruciatore a syngas (motore Stirling vero e proprio) che non assorbe più corrente elettrica dall'esterno ma funziona col syngas per produrre l'energia termica ed elettrica tramite generatore; viene utilizzato anche per funzionalità di sicurezza in caso di spegnimento dell'impianto e permette così di bruciare nella camera di combustione del motore gli eventuali incombusti residui a causa di uno spegnimento improvviso dell'impianto; agisce per 5 minuti.

Questo secondo bruciatore non è considerato nella nostra analisi in quanto funzionando a syngas non presenta assorbimenti elettrici da tenere in considerazione come input della fase,

per produrre in output il nostro kWh equivalente. Occorre considerare l'assorbimento elettrico all'avvio dell'impianto da tale sistema (Gassificatore + Motore stirling) per una durata di 10 sec a una potenza di picco di 80 kW.

Nel database è stata considerata la voce “**Electricity Italy B250**” dalla categoria Energy – Electricity Country Mix – Medium Voltage.

$10 \text{ sec} * 20 \text{ volte fermate/anno} = 200 \text{ sec}$

$200 \text{ sec} / 3.600 = 0,0555 \text{ ore di funzionamento}$

$0,0555 * 80 = 4,44 \text{ kWh di assorbimento all'avvio impianto}$

$4,44 / 1.050.000 \text{ kWh} = \mathbf{0,0000042 \text{ kWh}}$

Considerando una media di fermate annue dell'impianto di 20 volte (volte in cui è necessario riavviare tutto l'impianto e nelle quali si consumano quindi tali potenze di corrente elettrica) i consumi elettrici in alimentazione di tale fase risultano i precedenti.

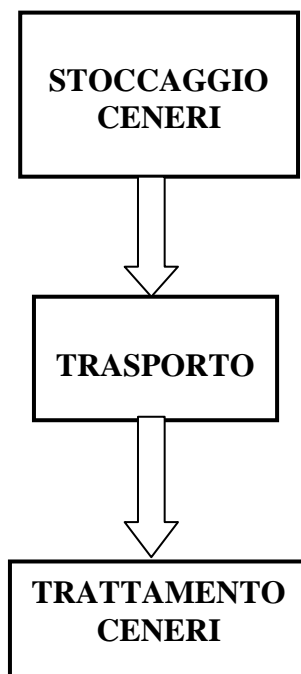
Gli unici assorbimenti in gioco in tale fase quindi sono all'avvio per i tempi sopra indicati, si tratta comunque di assorbimenti minimi di elettricità.

MACROFASE 3 : SMALTIMENTO CENERI

Si è preferito gestire lo smaltimento ceneri con un'ulteriore fase, avendo in questo modo più chiaro l'impatto del processo produttivo separato dall'impatto dello smaltimento ceneri prodotte.

Stoccaggio ceneri, in attesa di essere smaltite da aziende specializzate; trasporto delle ceneri in discarica tramite l'azienda a cui è affidato lo smaltimento; trattamento ceneri, cioè metodo con cui risultano trattate in discarica le ceneri prodotte dal processo

FLOW CHART MACROFASE 3



Le ceneri vengono stoccate presso l'impianto in attesa di essere smaltite. Tale fase non comporta un impatto ambientale, in quanto le ceneri rimangono presso l'impianto in ambiente chiuso.

Le ceneri sono prelevate dall'azienda Dife tramite loro mezzo e trasportate in discarica a Rosignano Marittimo per essere smaltite

Le ceneri vengono trattate in discarica, viene indicato nella fase trasporto nella sezione dedicata ai rifiuti.

FASE 1_TRASPORTO CENERI

Lo smaltimento avviene in discarica nell'impianto REA di Rosignano Marittimo.

L'azienda che si occupa dello smaltimento ceneri è la Dife S.r.l. sita a Serravalle Pisotiese, la quale si reca all'impianto, raccoglie le ceneri e le porta nella discarica REA. Il mezzo utilizzato dall'azienda è un autotreno scarrabile con 2 cassoni del modello Iveco Magirus 260 S, portata pari a 35 m³ ogni cassone (totale 70 m³). I consumi risultano di 1 litro di gasolio ogni 2,5 km.

L'impianto tratta un quantitativo di ceneri pari al 3% in peso dell'input.

Avendo un input di 450.000 kg di cippato risulteranno 13.500 kg/anno di ceneri in uscita (pari al 3%)

13.500 kg di ceneri equivalgono a 8 mc/anno di ceneri prodotte

I km totali percorsi dall'azienda per smaltire le ceneri fino in discarica sono:

167 km a pieno carico (dall'impianto alla discarica) + 66,1 a vuoto = 233,1 km di un viaggio di andata

(66,1 sono i km tra la Dife e l'impianto)

233,1 + 98,8 a vuoto = 331,9 km totali di uno smaltimento ceneri

(98,8 sono i km tra la discarica REA e la Dife)

I km a pieno carico da compiere risultano 167.

Si utilizza sempre il fattore 1,7 che tiene conto sia dei viaggi a pieno carico che di quelli a vuoto del mezzo di trasporto, considerando soltanto il viaggio a pieno carico. Perciò:

$167 * 1,7 = 283,9$ km totali per un viaggio per smaltire le ceneri

L'azienda compie 2 trasporti ceneri all'anno (ipotesi)

I kg totali, quindi, da trasportare per ogni viaggio risultano $13.500 / 2 = 6.750$ kg di ceneri da trasportare in ogni viaggio alla discarica, considerando appunto un trasporto di 2 volte all'anno.

Avremo pertanto $283,9 / 6.750 = \mathbf{0,042 \text{ kgkm}}$

Equivalentemente :

$283,9 \text{ km a viaggio} * 2 \text{ volte all'anno che compie tale viaggio} = 567,8 \text{ km/anno totali}$

$567,8 / 13.500 \text{ kg di ceneri annue da smaltire} = \mathbf{0,042 \text{ kgkm}}$

L'unità di misura è sempre kgkm, cioè **i km percorsi da 1 kg di ceneri**

Le ceneri trattate sono considerate inerti di ceneri di torba.

All'interno della scheda per tale fase si è utilizzato nella riga indicante *l'output rifiuti* :
Waste in inert landfill (indicante la discarica per materiali inerti come questi).

Come *trattamento rifiuto* è stato usato :

Waste (inert) to landfill, nella categoria Trattamento rifiuti – Landfill – Inert Material

TOTALI

Quando si realizza l'assemblaggio delle diverse fasi per consultare i risultati totali di impatto ambientale, vengono selezionate le fasi di interesse per quell'assemblaggio e indicate le quantità annue totali :

Taglio, Esbosco : 512.200 kg di alberi (da cui si ottiene 450.000 kg di cippato), visto che la fase taglio e la fase esbosco trattano alberi va indicato il quantitativo totale di alberi da trattare per ottenere la fornitura annua di cippato

Cippatura, Trasporto, Carico : 450.000 kg cippato di fornitura annuale da contratto, visto che in tali fasi si cippa e si trasporta e si carica in tramoggia del cippato

Combinazione Gassificazione e Stirling_output elettrico : 210.000 kWh

(17,5% de totale di 200 kW * 6.000 ore di funzionamento/anno)

Combinazione Gassificazione Stirling_output termico : 840.000 kWh (70% del totale)

Dispersioni : 150.000 kWh (12,5 % del totale di 200 kW annuali)

Smaltimento Ceneri : 13.500 kg (equivalenti a 8 m³/anno di ceneri)

Risultati con metodo Eco-Indicator99

Completato l'inventario delle emissioni e dei consumi di risorse imputabili all'impianto di produzione cogenerativa di Castel d'Aiano con approvvigionamento La Fenice, è possibile, attraverso modelli predisposti all'interno del software SimaPro 6.0, giungere alla valutazione dell'entità con cui ogni singola fase contribuisce al punteggio relativo alle varie categorie di danno considerate : *Carcinogens, Respiration organics, Respiration inorganics, Climate change, Radiation, Ozone layer, Ecotoxicity, Acidification/Eutrophication, Land Use, Minerals e Fossil fuels.*

Dall'analisi della tabella sotto riportata è possibile risalire all'entità del danno con cui ciascuna fase contribuisce alla definizione del punteggio totale, relativo alle diverse categorie di impatto considerate nel metodo degli *Eco-indicator99*

SimaPro 6.0		Data:	04/11/2010(Periodo: 19.53.10									
Titolo:		Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Castel d'Aiano Fen'										
Metodo:		Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/H										
Valore:		Valutazione dei danni										
Per ogni c:		Si										
Skip unus:		Mai										
Modo relat:		Non										
Categoria	Unità	Totale	TAGLIO F	ESBOSCO	CIPPATURA	TRASPORTO	CARICO	OUTPUT EL	OUTPUT T	DISPERS	TRASPORTO CENI	SMALTIMENTO IN DISC
Carcinoger	DALY	0,000262	5,12E-06	8,03E-09	0,0000788	1,15E-08	0,000178	2,28E-08	3,66E-07	1,17E-08	6,25E-09	8,27E-08
Resp. orga	DALY	7,44E-05	3,72E-05	4,23E-12	0,0000304	2,96E-10	6,76E-06	4,23E-09	6,76E-08	2,16E-09	1,29E-10	3,84E-08
Resp. inorg	DALY	0,0124	0,000106	3,55E-08	0,0102	0,000000253	0,0021	6,29E-07	1,01E-05	3,21E-07	0,000000112	0,0000129
Climate ch	DALY	0,00202	8,31E-05	5,85E-09	0,00124	4,12E-08	0,000682	1,18E-06	1,89E-05	6,03E-07	1,92E-08	0,00000158
Radiation	DALY	1,15E-06	7,61E-08	6,79E-15	0,00000102	2E-14 x		2,8E-09	4,48E-08	1,43E-09	9,09E-15	1,07E-09
Ozone lay	DALY	1,08E-05	6,55E-07	2,25E-13	0,0000082	4,44E-13	1,93E-06	6,2E-10	9,92E-09	3,16E-10	2,17E-13	1,05E-08
Ecotoxicity	PDF*m2yr	181	24,5	0,000163	43,1	0,00523	113	0,013	0,207	0,00661	0,00237	0,0515
Acidificatio	PDF*m2yr	465	3,82	0,000176	396	0,00974	64,1	0,0302	0,483	0,0154	0,0043	0,504
Land use	PDF*m2yr	0,00628 x		0,00175 x		0,00317 x	x		1,07E-18 x		0,00136 x	
Minerals	MJ surplus	0,0103 x		0,00464 x		0,0037 x	x		1,75E-18 x		0,00198 x	
Fossil fuel	MJ surplus	0,635 x		0,0476 x		0,399 x	x		1,1E-16 x		0,189 x	

Risultati dell'analisi del Ciclo di Vita di 4.500 q di cippato con il metodo Eco-Indicator99 per le varie categorie d'impatto

Si è notato, in particolare per le categorie *Respiration Organics*, *Respiration Inorganics*, *Climate Change*, *Ozone Layer*, *Radiation*, *Acidificatio/Eutrophication* che la fase che contribuisce maggiormente al relativo punteggio è la cippatura, mentre per la categoria *Carcinogens*, *Ecotoxicity* la fase maggiormente impattante risulta la fase di carico del cippato tramite coclea. Per la categoria *Land Use* la fase maggiormente impattante è il trasporto del cippato all'impianto; per la categoria *Minerals* la fase maggiormente impattante è l'esbosco; per la categoria *Fossil fuels* la fase maggior mente impattante è il trasporto del cippato all'impianto.

Il Grafico sottostante (istogramma) esprime in percentuale il contributo che le varie fasi portano alla definizione del punteggio complessivo, relativo alle differenti categorie di impatto. In pratica visualizza graficamente e quindi in maniera immediata quanto appena detto osservando la tabella precedente.

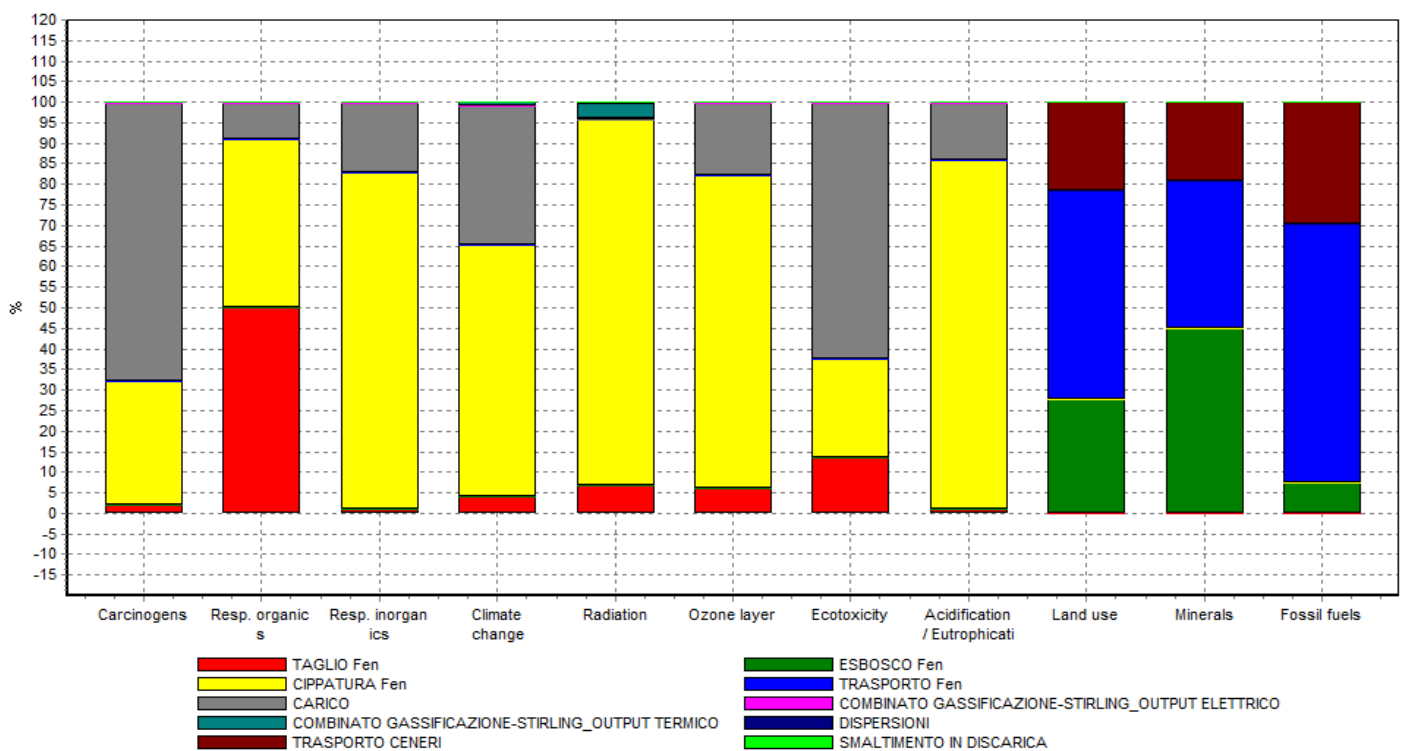
Si vede infatti che la fase maggiormente impattante risulta la Cippatura (gialla) e il taglio (rossa); inoltre viene evidenziato come il trasporto del cippato all'impianto, l'esbosco e il trasporto ceneri siano anch'essi abbastanza impattanti e in particolare impattano molto solo su

Land Use, Minerals e Fossil fuels e non sulle prime categorie legate alla salute e all'ecosistema.

La procedura generale di un'analisi del ciclo di vita di un prodotto, condotta mediante il metodo degli *Eco-indicator*, prevede che i diversi tipi di impatto siano raggruppati per categorie e, successivamente, venga calcolato un punteggio globale: in tal modo è possibile riferirsi a macrocategorie di impatto, piuttosto che alle singole tipologie di danno riscontrate.

Le tre macrocategorie d'impatto sono :

1. Human Health (Salute umana); ad essa contribuiscono: *Carcinogens, Respiration organics, Respiration inorganics, Climate change, Radiation e Ozone layer.*
2. Ecosystem Quality (Qualità dell'ecosistema); ad essa contribuiscono: *Ecotoxicity, Acidification/Eutrophication e Land Use.*
3. Resources (Sfruttamento delle risorse); ad essa contribuiscono: *Minerals e Fossil fuels.*

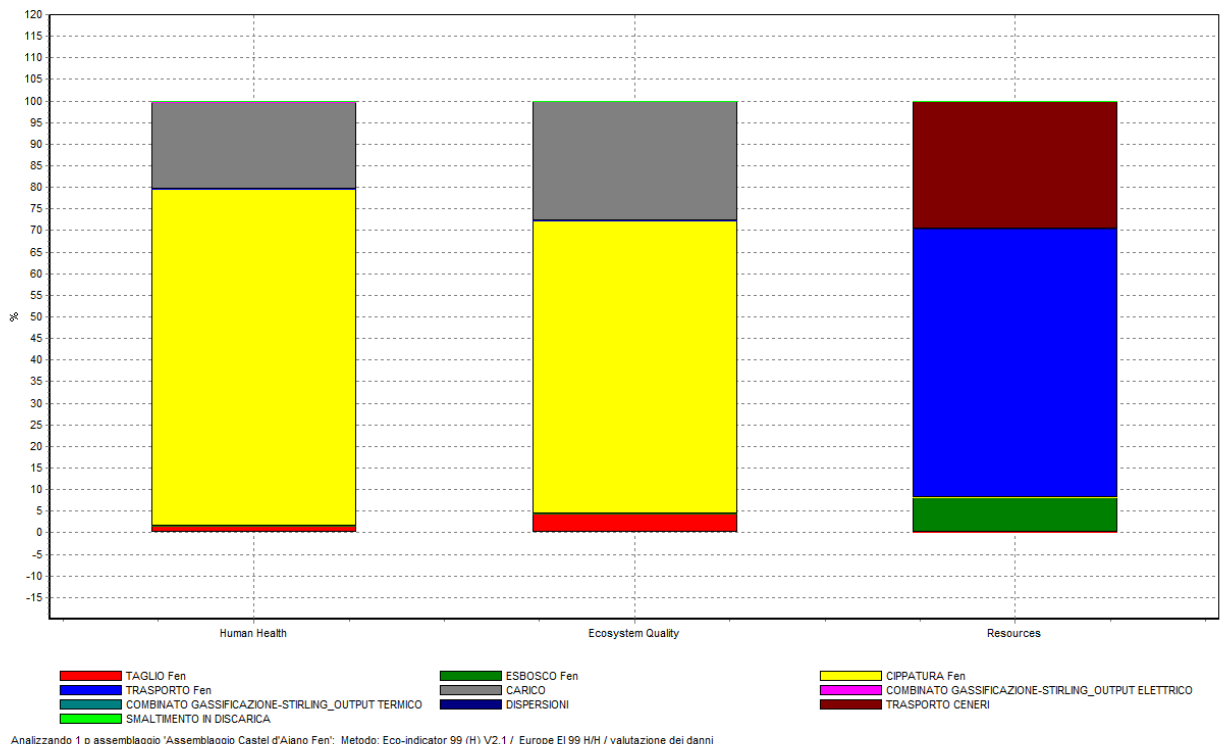


Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Castel d'Aiano Fen'; Metodo: Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/H / valutazione dei danni

Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi per 4.500 quintali di cippato alla definizione del punteggio complessivo relativo alle differenti categorie di impatto, con il metodo degli *Eco-indicator 99*.

Sotto riportiamo anche il grafico (istogramma) relativo solo alle 3 macro categorie elencate, per avere un'idea ancora più chiara ed immediata dell'impatto delle diverse fasi a livello più macro. Si può notare come la fase di cippatura è la più impattante nella macro categoria Salute Umana ed Ecosistema e non compare invece nella categoria Risorse; questo è da imputare al fatto che la cippatura consuma un grosso quantitativo di energia derivante da combustibile fossile (cippatura a diesel) che emette sostanze nell'ambiente dannose per la salute umana sicuramente e per l'ecosistema pianeta e non riguarda direttamente l'uso di risorse naturali e di combustibili fossili. Secondo alla cippatura vi è il carico, anch'esso impattante per le prime due macro categorie perché consuma energia elettrica per caricare il cippato, consumo derivante da combustibile fossile che mette sostanze dannose nell'ambiente, dannose per la salute umana e per l'ecosistema.

Infine si nota come la fase di trasporto e trasporto ceneri e in misura minore l'esbosco sono le più impattanti per la categoria Risorse, in quanto l'esbosco comporta una riduzione delle risorse naturali e il trasporto emette una grossa quantità di CO₂ nell'ambiente utilizzando combustibili fossili (risorsa).



Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi per 4.500 quintali di cippato alla definizione del punteggio complessivo relativo alle tre macro categorie di impatto, con il metodo degli *Eco-indicator 99*.

Si può notare che per la macro categoria Risorse il trasporto del cippato all'impianto incide

maggiormente del trasporto ceneri, nonostante il trasporto delle ceneri avvenga con un mezzo sicuramente più , per sue peculiari caratteristiche, del camion impiegato per il trasporto del cippato e la distanza sia notevolmente maggiore. Tale risultato può essere giustificato dal fatto che innanzitutto il trasporto ceneri viene effettuato solo 2 volte all'anno, in quanto il camion ha una portata maggiore e occorrono così un numero di viaggi minore all'anno, dato anche dal fatto che la quantità di ceneri da trasportare all'anno risulta assai minore (450.000 kg di cippato, contro i 13.500 kg di ceneri all'anno); in questo modo, essendo il cippato in maggiore quantità da trasportare e avendo il camion una capacità di carico minore, dovrà essere trasportato un numero di volte assai maggiore e così il numero dei km percorsi in totale in un anno risulterà sicuramente maggiore, anche se la distanza singola è nettamente più breve.

SimaPro 6.0	Data:	04/11/2010	Periodo:	19.52.51								
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Castel d'Aiano Fen'												
Metodo: Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/H												
Valore: Valutazione dei danni												
Categoria \ Unità	Totale	TAGLIO F	ESBOSCO	CIPPATURA	TRASPORTO	CARICO	OUTPUT ELI	OUTPUT TI	DISPERSI	TRASPORTO CEN	SMALTIMENTO IN DISC.	
Human He DALY	0,0148	0,000232	4,94E-08	0,0115	0,000000306	0,00297	0,00000184	2,95E-05	9,39E-07	0,000000138	0,0000146	
Ecosystem PDF*m2yr	646	28,3	0,00209	439	0,0181	177	0,0431	0,69	0,022	0,00803	0,555	
Resources MJ surplus	0,645 x		0,0522 x		0,402 x		x	1,12E-16 x		0,191 x		

Risultati dell'analisi del Ciclo di Vita di 4.500 q di cippato con il metodo Eco-Indicator99 per le tre macro categorie d'impatto

Nel diagramma sottostante invece (il network) è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio totale dell'impatto, ottenuto con il metodo degli *Eco-indicator 99* considerando tutti i fattori d'impatto.

Nel diagramma viene evidenziato che la fase a maggior impatto ambientale risulta la cippatura : tale fase è rappresentata infatti con una freccia rossa di maggiore spessore.

Successivamente alla cippatura, distanziata, abbiamo il carico e poi il taglio come fasi a maggiore impatto.

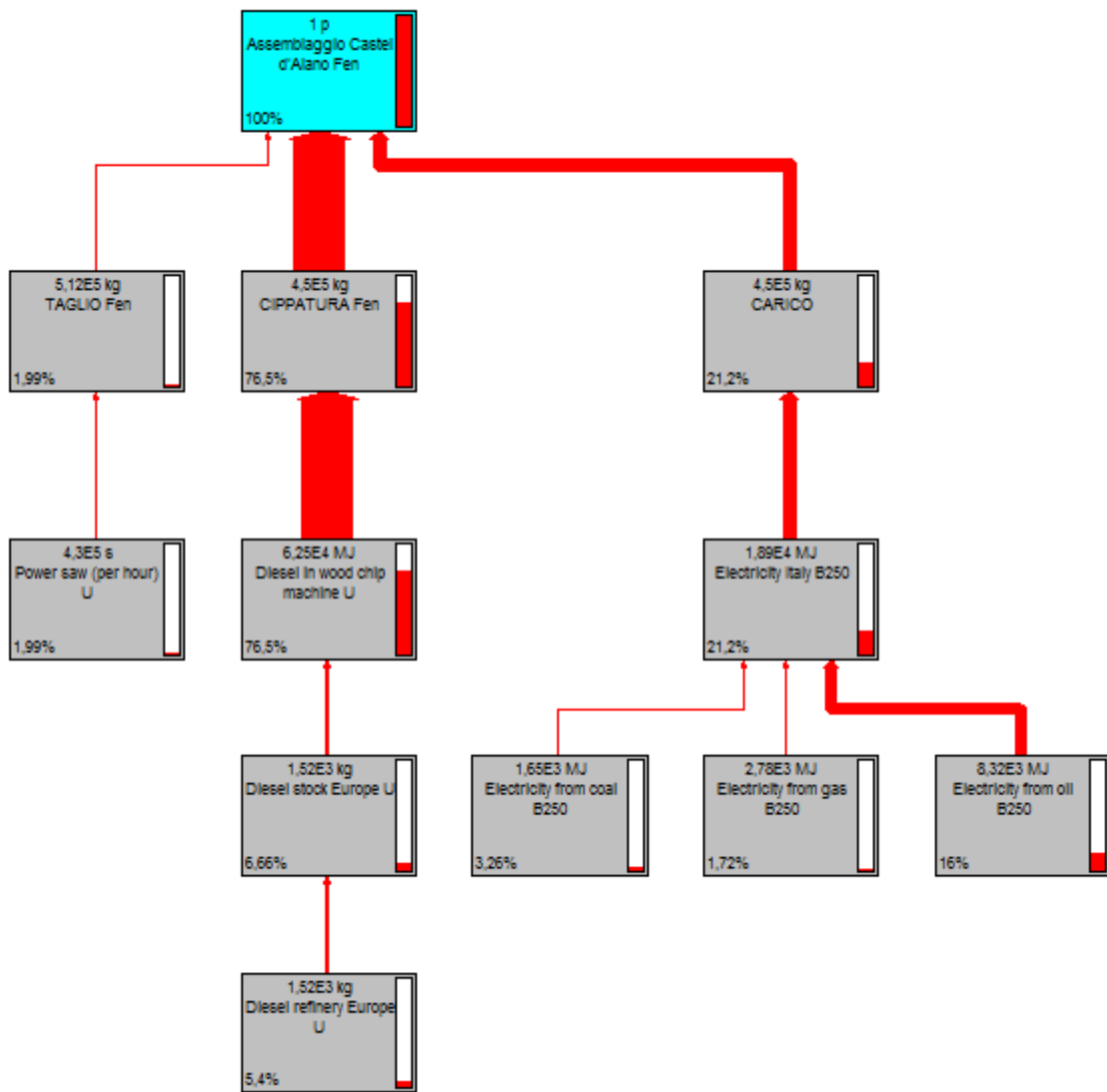
Ovviamente scendendo nel dettaglio di tale diagramma saranno rappresentate tutte le altre fasi che appariranno in ordine di impatto ambientale (più si scende nel dettaglio e più compariranno anche tutti gli input che concorrono in ogni fase).

Le fasi che risultano da tale network sono le più impattanti dal punto di vista globale, considerando cioè tutti i fattori d'impatto e non singolarmente uno ad uno.

Quindi si evince, facendo un bilancio ambientale complessivo, che la fase a maggiore impatto risulta essere la cippatura; tale risultato è in linea con i risultati riportati nella letteratura e ciò è dovuto principalmente al fatto che la cippatrice consuma molta energia, per la quale occorre di

conseguenza un elevato consumo di combustibile diesel dalla presa di potenza del trattore ed emette quindi in atmosfera sostanza dannose.

E' dunque evidente che in proporzione, in confronto anche alla cippatura, il trasporto impatta globalmente in misura minore di quest'ultima; anche questo risultato è plausibile in quanto sono stati compiuti studi dai quali risulta che una distanza di 100 km o inferiore, come è nel caso in oggetto, risulta pressoché irrilevante ai fini dell'impatto ambientale del trasporto.

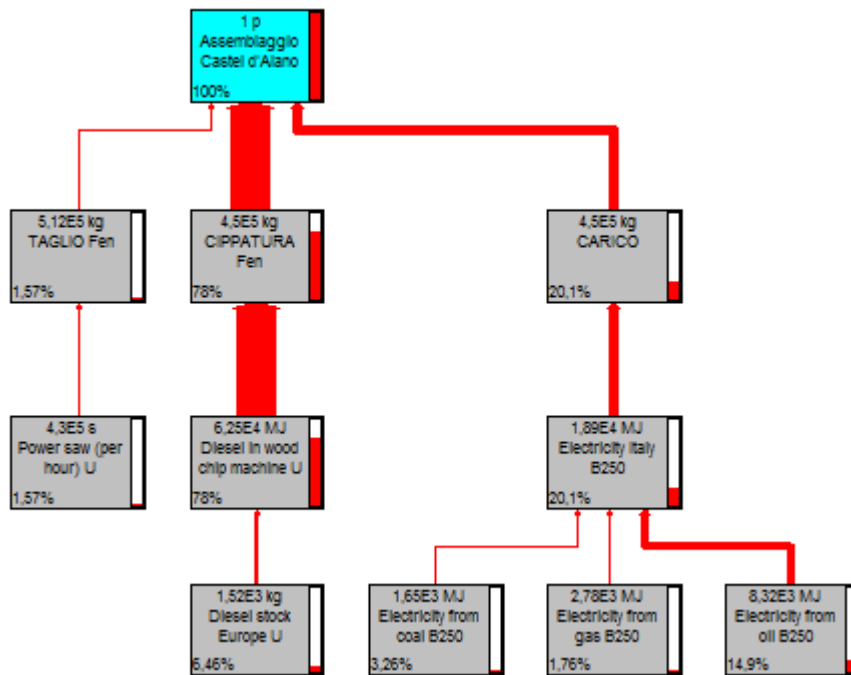


Si può notare come le fasi a maggiore impatto siano : in primis la cippatura con un 76,5% (utilizzo di una cippatrice che consumo molta energia derivante dall'utilizzo di combustibile fossile), a seguire la fase di carico del cippato con un 21,2% di incidenza; questo impatto del carico deriva dal fatto che tale fase utilizza un consumo di elettricità che, seppure minima (si tratta di 5.000 kWh all'anno), rispetto alle altre fasi risulta però impattante dal punto di vista

ambientale, trattandosi di elettricità prodotta da combustibili fossili (l'impianto non prevede un autoconsumo per l'energia elettrica che utilizza l'impianto, ma occorre comunque sempre un assorbimento esterno di energia per il funzionamento).

Successivamente vi è il taglio con un 1,99% di incidenza; tale fase risulta con un impatto minore del carico in quanto i minuti di utilizzo della motosega sono molto ridotti e il numero di alberi abbattuti non è eccessivamente elevato, trattandosi di impianti di piccola taglia.

Possiamo anche studiare il network nelle 3 macro categorie e vedere l'incidenza delle diverse fasi più impattanti in ciascuna delle tre.

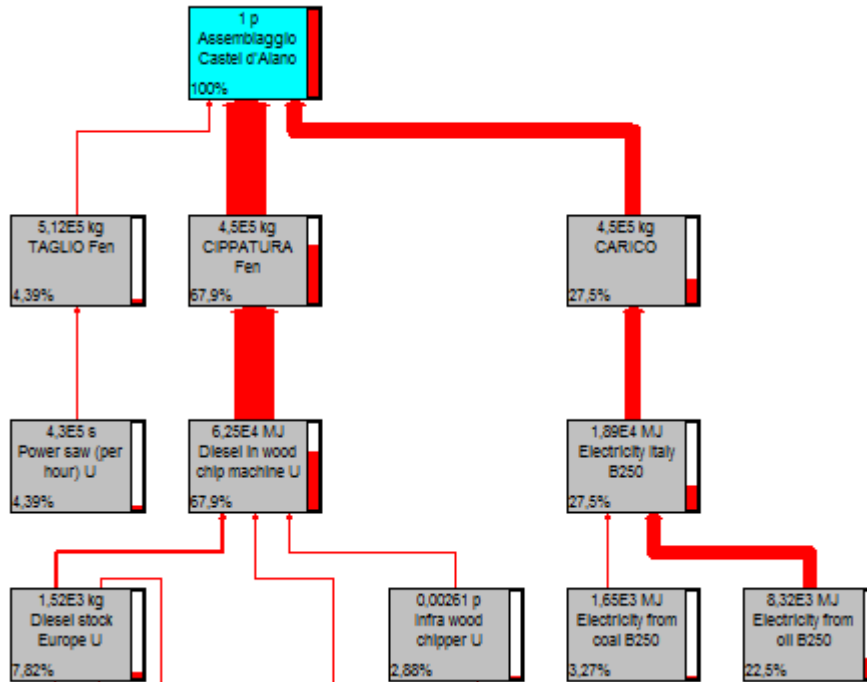


Network relativo alla macrocategoria Salute umana (Human Health)

Dall'analisi di questa network vediamo ciò che è stato riscontrato precedentemente (percentuali simili), cioè sulla salute umana impatta per prima la cippatura con un 78%, a seguire il carico con un 20% e infine il taglio con un 1,57% (la fase maggiormente impattante è sempre appunto la cippatura che va a incidere sulle sostanze emesse in atmosfera dannose per la salute umana).

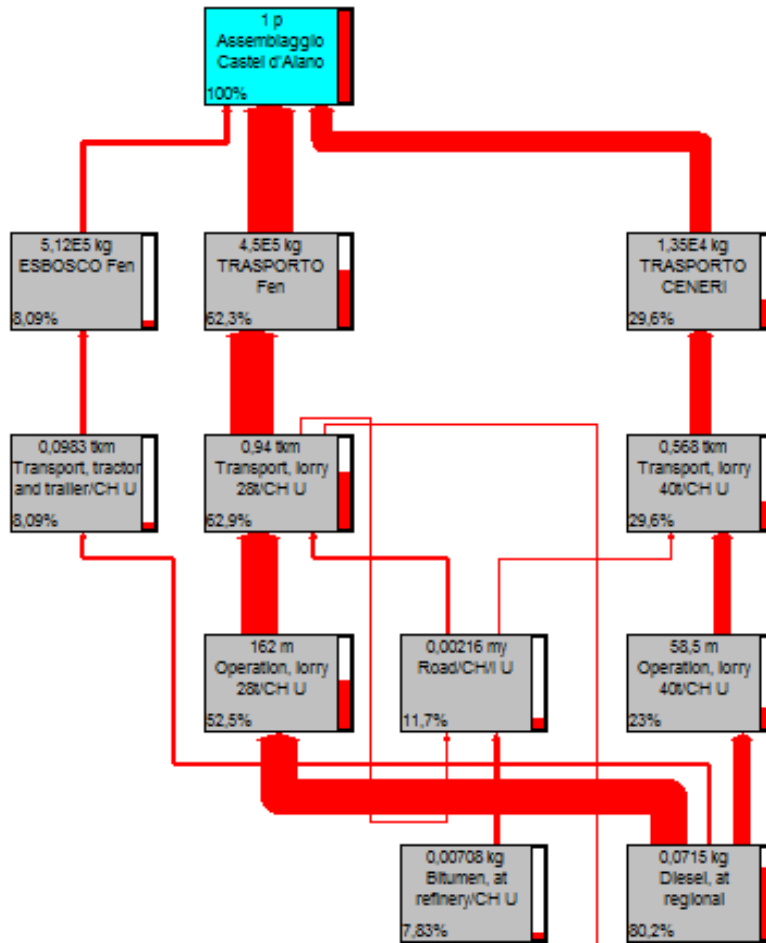
Stesse conclusioni si possono trarre per il network di seguito, relativo alla macro categoria Ecosistema (Ecosystem Quality), la cippatura in primis a seguire il carico e infine il taglio.

Anche qui la fase a maggiore impatto è cippatura, in quanto va a incidere sulle sostanze emesse in atmosfera dannose per l'ecosistema ambientale del pianeta



Network relativo alla macro categoria Ecosystem Quality

Per il network della macro categoria Risorse (Resources) si evidenziano i risultati esposti precedentemente, cioè l’impatto maggiore deriva dal trasporto del cippato con un 62,3% di incidenza, a seguire il trasporto delle ceneri con un 29,6% di incidenza e infine l’esbosco in misura minore con una percentuale del 8,09%. Questo perché appunto il cippato da trasportare è in quantità maggiore delle ceneri da trasportare e il cammino dedicato al cippato è più piccolo, ciò comporta un numero di viaggi assai maggiore all’anno, nonostante i km a viaggio siano nettamente inferiori.



Network relativo alla macro categoria Resources

Risultati con metodo Edip/Umip96

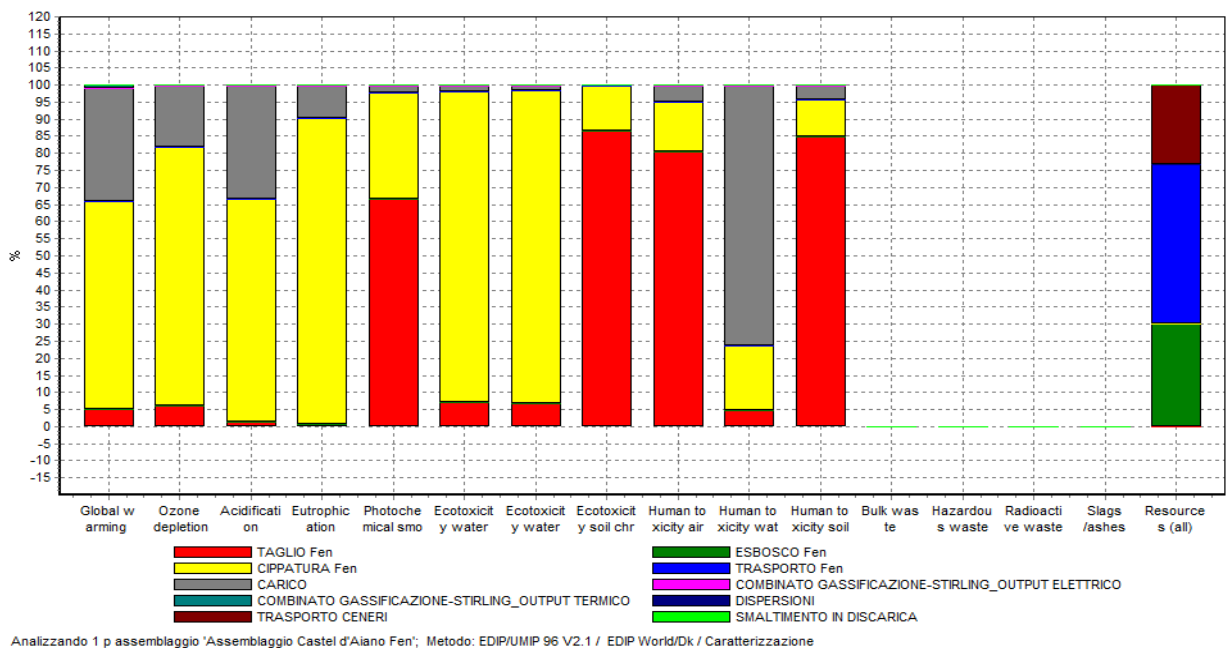
Categoria \ Unità	Totale	TAGLIO F+ESBOSCO	CIPPATURA	TRASPORTO	CARICO	OUTPUT ELI	OUTPUT TI	DISPERS	TRASPORTO CEN	SMALTIMENTO IN DISC	
Global war g CO2	9930000	505000	28,1	6030000	198	3290000	5750	92100	2940	92,1	7680
Ozone dep g CFC11	5,99	0,365	2,14E-07	4,54	0,000000422	1,07	0,000392	0,00627	0,0002	0,000000206	0,00582
Acidificati g SO2	86500	1200	0,0657	56400	1,38	28700	6,59	105	3,36	0,619	71,4
Eutrophica g NO3	105000	804	0,0301	93600	2,27	10100	6,64	106	3,39	0,998	120
Photocheng ethene	4250	2840	0,00738	1310	0,0217	84,2	0,811	13	0,414	0,0104	1,47
Ecotoxicity m3	5730000	409000	15,7	5200000	29,8	102000	293	4680	149	16,1	6650
Ecotoxicity m3	567000	38700	0,422	518000	0,94	9100	28,8	461	14,7	0,497	663
Ecotoxicity m3	51200	44300	0,000758	6780	0,0145	56,4	2,96	47,3	1,51	0,00543	7,7
Human tox m3	7,84E+09	6,31E+09	2290	1140000000	46400	3,79E+08	612000	9800000	312000	18100	1410000
Human tox m3	30500	1380	4,87	5800	8,99	23200	5,89	94,2	3	4,91	6,66
Human tox m3	4490	3810	0,000952	492	0,0413	185	0,503	8,05	0,257	0,0146	0,524
Bulk waste kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hazardous kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Radioacti kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Slags/ash kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Resources kg	4,18E-05	x	0,0000126	x	0,0000195	x	x	7,14E-21	x	0,0000097	x

Risultati dell'analisi del ciclo di vita di 4.500 quintali di cippato con il metodo EDIP/UMIP96.

- Il *Global warming (GWP 100)* rappresenta il contributo di ciascuna fase della filiera all'incremento della temperatura media terrestre conseguente all'effetto serra ed è espresso in grammi di anidride carbonica emessa. Esso risulta particolarmente influenzato dalla fase di cippatura, con 6.030.000 g CO₂, seguita dalla fase di carico con 3.290.000 g CO₂, successivamente vi è il taglio con 505.000 g CO₂.
- L'*Ozone depletion* indica il contributo di ciascuna fase della filiera al deperimento dello strato di ozono stratosferico, ed è valutato in riferimento ai grammi di CFC11 emessi. La fase in cui si riscontra la maggiore emissione di tali sostanze è sempre quella di cippatura (4,54 g CFC11), seguita dal taglio (0,365 g CFC11).
- L'*Acidification*, espressa in grammi di SO₂, definisce il contributo di ciascuna fase della filiera all'emissione di solfati, responsabili, tra l'altro, delle piogge acide. Essa risulta influenzata soprattutto dalla fase di cippatura (56.400 g SO₂), seguita dalla fase di carico (28.700 g SO₂) e infine il taglio (1.200 g di SO₂).
- L'*Eutrophication* esprime il contributo di ciascuna fase della filiera all'incremento di nutrienti nelle acque, e viene calcolata in riferimento ai grammi di NO₃. Essa è influenzata principalmente dalla fase di cippatura con 93.600 g NO₃, seguito da carico (101.000 g NO₃) e infine taglio (804 g NO₃).
- Il *Photochemical smog* è espresso in grammi di etene. Ad esso contribuisce principalmente la fase di taglio, con 2.840 g, seguita dalla fase di cippatura, con 1.310 g.
- L'*Ecotoxicity water chronic* è espressa in m³, ed è influenzata dalla fase di cippatura con 5.200.000 m³, seguita dalla fase di taglio con 409.000 m³ e infine il carico (102.000 m³).
- L'*Ecotoxicity water acute* è espressa in m³, ed è influenzata nell'ordine, dalla fase di cippatura con 518.000 m³, seguita dalla fase di taglio con 38.700 m³ e infine il carico (9.100 m³).
- L'*Ecotoxicity soil chronic* è espresso in m³, è influenzato dalla fase di taglio, con 44.300 m³, seguita dalla fase di cippatura con 6.780 m³.
- All'*Human toxicity air*, calcolata in m³, contribuiscono il taglio, con 6,31×10⁹ m³, seguito dalla fase di carico con 3,79 x 10⁸ m³, infine la cippatura con 1.140.000.000 m³.
- All'*Human toxicity water*, calcolata in m³, contribuiscono il carico con 23.800 m³, segue la cippatura con 5.800 m³, infine il taglio con 1.380 m³.
- All'*Human toxicity soil*, calcolato in m³, contribuisce maggiormente la cippatura, con 3.800 m³ seguita dalla cippatura con 492 m³.

▪ *Resources (all)*, espresso in kg, è influenzato principalmente dalla fase di trasporto (0,0000195 kg), seguita dalla fase di esbosco (0,0000126 kg) e infine dal trasporto ceneri (0,0000097 kg).

Il seguente grafico rappresenta i risultati ottenuti con il metodo EDIP/UMIP 96 relativamente all'analisi del ciclo di vita della produzione di 4.500 quintali di cippato. In particolare, ad ogni categoria di impatto è associato il contributo di ciascuna fase della filiera, espresso in percentuale.



Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi della filiera di cippato alla definizione del punteggio delle singole categorie di impatto con il metodo EDIP/UMIP 96.

Dall'analisi del grafico è possibile evincere come le categorie di impatto: *Global warming (GWP 100)*, *Ozone depletion*, *Acidification*, *Eutrophication*, *Ecotoxicity water chronic*, *Ecotoxicity water acute* siano influenzate principalmente dalla fase di cippatura.

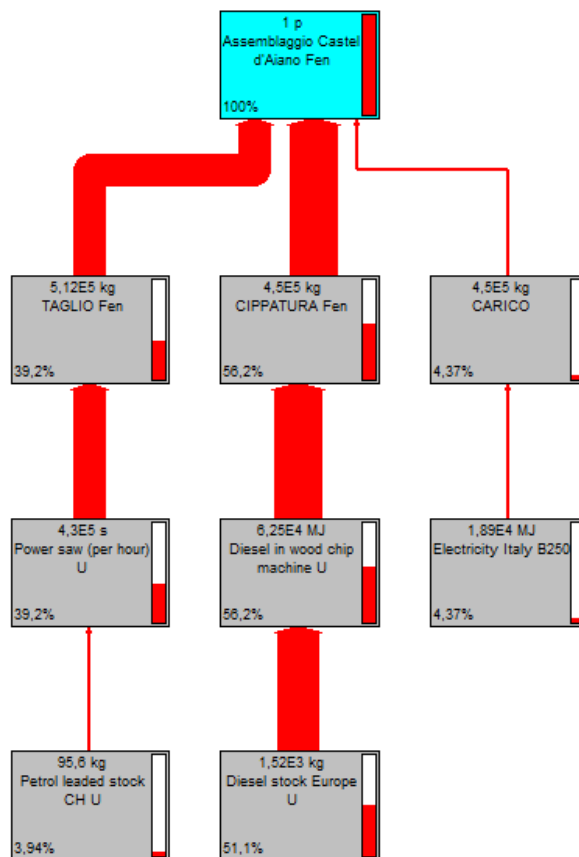
Alla definizione del punteggio delle categorie *Photochemical smog*, *Ecotoxicity soil chronic*, *Human toxicity air*, *Human toxicity soil* invece, concorre principalmente la fase di taglio.

Per la categoria *Resources (all)* invece le categorie che generano maggiore impatto solo la fase di esbosco, trasporto e trasporto ceneri.

Nel diagramma sottostante (network) è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio totale dell'impatto, ottenuto con il metodo *Edip/U mip96* considerando tutti i fattori d'impatto.

Nel diagramma viene evidenziato che la fase a maggior impatto ambientale risulta la cippatura : tale fase è rappresentata infatti con una freccia rossa di maggiore spessore (56,2%); a seguire vi è il taglio (39,2%) a maggiore impatto globale, considerando nel suo insieme tutti gli indicatori di impatto e infine il carico (4,37%).

Come evidenziato, con tale metodo, nel network generale di tutti gli indicatori d'impatto il taglio risulta molto impattante, mentre con il metodo eco-indicator il carico risultava più impattante del taglio nel network generale.

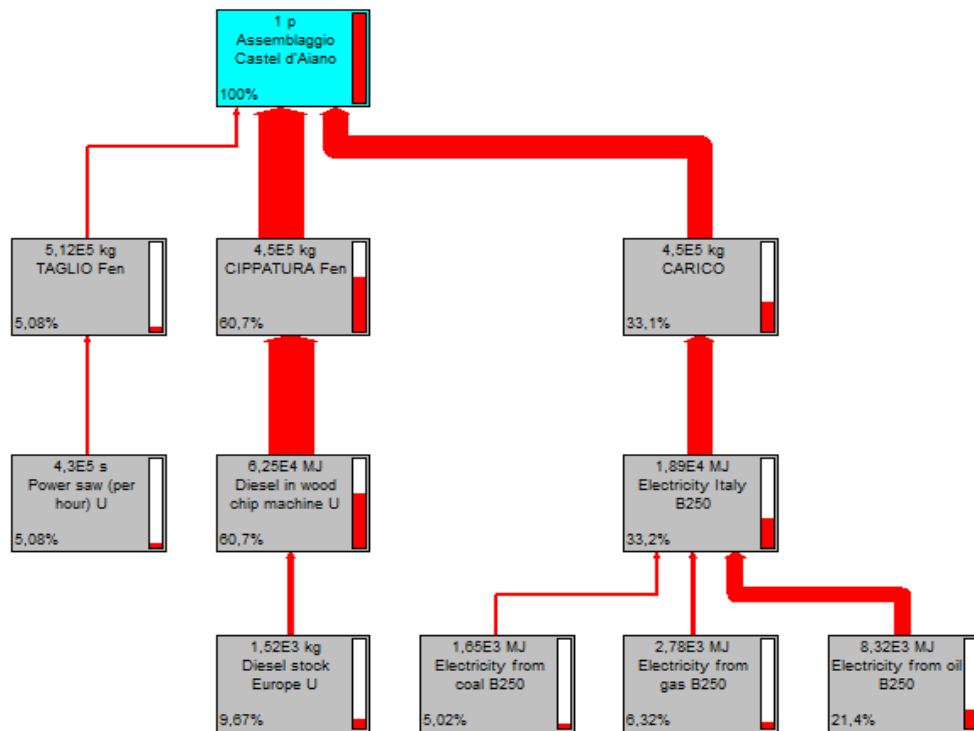


Dal network si evince che in questo caso, quindi, anche il taglio ha una grossa influenza (mentre con gli eco-indicator il taglio risultava molto inferiore alla cippatura e secondo ad essa vi era il carico). Ma d'altronde questo è un metodo diverso che usa indicatori d'impatto diversi e per tali indicatori la fase di taglio risulta più impattante del carico. Ciò deriva dal fatto che nel metodo *Edip/U mip96* si usano molti indicatori legati all'ecosistema, al consumo di risorse e all'impatto che ha il prelievo di risorse dal territorio (inquinamento acqua, aria, suolo, tossicità umana per acqua, aria suolo).

Si possono quindi trarre le medesime conclusioni : le fasi che risultano dal network sono le più impattanti dal punto di vista globale, considerando cioè tutti i fattoti d'impatto e non singolarmente uno ad uno.

Quindi si evince, facendo un bilancio ambientale complessivo, che la fase a maggiore impatto risulta essere la cippatura, in quanto la cippatrice consuma molta energia, per la quale occorre di conseguenza un elevato consumo di combustibile diesel dalla presa di potenza del trattore e che quindi emette in atmosfera sostanze dannose.

Quindi, in confronto alla cippatura il trasporto impatta in misura minore di quest'ultima, in quanto il trasporto è contenuto nell'arco di 100 km, distanza per cui l'impatto del trasporto non è estremamente rilevante.



Network relativo all'indicatore Global Warming

Analizzando il network del solo indicatore Global Warming invece possiamo notare come la fase a maggiore impatto sia la cippatura (60,7%) ma a seguire vi è la fase di carico (33,1%) e non il taglio; il risultato è da aspettarselo, in quanto il carico consuma abbastanza energia che deriva da un uso di combustibili fossili che immettono in atmosfera sostanze dannose e CO₂, che influisce al riscaldamento globale del pianeta.

Se avessimo osservato il grafico relativo all'indicatore Resources sarebbe ovviamente risultato il maggiore impatto ambientale dato dal trasporto, a seguire l'esbosco per l'abbattimento di risorse naturali come gli alberi e infine il trasporto ceneri, anche qui in misura minore per le conclusioni che sono state tratte anche per gli Eco- Indicator99.

ANALISI LCA_APPROVVIGIONAMENTO ORLANDINI

Gli obiettivi e lo scopo dell'analisi risultano le medesime dell'approvvigionamento La Fenice.

Le diverse fasi

La macrofasi sono le stesse del precedente approvvigionamento; per quanto riguarda la macrofase approvvigionamento cambieranno i valori da inserire nell'LCA; per le macrofasi processo produttivo e smaltimento ceneri i valori risulteranno gli stessi, in quanto ciò che cambia è solamente l'approvvigionamento ora effettuato a Pistoia dall'azienda Orlandini.

Orlandini si trova a una distanza di 66,1 km dall'impianto.

Le macrofasi, quindi, risultano le stesse dell'approvvigionamento La Fenice, così come le flow chart delle diverse macrofasi.

In particolare le macrofasi 2 (processo produttivo) e 3 (smaltimento ceneri) sono identiche in quanto l'impianto è il medesimo, ciò che cambia è solo a livello di valori è la macrofase 1 di approvvigionamento pur le fasi risultando le stesse. Anche per quanto riguarda le voci nel database sono state utilizzate le stesse, cambiano solo pertanto i valori numerici inseriti.

MACROFASE 1 : APPROVVIGIONAMENTO_4.500 q di cippato all'anno

FASE 1_TAGLIO

Si utilizzano i seguenti tipi di alberi: robinia e pioppo; non si tratta di colture dedicate, ma di bosco spontaneo, che non viene pertanto irrigato e fertilizzato.

In questo caso i boschi sono diversi e sono situati ad una distanza dall'azienda nel raggio di circa 15 km (maggiore trasporto con trattore).

In questo caso però l'azienda oltre al taglio di alberi, per produrre il cippato necessario all'impianto, si avvale anche di un 30% derivante da scarti di lavorazione di paleria per il castagno. 30% derivante da scarti, e pertanto per tale percentuale non sono abbattuti alberi ma si utilizzano scarti prodotti da precedenti tagli che nel nostro sistema non considereremo (il confine del sistema considera che sono già disponibili tali scarti e non ci occuperemo di come sono stati ottenuti, da che lavorazioni, attività, attrezzature ecc).

Si parte quindi dal dato calcolato precedentemente (trattandosi degli stessi tipi di albero) che risultava essere di 0,014 minuti (ore utilizzo motosega all'anno per produrre i 4.500 q di cippato).

$0,014 - 30\% = 0,0098$ minuti necessari per realizzare il taglio di alberi del 70% del totale (il 30% non sono alberi abbattuti, per cui non è quindi necessario utilizzare la motosega).

Inoltre l'azienda in questione utilizza sia la motosega che la teleferica o gru a cavo; tale ultimo strumento permette di estirpare per intero la pianta senza bisogno prima di segarla (di solito si sega l'albero e poi lo si trascina fuori dalla zona di abbattimento, con verricello attaccato al trattore).

Si ipotizza un utilizzo del 50% della motosega e un 50% utilizzo della gru a cavo, senza quindi necessità di utilizzo della motosega per il 50% degli alberi abbattuti

Considerando che solo per metà del tempo viene utilizzata la motosega, è necessario dividere il valore totale dei minuti della motosega per due. Utilizzando la gru a cavo per il 50% i tempi della motosega non influiscono.

$0,0098 / 2 = \mathbf{0,0049}$ minuti di utilizzo motosega

TOTALI

In questo caso risultano modificati anche i totali per Taglio ed Esbosco, in quanto il 30% deriva da scarti di altre lavorazioni e quindi non costituisce il totale da cui derivano i 4.500 q di cippato annuali.

$512.200 - 30\% = 358.540$ kg totali di albero per ottenere il cippato

$358.540 + 153.660$ kg derivanti da scarto di lavorazioni precedenti

Il valore totale nella fase di assemblaggio da inserire è perciò 358.540 kg di alberi per la fase di taglio ed esbosco (non più 512.000 kg).

FASE 2_ESBOSCO

Il verricello e la gru a cavo le troviamo nel database sotto la stessa voce : **Tractor and Trailer**

Il metodo con verricello è identico al precedente anche per caratteristiche trattore e suoi strumenti.

Il raggio medio di km in cui sono situati i boschi da cui si prelevano gli alberi è 15 km, consideriamo quindi una media di 7,5 km di distanza.

Vi sono inoltre anche i km dalla zona di abbattimento (in cui vi si arriva col trattore) all'imposto in cui avviene la cippatura che risulta pari a circa 200 metri.

$7,5 + 0,2 = 7,7$ km percorsi per l'esbosco

$7,7 * 1,7 = 13,09$ km totali (km totali compiuti da un carico di alberi sul trattore)

Capacità di carico del trattore risulta pari a 10 t equivalenti a 10.000 kg

$13,09 / 10.000 = 0,00131$ kgkm (km per trasportare 1 kg di alberi)

FASE 3_CIPPATURA

La cippatrice ha una capacità di 20 q/ora di cippato, con consumo medio di combustibile di 5-8 litri di gasolio/ora

Il numero da inserire risulta lo stesso del caso precedente in quanto le caratteristiche della cippatrice sono le medesime.

Risulta pertanto : **0,0386 kWh**

FASE 4_TRASPORTO

Il trasporto è realizzato con un autotreno con capacità pari a 200-220 q di cippato.

Il trasporto parte da Pistoia carico di cippato e giunge a Castel d'Aiano per un totale di 60,8 km a pieno carico percorsi (e il ritorno è a vuoto).

$220 \text{ q/viaggio} = 22.000 \text{ kg/viaggio}$

$60,8 * 1,7 = 103,36$ km totali percorsi tra carichi e scarichi

$103,36 / 22.000 = 0,0047$ kgkm

Risultati con metodo Eco-Indicator99

Completato l'inventario delle emissioni e dei consumi di risorse imputabili all'impianto di produzione cogenerativa di Castel d'Aiano con approvvigionamento azienda Orlandini, è possibile, attraverso modelli predisposti all'interno del software SimaPro 6.0, giungere anche qui alla valutazione dell'entità con cui ogni singola fase contribuisce al punteggio relativo alle varie categorie di danno considerate nel metodo Eco-Indicator99.

Dall'analisi della tabella sottostante si può risalire all'entità del danno con cui ciascuna fase contribuisce alla definizione del punteggio totale.

SimaPro 6.0	Data:	08/11/2011(Periodo:	10.21.07									
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Castel d'Aiano_Orl'											
Metodo:	Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A											
Valore:	Valutazione dei danni											
Categoria d'Unità	Totale	TAGLIO O	ESBOSCO	CIPPATURA	TRASPORTO	CARICO	OUTPUT ELI	OUTPUT TI	DISPERS	TRASPORTO CENI	SMALTIMENTO IN DISC	
Carcinogens DALY	0,000258	1,25E-06	3,84E-08	0,0000788	2,33E-08	0,000178	2,28E-08	3,66E-07	1,17E-08	6,25E-09	8,27E-08	
Resp. organ DALY	4,63E-05	9,12E-06	2,02E-11	0,0000304	4,8E-10	6,76E-06	4,23E-09	6,76E-08	2,16E-09	1,29E-10	3,84E-08	
Resp. inorga DALY	0,0123	2,59E-05	1,7E-07	0,0102	0,00000419	0,0021	6,29E-07	1,01E-05	3,21E-07	0,000000112	0,0000129	
Climate char DALY	0,00196	2,04E-05	2,79E-08	0,00124	7,15E-08	0,000682	0,00000118	1,89E-05	6,03E-07	1,92E-08	0,00000158	
Radiation DALY	1,09E-06	1,86E-08	3,24E-14	0,00000102	3,39E-14	-4,4E-23	2,8E-09	4,48E-08	1,43E-09	9,09E-15	1,07E-09	
Ozone layer DALY	1,03E-05	1,61E-07	1,07E-12	0,0000082	8,08E-13	1,93E-06	6,2E-10	9,92E-09	3,16E-10	2,17E-13	1,05E-08	
Ecotoxicity PDF*m2yr	163	6,01	0,000777	43,1	0,00885	113	0,013	0,207	0,00661	0,00237	0,0515	
Acidification.PDF*m2yr	462	0,937	0,000839	396	0,0161	64,1	0,0302	0,483	0,0154	0,0043	0,504	
Land use PDF*m2yr	0,0148 x		0,00835 x		0,00506	3,13E-19 x		x	x	0,00136 x		
Minerals MJ surplus	0,0315 x		0,0222 x		0,00738	1,05E-18 x		x	x	0,00198 x		
Fossil fuels MJ surplus	1,12 x		0,227 x		0,704	-1,2E-17 x		x	x	0,189 x		

Risultati dell'analisi del Ciclo di Vita di 4.500 q di cippato con il metodo Eco-Indicator99 per le varie categorie d'impatto

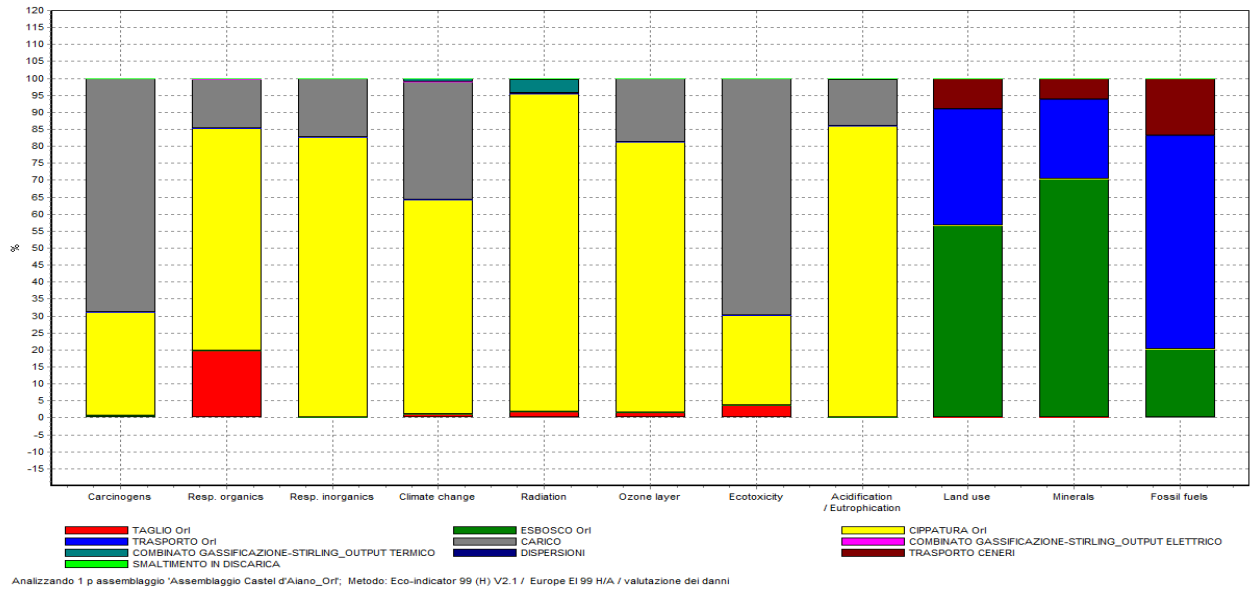
Dalla tabella si può notare : per le categorie *Respiration Organics*, *Respiration Inorganics*, *Climate Change*, *Ozone Layer*, *Radiation*, *Acidificatio/Eutrophication* la fase che contribuisce maggiormente al relativo punteggio è la cippatura, mentre per la categoria *Carcinogens*, *Ecotoxicity* la fase maggiormente impattante risulta il carico. Per la categoria *Land Use e Minerals* la fase maggiormente impattante è l'esbosco; per la categoria *Fossil fuels* la fase maggior mente impattante è il trasporto trasporto del cippato all'impianto.

Il Grafico sottostante (istogramma) esprime in percentuale il contributo che le varie fasi portano alla definizione del punteggio complessivo, relativo alle differenti categorie di impatto. In pratica visualizza graficamente e quindi in maniera immediata quanto appena detto osservando la tabella precedente.

Si nota subito infatti che la fase maggiormente impattante risulta la Cippatura (gialla), a seguire il carico e il taglio (rosso) influisce in lieve misura in questo tipo di approvvigionamento (infatti qui il taglio incide in misura minore essendo minori le ore di utilizzo totali della motosega); inoltre viene evidenziato come il trasporto del cippato all'impianto, l'esbosco e il trasporto ceneri siano anch'essi abbastanza impattanti e in particolare impattano molto solo su *Land Use*, *Minerals* e *Fossil fuels* e non sulle prime categorie legate alla salute e all'ecosistema. Vediamo poi che l'esbosco incide particolarmente su *Land Use* e *Minerals*, impatto ancora maggiore del trasporto cippato all'impianto.

La procedura generale di un'analisi del ciclo di vita di un prodotto, condotta mediante il metodo degli *Eco-indicator*, prevede che i diversi tipi di impatto siano raggruppati per

categorie e, successivamente, venga calcolato un punteggio globale: è possibile così riferirsi a macrocategorie di impatto, piuttosto che alle singole tipologie di danno riscontrate.

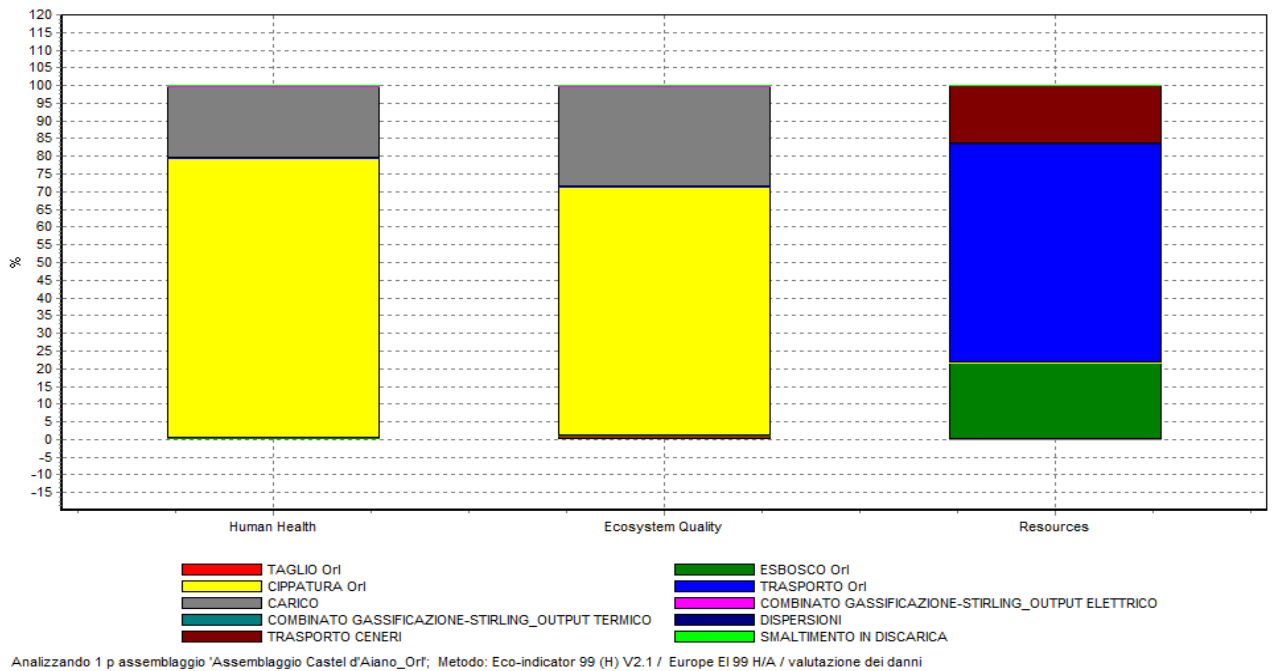


Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi per 4.500 quintali di cippato alla definizione del punteggio complessivo relativo alle differenti categorie di impatto, con il metodo degli *Eco-indicator 99*.

Sotto è riportato anche il grafico (istogramma) relativo solo alle 3 macro categorie elencate, per avere un'idea ancora più chiara ed immediata dell'impatto delle diverse fasi a livello più macro.

Si può notare come la fase di cippatura è la più impattante nella macro categoria Salute Umana ed Ecosistema e non compare invece nella categoria Risorse; questo è da imputare al fatto che la cippatura consuma un grosso quantitativo di energia derivante da combustibile fossile (cippatura a diesel) che emette sostanze nell'ambiente dannose per la salute umana sicuramente e per l'ecosistema pianeta. Secondo alla cippatura vi è il carico, anch'esso impattante per le prime due macro categorie perché consuma energia elettrica per caricare il cippato, consumo derivante da combustibile fossile che emette sostanze dannose nell'ambiente, dannose per la salute umana e per l'ecosistema.

Infine si nota come la fase di trasporto, trasporto ceneri e l'esbosco sono le più impattanti per la categoria Risorse, in quanto l'esbosco comporta una riduzione delle risorse naturali e il trasporto emette una grossa quantità di CO₂ nell'ambiente consumando combustibili fossili



Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi per 4.500 quintali di cippato alla definizione del punteggio complessivo relativo alle 3 macro categorie di impatto, con il metodo degli *Eco-indicator 99*.

Si può notare che per la macro categoria Risorse il trasporto del cippato all’impianto incide maggiormente del trasporto ceneri, anche se la distanza è maggiore.

Tale risultato però deriva dal fatto che innanzitutto il trasporto ceneri viene effettuato solo 2 volte all’anno, in quanto il camion ha una portata maggiore e occorrono così un numero di viaggi minore all’anno, dato anche dal fatto che la quantità di ceneri da trasportare all’anno risulta assai minore (450.000 kg di cippato, contro i 13.500 kg di ceneri all’anno); in questo modo, essendo il cippato in maggiore quantità da trasportare dovrà essere trasportato un numero di volte assai maggiore e così il numero dei km percorsi in totale in un anno risulterà sicuramente maggiore, anche se la distanza singola è più breve.

SimaPro 6.0		Data:	08/11/2011		Periodo:	10.19.57							
Titolo:		Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Castel d'Aiano_Orf'											
Metodo:		Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A											
Valore:		Valutazione dei danni											
Categoria di danno	Unità	Totale	TAGLIO	ESBOSCO	CIPPATURA	TRASPORTO	CARICO	OUTPUT EL	OUTPUT TI	DISPERS	TRASPORTO CEN	SMALTIMENTO IN DISC.	
Human Health	DALY	0,0146	5,69E-05	2,36E-07	0,0115	0,000000514	0,00297	0,00000184	2,95E-05	9,39E-07	0,000000138	0,0000146	
Ecosystem Quality	PDF*m2yr	624	6,94	0,00997	439	0,03	177	0,0431	0,69	0,022	0,00803	0,555	
Resources	MJ surplus	1,15 x		0,249 x		0,712 x	x	x	x		0,191 x		

Risultati dell'analisi del Ciclo di Vita di 4.500 q di cippato con il metodo Eco-Indicator 99 per le tre macro categorie d'impatto

Nel diagramma sottostante invece (il network) è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio totale dell'impatto, ottenuto con il metodo degli *Eco-indicator 99* considerando l'insieme di tutti i fattori d'impatto.

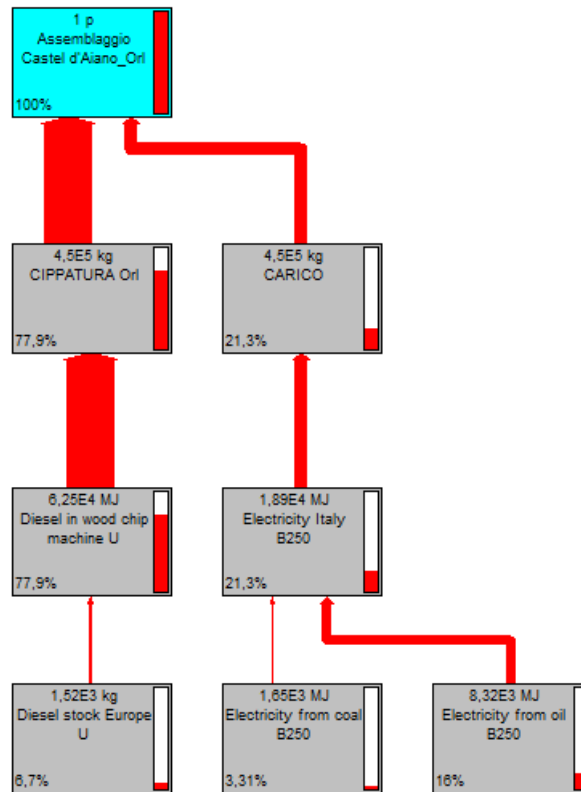
Nel diagramma viene evidenziato che la fase a maggior impatto ambientale risulta la cippatura : tale fase è rappresentata infatti con una freccia rossa di maggiore spessore.

Successivamente alla cippatura vi è il taglio e poi infine il carico come fasi a maggiore impatto. Ovviamente scendendo nel dettaglio di tale diagramma saranno rappresentate tutte le altre fasi che appariranno in ordine di impatto ambientale (più si scende nel dettaglio e più compariranno anche tutti gli input che concorrono in ogni fase).

Le fasi che risultano da tale network sono le più impattanti dal punto di vista globale, considerando cioè tutti i fattori d'impatto e non singolarmente uno ad uno.

Quindi si evince, facendo un bilancio ambientale complessivo, che la fase a maggiore impatto risulta essere la cippatura, in quanto la cippatrice consuma molta energia, per la quale occorre di conseguenza un elevato consumo di combustibile diesel dalla presa di potenza del trattore ed emette quindi in atmosfera sostanza dannose.

In confronto alla cippatura il trasporto impatta anche in questo approvvigionamento globalmente in misura minore, in quanto il trasporto è contenuto nell'arco di 100 km, distanza per cui l'impatto del trasporto non è estremamente rilevante.



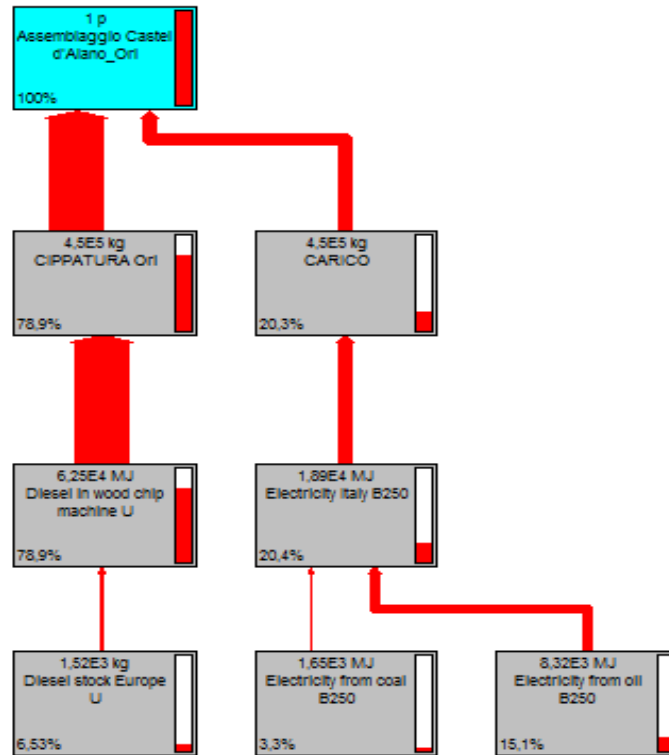
Si può notare come le fasi a maggiore impatto siano : in primis la cippatura con un 77,9% (utilizzo di una cippatrice che consumo molta energia derivante dall'utilizzo di combustibile fossile), a seguire la fase di carico del cippato con un 21,3% di incidenza; questo impatto del carico deriva dal fatto che tale fase utilizza un consumo di elettricità che, seppure minima (si tratta di 5.000 kWh all'anno), rispetto alle altre fasi risulta però impattante dal punto di vista ambientale, trattandosi di elettricità prodotta da combustibili fossili (l'impianto non prevede un autoconsumo per l'energia elettrica che utilizza l'impianto, ma occorre comunque sempre un prelievo esterno di energia per il funzionamento).

Nell'approvvigionamento in questione il taglio non compare a livello globale in quanto i minuti di utilizzo della motosega sono molto ridotti e il numero di alberi abbattuti non è eccessivamente elevato, trattandosi di impianti di piccola taglia. Inoltre in tale approvvigionamento si deve considerare che il numero di alberi abbattuto risulta inferiore del precedente approvvigionamento.

Infatti qui innanzitutto vi è un 30% di cippato che deriva non da abbattimento di alberi ma da utilizzo scarti di paleria di precedenti lavorazioni dell'azienda, inoltre per tagliare gli alberi per un 50% viene utilizzata la gru a cavo che consente l'estirpazione dell'albero intero e quindi non occorre utilizzare la motosega.

Possiamo anche studiare il network nelle 3 macro categorie e vedere l'incidenza delle diverse fasi più impattanti in ciascuna delle tre.

Per Salute Umana e Qualità ecosistema impatta maggiormente la cippatura in primis e a seguire il carico, come evidenziato dai grafici sottostanti.

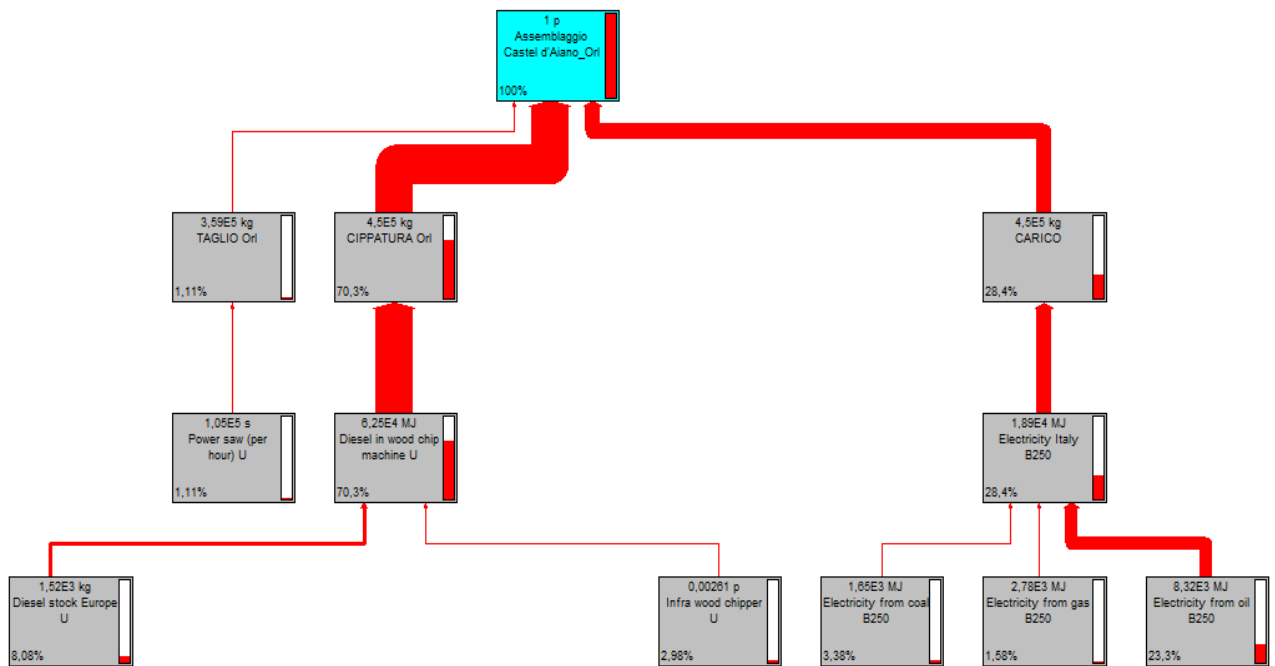


Network relativo alla macro categoria Human Health

Dall'analisi di questo network vediamo ciò che è stato riscontrato precedentemente (percentuali simili), cioè sulla salute umana impatta per prima la cippatura con un 78,9%, a seguire il carico con un 20,3% e infine il taglio con un 0,4% non rappresentata per il lievissimo impatto (la fase maggiormente impattante è sempre appunto la cippatura che va a incidere sulle sostanze emesse in atmosfera dannose per la salute umana).

Stesse conclusioni si possono trarre per il network di seguito, relativo alla macro categoria Ecosistema (Ecosystem Quality), la cippatura in primis, a seguire il carico e infine il taglio per una percentuale minima del 1,11%.

Anche qui la fase a maggiore impatto è cippatura sempre, in quanto va a incidere sulle sostanze emesse in atmosfera dannose per l'ecosistema ambientale del pianeta

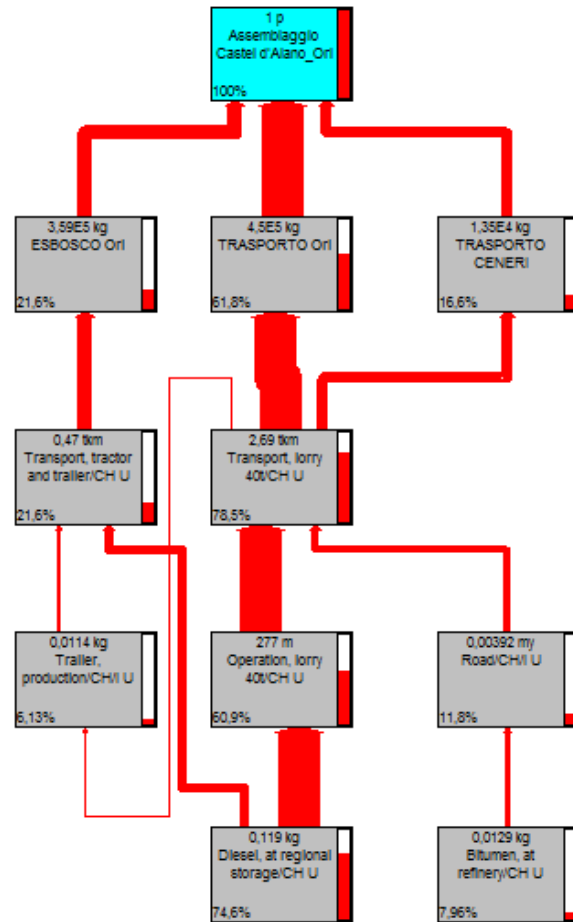


Network relativo alla macro categoria Ecosystem Quality

Per il network della macro categoria Risorse (Resources) si evidenziano i risultati esposti precedentemente, cioè l'impatto maggiore deriva dal trasporto del cippato con un 61,8% di incidenza, a seguire l'esbosco con un 21,6% di incidenza e infine il trasporto ceneri in misura minore con una percentuale del 16.6%.

Relativamente ai due trasporti il risultato è il seguente perché appunto il cippato da trasportare è in quantità maggiore delle ceneri da trasportare e ciò comporta un numero di viaggi assai maggiore all'anno, nonostante i km a viaggio siano inferiori.

Per quanto concerne l'esbosco in questo approvvigionamento risulta più impattante rispetto all'esbosco dell'approvvigionamento precedente, nel quale l'esbosco risultava successivo al trasporto ceneri come ordine di grandezze d'impatto; ciò è da imputare al fatto che in questo caso l'esbosco viene effettuato attraverso un diversi boschi situati nel raggio medio di 15 km (i boschi dell'azienda qui si trovano a diverse distanze, distanza maggiori dell'azienda La Fenice), mentre nell'approvvigionamento precedente il raggio medio era di 500 m, in quanto l'azienda possedeva solamente il bosco vicino all'abitazione essendo un'azienda familiare.



Network relativo alla macro categoria Resources

Risultati con metodo

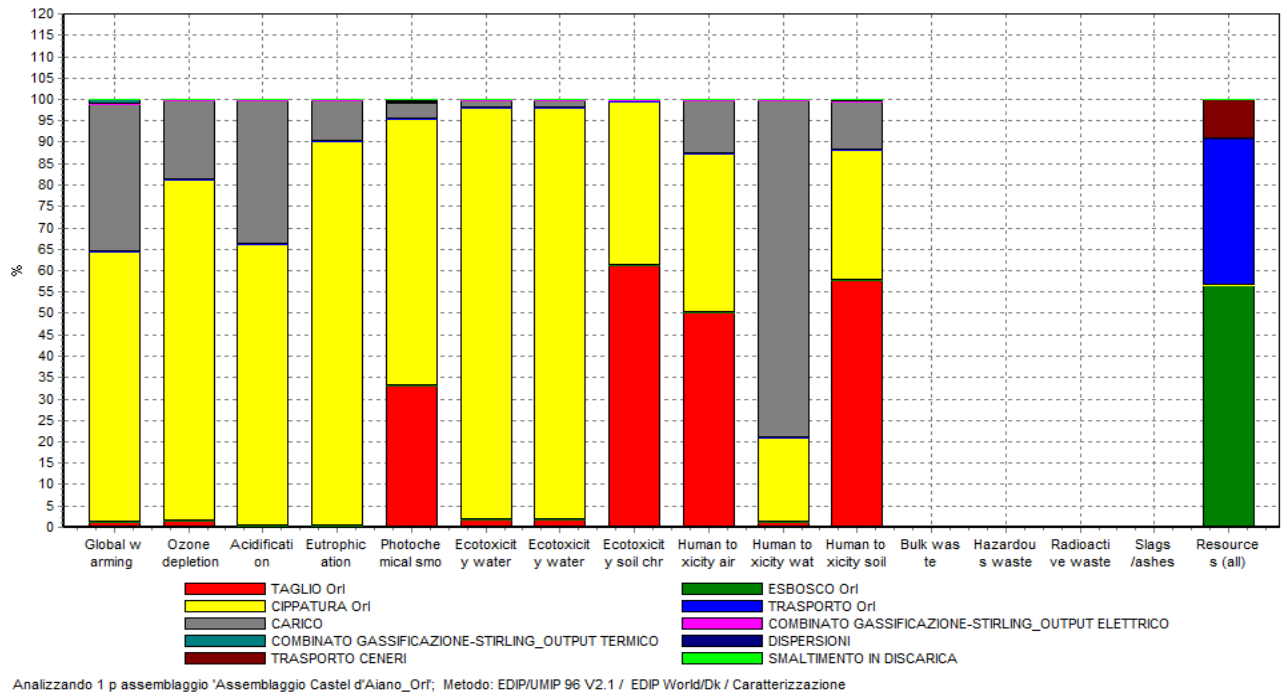
Edip/Umip96

SimaPro 6.0	Data:	08/11/2010	Periodo:	10.28.11										
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Castel d'Aiano_Orl'													
Metodo:	EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk													
Valore:	Caratterizzazione													
Categoria d'impat	Unità	Totale	TAGLIO OrI	ESBOSCO	CIPPATURA	TRASPORTO	CARICO	OUTPUT EL	OUTPUT T	DISPERS	TRASPORTO CEN	SMALTIMENTO IN DISC		
Global warming (t g CO2		9550000	124000	134	6030000	344	3290000	5750	92100	2940	92,1	7680		
Ozone depletion (g CFC11		5,71	0,0894	1,02E-06	4,54	0,000000768	1,07	0,000392	0,00627	0,0002	0,000000206	0,00582		
Acidification (g SO2		85600	293	0,314	56400	2,31	28700	6,59	105	3,36	0,619	71,4		
Eutrophication (g NO3		104000	197	0,144	93600	3,72	10100	6,64	106	3,39	0,998	120		
Photochemical smog ethene		2110	695	0,0352	1310	0,0388	84,2	0,811	13	0,414	0,0104	1,47		
Ecotoxicity water m3		5420000	100000	75	5200000	59,9	102000	293	4680	149	16,1	6650		
Ecotoxicity water m3		538000	9490	2,02	518000	1,85	9100	28,8	461	14,7	0,497	663		
Ecotoxicity soil c m3		17800	10900	0,00362	6780	0,0202	56,4	2,96	47,3	1,51	0,00543	7,7		
Human toxicity ai m3		3,08E+09	1,54E+09	11000	1140000000	67400	3,79E+08	612000	9800000	312000	18100	1410000		
Human toxicity w m3		29500	339	23,2	5800	18,3	23200	5,89	94,2	3	4,91	6,66		
Human toxicity si m3		1620	933	0,00455	492	0,0543	185	0,503	8,05	0,257	0,0146	0,524		
Bulk waste	kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Hazardous waste	kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Radioactive waste	kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Slags/ashes	kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Resources (all)	kg	0,000106	x	0,00006	x	0,0000362	2,26E-21	x	x	x	0,0000097	x		

Risultati dell'analisi del ciclo di vita di 4.500 quintali di cippato con il metodo EDIP/UMIP96.

- Il *Global warming (GWP 100)* rappresenta il contributo di ciascuna fase della filiera all'incremento della temperatura media terrestre conseguente all'effetto serra ed è espresso in grammi di anidride carbonica emessa. Esso risulta particolarmente influenzato dalla fase di cippatura, con 6.030.000 g CO₂, seguita dalla fase di carico con 3.290.000 g CO₂, successivamente vi è il taglio con 124.000 d CO₂.
- L'*Ozone depletion* indica il contributo di ciascuna fase della filiera al deperimento dello strato di ozono stratosferico, ed è valutato in riferimento ai grammi di CFC11 emessi. La fase in cui si riscontra la maggiore emissione di tali sostanze è sempre quella di cippatura (4,54 g CFC11), seguita dal taglio (1,07 g CFC11).
- L'*Acidification*, espressa in grammi di SO₂, definisce il contributo di ciascuna fase della filiera all'emissione di solfati, responsabili, tra l'altro, delle piogge acide. Essa risulta influenzata soprattutto dalla fase di cippatura (56.400 g SO₂), seguita dalla fase di carico (28.700 g SO₂) e infine il taglio (293 g di SO₂).
- L'*Eutrophication* esprime il contributo di ciascuna fase della filiera all'incremento di nutrienti nelle acque, e viene calcolata in riferimento ai grammi di NO₃. Essa è influenzata principalmente dalla fase di cippatura con 93.600 g NO₃, seguito da carico (101.000 g NO₃) e infine taglio (197 g NO₃).
- Il *Photochemical smog* è espresso in grammi di etene. Ad esso contribuisce principalmente la fase di cippatura, con 1.310 g, seguita dalla fase di taglio con 695 g.
- L'*Ecotoxicity water chronic* è espressa in m³, ed è influenzata dalla fase di cippatura con 5.200.000 m³, seguita dalla fase di carico (102.000 m³) e infine il taglio (100.000 m³).
- L'*Ecotoxicity water acute* è espressa in m³, ed è influenzata nell'ordine, dalla fase di cippatura con 518.000 m³, seguita dalla fase di taglio con 9.490 m³ e infine il carico (9.100 m³).
- L'*Ecotoxicity soil cronic* è espresso in m³, è influenzato dalla fase di taglio, con 10.900 m³, seguita dalla fase di cippatura con 6.780 m³.
- All'*Human toxicity air*, calcolata in m³, contribuiscono il taglio, con 1,54×10⁹ m³, seguito dalla fase di carico con 3,79 x 10⁸ m³, infine la cippatura con 1.140.000.000 m³.
- All'*Human toxicity water*, calcolata in m³, contribuiscono il carico con 23.800 m³, segue la cippatura con 5.800 m³, infine il taglio con 339 m³.
- All'*Human toxicity soil*, calcolato in m³, contribuisce maggiormente il taglio con 933 m³ seguito dalla cippatura con 492 m³.
- *Resources (all)*, espresso in kg, è influenzato principalmente dalla fase di esbosco (0,00006 kg), seguita dalla fase di trasporto (0,0000362 kg) e infine dal trasporto ceneri (0,0000097 kg).

Il seguente grafico rappresenta i risultati ottenuti con il metodo EDIP/UMIP 96 relativamente all'analisi del ciclo di vita della produzione di 4.500 quintali di cippato. In particolare, ad ogni categoria di impatto è associato il contributo di ciascuna fase della filiera, espresso in percentuale.



Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi della filiera del cippato alla definizione del punteggio delle singole categorie di impatto con il metodo EDIP/UMIP 96.

Dall'analisi del grafico è possibile evincere come le categorie di impatto: *Global warming (GWP 100)*, *Ozone depletion*, *Acidification*, *Eutrophication*, *Photochemical smog*, *Ecotoxicity water chronic*, *Ecotoxicity water acute* siano influenzate principalmente dalla fase di cippatura.

Alla definizione del punteggio delle categorie, *Ecotoxicity soil chronic*, *Human toxicity air*, *Human toxicity soil* invece, concorre principalmente la fase di taglio.

All'indicatore *Human toxicity water* contribuisce maggiormente la fase di carico.

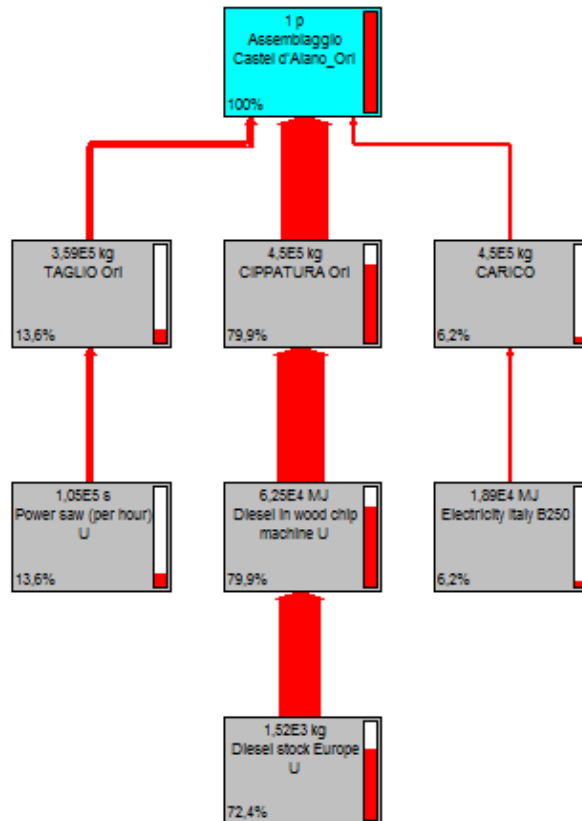
Per la categoria *Resources (all)* invece le categorie che generano maggiore impatto solo la fase di esbosco, trasporto e trasporto ceneri.

Nel diagramma sottostante (network) è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio totale dell'impatto, ottenuto con il metodo *Edip/Umip96* considerando tutti i fattori d'impatto.

Nel diagramma viene evidenziato che la fase a maggior impatto ambientale risulta la cippatura : tale fase è rappresentata infatti con una freccia rossa di maggiore spessore (79,9%); a seguire vi

è il taglio (13,6%) a maggiore impatto globale, considerando nel suo insieme tutti gli indicatori di impatto e infine il carico (6,2%).

Con tale metodo, nel network generale dell'insieme di tutti gli indicatori d'impatto, il taglio risulta molto impattante, mentre con il metodo eco-indicator il carico risultava più impattante del taglio nel network generale.



Dal network rappresentato si evince, quindi, che anche il taglio ha una grossa influenza (mentre con gli eco-indicator il taglio risultava molto inferiore alla cippatura e secondo ad essa vi era il carico). Ma d'altronde questo è un metodo diverso che usa indicatori d'impatto diverso e per tali indicatori la fase di taglio risulta più impattante del carico. Ciò deriva dal fatto che nel metodo Edip/Umip96 si usano molti indicatori legati all'ecosistema, al consumo di risorse e all'impatto che ha il prelievo di risorse dal territorio (inquinamento acqua, aria, suolo, tossicità umana per acqua, aria suolo).

In questo approvvigionamento possiamo comunque notare un impatto del taglio inferiore al caso del precedente approvvigionamento (sempre nel metodo Edip/Umip96), in quanto come detto il taglio in questo caso incide in misura minore per le ragioni dette precedentemente (taglio per il 30% da scarti e non da alberi e per il 50% utilizzo della gru a cavo e non della motosega).

Le fasi che risultano dal network sono le più impattanti dal punto di vista globale, considerando

cioè tutti i fattori d'impatto e non singolarmente uno ad uno.

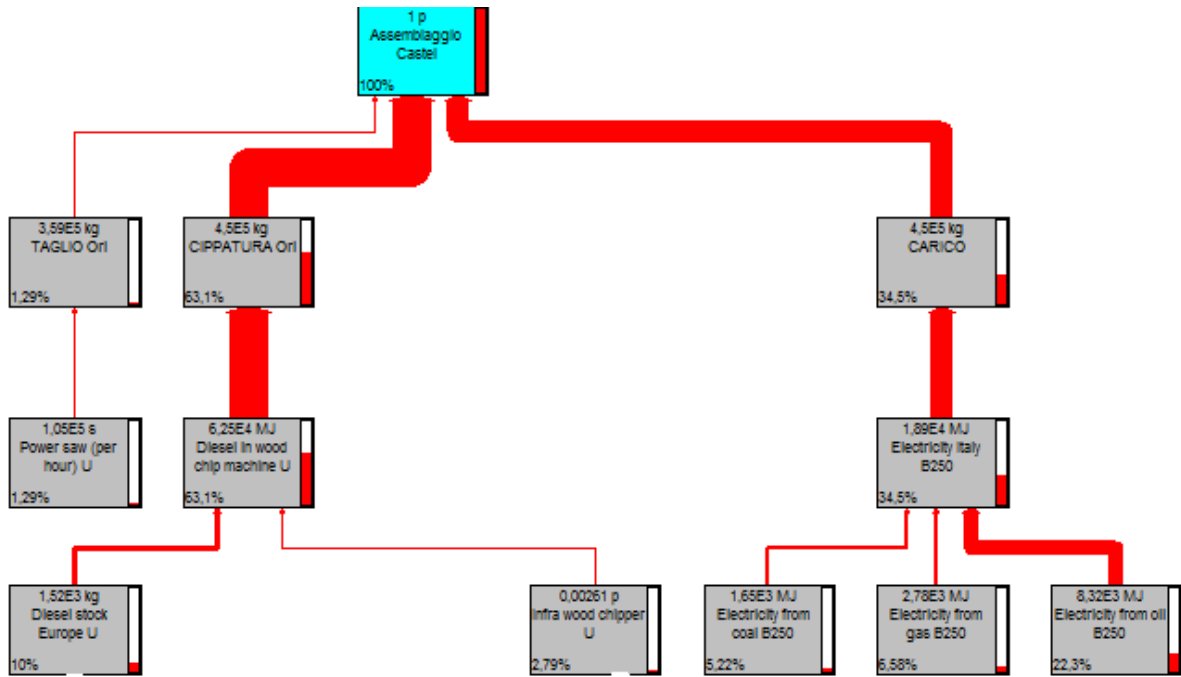
Quindi si evince, facendo un bilancio ambientale complessivo, che la fase a maggiore impatto risulta essere la cippatura; ciò era da aspettarselo in quanto la cippatrice consuma molta energia, per la quale occorre di conseguenza un elevato consumo di combustibile diesel dalla presa di potenza del trattore che emette in atmosfera sostanze dannose.

E' dunque evidente che in proporzione, in confronto anche alla cippatura, il trasporto impatta in misura minore di quest'ultima; anche questo risultato è logico in quanto il trasporto è contenuto nell'arco di 100 km, raggio di distanza in cui sono stati compiuti studi dai quali risulta una distanza per cui l'impatto del trasporto non è estremamente rilevante.

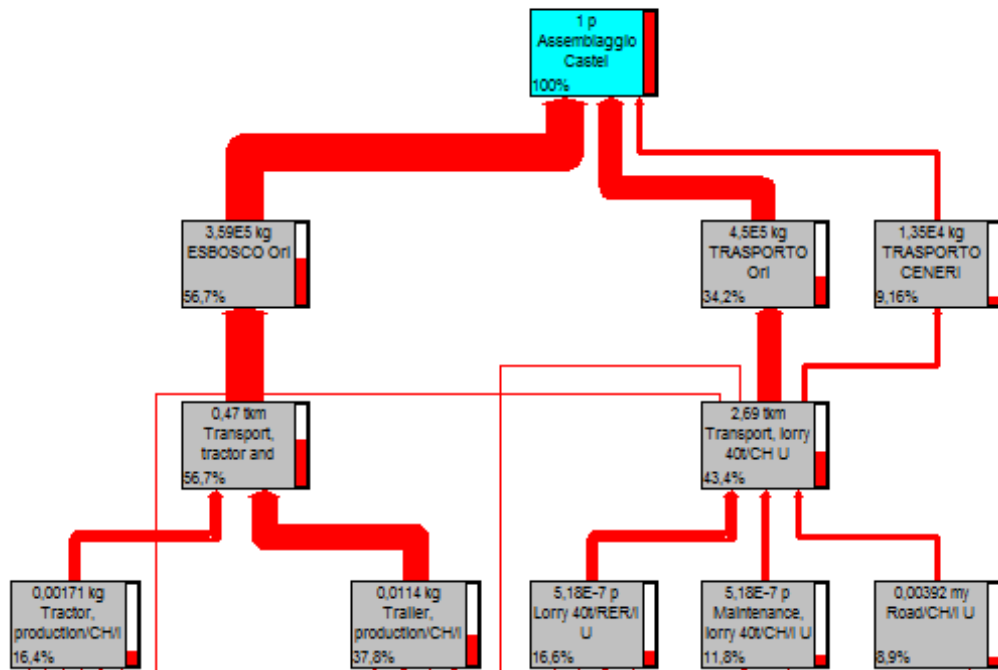
Analizzando il network del solo indicatore Global Warming invece possiamo notare come la fase a maggiore impatto sia la cippatura (63,1%) ma a seguire vi è la fase di carico (34,5%) e non il taglio (1,29%); il risultato è da aspettarselo, in quanto il carico consuma abbastanza energia che deriva da un uso di combustibili fossili che immettono in atmosfera sostanze dannose e CO₂, che influisce al riscaldamento globale del pianeta.

Se osserviamo il grafico relativo all'indicatore Risources ovviamente risultata il maggiore impatto ambientale dato dall'esbosco con un 56,7% per l'abbattimento di risorse naturali come gli alberi e considerando che in questo approvvigionamento la media dei km per prelevare il legname è molto maggiore dell'approvvigionamento La Fenice. A seguire vi è il trasporto del cippato con un 34,2% e infine il trasporto ceneri (incidenza del 9,16%) anche qui in misura minore del trasporto cippato per le conclusioni che sono state tratte anche per gli Eco-Indicator99.

E' da notare che impatta maggiormente l'esbosco del trasporto, in quanto a livello globale l'esbosco con trasporto legname tramite trattore fino all'azienda dove si esegue la cippatura, oltre a consumare risorse naturali in questo caso compie anche un numero di chilometri assai maggiore.



Network relativo all'indicatore Global Warming



Network relativo all'indicatore Resources

Concludendo nell'approvvigionamento presso Orlandini influisce molto l'esbosco nelle Risorse, subito dopo c'è il trasporto e poi il trasporto ceneri in quanto l'esbosco qui è effettuato in un raggio di km molto maggiore dell'approvvigionamento La Fenice, km necessari per prelevare il cippato dai diversi boschi di proprietà aziendale.

Il taglio influisce in tale approvvigionamento in misura minore (si vede dai grafici) perché vengono tagliati meno alberi (essendo un 30% derivante da scarti di altre lavorazioni) e poi si usa anche la gru a cavo per il 50% invece della motosega, così i minuti di utilizzo motosega complessivi diminuiscono, estirpando direttamente l'albero senza avere la necessità di segare prima. Infatti nel metodo Edip-Umip, dove con La Fenice risultava a livello complessivo il taglio più impattante del carico per via dei diversi indicatori che considerano maggiormente il taglio come impatto e che aveva una percentuale del 39,2%, decisamente più alta del caso Orlandini (13,6%) visto che il taglio appunto qui pesa meno; a prova di ciò infatti nel metodo Edup-Umip nel network complessivo compare ancora il taglio come secondo (ma in tale metodo gli indicatori danno più peso al taglio) però compare anche il carico con una percentuale maggiore (6,2%) del caso La Fenice (4,37%). Questo maggiore impatto del carico deriva dal fatto che il taglio influisce in misura inferiore del caso precedente.

Dal confronto fra i due approvvigionamenti con entrambi i metodi risulta che il maggiore impatto è dato comunque dalla fase di cippatura in entrambi i casi; tale risultato risulta in linea coi diversi studi compiuti sul tema presenti in letteratura, che confermano che la fase della cippatura necessita di un notevole consumo di carburante con la conseguente emissione in atmosfera di sostanze nocive ed enormi quantità di CO₂, rispetto anche a tutte le altre fasi, compreso il trasporto (a livello globale le emissioni derivanti dal trasporto impattano in misura inferiore alla cippatura, essendo contenuto nel raggio di 100 km cosa che avviene in entrambi i casi di approvvigionamento)

Inoltre in entrambi viene evidenziato che il trasporto del cippato impatta maggiormente del trasporto ceneri, anche se a distanza notevolmente inferiore. Tale risultato è giustificato dal fatto che per trasportare le ceneri, nonostante i km totali siano maggiori, la quantità totale da trasportare è assai inferiore e occorrono quindi solamente 2 trasporti all'anno; mentre per il trasporto del cippato occorrono più viaggi per consegnare il quantitativo annuale richiesto (molto maggiore del quantitativo annuale di ceneri) e così sommando i km totali annuali risulta molto più impattante il trasporto locale del cippato, nonostante i km a tratta siano nettamente inferiori.

Ulteriore aspetto è quello legato al carico in tramoggia del cippato che risulta ad elevato impatto; ciò è da imputare al fatto che tale fase consuma elettricità derivante da combustibili fossili emettendo in atmosfera quantità di anidride carbonica e sostanze nocive, nonostante il consumo annuale sia limitato, ma a livello globale incide più delle altre fasi per quel che riguarda principalmente l'ecosistema e la salute umana, mentre per il consumo risorse e combustibili fossili ciò che impatta maggiormente risulta essere il trasporto e l'esbosco.

Tuttavia le due soluzioni presentano anche alcune differenze nei risultati per taluni aspetti : innanzitutto il taglio il quale in Orlandini presenta una di minore entità d'impatto; questo risultato è da imputare al fatto che il taglio in Orlandini presenta un 30% in meno sulle ore totali di utilizzo della motosega, in quanto tale percentuale deriva da scarti di precedenti lavorazioni, inoltre per il 50% non si utilizza la motosega ma viene estirpato direttamente l'albero tramite gru a cavo.

Altro aspetto differente riguarda l'esbosco il quale risulta più impattante in Orlandini; cioè deriva dal raggio medio di 15 km che il trattore deve effettuare per trasportare la legna nel luogo di cippatura, e l'azienda presenta un numero di boschi maggiore e più esteso della Fenice con un solo bosco situato vicino all'azienda stessa a 500 metri.

Dunque per trarre una conclusione globale e finale sull'impatto dei due approvvigionamenti, la soluzione che risulta migliore non è immediata in quanto ognuna delle due presenta dei vantaggi ambientali da una parte e dei svantaggi ambientali dall'altra, come discusso.

Si potrebbe però confrontare il totale dei diversi indici d'impatto nelle due soluzioni di approvvigionamento, sia nel caso degli Eco-Indicator99 che nel caso di Edip/Umip96; tale confronto è riportato nelle due tabelle sottostanti.

APPROVVIGIONAMENTO ORLANDINI			APPROVVIGIONAMENTO LA FENICE		
Categoria d'impatto	Unità	Totale	Categoria d'impatto	Unità	Totale
Carcinogens	DALY	0,000258	Carcinogens	DALY	0,000262
Resp. organics	DALY	0,0000463	Resp. organics	DALY	0,0000744
Resp. inorganics	DALY	0,0123	Resp. inorganics	DALY	0,0124
Climate change	DALY	0,00196	Climate change	DALY	0,00202
Radiation	DALY	0,00000109	Radiation	DALY	0,00000115
Ozone layer	DALY	0,0000103	Ozone layer	DALY	0,0000108
Ecotoxicity	PDF*m2yr	163	Ecotoxicity	PDF*m2yr	181
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	462	Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	465
Land use	PDF*m2yr	0,0148	Land use	PDF*m2yr	0,00628
Minerals	MJ surplus	0,0315	Minerals	MJ surplus	0,0103
Fossil fuels	MJ surplus	1,12	Fossil fuels	MJ surplus	0,635

Tabella di confronto dei totali nei due approvvigionamenti, metodo Eco-Indicator99

Possiamo vedere che per gli indici *Carcinogens*, *Responsability inorganics*, *Climate change*, *Radiation*, *Ozone Layer*, *Acidification/Eutrophication* il risultato è quasi identico (il processo produttivo e lo smaltimento ceneri sono i medesimi).

Per gli indici *Responsability organic* e *Ecotoxicity* l'approvvigionamento La Fenice risulta maggiore (infatti il taglio è maggiore e impatta in misura maggiore, a causa dell'utilizzo degli scarti in parte e dell'utilizzo della gru a cavo in Orlandini che comporta un minore uso della sega elettrica e un minore riduzione degli alberi nel bosco).

Per gli indici *Land Use*, *Minerals* e *Fossil Fuels* l'approvvigionamento Orlandini risulta maggiore; risultato da imputare all'esbosco che incide in misura maggiore, essendo i km di

trasporto legname maggiori, e al trasporto cippato che incide maggiormente in Orlandini, dovendo trasportare il cippato a una distanza molto maggiore a 68 km dall'impianto rispetto al caso La Fenice a 7,2 km dall'impianto.

APPROVVIGIONAMENTO ORLANDINI			APPROVVIGIONAMENTO LA FENICE		
Categoria di danno	Unità	Totale	Categoria di danno	Unità	Totale
Human Health	DALY	0,0146	Human Health	DALY	0,0148
Ecosystem Quality	PDF*m2yr	624	Ecosystem Quality	PDF*m2yr	646
Resources	MJ surplus	1,15	Resources	MJ surplus	0,645

Tabella di confronto due approvvigionamenti legata alle 3 macro-categorie degli indici di impatto, metodo Eco-Indicator 99

I risultati sopra esposti sono anche palesati da quest'ultima tabella legata alle 3 macro categorie degli indicatori ambientali.

Si può dunque notare come l'impatto sulla **Salute Umana** è simile, infatti il processo produttivo e lo smaltimento ceneri sono i medesimi; l'impatto sulla **Qualità dell'Ecosistema** risulta maggiore nella Fenice in quanto il taglio con le ore di utilizzo motosega incide maggiormente (appunto per il discorso che il taglio in Orlandini è ridotto dall'utilizzo della gru a cavo e dall'utilizzo degli scarti in parte per produrre il cippato) e inoltre la cippatura in Orlandini incide meno, dovendo consumare una quantità minore di energia per cippare (una parte di cippato deriva da scarti di lavorazioni precedenti già di piccola pezzatura); l'impatto sulle **Risorse** è maggiore in Orlandini in quanto l'esbosco incide maggiormente dovendo compiere un numero di km maggiore, stessa cosa per il trasporto cippato.

Complessivamente si può concludere che l'approvvigionamento La Fenice risulta essere il più performante dal punto di vista ambientale sebbene per l'Ecosistema presenta un valore un po' superiore, però l'esbosco e il trasporto incidono in misura minore essendo l'azienda situata a una distanza più prossima dal bosco da cui proviene il cippato e trovandosi l'impianto a una distanza minore dal bosco (nonostante il taglio sia peggiore utilizzando solo alberi e niente scarti e le ore di utilizzo motosega risultano maggiori, ma il taglio non presenta un'incidenza così massiccia da compromettere l'intera soluzione). Tale risultato è in linea anche con l'obiettivo di promuovere le filiere legno-energia locali e quindi La Fenice rispecchia in pieno tale caratteristica (considerando poi che globalmente presenta un impatto un po' inferiore a Orlandini).

Da tenere presente però anche la qualità del cippato, la quale era risultata sotto le prestazioni standard alla Fenice e ciò comportava fermi dell'impianto, compromettendo alla lunga la vantaggiosità economica e l'aspetto ambientale per i numerosi riavvii dell'impianto.

I medesimi risultati possono essere tratti anche utilizzando il metodo Edip/Umip96, come si vede dalla seguente tabella

APPROVVIGIONAMENTO ORLANDINI			APPROVVIGIONAMENTO LA FENICE		
Categoria d'impatto	Unità	Totale	Categoria d'impatto	Unità	Totale
Global warming (GWP 100)	g CO2	9550000	Global warming (GWP 100)	g CO2	9930000
Ozone depletion	g CFC11	5,71	Ozone depletion	g CFC11	5,99
Acidification	g SO2	85600	Acidification	g SO2	86500
Eutrophication	g NO3	104000	Eutrophication	g NO3	105000
Photochemical smog	g ethene	2110	Photochemical smog	g ethene	4250
Ecotoxicity water chronic	m3	5420000	Ecotoxicity water chronic	m3	5730000
Ecotoxicity water acute	m3	538000	Ecotoxicity water acute	m3	567000
Ecotoxicity soil chronic	m3	17800	Ecotoxicity soil chronic	m3	51200
Human toxicity air	m3	3080000000	Human toxicity air	m3	7840000000
Human toxicity water	m3	29500	Human toxicity water	m3	30500
Human toxicity soil	m3	1620	Human toxicity soil	m3	4490
Bulk waste	kg	x	Bulk waste	kg	x
Hazardous waste	kg	x	Hazardous waste	kg	x
Radioactive waste	kg	x	Radioactive waste	kg	x
Slags/ashes	kg	x	Slags/ashes	kg	x
Resources (all)	kg	0,000106	Resources (all)	kg	0,0000418

Tabella di confronto due approvvigionamenti dei totali degli indicatori d'impatto, metodo Edip/Umip96

Come si evince dalla tabella, anche con tale metodo per molti indicatori legati al processo e allo smaltimento i valori sono molto simili; per altri indicatori come *Photochemical smog*, *Ecotoxicity soil chronic*, *Human toxicity air* e *Human toxicity soil* l'approvvigionamento La Fenice risulta maggiore in quanto il taglio incide maggiormente utilizzando tale metodo e infatti il taglio è più impattante nella Fenice; per l'indice Resources invece Orlandini risulta più impattante della Fenice, essendoci l'esbosco con maggiore incidenza e idem per il trasporto (fasi che incidono su tale indicatore).

2_ ANALISI DEL CICLO DI VITA DELL'IMPIANTO COGENERATIVO "MENGOLI" DI CASTENASO

Passiamo ora all'analisi dell'impianto.

I valori dei dati dell'impianto a biogas dei F.lli Mengoli, sito a Castenaso (BO) sono stati ricavati col medesimo procedimento dell'impianto a cippato di Castel d'Aiano, utilizzando cioè valori unitari per gli input a fronte dell'ottenimento di un certo output unitario; i valori totali annuali saranno quindi considerati nella fase di assemblaggio delle fasi.

In questo caso abbiamo di fronte un impianto totalmente diverso, anche se l'unità funzionale risulta la medesima e cioè il kWh equivalente, trattandosi anche ora di un impianto cogenerativo. L'output che si vuole ottenere è dunque l'energia prodotta dall'impianto, inserendo in input diverse materie prime che permettono di ottenere biogas da impiegare in un motore a combustione interna, al fine di produrre energia elettrica e termica dal recupero di calore del raffreddamento del blocco motore.

Non è possibile un confronto diretto fra i risultati dei due diversi impianti, in quanto le quantità in output di energia sono diverse e così pure le quantità in input; inoltre nell'impianto Mengoli le materie prime per ottenere energia sono diverse dalle precedenti. Si potrebbe comunque fare una sorta di confronto osservando quali indicatori d'impatto incidono maggiormente.

Obiettivo dello studio

Obiettivo dello studio è la determinazione dell'impatto ambientale per la generazione di energia elettrica e termica ottenuta dal funzionamento, per 7.100 ore l'anno, con una potenza massima installata di 350 kW elettrici, tramite due generatori e 600 kW termici da recupero calore del raffreddamento del motore, tramite l'ingresso all'impianto di liquame bovino, colture dedicate (insilati) e sottoprodotti acquistati.

Scopo dello studio

- *Funzioni del sistema*

La funzione dello studio è la generazione di energia tramite una serie di input ricavati direttamente dallo svolgimento dell'attività agricola di famiglia

- *Unità funzionale*

L'unità funzionale risulta essere il "kWh equivalente", a fronte di un approvvigionamento di 300 tonnellate al giorno di materia prima prodotta dall'impianto agricolo come sottoprodotti,

massa necessaria a ottenere la quantità di energia espressa in kWh; il kWh qui considerato è suddiviso nella sua quota parte termica (X%), elettrica (X%) e perdita (X%) e quindi “equivalente” per indicare il kWh generico suddiviso nelle componenti. L’unità funzionale è utilizzata per permettere il confronto fra diversi impianti, nei quali posso così confrontare l’energia prodotta a fronte di un certo approvvigionamento; il dato che interessa, quindi, è l’energia prodotta dall’ impianto

- *Il sistema che deve essere studiato*

Il sistema da studiare è la produzione di energia elettrica e termica derivante da un approvvigionamento di 300 tonnellate giornaliere di input, sottoprodotti dell’attività agricola. Tali input sono prodotti direttamente dall’esercizio dell’attività agricola, come i liquami e gli insilati; oppure sono sottoprodotti derivanti da attività industriali. Quindi per la produzione dell’energia non sono stati abbattuti alberi o consumate risorse naturali, ma sono stati utilizzati prodotti che altrimenti sarebbero stati smaltiti in discarica.

- *I confini del sistema*

I confini del sistema vanno dall’ottenimento degli input (liquame bovino a fronte del consumo di cibo e acqua per alimentare le mucche; insilati ottenuti tramite semina, irrigazione e trinciatura con trattori; i sottoprodotti conferiti tramite un camion) all’utilizzo agronomico del digestato prodotto dall’impianto. Non si considera il ciclo di vita dei macchinari impiegati nelle diverse fasi

- *Qualità dei dati*

Per lo svolgimento dello studio è stato impiegato il codice di calcolo SimaPro 6.0. Per la maggioranza degli elementi si è fatto riferimento alle banche dati impostate all’interno del codice

- *Metodologia di valutazione dell’impatto ambientale*

I metodi utilizzati nello studio sono Eco-Indicator99 H e Edip/Umip96 V2.1

Le diverse fasi

Vediamo di seguito la schematizzazione delle macrofasi della filiera di produzione del biogas. Ogni macrofase è poi suddivisa nelle sue diverse fasi con i relativi macchinari e verranno analizzate una a una, riportando anche i calcoli necessari in ogni fase per giungere ai valori da inserire all’interno della LCA.



Rappresentazione schematica delle macrofasi che compongono la filiera del biogas

Nei calcoli effettuati per determinare i valori da inserire nell'analisi LCA si è tenuto conto di ricavare un **valore unitario**, da inserire nelle singole schede delle diverse fasi.

Nelle schede dedicate ad ogni fase è necessario indicare l'output unitario che si vuole ottenere, a fronte di un certo input sempre unitario riferito all'ottenimento di quell'output; nel processo produttivo la fase di produzione dell'energia ha come output l'ottenimento di 1 kWh e in input i valori di consumi energetici saranno calcolati tenendo conto del fatto di ottenere 1 kWh come output.

Nel calcolo dei valori il numero da inserire nelle schede delle fasi è dunque unitario, nel senso che è riferito a una quantità unitaria (per esempio in ogni scheda della fase è indicato come output una quantità di 1 Kg della tipologia di materia prima considerata per le fasi di approvvigionamento; è indicato come output una quantità di 1 kWh per le fasi del processo produttivo; è indicato come output una quantità di 1 Kg di digestato nelle fasi dell'utilizzo digestato). Si è calcolato quindi come input, in base alle specifiche unità di misura di ogni input utilizzato, il valore per ottenere 1 kg di materia prima e non delle quantità annuali; oppure il valore per ottenere 1 Kg di digestato e non la quantità di digestato prodotto all'anno; oppure il valore per ottenere 1 kWh di energia e non i kWh totali prodotti dall'impianto all'anno. Il

computo totale sarà effettuato nella fase di assemblaggio, nella quale vengono unite tutte le diverse fasi delle varie macrofasi.

Nella macrofase approvvigionamento in assemblaggio verrà inserito per ogni fase il totale corrispondente (per esempio per l'approvvigionamento delle diverse materie prime il valore totale annuale corrispondente).

Nell'assemblaggio della macrofase processo produttivo i valori totali sono riferiti all'anno; nel calcolo dei valori invece il numero da inserire nelle schede dedicate alle fasi è unitario, quindi l'output della scheda è 1 kWh equivalente (suddiviso nelle sue quote : avremo output termico ed elettrico e perdita con le rispettive percentuali e come loro valore 1 kWh); così tutti gli input inseriti nelle fasi sono valori unitari per l'ottenimento di 1 kWh e non dei kWh totali all'anno. Il computo totale sarà anche qui effettuato nell'assemblaggio, in cui verrà inserito per ogni fase il totale corrispondente (per esempio per l'output termico ed elettrico sarà inserito 6.000.000 di kWh, per le dispersioni 818.000 kWh). Nella fase della produzione di energia si è preferito non suddividere il kWh tra termico ed elettrico come nel precedente impianto, in quanto qui nella lettura dei risultati risulta più idoneo un loro raggruppamento per avere una visione d'insieme dell'impatto che produce la produzione cogenerativa di energia; ovviamente si tratta sempre di kWh equivalente composto dalla quota parte utile di energia e la quota parte di perdita sempre presente in qualsiasi impianto.

E' da notare che per la fase di carico in tramoggia delle materie prime sarà utilizzato come valore totale 6.570.000 Kg di materie prime (la somma di sottoprodotti acquistati e colture dedicate), quantità effettivamente caricata dalla tramoggia di carico.

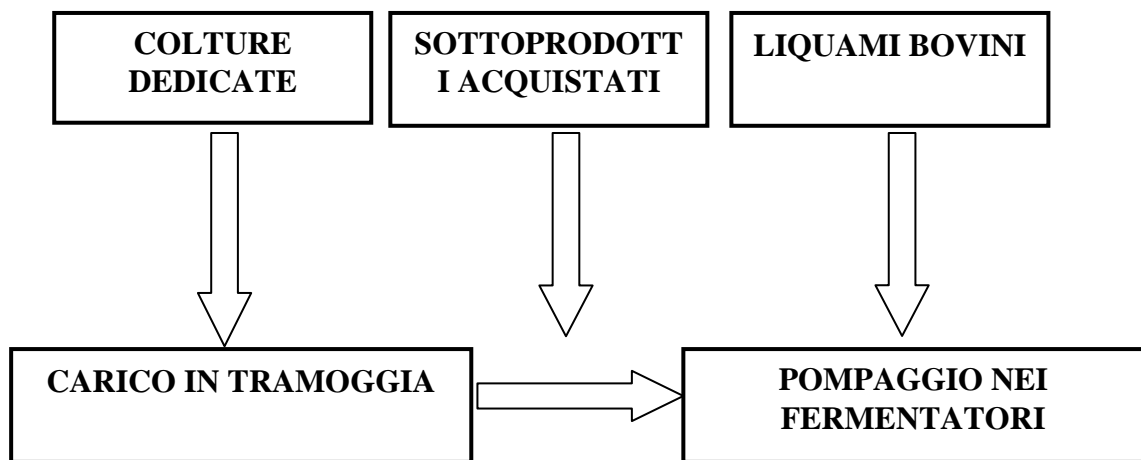
Stessa cosa per la macrofase utilizzo digestato, in cui il valore totale da inserire nell'assemblaggio delle sue fasi sarà il totale di digestato prodotte all'anno; il digestato prodotto è suddiviso nella fase dedicata all'autoconsumo e nella fase dedicata alla vendita del residuo non autoconsumato.

Nelle singole schede sarà invece inserito il valore unitario per la produzione in output di 1 kg di digestato, suddiviso in due fasi : fase del digestato autoconsumato e fase del digestato venduto, e non viene qui inserito il totale annuo prodotto dall'impianto.

MACROFASE 1 : APPROVVIGIONAMENTO MATERIA PRIMA_3

Approvvigionamento delle tre tipologie di materia prima caricate nell'impianto : colture dedicate tramite semina, trinciatura e accumulo a terra; sottoprodotti acquistati e trasportati con un camion all'azienda agricola; liquami bovini caricati direttamente nelle vasche di fermentazione tramite pompa, per ottenere tali liquami è necessario abbeverare e cibare le mucche.

FLOW CHART MACROFASE 1



Le colture dedicate derivano da campi di proprietà dell'azienda per un totale di 60 ettari coltivativi; per produrre tali colture occorre una semina annuale eseguita con trattore e successiva trinciatura nel momento di raccolta, per ottenere gli insilati che poi verranno accumulati a terra con successiva pressatura da parte del trattore.

I sottoprodotti vengono acquistati da aziende che vendono i loro scarti industriali o agricoli (un fornitore di tali materie è per esempio Pizzoli) e li trasportano tramite camion all'azienda Mengoli.

Gli insilati e i sottoprodotti sono caricati in tramoggia e pompati all'interno delle vasche fermentative.

I liquami bovini che derivano dall'allevamento di bovini dell'azienda, a fronte di abbeveramento e somministrazione di cibo derivante dalle colture stesse; in seguito saranno pompati direttamente nella vasca fermentativa insieme alle altre materie prime.

Le quantità delle diverse tipologie di materia prima impiegate risultano le seguenti:

80 quintali di insilati al giorno caricati in tramoggia

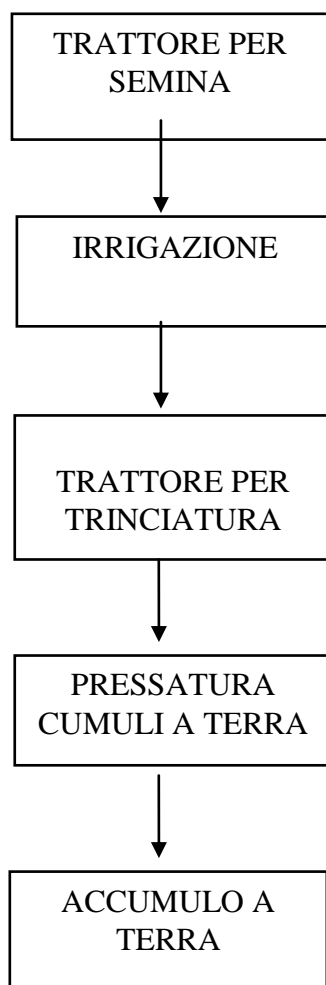
120 quintali di liquami al giorno pompati in vasca

100 q di sottoprodotti al giorno caricati in tramoggia

e ogni ora viene immesso 1/20 di quanto viene caricato in tramoggia o in vasca.

FASE 1_COLTURE DEDICATE

La presente fase si articola in diverse operazioni eseguite al fine di ottenere in output 1 Kg di coltura dedicata, le quali compariranno nella scheda della presente fase come tutti gli input necessari per ottenere il kg di coltura dedicata. Le operazioni (input) sono così schematizzate :



Trattore diesel da 100 CV utilizzato 1,5 ore per seminare 1 ettaro di terreno.

Occorre irrigare alcune colture (mais è irriguo le altre no) e serve una certa quantità di acqua per ottenere quel Kg di coltura in output alla fase

Utilizzo di un trattore per la trincia durante la raccolta delle colture per ottenere insilati dei cereali, inoltre vi è il trasporto dei prodotti trinciati nella zona di accumulo a terra vicino alla tramoggia di carico, compiendo circa 300 metri di distanza dai campi alla zona di accumulo; utilizzo di un trattore diesel da 250 CV usato per 2,5 ore per ettaro di terreno

Utilizzo del trattore che trincia per pressare, passando avanti e indietro sopra i cumuli a terra e far uscire così l'eventuale acqua o aria.

L'accumulo a terra non comporta nessun problema ambientale, non si disperde nulla di nocivo in atmosfera, solo comincia un po' la fermentazione.

L'accumulo a terra non viene considerato, in quanto non impatta a livello ambientale dal momento che non produce nessuna emissione né al suolo né in aria né in acqua, inizia solamente in parte la fermentazione.

Trattore per semina

Il campo a coltivazione è di 60 ha.

Sapendo che 1 ha equivale a 100 m²

Le piante sono disposte a una distanza di 50 cm una dall'altra

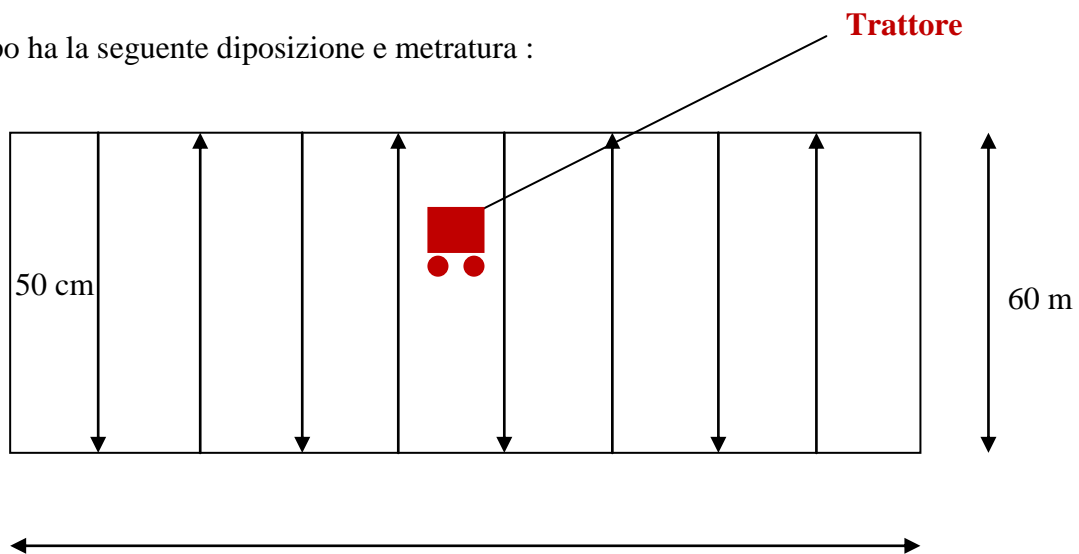
La produttività delle colture è di 12 t/ha, equivalente a 120 q/ha

La semina viene effettuata una volta all'anno

Avremo quindi :

$60 * 100 = 6.000 \text{ m}^2$ di terreno da seminare, dei quali 100 m di lunghezza e 60 m di larghezza

Il campo ha la seguente disposizione e metratura :



Le piantine dei cereali si trovano a una distanza di 50 cm, per cui con una lunghezza del campo di 100 m si ottiene :

$10000 \text{ cm} / 50 \text{ cm} = 200$ file di piante da seminare

Per seminare queste 200 file il trattore va avanti e indietro per la profondità del campo di 60 m, per cui :

$200 * 60 = 12.000 \text{ m}$ da seminare in totale

In totale quindi otteniamo 12 km da seminare all'anno.

In output la quantità ottenuta dalla semina risulta :

$60 \text{ ha} * 120 \text{ q/ha} = 7.200 \text{ q}$ di colture ottenute dalla semina (720.000 Kg)

Nel SimaPro si è inserito il mezzo di trasporto tra quelli esistenti del database: “**Tractor and Trailer**” all'interno della categoria Transport-Road-Tractor and trailer e si è calcolata la tratta percorsa annuale per effettuare la semina.

L'unità di misura richiesta dal programma è kgkm, che indica i **km percorsi da 1 kg**.

Nel software Simapro si utilizza un fattore moltiplicativo che tiene conto dei km totali effettuati sia a pieno carico che a vuoto; tale fattore è 1,7 da utilizzare con il valore dei km a pieno carico per ottenere i km totali percorsi.

In questo caso però non essendoci distinzione tra trasporto a pieno carico e scarico, i 12 km costituiscono già i km totali da percorrere.

$$12 \text{ km} / 720.000 \text{ kg} = \mathbf{0,0000166 \text{ kgkm}}$$

Irrigazione

Nel software vi è anche la possibilità di inserire come input delle risorse naturali quali l'acqua; in questa fase si considera l'utilizzo annuo di acqua necessaria per l'irrigazione delle colture, al fine di ottenere come output sempre 1 kg di coltura dedicata.

L'unità di misura richiesta per l'acqua è il m³ utilizzando la voce del software “**Water fresh**” equiparata cioè all'acqua del rubinetto.

Tra le colture coltivate solamente il 10% è irriguo (costituito da mais) e quindi avremo il 10% di 1 kg come output che necessita di acqua.

Considerando che occorrono 50 mm di acqua per 10 ettari di terreno e che l'irrigazione avviene 2 volte all'anno in media per questo tipo di colture
50 mm / 10 ha → 5 mm / 1 ha, equivalente a 0,005 m di acqua necessaria per ogni ettaro di terreno
Produttività colture è sempre di 12 t / ha

Il nostro terreno di 60 ha non necessita tutto di essere irrigato ma solamente un 10%, per cui :

$$60 \text{ ha} * 10\% = 6 \text{ ha di terreno da irrigare}$$

Avendo una produttività di 12 t per ettaro risulta : $12 * 6 = 72 \text{ t}$, equivalente a 72.000 kg (resa del 10% del terreno di mais)

$$6: 72.000 = X : 0,1 \text{ (10\% di 1 kg di output di coltura)}$$

$$X = 0,0000083 \text{ ha, resa del 10\% del terreno di mais}$$

$0,005 \text{ m di acqua} * 0,0000083 = \mathbf{0,000000415 \text{ m}^3}$ di acqua necessaria per ottenere 1 kg di coltura, considerando che solamente il 10% necessita di acqua.

Trattore per trinciatura

La trinciatura è un metodo di raccolta delle colture effettuando un taglio particolare per cui ottengo i cosiddetti *insilati* dei cereali coltivati.

Nel SimaPro si è inserito il mezzo di trasporto tra quelli esistenti del database: “**Tractor and Trailer**” all’interno della categoria Transport-Road-Tractor and trailer e si è calcolata la tratta percorsa per effettuare la raccolta delle colture con trinciatura e loro trasporto al deposito di accumulo a terra vicino alla tramoggia.

L’unità di misura richiesta dal programma è kgkm, che indica i **km percorsi da 1 kg**.

Nel software Simapro viene utilizzato un fattore di scala che tiene già conto dei km totali effettuati sia a pieno carico che a vuoto; tale fattore è 1,7 da utilizzare con il valore dei km a pieno carico per ottenere i km totali percorsi.

In questo caso abbiamo il tragitto del trattore dall’azienda ai campi a vuoto, poi avviene la trincia lungo i campi, più il tragitto dai campi all’accumulo a terra a pieno carico.
Trattore è da 250 CV con capacità di carico di 6.000 kg.

I km compiuti a pieno carico risultano 500 m in media, per cui :

$500 * 1,7 = 850$ metri totali, tra km a vuoto e km a pieno carico

$850 \text{ m} = 0,85 \text{ km}$

$0,850 / 6.000 = \mathbf{0,000142 \text{ kgkm}}$ percorsi da 1 kg i coltura dedicata in output

Pressatura cumuli a terra

La pressatura dei cumuli di insilati depositati al suolo dopo la loro raccolta dei campi avviene con lo stesso trattore utilizzato per trinciare e quindi come input nel software si utilizza sempre **Tractor and Trailer**.

Anche qui vale lo stesso discorso del calcolo dei kgkm percorsi dal trattore per eseguire la pressatura dei cumuli, anche se in questo caso non occorre utilizzare il fattore 1,7 in quanto i km per pressare sono tutti percorsi a vuoto.

Si suppone di effettuare 30 metri per passare avanti e indietro sui cumuli a terra di insilati, al fine di far fuoriuscire l’acqua eventualmente presente all’interno ($30 \text{ m} = 0,003 \text{ km}$).
A terra è presente una quantità di 100 t di insilati da pressare, equivalenti a 100.000 kg.

$0,03 \text{ km} / 100.000 \text{ kg} = \mathbf{0,0000003 \text{ kgkm}}$

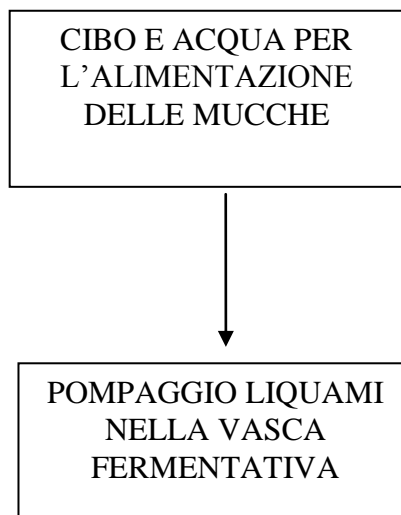
I valori appena calcolati delle diverse operazioni necessarie per ottenere 1 kg di output di coltura dedicata rappresentano tutti gli input necessari per la fase delle colture dedicate considerata.

Nell'assemblaggio per la fase Colture dedicate occorrerà inserire il totale di kg annuale di colture dedicate, corrispondente a 2.920.000 kg all'anno derivante da :

80 q di insilati al giorno * 365 giorni all'anno = 29.200 q equivalente a 2.920.000 kg all'anno

FASE 2_LIQUAMI BOVINI

Anche questa fase si articola in diverse operazioni eseguite al fine di ottenere in output 1 Kg di liquami bovini, le quali compariranno nella scheda della presente fase come tutti gli input necessari per ottenere il kg di liquame. Le operazioni (input) sono così schematizzate :



Quantità di acqua e di cereali necessari per alimentare le mucche al fine di ottenere in output i liquami per alimentare i fermentatori.

Pompaggio dei liquami raccolti direttamente dalle stalle in un serbatoio di accumulo e successivamente inviati direttamente nelle vasche di fermentazione attraverso una pompa.

Input acqua

Si utilizza la voce del software “**Water fresh**” all'interno degli input risorse naturali, intesa come acqua di acquedotto.

1 litro = 1 dm³

1 m³ = 1.000 litri

Si utilizzano per abbeveraggio 75 litri di acqua al giorno per ogni capo bovino

In totale si hanno 250 capi bovini

75 * 250 = 18.750 litri di acqua al giorno per tutto l'allevamento di mucche

18.750 litri / 1.000 = 18,75 m³ di acqua al giorno per tutti i 250 capi bovini

18,75 : 12.000 (kg di liquame totali prodotti al giorno) = X : 1 (kg di liquame come output)

X = **0,00156 m³** di acqua per produrre 1 kg di liquame in output

Input cereali

Si utilizza la voce del software “**Corn**” all’interno degli input risorse naturali, intesa come cereali.

Le mucche sono distinte tra mucche attive in numero 110, cioè capi bovini che producono latte, e mucche non attive in numero 140, cioè capi a riposo perché o in al lattazione o incinta.

I capi a riposo mangiano 25 kg di insilati al giorno per ogni capo bovino.

I capi attivi mangiano 39 kg di insilati al giorno per ogni capo bovino.

Vediamo la media di kg in alimentazione alle mucche :

$[(39 * 110) + (25 * 140)] / 2 = 31$ kg di insilati al giorno per ogni mucca

31 * 250 capi = 7.750 kg di insilati al giorno per produrre 120 q al giorno di liquame

7.750 : 12.000 = X : 1 (kg di liquame come output)

X = **0,646 kg** di cibo per produrre 1 kg di liquame

Pompaggio liquame

Si utilizza la voce del software “**Electricity Italy B250**”

La pompa utilizzata per pompare i liquami nella vasca è una CRI-MAN da 11 kW e funziona per 1 ora al giorno

11 kW / 12.000 (kg di liquame prodotto al giorno) = 0,000916 kW per 1 kg di liquame in output

0,000916 * 1 ora di funzionamento al giorno = **0,000916 kWh**

I valori appena calcolati delle diverse operazioni necessarie per ottenere 1 kg di output di liquame bovino rappresentano tutti gli input necessari per la fase considerata.

Nell’assemblaggio per la fase Liquami bovini occorrerà inserire il totale di kg annuale di liquame prodotto, corrispondente a 4.380.000 kg all’anno derivante da:

120 q di liquame al giorno * 365 giorni all’anno = 43.800 q equivalente a 4.380.000 kg all’anno.

FASE 3_SOTTOPRODOTTI ACQUISTATI

In tale fase è compreso solamente il trasporto dei sottoprodotti dalle aziende fornitrici all'azienda agricola Mengoli.

Vengono utilizzate due tipologie di camion : per il 50% un camion da 120 q di portata e per il 50% un camion da 300 q di portata.

I km percorsi a tratta sono compresi tra 7 e 17 km → media risulta di 12 km a pieno carico.

$12 * 1,7 = 20,4$ km totali percorsi a tratta per trasportare i sottoprodotti nel nostro impianto.

Nella scheda della fase si inseriscono come input le due tipologie di camion con le rispettive capacità come “**Lorry**”; l'unità di misura è quindi sempre kgkm.

Lorry da 16 t

$20,4 : 12.000$ (kg di capacità di carico) = 0,0017 kgkm

Questo camion viene utilizzato al 50%, per cui il valore da inserire per il lorry da 16 risulta dimezzata e cioè $0,0017 / 2 = \mathbf{0,00085}$ kgkm

Lorry da 40 t

$20,4 : 30.000$ (kg di capacità di carico) = 0,00068 kgkm

Anche questo camion è utilizzato per il 50% e quindi si avrà $0,00068 / 2 = \mathbf{0,00034}$ kgkm

I valori appena calcolati delle diverse operazioni necessarie per ottenere 1 kg di output di sottoprodotti acquistati rappresentano tutti gli input necessari per la fase considerata.

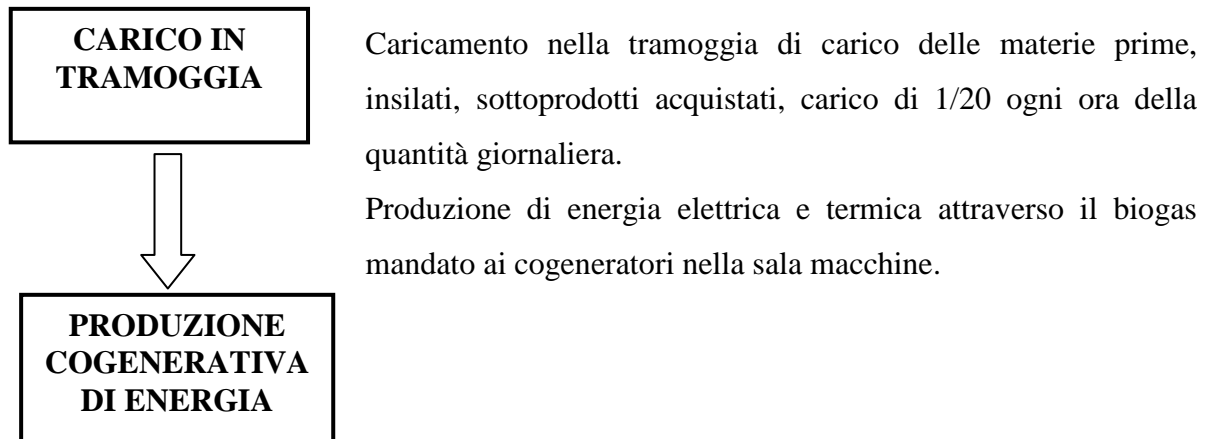
Nell'assemblaggio per la fase Sottoprodotti acquistati occorrerà inserire il totale di kg annuale di sottoprodotti acquistati, corrispondente a 3.650.000 kg all'anno derivante da :

100 q di sottoprodotti al giorno * 365 giorni all'anno = 36.500 q equivalente a 3.650.000 kg all'anno.

MACROFASE 2 : PRODUZIONE BIOGAS E DIGESTATO

Carico in tramoggia delle materie prime necessarie di insilati e sottoprodotti acquistati, pompato poi nella prima vasca di fermentazione; pompaggio dei liquami in tale prima vasca. Biogas prodotto dall'impianto conferito nella sala macchine ai due generatori per la produzione di energia elettrica e termica dal raffreddamento del motore. Infine si avrà la produzione di energia in minima parte auto consumata e per il resto venduto tramite l'immissione in rete; stessa cosa per l'energia termica auto consumata per le esigenze dell'azienda e personali.

FLOW CHART MACROFASE 2



Nella fase del processo di produzione energetica si è pensato di considerare separatamente l'energia termica ed elettrica, ma di unirle in modo da avere una visione finale globale dell'impatto che deriva dalla produzione di energia e del kWh equivalente prodotto dall'impianto. In questo caso, a differenza del precedente impianto, avremo sempre 1 kWh equivalente come output della fase ma le cui quote parte sono rappresentate solamente da due elementi : la quota parte di energia (termica ed elettrica insieme) e la quota parte di perdita energetica.

Questa scelta deriva dal fatto che nell'impatto di tale fase vi sarebbe stata una suddivisione del peso dell'impatto fra le sue componenti termica ed elettrica in funzione dei diversi kWh annuali prodotti; in questo modo si sarebbe perso di vista l'impatto della produzione di energia tramite motore e cogeneratore, comparando suddivisa la produzione di energia termica da quella elettrica con impatti diversi in base ai rispettivi kWh annuali prodotti dalle due tipologie.

FASE 1_CARICO IN TRAMOGGIA CON COCLEA

In tale fase avviene il prelievo della materia prima (insilati e sottoprodotti acquistati) dalla tramoggia di carico, tramite l'utilizzo di una coclea che provvede a caricare nella prima vasca fermentativa ogni ora 1/20 della quantità giornaliera immessa.

La coclea è azionata da un motore elettrico che avrà un certo assorbimento di corrente, in particolare nel nostro caso presenta una potenza pari a 1 kW.

All'interno del database si è deciso di prendere in considerazione la macchina elettrica per la produzione di elettricità necessaria ad attivare la coclea "**Electricity Italy B250**" (Energy-Electricity country mix-Medium voltage-electricity italy B250).

L'alimentazione della coclea è in continuo per tutto l'anno!

Per arrivare alla produzione in output di 1 kWh di energia si deve calcolare quante energia assorbe la coclea per effettuare il caricamento delle materie prime nella vasca.

Il carico giornaliero effettuato corrisponde alla somma del carico giornaliero di insilati e sottoprodotti, per cui :

100 q di sottoprodotti acquistati al giorno + 80 q di insilati al giorno = 180 q al giorno caricati in tramoggia

180 q = 18.000 kg al giorno caricati

La coclea funziona per 20 ore al giorno, essendo caricata 1/20 ogni ora della quantità immessa giornalmente

Vi sono due modi di procedere, in base a dove si vuole inserire la presente fase :

1. 20 h / giorno * 1 kW di potenza della coclea = 20 kWh al giorno

20 / 18.000 = **0,00111 kWh** necessari per caricare 1 kg di materia prima

2. 20 h / giorno * 365 = 7.300 ore all'anno di funzionamento

7.300 * 1 kW di potenza del motore della coclea = 7.300 kWh all'anno di funzionamento

7.300 / 6.818.000 kWh prodotti all'anno = **0,00107 kWh** per produrre in output 1 kWh di energia

A seconda di dove vado a inserire la fase di Carico in tramoggia posso utilizzare uno o l'altro valore di kWh.

Nel nostro caso essendo la fase inserita come fase a sé all'interno della macrofase riguardante la produzione di energia riferisco i kWh consumati dalla coclea al caricamento di 1 kg di materia prima e quindi il valore del caso 1; in alternativa inserendo la fase di Caricamento come input nella fase Produzione cogenerativa di energia si sarebbero dovuti riferire i kWh consumati dalla coclea alla produzione di 1 kWh di energia.

Nell'assemblaggio, avendo scelto la modalità 1, si inserisce come valore totale i kg totali caricati all'anno dalla coclea :

18.000 kg al giorno * 365 = 6.570.000 kg caricati all'anno

FASE 2_PRODUZIONE COGENERATIVA DI ENERGIA

Tale fase sta ad indicare il vero e proprio processo produttivo dell'impianto e cioè la produzione di elettricità per le utenze elettriche (eventualmente vendita) e di calore per le utenze termiche (riscaldamento stalle, vasche fermentative e abitazione dell'azienda agricola).

Nel realizzare tale fase si è considerata una unica fase al cui interno vi sono i sottoprocessi :

VASCHE FERMENTAZIONE + GASOMETRO + COGENERATORE E MOTORE

La presente fase ha in testa la fase di carico delle materie prime insilati e sottoprodotti tramite coclea nella prima vasca e il pompaggio dei liquami dalle stalle nella prima vasca; in coda la fase ha la vasca del digestato in cui si riversa la materia prima dopo il trattamento di fermentazione.

350 kW erogati totali dall'impianto

8.700 ore di funzionamento all'anno

La produzione annua di energia risulta così suddivisa :

2.500.000 kWh di energia elettrica + 3.500.000 kWh di energia termica = 6.000.000 kWh di energia totali

La perdita è del 12% di energia totale prodotta dall'impianto; di conseguenza la produzione di energia utile corrisponderà a un totale di 88%

Ricaviamo la produzione totale di energia annua :

$$6.000.000 + 12\% X = X$$

$$X (1 - 12\%) = 6.000.000$$

$$X = 6.000.000 / (1 - 0,12) = 6.000.000 / 0,88 = 6.818.000 \text{ kWh di energia totale all'anno prodotta}$$

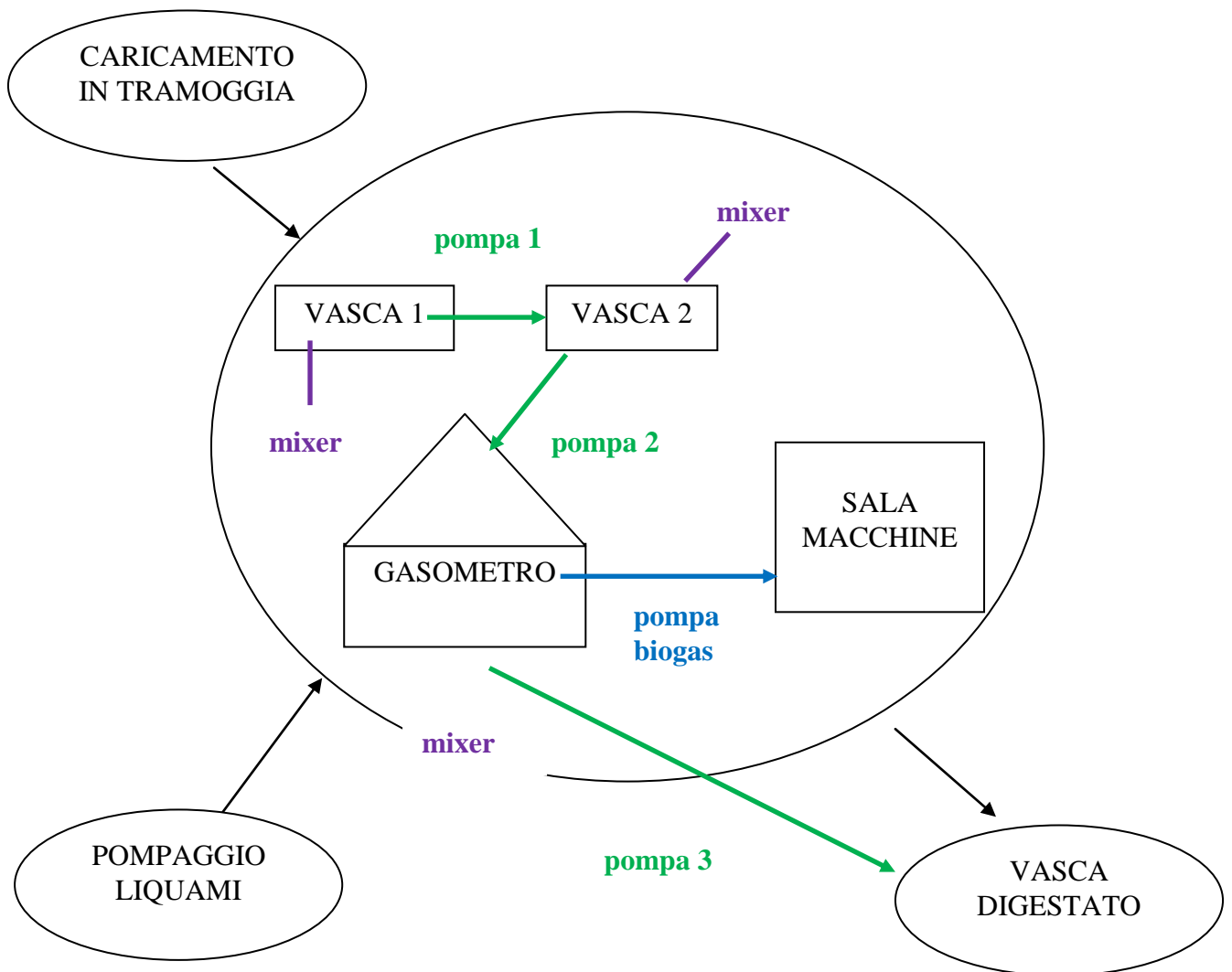
2.500.000 kWh corrispondono al 36,7% dell'energia totale utile prodotta dall'impianto

3.500.000 kWh corrispondono al 51,3% dell'energia totale utile prodotta dall'impianto

In totale quindi l'energia utile prodotta risulta : 36,7 + 51,3 = 88%

818.000 kWh di energia persa all'anno

Per ogni kWh : 36,7% è la quota parte elettrica, 51,3% è la quota parte termica e il 12% sono le perdite



Come si può vedere dalla figura in tale fase vi sono diversi elementi che assorbono energia :

- Le pompe di collegamento tra una vasca e l'altra (pompa 1, pompa 2, pompa 3) per permettere al prodotto della fermentazione di passare da una vasca all'altra
- La pompa che invia il biogas ottenuto dalla terza vasca (il gasometro) alla sala macchine dove verrà utilizzato dai cogeneratori per produrre energia elettrica e dal raffreddamento del motore e dai gas di scarico si produrrà energia termica
- I tre mixer presenti nelle tre vasche per mantenere costantemente mescolato il prodotto della fermentazione ed evitare in questo modo la formazione di croste in superficie dannose per il funzionamento dell'impianto

Tutti questi elementi comportano un assorbimento più o meno elevato di energia, necessaria per il buon funzionamento dell'impianto e per la produzione dell'energia preventivata; i diversi assorbimenti di questi elementi sono considerati come gli input della presente fase per produrre

il kWh equivalente di energia. Inoltre vi è anche il consumo energetico di corrente del motore e cogeneratore per il loro funzionamento e poter così produrre l'energia.

Tali elementi sono tutti controllati dal PLC, sistema di controllo che governa tutto l'impianto.

Per considerare gli assorbimenti energetici causati dai motori, dalle tre pompe, dai tre mixer e dalla pompa del biogas nel database è stata considerata la voce "**Electricity Italy B250**" dalla categoria Energy – Electricity Country Mix – Medium Voltage.

Assorbimento delle 3 pompe

La pompa utilizzata per pompare il prodotto della fermentazione nelle varie vasche dell'impianto è una DODA da 18 kW che funziona 1,5 ore al giorno

Le ore di funzionamento annuali di ogni pompa sono :

$1,5 * 365 \text{ gg /anno} = 547,5 \text{ ore di funzionamento all'anno di ognuna delle tre pompe}$

Considerando tre pompe avremo :

$547,5 * 3 = 1.642 \text{ ore all'anno di funzionamento totale delle pompe dell'impianto}$

$1.642 * 18 \text{ kW (potenza pompa)} = 29.556 \text{ kWh elettrici totali consumati dalle pompe dell'impianto}$

$29.556 \text{ kWh elettrici consumati} / 6.818.000 \text{ kWh totali prodotti dall'impianto} = \mathbf{0,00433 \text{ kWh}}$
assorbiti dalle tre pompe dell'impianto per ottenere in output 1 kWh equivalente di energia

Assorbimento dei 3 mixer nelle vasche 1 e 2 e nel gasometro

I mixer utilizzati hanno diverse potenze, in particolare ve ne sono due da 18 kW e uno da 15 kW e funzionano per 6 minuti ogni 20 minuti.

Funzionamento in continuo.

Funzionando 6 minuti ogni 20 si può dire che i mixer funzionano tre volte in un'ora, per cui :

$3 \text{ volte ogni ora} * 6 \text{ minuti} = 18 \text{ minuti di funzionamento ogni ora}$

$18 * 24 \text{ ore al giorno} * 365 \text{ giorni all'anno} = 157.680 \text{ minuti all'anno di funzionamento per ogni mixer.}$

$157.680 / 60 = 2.628 \text{ ore di funzionamento all'anno per ogni mixer}$

Suddividiamo il funzionamento totale dei mixer nelle due tipologie di mixer :

- *2 Mixer da 18 kW*

2.628 ore all'anno * 2 = 5.256 ore all'anno funzionamento di due mixer

5.256 * 18 kW = 94.608 kWh all'anno di funzionamento dei due mixer

- *1 Mixer da 15 kW*

2.628 ore all'anno * 15 kW = 39.420 kWh all'anno di funzionamento del mixer

In totale quindi avremo :

94.608 + 39.420 = 13.028 kWh di funzionamento all'anno dei tre mixer.

13.028 / 6.818.000 kWh annuali prodotti dall'impianto = **0,0196 kWh** consumati dai 3 mixer per ottenere in output 1 kWh di energia

Assorbimento motore

Si hanno due motori : un motore Deutz da 240 kW e un motore Man da 110 kW.

L'assorbimento del motore è stimato nel 2% delle energia elettrica totale prodotta all'anno

2% di 2.500.000 kWh all'anno = 50.000 kWh all'anno assorbiti dai due motori

50.000 / 6.818.000 kWh all'anno prodotti di energia = 0,00733 kWh assorbiti dal motore per produrre 1 kWh di energia

Assorbimento della pompa del biogas

Per pompare il biogas dal gasometro alla sala macchine si utilizza una soffiante da 2,5 kW con un assorbimento di 2,4 kWh al giorno.

2,4 kWh al giorno * 365 gg / anno = 876 kWh all'anno assorbiti dalla pompa del biogas

876 / 6.818.000 kWh prodotti all'anno dall'impianto = **0,000128 kWh** assorbiti dalla pompa del biogas per ottenere in output 1 kWh di energia

Nell'assemblaggio inserirò per la fase Produzione cogenerativa di energia il valore di 6.000.000 kWh derivante da :

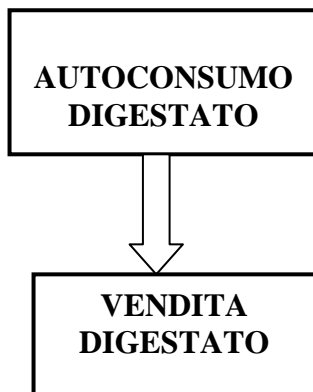
2.500.000 kWh elettrici + 3.500.000 kWh termici

Per la perdita inserirò il valore di 818.000 kWh di energia persa.

MACROFASE 3 : UTILIZZO DIGESTATO

In tale fase si parte dalla produzione del digestato derivante dalla vasca gasometro pompata nella vasca del digestato finale. Il digestato finale è destinato a due utilizzi : autoconsumo nei campi mediante un sistema di pompaggio direttamente dalla vasca nei campi dell'azienda, oppure la vendita dell'esubero del digestato non auto consumato ad aziende terze tramite trasporto con camion alle aziende acquirenti.

FLOW CHART MACROFASE 3



Considera la parte di digestato utilizzata per autoconsumo nei campi dell'azienda Mengoli al posto di fertilizzanti chimici, comprende anche il pompaggio diretto nei campi e il mixer per mantenere miscelato il digestato

Parte di digestato residuale dall'autoconsumo nei campi di Mengoli, venduta a terzi tramite trasporto con camion alle aziende acquirenti

Digestato totale prodotto dall'impianto equivale, in massa, alla quantità immessa in input all'impianto; in pratica ciò che entra è uguale a ciò che esce, come quantità.

FASE 1_AUTOCONSUMO DIGESTATO

Pompa utilizzata per pompare il digestato dalla vasca direttamente nei campi dell'azienda agricola Mengoli è una Doda da 90 kW che funziona per 120 ore all'anno.

Mixer utilizzato per mantenere costantemente miscelato anche il digestato per non creare "croste" superficiali da 16 kW, funzionamento per 6 minuti ogni 20 minuti sempre.

Per considerare gli assorbimenti energetici causati dalla pompa per pompare il digestato nei campi e dal mixer della vasca del digestato è stata considerata la voce "**Electricity Italy B250**" dalla categoria Energy – Electricity Country Mix – Medium Voltage.

Assorbimento pompa per pompare il digestato nei campi

120 ore all'anno utilizzo pompa * 90 kW = 10.800 kWh all'anno assorbiti dalla pompa per pompare il digestato nei campi dell'azienda

10.800 / 6.818.000 kWh annuali totali di energia prodotta = **0,00158 kWh** assorbiti dalla pompa per pompare il digestato nei campi per ottenere in output 1 kWh di energia

Mixer per rimescolare il digestato nella sua vasca

Mixer funziona come i mixer precedenti e quindi presenta un funzionamento di 2.628 ore all'anno

2.628 * 16 kW di potenza del mixer = 42.048 kWh all'anno consumati dal mixer nella vasca del digestato

42.048 / 6.818.000 kWh annuali totali prodotti dall'impianto = **0,00617 kWh** assorbiti dal mixer della vasca del digestato

Nell'assemblaggio il totale di digestato auto consumato nei campi dell'azienda risulta di 4.800.000 kg all'anno, derivante da :

300 q al giorno di digestato prodotto dall'azienda (300 q di materie prime in input all'impianto al giorno)

300 * 365 = 109.500 q all'anno di digestato prodotto dall'impianto

Nei campi possono essere utilizzati al massimo 800 q all'anno di digestato

Azienda possiede 60 ha di terreno coltivati

800 q (quantità massima utilizzabile nei campi) * 60 ha di terreno = 48.000 q all'anno di digestato da utilizzare nei campi dell'azienda agricola, corrispondente a 4.800.000 kg di digestato

FASE 2_VENDITA DIGESTATO

Digestato totale utilizzato nei campi dell'azienda all'anno, e quindi digestato totale per autotocumo, risulta di 48.000 q.

Il totale di digestato prodotto dall'azienda all'anno è di 109.500 q (300 q al giorno * 365 gg / anno).

109.500 – 48.000 = 61.500 q di digestato residuale dall'autoconsumo e perciò venduto a terzi tramite distribuzione con carro botte alle aziende utilizzatrici e acquirenti del digestato, equivalente a 6.150.000 kg

Si utilizza un carro botte, si tratta di un trattore con la funzionalità di carro botte con capacità di carico compresa tra 120 e 190 q → media di capacità di portata risulta di 155 q.

In media il carro botte compie 2 km a pieno di tragitto per trasportare il digestato alle aziende acquirenti, successivamente torna all'azienda Mengoli a vuoto.

Si è inserito il mezzo di trasporto tra quelli esistenti del database: “**Tractor and Trailer**” all'interno della categoria Transport-Road-Tractor and trailer e si è calcolata la tratta percorsa per effettuare la distribuzione del digestato venduto agli utilizzatori.

L'unità di misura richiesta dal programma è kgkm, che indica i **km percorsi da 1 kg**.

$2 \text{ km} * 1,7 = 3,4 \text{ km}$ totali percorsi per distribuire il digestato in esubero dell'azienda agli acquirenti

$3,4 / 15.500 \text{ kg}$ di portata del carro botte = **0,000219 kgkm**

Nell'assemblaggio si considera per la presente fase il totale di digestato venduto corrispondente a 6.150.000 kg

TOTALI

Quando si realizza l'assemblaggio delle diverse fasi per consultare i risultati totali di impatto ambientale, vengono selezionate le fasi di interesse per quell'assemblaggio e indicate le quantità annue totali :

Colture dedicate : 2.920.000 kg

Liquami bovini : 4.380.000 kg

Sottoprodotti acquistati : 3.650.000 kg

Da queste materie prime si ottengono i 300 q al giorno caricati in input all'impianto, corrispondenti a :

$300 * 365 = 109.500 \text{ q}$ equivalenti a 1.090.000 kg di materie prime in input

Caricamento in tramoggia con coclea : 6.570.000 kg di insilati e sottoprodotti (2.920.000 + 4.380.000)

Perdita di energia : 818.000 kWh (corrispondente al 12% del totale annuo di energia prodotto di 6.818.000)

Produzione cogenerativa di energia : 6.000.000 kWh (corrispondente all'88% di energia prodotta annuale di 6.818.000, suddivisa in 51,3% di energia termica e 36,7% di energia elettrica)

Vendita digestato : 6.150.000 kg

Autoconsumo digestato : 4.800.000 kg

Risultati con metodo Eco-Indicator99

Completato l'inventario delle emissioni e dei consumi di risorse imputabili all'impianto di produzione cogenerativa di Castel d'Aiano con approvvigionamento La Fenice, è possibile, attraverso modelli predisposti all'interno del software SimaPro 6.0, giungere alla valutazione dell'entità con cui ogni singola fase contribuisce al punteggio relativo alle varie categorie di danno considerate : *Carcinogens, Respiration organics, Respiration inorganics, Climate change, Radiation, Ozone layer, Ecotoxicity, Acidification/Eutrophication, Land Use, Minerals e Fossil fuels.*

Dall'analisi della tabella sotto riportata è possibile risalire all'entità del danno con cui ciascuna fase contribuisce alla definizione del punteggio totale, relativo alle diverse categorie di impatto considerate nel metodo degli *Eco-indicator99*

SimaPro 6.0		Data:	15/11/2010	Periodo:	12.08.46					
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Mengoli'									
Metodo:	Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A									
Valore:	Valutazione dei danni									
Categoria d'impatto	Unità	Totale	Colture dedi	Liquami bovini	Sottoprodotti	Caricamento	Perdita di en	Vendita digest	Autoconsumo digest	Produzione di en
Carcinogens	DALY	0,00747	3,79E-08	0,000136	4,15E-08	0,000247	0,000125	0,00000011	0,000257	0,00671
Resp. organics	DALY	0,000284	2E-11	0,00000516	1,02E-09	0,00000938	0,00000474	5,79E-11	0,00000976	0,000255
Resp. inorganics	DALY	0,0884	1,68E-07	0,00161	9,01E-07	0,00292	0,00147	0,000000486	0,00303	0,0793
Climate change	DALY	0,0287	2,76E-08	0,000521	1,45E-07	0,000947	0,000479	8,01E-08	0,000984	0,0257
Radiation	DALY	1,91E-13	3,2E-14	2,03E-30	6,65E-14 x	x		9,3E-14 x		x
Ozone layer	DALY	0,000081	1,06E-12	0,00000147	1,6E-12	0,00000267	0,00000135	3,08E-12	0,00000278	0,0000727
Ecotoxicity	PDF*m2yr	4760	0,000768	86,5	0,0223	157	79,5	0,00223	163	4270
Acidification/ Eutro	PDF*m2yr	2700	0,000828	49	0,0329	89	45	0,0024	92,6	2420
Land use	PDF*m2yr	0,0437	0,00825	5,22E-19	0,0115 x	x		0,0239 x		x
Minerals	MJ surplus	0,0993	0,0219	1,38E-18	0,0139 x	x		0,0635 x		x
Fossil fuels	MJ surplus	2,28	0,224	1,42E-17	1,41 x	x		0,652 x		x

Risultati dell'analisi del Ciclo di Vita della produzione del biogas con il metodo Eco-Indicator99 per le varie categorie d'impatto

Si è notato, in particolare per le categorie *Carcinogens, Respiration Organics, Respiration Inorganics, Climate Change, Ozone Layer, Ecotoxicity, Acidification/Eutrophication*, che la fase che contribuisce maggiormente al relativo punteggio è la produzione di energia, mentre per la categoria *Radiation* la fase maggiormente impattante risulta le colture dedicate. Per la categoria *Land Use, Minerals e Fossil Fuels* la fase maggiormente impattante è la vendita del digestato; a seguire per tali categorie la fase più impattante risulta le colture dedicate.

Il Grafico sottostante (istogramma) esprime in percentuale il contributo che le varie fasi portano alla definizione del punteggio complessivo, relativo alle differenti categorie di impatto.

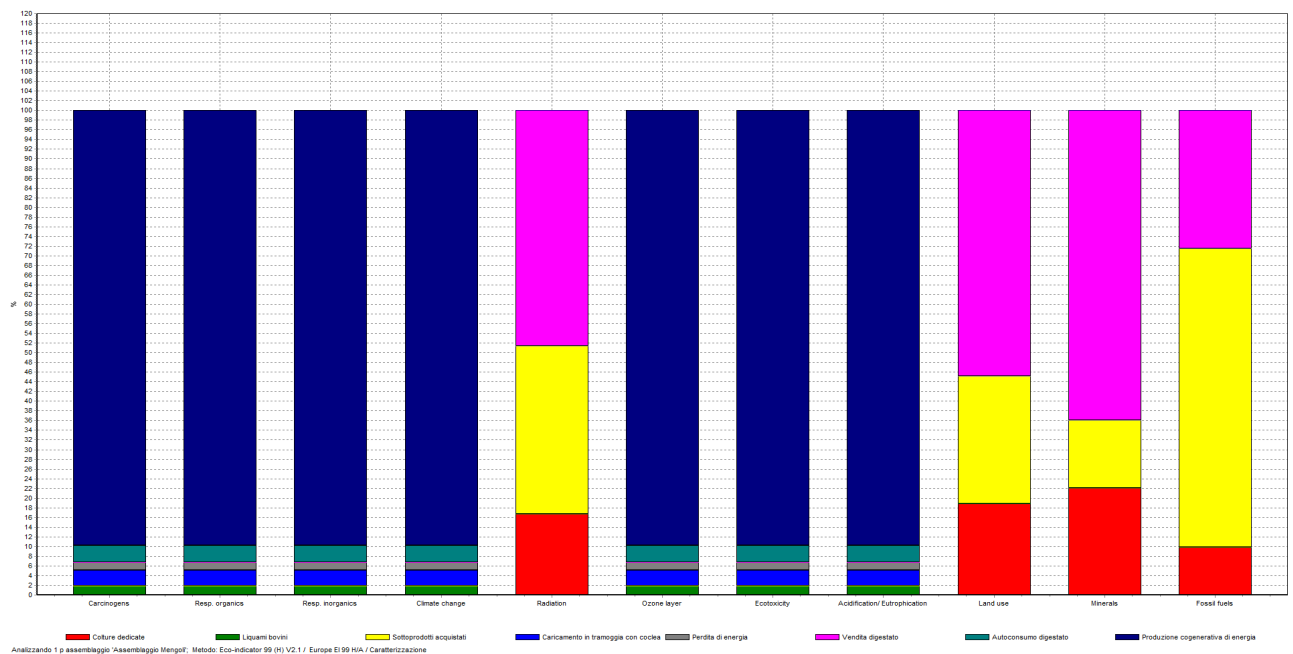
In pratica visualizza graficamente e quindi in maniera immediata quanto appena detto osservando la tabella precedente.

Si vede infatti che la fase maggiormente impattante risulta la Cippatura (gialla) e il taglio (rossa); inoltre viene evidenziato come il trasporto del cippato all'impianto, l'esbosco e il trasporto ceneri siano anch'essi abbastanza impattanti e in particolare impattano molto solo su *Land Use*, *Minerals* e *Fossil fuels* e non sulle prime categorie legate alla salute e all'ecosistema.

La procedura generale di un'analisi del ciclo di vita di un prodotto, condotta mediante il metodo degli *Eco-indicator*, prevede che i diversi tipi di impatto siano raggruppati per categorie e, successivamente, venga calcolato un punteggio globale: in tal modo è possibile riferirsi a macrocategorie di impatto, piuttosto che alle singole tipologie di danno riscontrate.









Le tre macrocategorie d'impatto sono :

1. Human Health (Salute umana); ad essa contribuiscono: *Carcinogens*, *Respiration organics*, *Respiration inorganics*, *Climate change*, *Radiation* e *Ozone layer*.
2. Ecosystem Quality (Qualità dell'ecosistema); ad essa contribuiscono: *Ecotoxicity*, *Acidification/Eutrophication* e *Land Use*.
3. Resources (Sfruttamento delle risorse); ad essa contribuiscono: *Minerals* e *Fossil fuels*.



Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi della produzione del biogas alla definizione del punteggio complessivo relativo alle differenti categorie di impatto, con il metodo degli *Eco-indicator 99*.

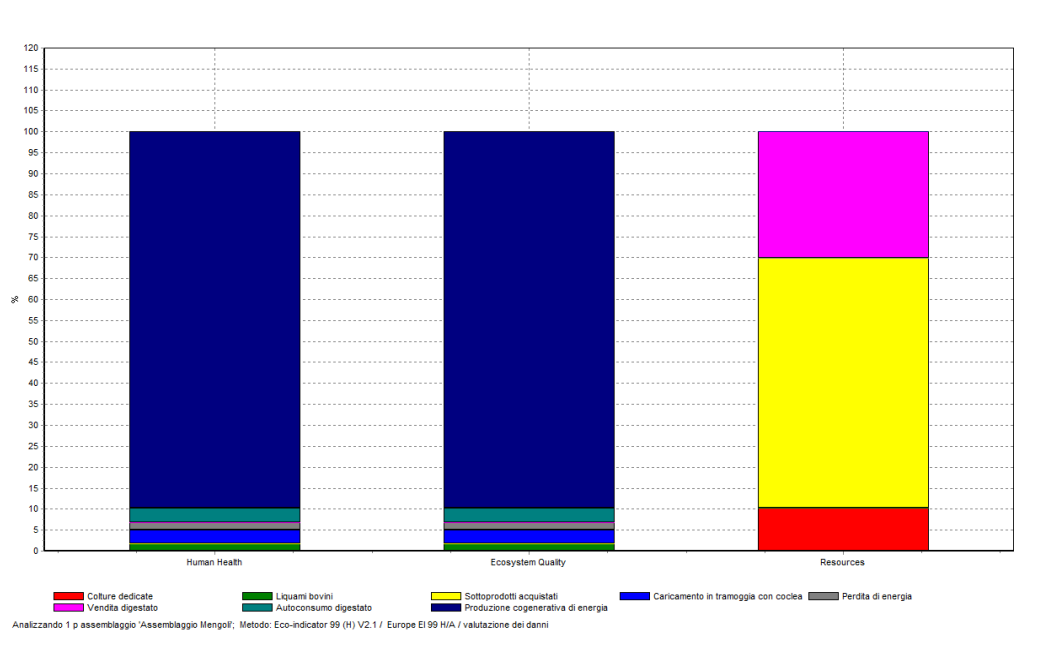
LEGENDA :

	Colture dedicate		Autoconsumo digestato
	Liquami bovini		Produzione cogenerativa di energia
	Sottoprodotti acquistati		Vendita digestato
	Caricamento in tramoggia con coclea		Perdita di energia

Sotto riportiamo anche il grafico (istogramma) relativo solo alle 3 macro categorie elencate, per avere un'idea ancora più chiara ed immediata dell'impatto delle diverse fasi a livello più macro.

Si può notare come la fase di produzione di energia sia la più impattante nella macro categoria Salute Umana ed Ecosistema e non compaia invece nella categoria Risorse; questo è da imputare al fatto che per la produzione cogenerativa di energia avviene un consumo di elettricità da parte dei tre mixer e delle 3 pompe impiegate nell'impianto con consumi abbastanza consistenti; in particolare i mixer che funzionano per un numero elevato di ore (18 minuti ogni ora!). L'uso di tale elettricità è sicuramente dannosa per la salute umana e per l'ecosistema pianeta in quanto per produrla occorre l'utilizzo di combustibili fossili con la conseguente emissione in atmosfera di sostanze dannose.

Infine si nota come la fase sottoprodotti acquistati e vendita digestato (che includono l'utilizzo di un mezzo di trasporto) e in misura minore le colture dedicate siano le più impattanti per la categoria Risorse, in quanto le prime due consistono in un trasporto che emette quantità di CO₂ nell'ambiente utilizzando combustibili fossili (risorse), nonostante il tragitto compiuto sia comunque limitato rispetto all'impianto di Castel d'Aiano; le colture dedicate invece incidono su questa macrocategoria in quanto si tratta di utilizzare trattori per seminare e trinciare che emettono CO₂ nell'atmosfera, nell'utilizzo di acqua per irrigare e inoltre comporta anche l'utilizzo di risorse naturali, anche se le quantità in gioco di acqua d'irrigazione e di km compiuti per seminare e trinciare sono limitate. Ovviamente le colture dedicate incidono in misura minore delle altre due fasi, in quanto innanzitutto le quantità in gioco sono molto minori delle altre due fasi; inoltre la semina viene effettuata una volta all'anno e i km effettuati dal trattore sono nettamente inferiori ai km effettuati dagli altri mezzi di trasporto per la vendita digestato e per il trasporto dei sottoprodotti.



Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi alla definizione del punteggio complessivo relativo alle tre macro categorie di impatto, con il metodo degli *Eco-indicator 99*.

Si può notare che per la macro categoria Risorse la fase sottoprodotti acquistati incide maggiormente della vendita digestato, nonostante la quantità trasportata nella vendita del digestato sia il doppio della quantità trasportata di sottoprodotti. Tale risultato però deriva dal fatto che per il trasporto dei sottoprodotti si compie una distanza molto maggiore del tragitto effettuato per trasportare il digestato agli acquirenti (12 km in media per i sottoprodotti contro i 2 km per il digestato); in questo modo il numero dei km percorsi in totale in un anno risulterà sicuramente maggiore, anche se la quantità trasportata è nettamente inferiore.

SimaPro 6.0		Data:	15/11/2010	Periodo:	12.09.05					
Titolo:		Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Mengoli'								
Metodo:		Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A								
Valore:		Valutazione dei danni								
Categoria di danno	Unità	Totale	Colture ded	Liquami bov	Sottoprodotti	Caricamento	Perdita di en	Vendita digest	Autoconsumo digest	Produzione di en
Human Health	DALY	0,125	2,33E-07	0,00227	0,0000109	0,00412	0,00208	0,000000677	0,00429	0,112
Ecosystem Quality	PDF*m2yr	7460	0,00985	135	0,0666	246	124	0,0286	256	6700
Resources	MJ surplus	2,38	0,246	1,56E-17	1,42 x	x		0,715 x		x

Risultati dell'analisi del Ciclo di Vita di produzione del biogas con il metodo Eco-Indicator99 per le tre macro categorie d'impatto

Nel diagramma sottostante invece (il network) è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio totale dell'impatto, ottenuto con il metodo degli *Eco-indicator 99* considerando tutti i fattori d'impatto.

Nel diagramma viene evidenziato che la fase a maggior impatto ambientale risulta la produzione cogenerativa di energia : tale fase è rappresentata infatti con una freccia rossa di maggiore spessore.

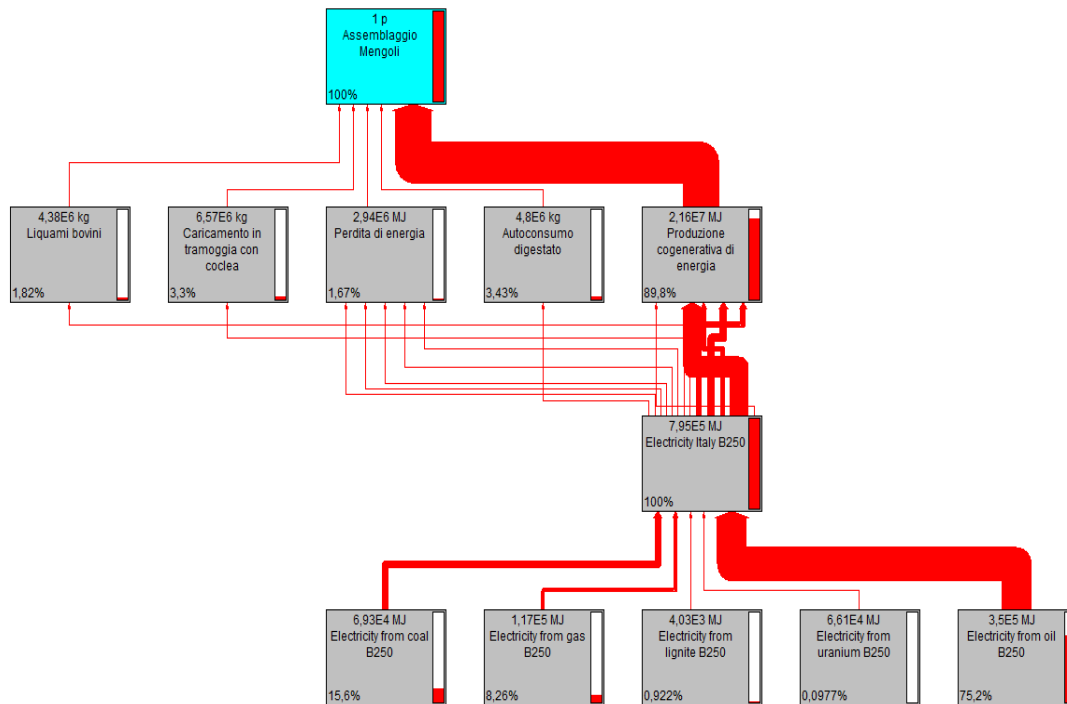
Successivamente alla produzione di energia, distanziata, abbiamo l'autoconsumo digestato e il caricamento in tramoggia con coclea come fasi a maggiore impatto.

Ovviamente scendendo nel dettaglio di tale diagramma saranno rappresentate tutte le altre fasi che appariranno in ordine di impatto ambientale decrescente (più si scende nel dettaglio e più compariranno anche tutti gli input che concorrono in ogni fase), infatti possiamo notare a minimo impatto globale la fase di liquami bovini.

Le fasi che risultano da tale network sono le più impattanti dal punto di vista globale, considerando cioè tutti i fattori d'impatto e non singolarmente uno ad uno.

Quindi si evince, facendo un bilancio ambientale complessivo, che la fase a maggiore impatto risulta essere la produzione cogenerativa di energia, in quanto tale fase consuma molta energia (in tale fase sono inclusi i consumi delle tre pompe disposte tra una vasca e l'altra e dei tre mixer presenti in ogni vasca di fermentazione, per i quali elementi occorre di conseguenza un elevato consumo di combustibile fossile che emette quindi in atmosfera sostanza dannosa), soprattutto ad opera più dei mixer che delle pompe essendo in funzione per un numero di ore molto elevato all'anno (18 minuti ogni ora in continuo).

E' dunque evidente che in proporzione, in confronto, il trasporto impatta globalmente in misura minore di quest'ultima; anche questo risultato è logico in quanto il trasporto è contenuto nell'arco di 100 km, raggio di distanza in cui sono stati compiuti studi dai quali risulta una distanza per cui l'impatto del trasporto non è estremamente rilevante.



Si può notare come le fasi a maggiore impatto siano : in primis la produzione cogenerativa di energia con un 89,9% (utilizzo di pompe e soprattutto di mixer utilizzati per un numero elevato di ore che consumano molta energia derivante dall'utilizzo di combustibile fossile), a seguire distanziata la fase di autoconsumo digestato con un 3,43% di incidenza e il caricamento in tramoggia con un 3,3% di incidenza.

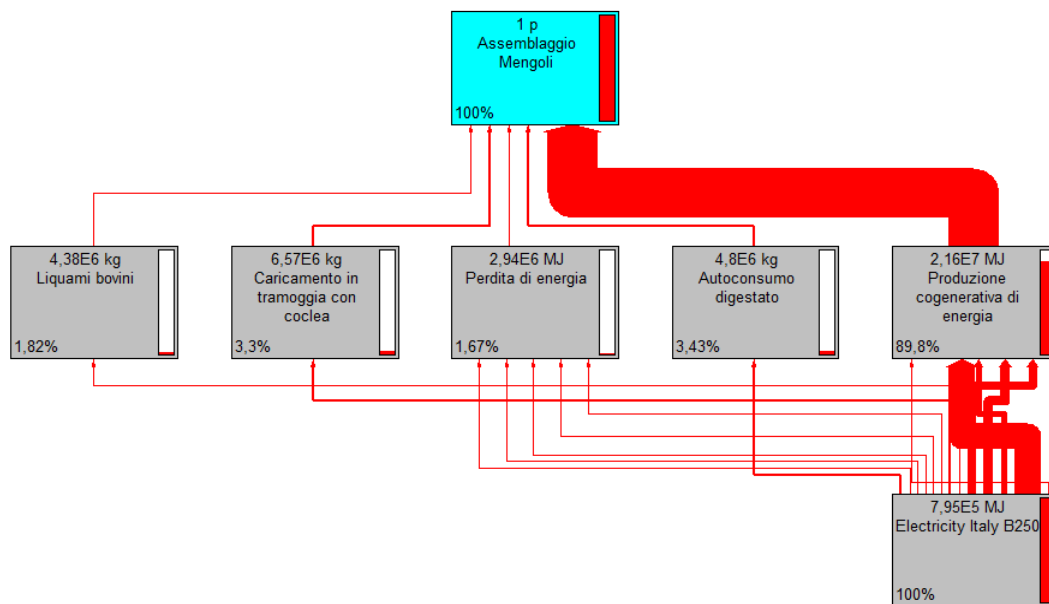
L'impatto del caricamento deriva dal fatto che tale fase richiede un consumo di elettricità per far funzionare la pompa che carica le materie prime nella prima vasca, seppure minima rispetto alle altre fasi risulta però impattante dal punto di vista ambientale, trattandosi di elettricità prodotta da combustibili fossili (occorre comunque sempre un prelievo esterno di energia per il funzionamento); l'impatto dell'autoconsumo digestato deriva anch'esso dall'utilizzo di elettricità da fonte fossile per il funzionamento della pompa per il pompaggio del digestato nei campi.

Successivamente vi è la fase dei liquami bovini con un 1,8% di incidenza; tale fase risulta a impatto in quanto per tale fase vi è un consumo di acqua per abbeverare le mucche e di cereali derivanti dai campi per nutrire gli animali, che costituiscono quindi un consumo di risorse in quantità non troppo ridotta (i capi bovini bevono e mangiano molto essendo animali di grosso peso) e inoltre vi è anche il consumo elettrico della pompa per pompare i liquami nella prima vasca.

Da notare che i liquami impattano decisamente meno dell'autoconsumo digestato e del caricamento in tramoggia, nonostante tutte e tre le fasi utilizzino pompe con consumo di

elettricità. Occorre tenere presente però che la pompa dei liquami ha una potenza minore della pompa del digetstao nei campi (11 kW per la prima contro i 90 kW della seconda); inoltre per quanto riguarda i kg totali da gestire per la pompa per i liquami risultano minori dei kg totali della pompa per il caricamento (infatti il caricamento utilizza una pompa per 6.570.000 kg di materie prime, inferiore ai 4.380.000 kg della pompa dei liquami).

Possiamo anche studiare il network nelle 3 macro categorie e vedere l'incidenza delle diverse fasi più impattanti in ciascuna delle tre.

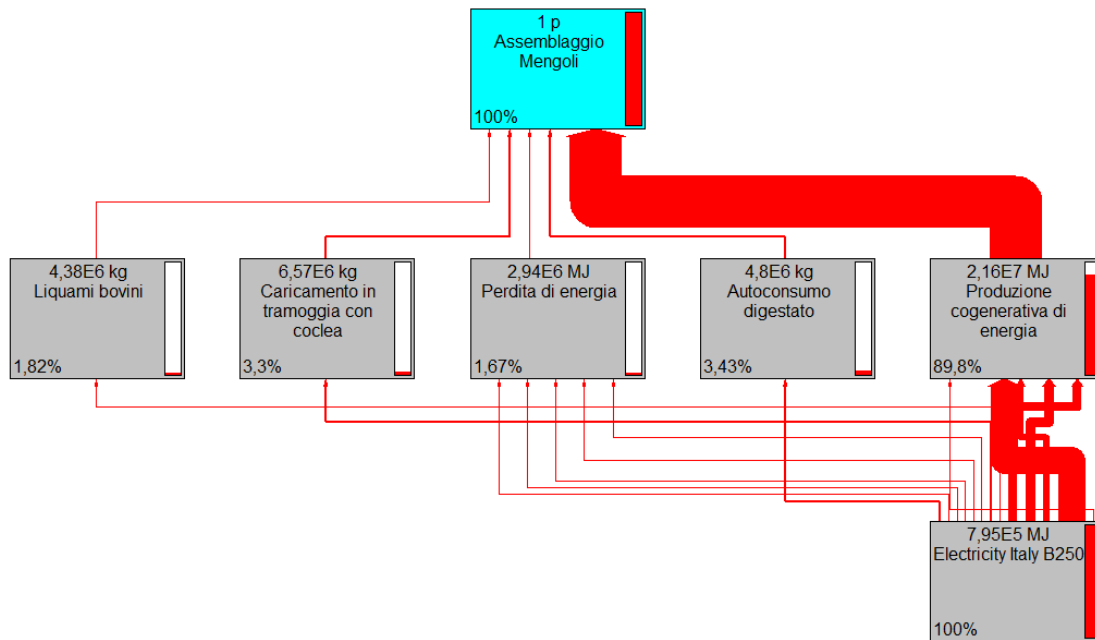


Network relativo alla macrocategoria Salute umana (Human Health)

Dall'analisi di questa network vediamo ciò che è stato riscontrato precedentemente (percentuali simili), cioè sulla salute umana impatta per prima la produzione cogenerativa di energia con un 89,9%, a seguire distanziato l'autoconsumo digestato con un 3,43% e il caricamento in tramoggia con un 3,3% e infine i liquami bovini con un 1,8% (la fase maggiormente impattante è sempre appunto la produzione di energia che va a incidere sulle sostanze emesse in atmosfera dannose per la salute umana).

Stesse conclusioni si possono trarre per il network di seguito, relativo alla macro categoria Ecosistema (Ecosystem Quality), la produzione cogenerativa di energia in primis a seguire l'autoconsumo digestato e il caricamento in tramoggia, infine i liquami bovini.

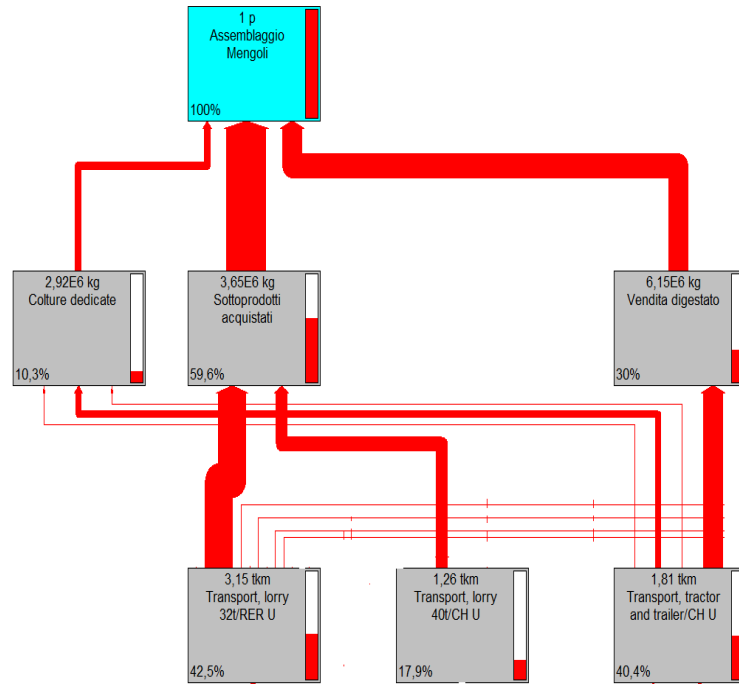
Anche qui la fase a maggiore impatto è la produzione di energia sempre, in quanto va a incidere sulle sostanze emesse in atmosfera dannose anche per l'ecosistema ambientale del pianeta



Network relativo alla macro categoria Ecosystem Quality

Per il network della macro categoria Risorse (Resources) si evidenziano i risultati esposti precedentemente, cioè l'impatto maggiore deriva dal trasporto dei sottoprodotti acquistati con un 59,6% di incidenza, a seguire il trasporto del digestato venduto con un 30% di incidenza e infine le colture dedicate in misura minore con una percentuale del 10,3%. Questo perché i sottoprodotti acquistati da trasportare compiono una distanza di trasporto molto maggiore del tragitto effettuato per trasportare il digestato agli acquirenti (12 km in media per i sottoprodotti contro i 2 km per il digestato); in questo modo il numero dei km percorsi in totale in un anno risulterà sicuramente maggiore, anche se la quantità trasportata è nettamente inferiore.

Tale metodo considera nella categoria Risorse solo per 1/3 il consumo di risorse (da cui deriverebbe un impatto maggiore della vendita digestato, presentando una quantità trasportata doppia) e per il resto il consumo di combustibili fossili e uso del territorio, che danno quindi un peso maggiore al totale dei km percorsi, visto che più km si fanno e più l'impatto ambientale è dannoso. Infine per il trasporto dei sottoprodotti viene utilizzato un mezzo con una capacità maggiore del mezzo utilizzato per il trasporto conseguente alla vendita del digestato e questo comporta un incidenza maggiore dell'impatto ambientale in tale metodo, in quanto mezzi di capacità maggiore inquinano maggiormente.



Network relativo alla macrocategoria Resources

Risultati con metodo Edip/Umip96

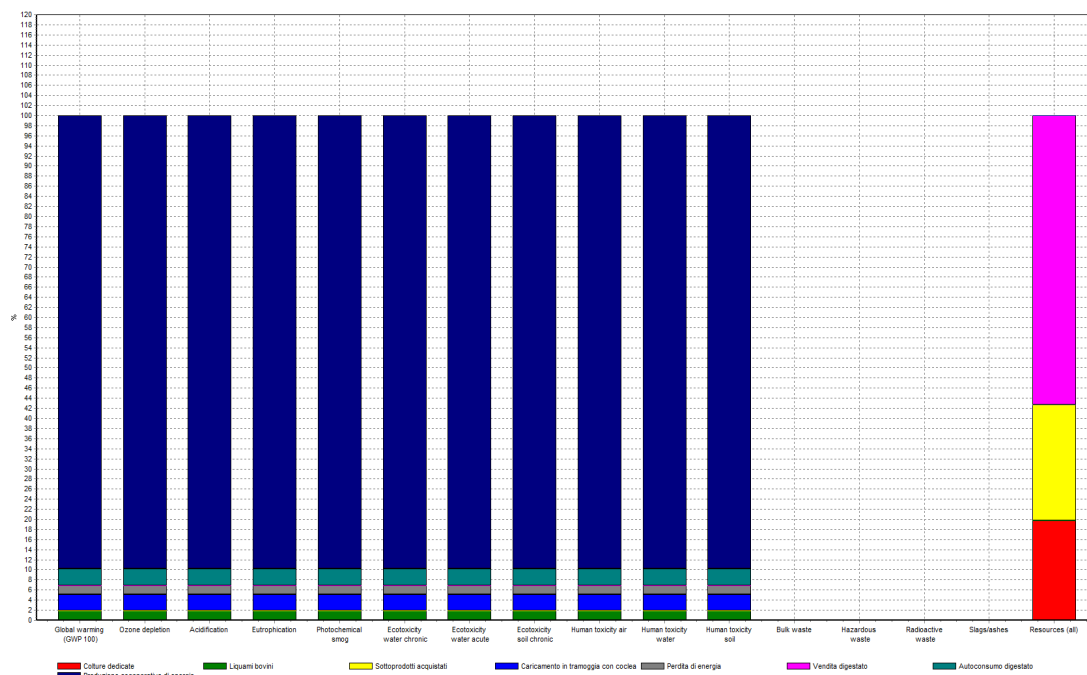
SimaPro 6.0		Data:	15/11/2010	Periodo:	12.12.36					
Titolo:		Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Mengoli'								
Metodo:		EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk								
Valore:		Caratterizzazione								
Categoria d'impatto	Unità	Totale	Colture dedic	Liquami bov	Sottoprodotti	Caricamento	Perdita di en	Vendita digest	Autoconsumo digest	Produzione di en
Global warming (GWP 10)	g CO2	1,38E+08	133	2510000	696	4570000	2310000	385	4750000	124000000
Ozone depletion	g CFC11	45	0,00000101	0,817	0,00000152	1,49	0,751	0,00000293	1,54	40,4
Acidification	g SO2	1210000	0,31	21900	4,85	39900	20200	0,899	41500	1080000
Eutrophication	g NO3	424000	0,142	7710	7,6	14000	7080	0,412	14600	381000
Photochemical smog	g ethene	3540	0,0348	64,3	0,0892	117	59,1	0,101	122	3180
Ecotoxicity water chronic	m3	4280000	74,1	77700	109	141000	71400	215	147000	3840000
Ecotoxicity water acute	m3	383000	1,99	6950	3,54	12600	6390	5,78	13100	344000
Ecotoxicity soil chronic	m3	2370	0,00358	43,1	0,0568	78,3	39,6	0,0104	81,4	2130
Human toxicity air	m3	1,59E+10	10800	289000000	176000	526000000	266000000	31400	547000000	14300000000
Human toxicity water	m3	977000	23	17700	32,3	32200	16300	66,7	33500	877000
Human toxicity soil	m3	7780	0,00449	141	0,164	257	130	0,013	267	6990
Bulk waste	kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hazardous waste	kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Radioactive waste	kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Slags/ashes	kg	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Resources (all)	kg	0,0003	0,0000593	3,75E-21	0,0000688	x	x	0,000172	x	x

Risultati dell'analisi del ciclo di vita della produzione del biogas con il metodo EDIP/UMIP96.

- Il *Global warming (GWP 100)* rappresenta il contributo di ciascuna fase della filiera all'incremento della temperatura media terrestre conseguente all'effetto serra ed è espresso in grammi di anidride carbonica emessa. Esso risulta particolarmente influenzato dalla fase di produzione cogenerativa di energia con 124.000.000 g CO₂, seguita dalla fase di caricamento in tramoggia con 4.750.000 g CO₂, successivamente vi è l'autoconsumo digestato con 4.570.000 g CO₂ e infine i liquami bovini con 2.510.000 g di CO₂.
- L'*Ozone depletion* indica il contributo di ciascuna fase della filiera al deperimento dello strato di ozono stratosferico, ed è valutato in riferimento ai grammi di CFC11 emessi. La fase in cui si riscontra la maggiore emissione di tali sostanze è sempre quella di produzione cogenerativa di energia (40,4 g CFC11), seguita dall'autoconsumo digestato (1,54 g CFC11) e dal caricamento in tramoggia (1,49 g CFC11) e infine dai liquami (0,817 g CFC11).
- L'*Acidification*, espressa in grammi di SO₂, definisce il contributo di ciascuna fase della filiera all'emissione di solfati, responsabili, tra l'altro, delle piogge acide. Essa risulta influenzata soprattutto dalla fase di produzione cogenerativa di energia (1.080.000 g SO₂), seguita dalla fase di autoconsumo digestato (41.500 g SO₂) e caricamento in tramoggia (39.900 g di SO₂), infine i liquami (21.900 g SO₂).
- L'*Eutrophication* esprime il contributo di ciascuna fase della filiera all'incremento di nutrienti nelle acque, e viene calcolata in riferimento ai grammi di NO₃. Essa è influenzata principalmente dalla fase di produzione cogenerativa di energia con 381.000 g NO₃, seguita da autoconsumo digestato (14.600 g NO₃) e caricamento in tramoggia (14.000 g NO₃), infine sempre i liquami (7.710 g NO₃).
- Il *Photochemical smog* è espresso in grammi di etene. Ad esso contribuisce principalmente la fase di produzione cogenerativa di energia con 3.180 g, seguita dalla fase di autoconsumo digestato con 122 g e dal caricamento in tramoggia con 117g, infine i liquami con 64,3 g.
- L'*Ecotoxicity water chronic* è espressa in m³, ed è influenzata dalla fase di produzione cogenerativa di energia con 3.840.000 m³, seguita dalla fase di autoconsumo digestato con 147.000 m³ e il caricamento in tramoggia (141.000 m³) e infine i liquami bovini (77.700 m³).
- L'*Ecotoxicity water acute* è espressa in m³, ed è influenzata nell'ordine, dalla fase di produzione generativa di energia con 344.000 m³, seguita dalla fase di autoconsumo digestato con 13.100 m³ e caricamento in tramoggia (12.600), infine il liquami bovini (6.950 m³).

- L'*Ecotoxicity soil chronic* è espresso in m³, è influenzato dalla fase di produzione cogenerativa di energia, con 2.130 m³, seguita dalla fase di autoconsumo digestato con 81,4 m³ e caricamento in tramoggia con 78,3 m³ e infine i liquami bovini con 43,1 m³.
- All'*Human toxicity air*, calcolata in m³, contribuiscono la produzione cogenerativa di energia con 14,3×10⁹ m³, seguito dalla fase di autoconsumo digestato con 547.000.000 m³ e di caricamento con 526.000.000 m³, infine i liquami bovini con 289.000.000 m³.
- All'*Human toxicity water*, calcolata in m³, contribuiscono la produzione cogenerativa di energia con 877.000 m³, segue l'autoconsumo digestato con 33.500 m³ e il caricamento in tramoggia con 32.200 m³, infine i liquami bovini con 17.700 m³.
- All'*Human toxicity soil*, calcolato in m³, contribuisce maggiormente la produzione cogenerativa di energia con 6.990 m³, seguita dall'autoconsumo digestato con 267 m³ e dal caricamento in tramoggia con 257 m³, infine i liquami bovini con 141 m³.
- *Resources (all)*, espresso in kg, è influenzato principalmente dalla fase di vendita digestato (0,000172 kg), seguita dalla fase di sottoprodotti acquistati (0,0000688 kg) e infine dalle colture dedicate (0,0000593 kg).









Il seguente grafico rappresenta i risultati ottenuti con il metodo EDIP/UMIP 96 relativamente all'analisi del ciclo di vita della produzione del biogas; in particolare, ad ogni categoria di impatto è associato il contributo di ciascuna fase della filiera, espresso in percentuale. In questo modo il grafico evidenzia in maniera immediata e semplice quanto detto finora esplicitato dalla precedente tabella.



Analizzando 1 p assemblaggio 'Assemblaggio Mengoli'. Metodo: EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP WorldGK / Caratterizzazione

Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi della filiera di produzione del biogas alla definizione del punteggio delle singole categorie di impatto con il metodo EDIP/UMIP 96.

LEGENDA :

	Colture dedicate		Autoconsumo digestato
	Liquami bovini		Produzione cogenerativa di energia
	Sottoprodotti acquistati		Vendita digestato
	Caricamento in tramoggia con coclea		Perdita di energia

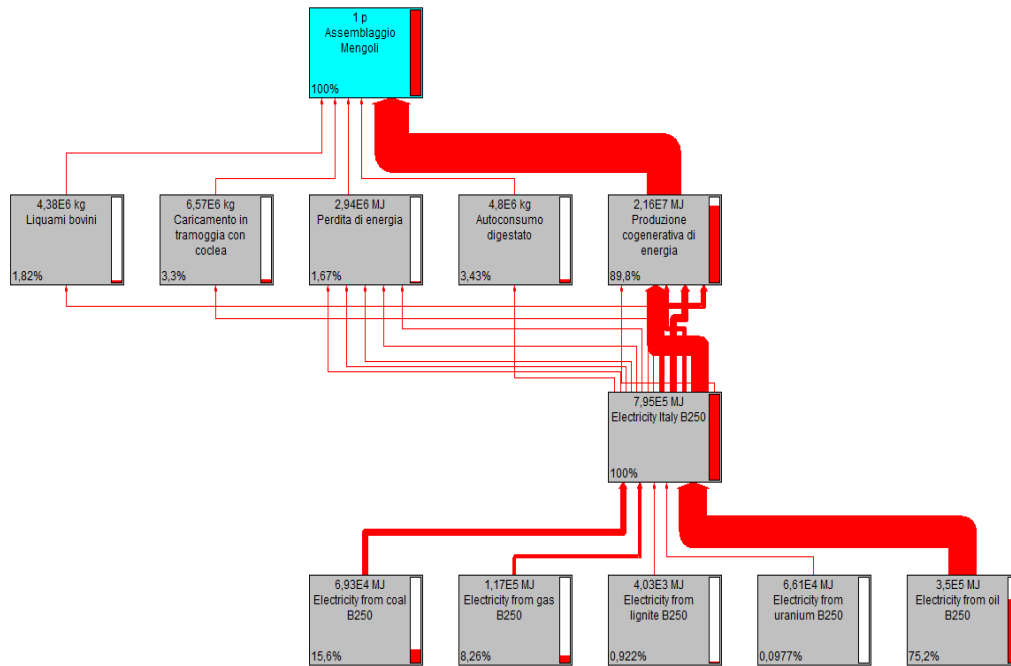
Dall'analisi del presente grafico è possibile evincere come le categorie di impatto: *Global warming (GWP 100), Ozone depletion, Acidification, Eutrophication, Ecotoxicity water chronic, Ecotoxicity water acut, Photochemical smog, Ecotoxicity soil chronic, Human toxicity air, Human toxicity soil* siano influenzate principalmente dalla fase di produzione cogenerativa di energia.

Ala definizione del punteggio della categoria *Resources (all)* invece le fasi che generano maggiore impatto sono la fase di vendita digestato, sottoprodotti acquistati e infine in misura minore la fase di colture dedicate.

Nel diagramma sottostante (network) è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio totale dell'impatto, ottenuto con il metodo Edip/Umip96 considerando tutti i fattori d'impatto.

Nel diagramma viene evidenziato che la fase a maggior impatto ambientale risulta la produzione cogenerativa di energia : tale fase è rappresentata infatti con una freccia rossa di maggiore spessore (89,8%); a seguire vi è distanziato l'autoconsumo digestato (3,43%) e il caricamento in tramoggia (3,3%) a maggiore impatto globale, considerando nel suo insieme tutti gli indicatori di impatto e infine i liquami bovini (1,82%).

Come evidenziato, con tale metodo, il network generale di tutti gli indicatori d'impatto risulta identico al network generale con il metodo eco-indicator con anche le stesse percentuali.

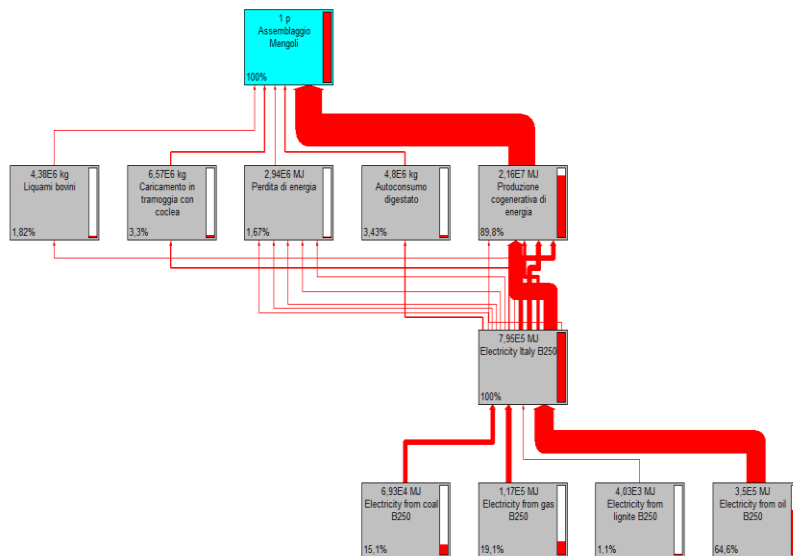


Si possono quindi trarre le medesime conclusioni indicate per il metodo eco.indicator99 : le fasi che risultano da tale network sono le più impattanti dal punto di vista globale, considerando cioè tutti i fattori d'impatto e non singolarmente uno ad uno.

Quindi si evince, facendo un bilancio ambientale complessivo, che la fase a maggiore impatto risulta essere la produzione cogenerativa di energia, in quanto tale fase consuma molta energia (in tale fase sono inclusi i consumi delle tre pompe disposte tra una vasca e l'altra e dei tre mixer presenti in ogni vasca di fermentazione, per i quali elementi occorre di conseguenza un elevato consumo di combustibile fossile che emette quindi in atmosfera sostanza dannosa), soprattutto ad opera più dei mixer che delle pompe essendo in funzione per un numero di ore molto elevato all'anno (18 minuti ogni ora in continuo).

E' dunque evidente che in proporzione, in confronto, il trasporto impatta globalmente in misura minore di quest'ultima; anche questo risultato è logico in quanto il trasporto è contenuto nell'arco di 100 km, raggio di distanza in cui sono stati compiuti studi dai quali risulta una distanza per cui l'impatto del trasporto non è estremamente rilevante. Inoltre in tale impianto i km percorsi dal trasporto del digestato e dei sottoprodotti risultano veramente minimi.

Analizzando il network sotto riportato del solo indicatore Global Warming invece possiamo notare i medesimi risultati precedentemente descritti; il risultato è da aspettarselo, in quanto la fase di produzione cogenerativa di energia consuma molta energia per via delle pompe e soprattutto dei mixer ad elevato assorbimento, funzionando per un numero elevato di ore al giorno (18 minuti ogni ora in continuo) usa combustibili fossili che immettono in atmosfera sostanze dannose e CO₂, che influisce sul riscaldamento globale del pianeta.



Network relativo all'indicatore Global Warming

Se osserviamo il grafico sottostante relativo all'indicatore Resources risulta il maggiore impatto ambientale dato dalla vendita digestato con un 57,3%, a seguire vi è il trasporto dei sottoprodotti acquistati con un 22,9% e infine le colture dedicate con un'incidenza del 19,8% anche qui in misura minore delle precedenti fasi. Le prime due fasi consistono infatti in un trasporto che emette enormi quantità di CO₂ nell'ambiente utilizzando combustibili fossili (risorse), nonostante il tragitto compiuto sia comunque limitato rispetto all'impianto di Castel d'Aiano.

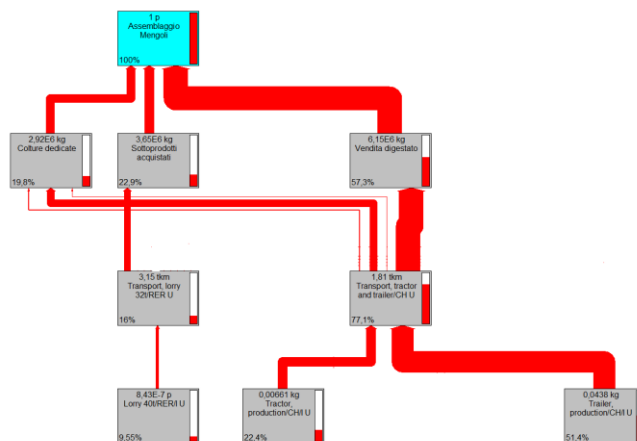
Le colture dedicate invece incidono su questa macrocategoria in quanto si tratta di utilizzare trattori per seminare e trinciare che emettono CO₂ nell'atmosfera, nell'utilizzo di acqua per irrigare che comporta anche l'utilizzo di risorse naturali, anche se le quantità in gioco di acqua d'irrigazione e di km compiuti per seminare e trinciare sono limitate. Ovviamente le colture dedicate incidono in misura minore delle altre due fasi, in quanto innanzitutto le quantità in gioco sono molto minori delle altre due fasi; inoltre la semina viene effettuata una volta all'anno e i km effettuati dal trattore sono nettamente inferiori ai km effettuati dagli altri mezzi di trasporto per la vendita digestato e per il trasporto dei sottoprodotti.

E' da notare però che impatta maggiormente la vendita digestato che i sottoprodotti acquistati, a differenza di quanto avviene per il network Resources con il metodo eco-indicator99; inoltre anche le colture dedicate incidono in misura maggiore con il presente metodo rispetto agli eco-indicator99 in cui le colture incidono per un 10,9%.

Sicuramente un fattore importante nella differenza di risultati riscontrata tra i due metodi è da imputare al fatto che gli indicatori usati risultano differenti nei due metodi, quindi anche la categoria d'impatto Resources considera elementi diversi nella valutazione del suo impatto ambientale.

Le colture dedicate presentano un impatto maggiore in quanto nel metodo edip/umip96 la categoria d'impatto Resources dà un peso maggiore al consumo di risorse naturali, mentre negli eco-indicator99 la parte relativa alle risorse naturali contribuisce solo per 1/3 alla macrocategoria Risorse.

Per le altre due fasi, che presentano risultati invertiti, è da imputare al fatto che gli elementi che concorrono a costituire la categoria d'impatto Resources in questo metodo danno maggiore importanza ad elementi legati alle risorse naturali (nel metodo eco-indicator appunto le risorse naturali contribuiscono solamente per 1/3 al totale della categoria Risorse); la vendita digestato, presentando una quantità annuale doppia, impatta dunque in misura maggiore dei sottoprodotti trasportati.



3_ ANALISI DEL CICLO DI VITA DELL'IMPIANTO COGENERATIVO "TAMPIERI ENERGIE" DI FAENZA

Obiettivo e scopo dello studio

Obiettivo dello studio è la determinazione del danno ambientale dovuto alla produzione di 1 KWh nell'impianto Tampieri Energie che svolge processi di produzione connessi all'estrazione e raffinazione di olio di semi e alla produzione di farine.

Le funzioni del sistema

La funzione del sistema è la produzione di un KWh.

L'unità funzionale

L'Unità funzionale è 1 KWh.

Il sistema che dev'essere studiato

I confini del sistema vanno dall'approvvigionamento della materia prima alla distribuzione all'utente finale di 1 KWh di energia elettrica. Non si considera il ciclo di vita della produzione dei macchinari.

I confini del sistema

Il sistema che deve essere studiato è la produzione di energia elettrica in un impianto a biomassa a filiera lunga della regione Emilia Romagna.

Qualità dei dati

Per lo svolgimento dello studio è stato impiegato il codice di calcolo SimaPro 6.0. Per la maggioranza degli elementi si è fatto riferimento alle banche dati impostate all'interno del codice.

Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale

I metodi utilizzati nello studio sono Eco-Indicator 99 H e Edip/Umip96 V2.1

Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale

Inventario

Allo stato attuale esistono 3 aziende distinte che fanno capo alla Tampieri Financial Group S.p.A.:

- Tampieri S.p.A. produttrice di oli di semi grezzi e raffinati;
- Faenza Depurazioni S.r.l. che si occupa della depurazione delle acque del sito e di trattamento di rifiuti liquidi in conto terzi;
- Tampieri Energie S.r.l. produttrice di energia elettrica da biomasse.

La Tampieri Energie s.r.l. sorge contigua all'oleificio Tampieri S.p.A. di cui un tempo faceva parte ed è ad esso strettamente collegata nelle strutture e nei servizi. Inoltre una significativa parte delle materie prime (combustibili) per la produzione di energia sono fornite da Tampieri S.p.A. sotto forma di biomasse vegetali.

L'impianto produce calore e corrente elettrica a partire dalla combustione di biomasse, parte delle quali sono rifiuti di origine organica (sementi scondizionate, legna, farina animale, ecc.), altri sono sottoprodotti di aziende agroalimentari. Energia prodotta: 176.467.942,00 kWh

Il processo produttivo

La centrale termoelettrica in funzione è di tipo cogenerativo. L'impianto è composto da n.3 caldaie, di cui n.2 "a lancio" per la combustione di farine e n.1 a "griglia mobile" per la combustione di combustibili di pezzatura medio/grande.

Le caldaie producono vapore a 480°C e 60 bar, che alimenta n.2 turboalternatori. Parte del vapore viene spillato e indirizzato ad usi tecnologici all'interno dello stabilimento Tampieri.

Il vapore a "ciclo chiuso", che costituisce la parte non spillata, viene raffreddato mediante un condensatore ad aria per mezzo di appositi ventilatori

La potenza termica nominale dell'intera centrale è di 100 MWt che si ottiene sommando i contributi di:

n.1 caldaia a griglia mobile da 50 MWt

n.2 caldaie a lancio da 32 MWt e da 18 MWt

La potenza elettrica nominale si aggira intorno ai 20 MWe

L'autoconsumo di energia elettrica è pari a 7 MWe circa (anno 2008)

La produzione di energia da fonti rinnovabili è di circa il 96%, il restante 4% circa deriva da fonti non rinnovabili.

Consumi e utilizzi di risorse energetiche

Le fonti energetiche utilizzate sono costituite da biomasse vegetali e da una piccola quantità di metano utilizzato per la fiamma pilota e come ausiliario.

Per confrontare tutte le fonti di energia utilizzate nel sito si utilizza come unità di misura il TEP (Tonnellata Equivalente di Petrolio)

Biomasse: 60.606,77 TEP (2008)

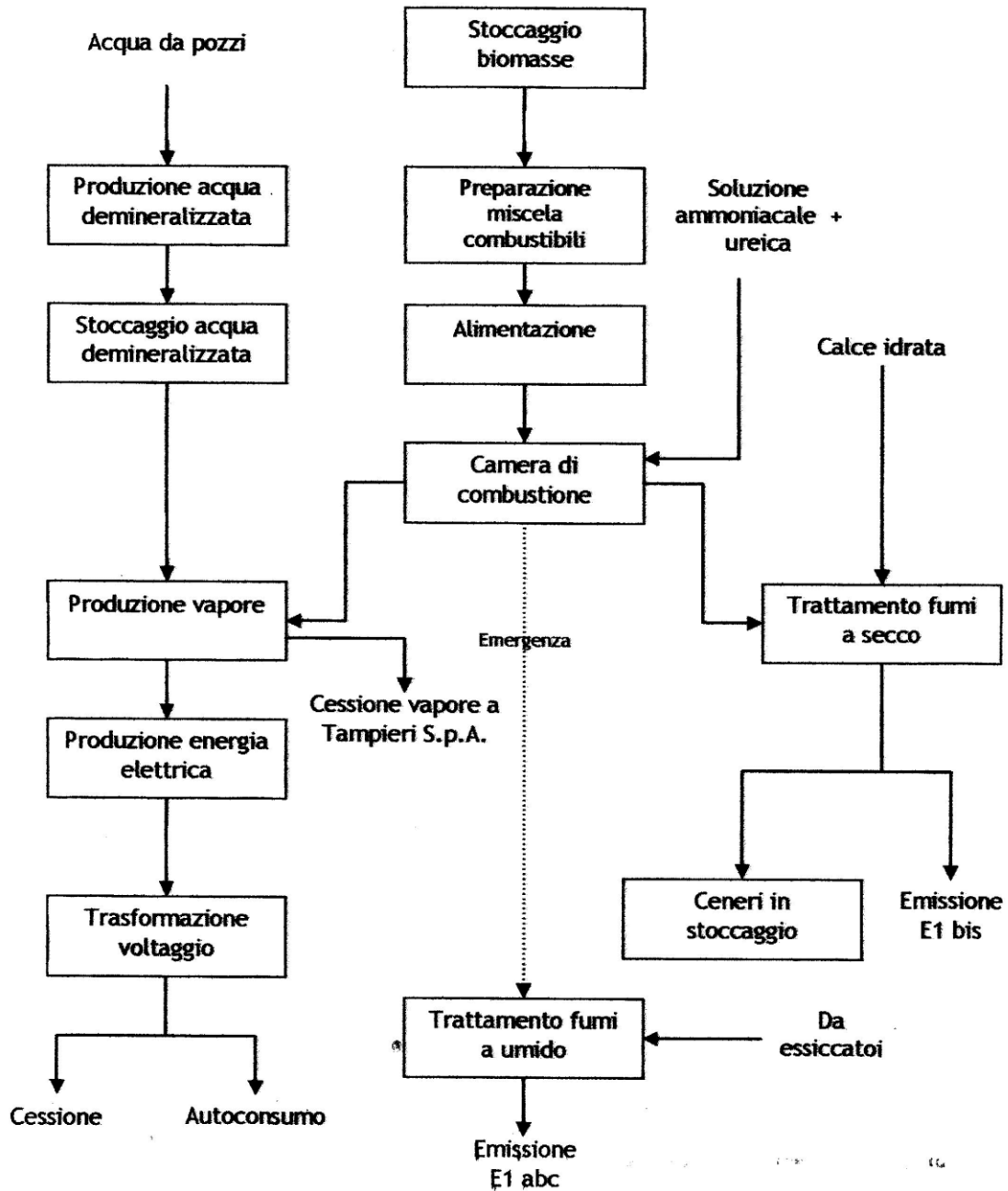
Metano: 2.566,83 TEP (2008)

Energia elettrica acquistata dalla rete: 81,50 TEP (2008)

Energia elettrica per autoconsumo: 2.943,63 TEP (2008)

66.198,73 (96,13% risorse energetiche rinnovabili e 3,87 non rinnovabili)

Diagramma di flusso dell'impianto



Le fasi

Approvvigionamento e stoccaggio delle biomasse

L'approvvigionamento dei combustibili utilizzati denominati "biomasse" per la produzione di energia, sono forniti principalmente dalla adiacente Tampieri S.p.A., per il 56% (anno 2008), mentre il restante 43,5% è fornito da aziende del comparto agroalimentare al di fuori del sito.

L'utilizzo di biomassa dalla Tampieri S.p.A. comporta una diminuzione del traffico veicolare, dal momento che l'approvvigionamento avviene direttamente all'interno dello stesso sito.

Il deposito di combustibile può contenere circa 4000-5000 t di biomasse. Il combustibile viene acquistato da produttori disseminati in tutto il mondo, per cui l'impianto è da definirsi a filiera lunga.

Le biomasse sono stoccate in zone separate a seconda della tipologia:

- farina di carne: viene scaricata in fossa dedicata e trasferita con trasporti chiusi in magazzino dedicato e mantenuto sotto sorveglianza sanitaria. Lo scarico del magazzino avviene automaticamente con trasporti chiusi e dedicati fino alla combustione;
- farina di vinacciolo: viene inviata direttamente dalla produzione o scaricata in un magazzino dedicato. Lo scarico del magazzino avviene automaticamente con trasporti chiusi e dedicati fino alla combustione;
- biomasse ad alto grado di umidità: sono stoccate sotto una tettoia.

Consumo giornaliero di biomassa: 500-600 t/g

Consumo annuo di biomassa:

Biomassa consumata anno 2008	Quantità (t/anno) anno 2008
Farina animale	70.980,4
Bucchette di uva secche	7.357,00
Bucchette di uva umida	22.409,00
Farina di vinacciolo	54.806,00
Vinaccia esausta	11.271,00
Vinaccioli umidi	7.831,00
Vinaccioli secchi	2.440,00
Legna	599,50
Legna polvere	18,50
Sementi condizionate	2.919,30
Scarti inutilizzabili	2.359,30
Fanghi	589,40
TOTALE	183.580,4

- **Consumo annuo di metano: 3.000.000 Nm³/anno**

Combustione

I processi di combustione all'interno dei generatori di vapore sono controllati e gestiti attraverso le depressioni e le temperature presenti nelle camere di combustione. Tale processo viene realizzato impostando i valori di portata vapore richiesti dalla produzione.

L'impianto utilizza n.3 caldaie per la combustione delle biomasse.

L'unica caldaia a griglia mobile brucia biomassa umida (vinacce) in modo da contenere le temperature di combustione: umidità relativa = 45% c.a.

Le due caldaie a lancio utilizzano come combustibile una miscela di diverse biomasse per il 95% e gas metano per il restante 5%: l'aggiunta di metano consente di aumentare e controllare il potere calorifico inferiore della miscela finale combusta in caldaia. Le biomasse utilizzate per la preparazione della miscela sono:

- farina animale: PCI = 4000-4200 kcal/kg e 3-7% di umidità
- farina di vinacciolo: PCI = 4000-4200 kcal/kg e 3-5% di umidità
- buccetta secca macinata di mais e girasole: PCI = 4000-4200 kcal/kg e 3-7% di umidità

Per l'avvio delle caldaie viene utilizzato solo gas metano. In seguito viene bruciata della farina di vinacciolo e solo al raggiungimento degli 850°C è possibile introdurre la farina animale, onde evitare la formazione di incrostazioni dannose per le caldaie.

Il calore prodotto dalla combustione delle biomasse viene fatto espandere all'interno di due turbine che producono energia cinetica che, trasmessa all'alternatore produce corrente elettrica.

Produzione vapore ed energia elettrica

Il vapore a bassa pressione spillato dalle turbine viene ceduto alla Tampieri S.p.A. il cui impianto è integrato alla Tampieri Energie S.r.l. sia per il ciclo vapore che per il ciclo idrico.

Per la produzione di vapore viene utilizzata acqua prelevata da n.3 pozzi sotterranei in concessione a Tampieri S.p.A. che ne cede una parte come acqua grezza alla Tampieri Energie S.r.l..

Prelievi idrici: 270.848,00 m³/anno (dati 2008)

Consumo idrico: 0,0015 m³/kWh prodotto

Le caldaie producono vapore a 480°C e 60 bar, che alimenta n.2 turboalternatori che producono energia elettrica, che in parte è dedicata all'autoconsumo ed in parte venduta.

Trattamento fumi

I fumi della combustione vengono inviati a impianti aventi funzione di abbattere gli inquinanti prima della emissione in atmosfera.

Il monitoraggio delle emissioni inquinanti avviene in continuo ad eccezione dei icroinquinanti per i quali la rilevazione delle concentrazioni avviene su cadenza trimestrale. In caso di avaria della filtrazione a secco, un sistema automatico di valvole è in grado di convogliare i prodotti della combustione in un sistema di abbattimento ad umido, generalmente utilizzato per l'abbattimento degli inquinanti nei fumi degli impianti di essiccazione della Tampieri S.p.A.

I fumi in uscita dalle caldaie vengono trattati da sistemi di post-trattamento prima di essere inviati all'unico camino: DeNOx, antiparticolato e DeSOx.

I sistemi di post trattamento fumi sono i seguenti:

- Torre di Quenching: la prima unità della sezione di depurazione dei fumi è la torre di Quenching, uno scrubber funzionante in equicorrente in cui i fumi ed il liquido di lavaggio fluiscono nella stessa direzione. Nella torre di Quenching i fumi vengono raffreddati (quencherati) fino alla loro temperatura di saturazione di circa 70-80 °C; contemporaneamente si ha la cattura dei gas acidi e delle polveri grossolane;
- DeNOx: SNCR con inserzione di ammoniaca in soluzione acquosa al 20-25%;
- Antiparticolato: ciclone separatore per il particolato grossolano e filtro a maniche composto da 2.500 maniche in goretex per il particolato più fine;
- DeSOx: scrubber.

Emissioni

La percentuale di ossigeno nei fumi secchi in uscita dal camino è pari a 8% di O₂ a 130°C.

Emissioni delle tre caldaie:

<i>Impianto di emissione</i>	<i>Inquinanti emessi</i>	<i>Concentrazioni anno 2008 (mg/Nm₃)</i>
Caldaia 20 t/h	Polveri	0,2
	HCl	3,20
	NOx	143,50
	SOx	16,90
Caldaia 35 t/h	COT	2,70
Caldaia 50 t/h	Cadmio, Tallio e composti	0,00054

	Hg	0,0001
	Antimonio, Ar, Pb, Cr, Cb, Cu, Mn, Ni, Vn, Stagno e loro composti	0,0276
	Diossine e furani	0,00216

Produzione rifiuti

Le ceneri leggere e pesanti derivate dalla combustione di biomasse rappresentano i principali rifiuti prodotti dell'attività. La quantità di ceneri prodotta durante l'anno dipende essenzialmente dal tipo di biomasse combuste che a seconda della tipologia producono da un 2,5% di ceneri fino al 40% (farine di carne); come si può capire la quantità di farina di carne combusta durante l'anno incide notevolmente sulla quantità di ceneri prodotte.

Le ceneri prodotte dal processo di combustione in caldaia sono ricche in fosforo e potassio e a loro composizione le rende ottimi fertilizzanti per uso agricolo. Se ne producono 30.000-35.000 t/anno, principalmente vendute a terzi quando possibile (disponibilità del mercato) a recupero in:

- a) cementifici [R5] [R13]
- b) produzione di conglomerati cementizi [R5] [R13]
- c) industria dei laterizi [R5] [R13]
- d) Produzione di fertilizzanti conformi alla L. 19 ottobre 1984, n. 748 [R3] [R13]

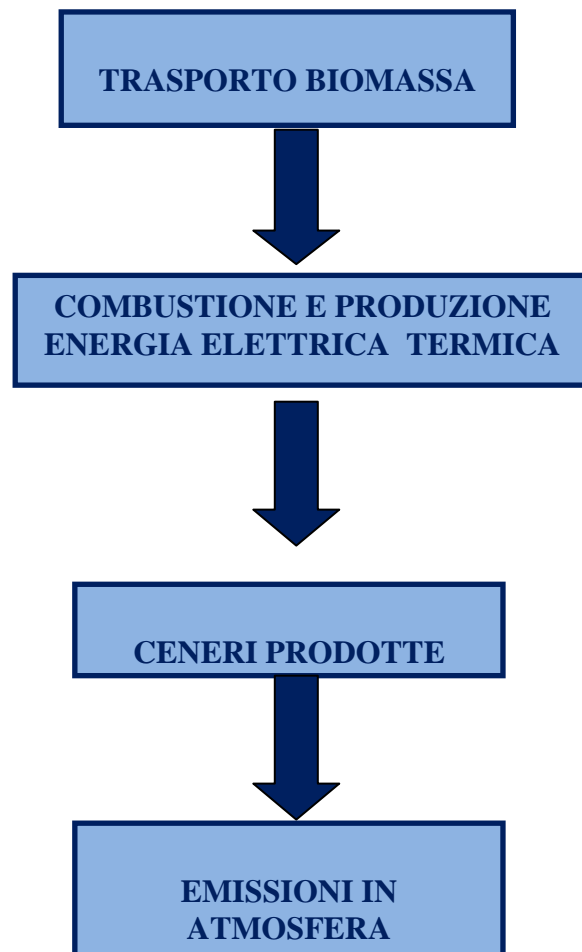
Gli stoccaggi dei rifiuti vengono regolarmente effettuati in contenitori o zone apposite e opportunamente identificati; inoltre l'azienda pone la dovuta attenzione all'individuazione e controllo delle autorizzazioni delle Società specializzate a cui conferire i rifiuti e all'archiviazione dei relativi documenti organizzativi. Le ceneri leggere prodotte dalla combustione vengono stoccate in silos chiusi dotati di impianti automatici di svuotamento.

L'attività è anche autorizzata ad effettuare lo stoccaggio provvisorio (D15) dei rifiuti speciali non pericolosi prodotti in proprio, in quanto non rientrante nelle condizioni minime previste dall'art. 183 D.Lgs 152/06 per il deposito temporaneo.

Analisi LCA

Vediamo di seguito la schematizzazione delle macrofasi della filiera di produzione di calore ed energia elettrica a partire dalla combustione di biomasse solide.

Ogni macrofase è poi suddivisa nelle sue diverse fasi con i relativi macchinari e verranno analizzate una a una, riportando anche i calcoli necessari in ogni fase per giungere ai valori da inserire all'interno della LCA.



Rappresentazione schematica delle macrofasi che compongono la filiera

Nei calcoli effettuati per determinare i valori da inserire nell'analisi LCA si è tenuto conto di ricavare un **valore unitario**, da inserire nelle singole schede delle diverse fasi.

Nelle schede dedicate ad ogni fase è necessario indicare l'output unitario che si vuole ottenere, a fronte di un certo input sempre unitario riferito all'ottenimento di quell'output; nel processo produttivo la fase di produzione dell'energia ha come output l'ottenimento di 1 kWh e in input i valori di consumi energetici saranno calcolati tenendo conto del fatto di ottenere 1 kWh come output.

MACROFASE 2 : COMBUSTIONE E PRODUZIONE ENERGIA ELETTRICA E TERMICA

Il combustibile impiegato nelle due caldaie a lancio deriva da una miscela di diverse biomasse per il 95% e da gas metano per il restante 5%. Nella caldaia a griglia mobile sono combustibili prodotti di pezzatura medio-grande

Consumi totali (n. 2 turbine + n. 3 caldaie) di energia elettrica: 56.078.577 kWh

Consumi caldaie a lancio: $56.078.577/176467942 \times 3/5 = 0,3178 \times 3/5 = 0,22246$

Consumi caldaia a griglia mobile: $56.078.577/176467942 \times 2/5 = 0,3178 \times 2/5 = 0,09534$

Consumi turbine:

consumo combustibile per kWh prodotto: 0,2743 Nm³/kWh

potere calorifico gasolio: 10.200 kcal/m³

1 cal = 4.183 joule

Energy gas fournae: natural gas boiler burner

n.3 caldaie x 20 ore x 345 = 194.956 MWh

Consumi di metano: 1 m³ di metano pesa: 0,68/0,71 kg

1Nm³ di metano pesa: 713,84 g = 0,713 kg

0,01774 Nm³ per 1 kWh x 0,713 = 0,01265 kg

MACROFASE 3 : EMISSIONI IN ATMOSFERA

I fumi della combustione vengono inviati a impianti aventi funzione di abbattere gli inquinanti prima della emissione in atmosfera.

Si considerano i valori di emissioni relativi ai seguenti parametri:

Polveri:	$0,2 \times 215.000 \times 8.000 = 344.000.000$ mg	E1 bis
	$27,1 \times 240.000 \times 8.000 = 52.032.000.000$ mg	E1 abc
	$344.000.000 + 52.032.000.000 = 52.376.000.000$ mg tot	
	$52.376.000.000 / 487.639.000.000 = 0,10741$	
HCl:	$3,2 \times 215.000 \times 8.000 = 5.504.000.000$ mg	E1 bs

	$3,29 \times 240.000 \times 8.000 = 6.316.800.000 \text{ mg}$	E1 abc
	$5.504.000.000 + 6.316.800.000 = 11.820.800.000 \text{ mg tot}$	
	$11.820.800.000 / 487.639.000.000 = 0,02424$	
NOx	$143,5 \times 215.000 \times 8.000 = 246.820.000.000 \text{ mg}$	
	$5,6 \times 240.000 \times 8.000 = 10.752.000.000 \text{ mg}$	
	$246.820.000.000 + 10.752.000.000 = 257.572.000 \text{ mg tot}$	
	$257.572.000 / 487.639.000.000 = 0,5282$	
SOx	$16,9 \times 215.000 \times 8.000 = 29.068.000.000 \text{ mg}$	
	$33,1 \times 240.000 \times 8.000 = 63.552.000.000 \text{ mg}$	
	$29.068.000.000 + 63.552.000.000 = 92.620.000 \text{ mg tot}$	
	$92.620.000 / 487.639.000.000 = 0,18994$	
COT	$2,7 \times 215.000 \times 8.000 = 4.644.000.000 \text{ mg}$	
	$35,7 \times 240.000 \times 8.000 = 68.544.000.000 \text{ mg}$	
	$4.644.000.000 + 68.544.000.000 = 73.188.000 \text{ mg tot}$	
	$73.188.000/487.639.000.000 = 0,15009$	
Metalli pesanti:	$0,03616 \times 215.000 \times 8.000 = 62.195.200 \text{ mg}$	
	$62.195.200/487.639.000.000 = 0,00013$	

MACROFASE 4 : CENERI DI SCARTO

Le ceneri di scarto sono vendute ed utilizzate come fertilizzanti in agricoltura oppure come materiali nei cementifici.

Produzione di ceneri: $34.416 \text{ t/anno} / 176.467.942 \text{ kWh} = 0,0002 \text{ t/kWh}$

Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99

Completato l'inventario dei consumi di risorse e delle emissioni dell'impianto Tampieri è possibile, attraverso modelli predisposti all'interno del software SimaPro 6.0, giungere alla valutazione dell'entità con cui ogni singola fase contribuisce al punteggio relativo alle varie categorie di danno considerate : *Carcinogens, Respiration organics, Respiration inorganics, Climate change, Radiation, Ozone layer, Ecotoxicity, Acidification/Eutrophication, Land Use, Minerals e Fossil fuels.*

Dall'analisi della tabella sotto riportata si calcola l'entità del danno con cui ciascuna fase contribuisce alla definizione del punteggio totale, relativo alle diverse categorie di impatto considerate nel metodo degli *Eco-indicator99*

SimaPro 6.0		Data:	14/11/2011	Periodo:	11.10.27	
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio ' Assemblaggio Tampieri '					
Metodo:	Eco-indicator 99 (I) V2.1 / Europe EI 99 I/I					
Valore:	Valutazione dei danni					
Per ogni categoria d'impatto:	Sì					
Skip unused:	Con risultato = 0					
Modo relativo:	Non					
Categoria d'impatto	Unità	Totale	Ceneri prodotte	Combustione e produzione energia elettrica	Trasporto biomassa	Emissioni in atmosfera
Carcinogens	DALY	1,11	-1,94E-17	0,0197	0,981	0,111
Resp. organics	DALY	0,0543	-7,34E-19	0,0177	0,0366	x
Resp. inorganics	DALY	60,5	-1,12E-16	45,8	6,6	8,13
Climate change	DALY	5,44	-5,48E-17	2,69	2,73	0,0225
Radiation	DALY	0,00103	-2,07E-20	8,88E-07	0,00103	x
Ozone layer	DALY	0,0106	-3,15E-20	0,00902	0,00157	x
Ecotoxicity	PDF*m2yr	199000	-2,74E-12	38400	139000	21400
Acidification/Eutrophication	PDF*m2yr	5060000	-9,2E-12	283000	659000	1570000
Land use	PDF*m2yr	1,59E+08	-5,34E-12	159000000	266000	x
Minerals	MJ surplus	244000	-4,82E-12	4460	240000	x

Risultati dell'Analisi del Ciclo di Vita della produzione dell'energia elettrica da biomassa liquida con il metodo Eco Indicator99 per le varie categorie d'impatto.

Si è notato, in particolare per le categorie *Carcinogens*, *Resp. Organics*, *Climate Change*, *Radiation*, *Ecotoxicity*, *Minerals* che la fase che contribuisce maggiormente al relativo punteggio è il trasporto della biomassa, mentre per le categorie *Resp. Inorganics*, *Land Use*, *Ozone Layer*, *Acidification/Eutrophication*, la fase maggiormente impattante risulta la combustione e produzione di energia elettrica.

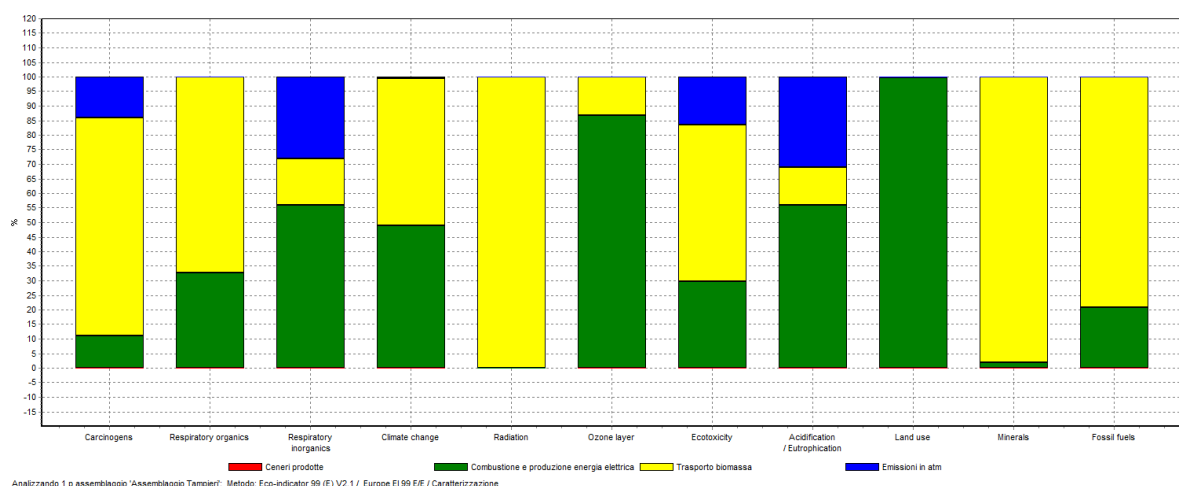
Il Grafico sottostante (istogramma) esprime in percentuale il contributo che le varie fasi portano alla definizione del punteggio complessivo, relativo alle differenti categorie di impatto. In pratica visualizza graficamente e quindi in maniera immediata quanto appena detto osservando la tabella precedente.

Si vede infatti che la fase maggiormente impattante risulta la Combustione di biomassa e Produzione di energia elettrica (verde) e il trasporto di biomassa (giallo); inoltre viene evidenziato come le emissioni in atmosfera siano anch'esse abbastanza impattanti e in particolare impattano molto solo su Resp.Inorganics, Carcinogens, Acidification, Ecotoxicity legate alla salute e all'ecosistema.

La procedura generale di un'analisi del ciclo di vita di un prodotto, condotta mediante il metodo degli *Eco-indicator*, prevede che i diversi tipi di impatto siano raggruppati per categorie e, successivamente, venga calcolato un punteggio globale: in tal modo è possibile riferirsi a macrocategorie di impatto, piuttosto che alle singole tipologie di danno riscontrate.

Le tre macrocategorie d'impatto sono :

1. Human Health (Salute umana); ad essa contribuiscono: *Carcinogens, Respiration organics, Respiration inorganics, Climate change, Radiation e Ozone layer.*
2. Ecosystem Quality (Qualità dell'ecosistema); ad essa contribuiscono: *Ecotoxicity, Acidification/Eutrophication e Land Use.*
3. Resources (Sfruttamento delle risorse); ad essa contribuiscono: *Minerals e Fossil fuels.*



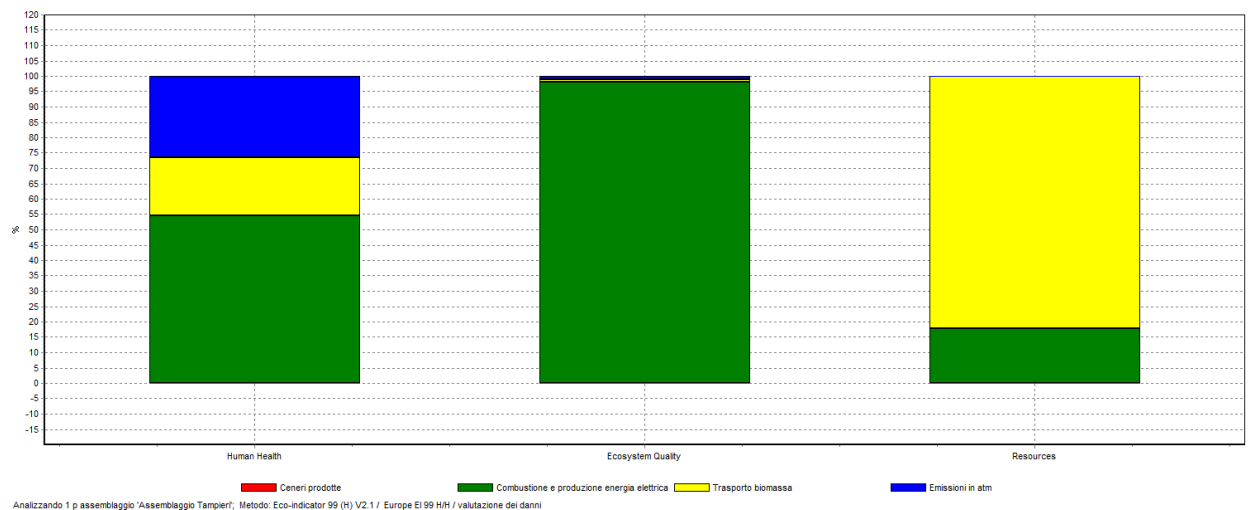
Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi della produzione di energia elettrica da biomassa liquida, alla definizione del punteggio complessivo relativo alle differenti categorie d'impatto, con il metodo degli Eco Indicator 99.

LEGENDA :

- Ceneri prodotte
- Combustione e produzione di energia elettrica
- Trasporto biomassa
- Emissioni in atmosfera

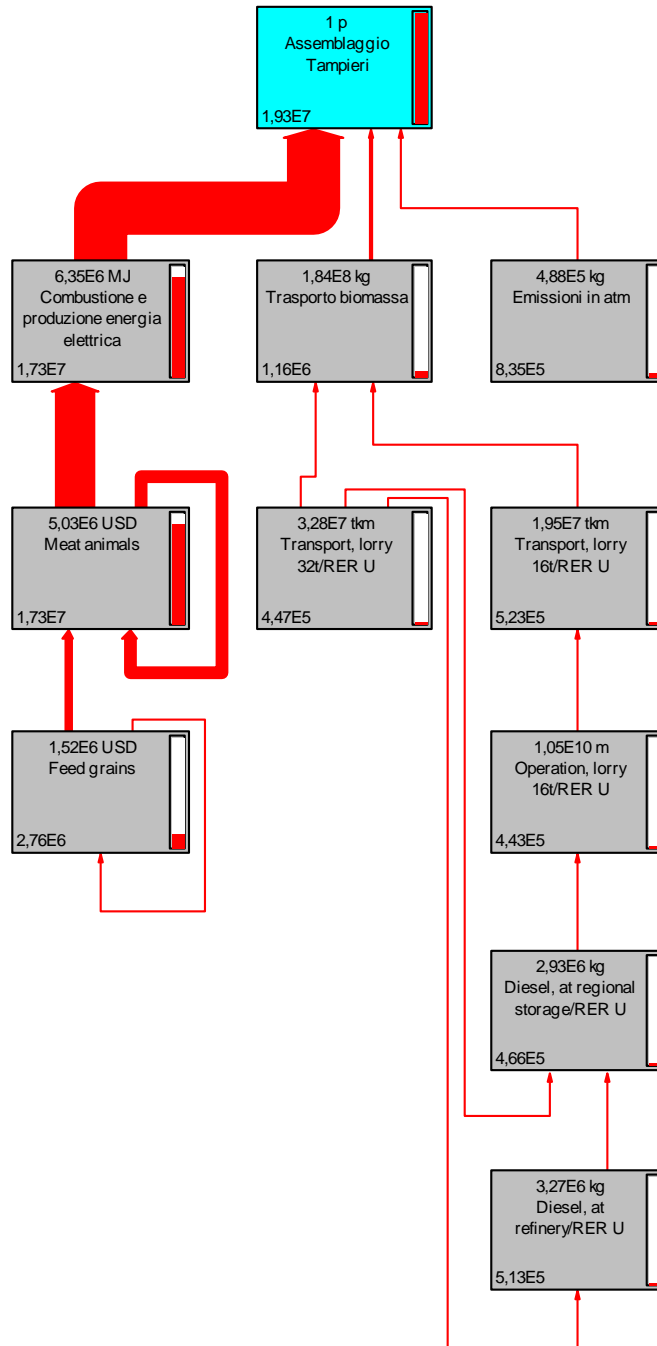
Si riporta anche l'istogramma relativo alle tre macrocategorie, per avere maggiore evidenza visiva dell'impatto delle varie fasi a livello complessivo.

Per quanto riguarda la categoria Human Health (Salute umana) le fasi che contribuiscono sono la combustione e produzione di energia elettrica in misura principale, il trasporto biomassa e le emissioni in atmosfera; per quanto riguarda la categoria Ecosystem Quality (Qualità dell'ecosistema) essa è del tutto dovuta alla fase di Combustione e produzione di energia elettrica, infine per quanto riguarda la categoria Resources (Sfruttamento delle risorse) essa è dovuta al contributo principale della fase di trasporto biomassa e in misura secondaria alla fase di Combustione e produzione di energia elettrica.



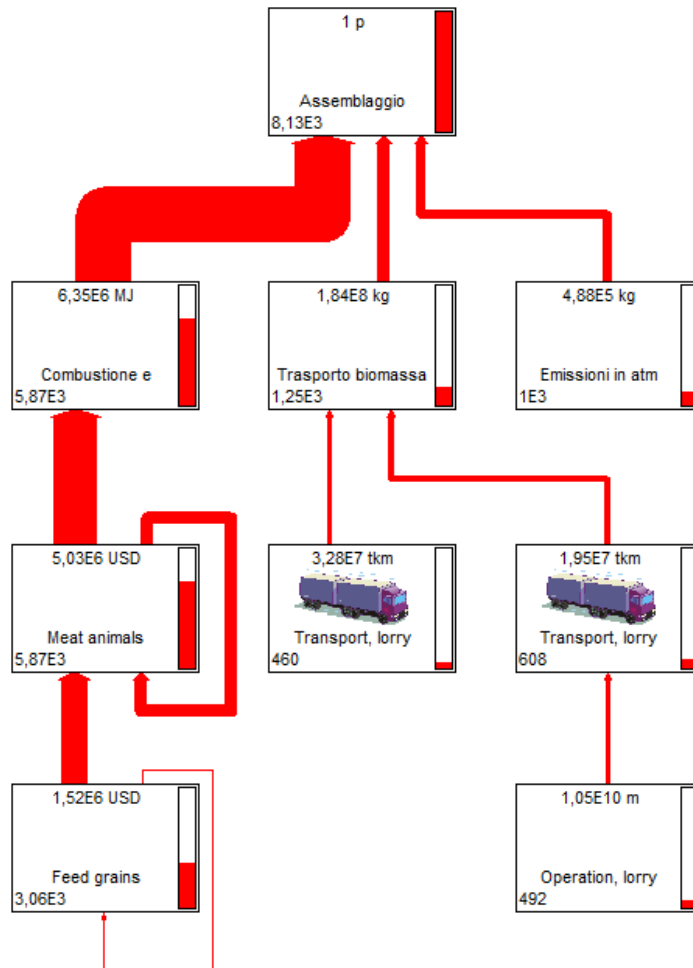
Si nota che la fase che contribuisce maggiormente agli impatti nelle tre macrocategorie è la Combustione e produzione di energia elettrica. A conferma dei risultati ottenuti, si consideri che le caldaie utilizzate sono tutte e tre datate ed è previsto un riammodernamento a livello aziendale della parte dell'impianto di produzione di energia, che prevede l'acquisto di nuove caldaie in sostituzione di quelle attuali, al fine di aumentare e migliorare la produttività delle medesime.

Nel grafico sottostante - network è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio totale dell'impatto, ottenuto con il metodo degli Eco Indicator 99 considerando tutti i fattori d'impatto. Nel diagramma si nota che la fase a maggior impatto è la combustione e produzione di energia elettrica: tale fase risulta rappresentata con una freccia di maggiore spessore proporzionale al contributo dell'impatto.



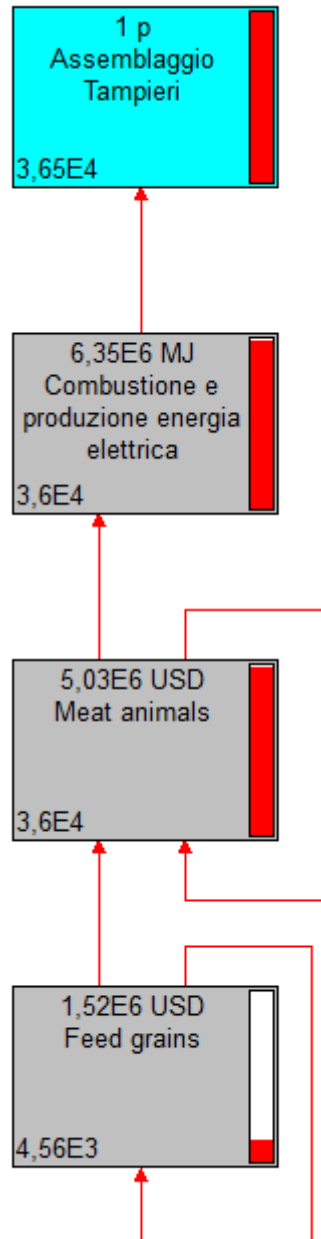
Network relativo al punteggio totale dell'impatto.

Nel grafico sottostante - network è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio dell'impatto alla categoria Salute Umana. Anche in questo caso la fase predominante nell'impatto è la combustione e produzione di energia elettrica.



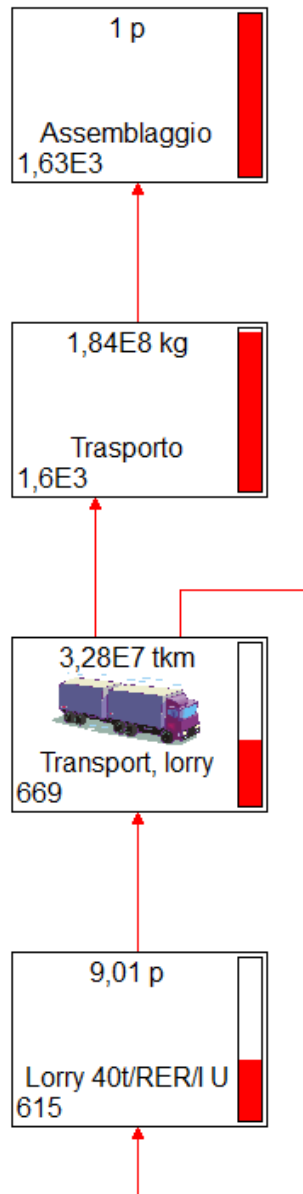
Network relativo al punteggio nella macrocategoria Human Health (Salute umana).

Nel grafico sottostante - network è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio dell'impatto alla categoria Qualità dell'Ecosistema. Anche in questo caso la fase predominante nell'impatto è la combustione e produzione di energia elettrica.



Network relativo al punteggio nella macrocategoria Ecosystem Quality (Qualità dell'ecosistema).

Nel grafico sottostante - network è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio dell'impatto alla categoria Risorse. In questo caso la fase predominante nell'impatto è il trasporto.



Risultati con metodo Edip/Umip 96

Dall'analisi della tabella sotto riportata si calcola l'entità del danno con cui ciascuna fase contribuisce alla definizione del punteggio totale, relativo alle diverse categorie di impatto considerate nel metodo degli *Eco-indicator99*.

SimaPro 6.0		Data:	14/11/2011	Periodo:	12.44.29	
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio ' Assemblaggio Tampieri '					
Metodo:	EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk					
Valore:	Punteggio singolo					
Per ogni categoria d'impatto:	Sì					
Skip unused:	Con risultato = 0					
Modo relativo:	Non					
Categoria d'impatto	Unità	Totale	Ceneri prodotte	Combustione e produzione energia elettrica	Trasporto biomassa	Emissioni in atmosfera
Totale	Pt	1320000	54100	182000	1070000	13700
Global warming (GWP 100)	Pt	4130	-4,14E-14	2040	2060	21,9
Ozone depletion	Pt	1900	-2,51E-15	1770	125	x
Acidification	Pt	8650	-1,03E-14	3680	1020	3950
Eutrophication	Pt	5620	-8,94E-15	3590	625	1400
Photochemical smog	Pt	666	-2,83E-15	376	158	132
Ecotoxicity water chronic	Pt	114000	-2,28E-12	679	113000	168
Ecotoxicity water acute	Pt	93000	-1,87E-12	10,4	93000	x
Ecotoxicity soil chronic	Pt	96600	-1,29E-13	90100	6450	8,75
Human toxicity air	Pt	6630	-6,57E-14	2400	3380	852
Human toxicity water	Pt	34300	-5,58E-13	1380	28400	4500
Human toxicity soil	Pt	897000	-1,64E-11	75700	819000	2650

Risultati dell'analisi del ciclo di vita della produzione del biogas con il metodo EDIP/UMIP96.

▪ Il *Global warming (GWP 100)* rappresenta il contributo di ciascuna fase della filiera all'incremento della temperatura media terrestre conseguente all'effetto serra ed è espresso in

grammi di anidride carbonica emessa. Esso risulta particolarmente influenzato dalle due fasi di combustione e produzione di energia elettrica e trasporto biomassa.

- L'*Ozone depletion* indica il contributo di ciascuna fase della filiera al deperimento dello strato di ozono stratosferico, ed è valutato in riferimento ai grammi di CFC11 emessi. La fase in cui si riscontra la maggiore emissione di tali sostanze è sempre quella di produzione cogenerativa di energia, seguita dal trasporto di biomassa e dalle emissioni in atmosfera.

- L'*Acidification*, espressa in grammi di SO₂, definisce il contributo di ciascuna fase della filiera all'emissione di solfati, responsabili, tra l'altro, delle piogge acide. Essa risulta influenzata soprattutto dalla fase di emissione in atmosfera, di combustione e produzione energia elettrica ed in misura minore di trasporto biomassa.

- L'*Eutrophication* esprime il contributo di ciascuna fase della filiera all'incremento di nutrienti nelle acque, e viene calcolata in riferimento ai grammi di NO₃. Essa è influenzata principalmente dalla fase di produzione cogenerativa di energia e di emissioni in atmosfera.

- Il *Photochemical smog*. Ad esso contribuisce principalmente la fase di produzione cogenerativa di energia, seguita dalla fase di trasporto biomassa e delle emissioni in atmosfera.

- L'*Ecotoxicity water chronic* è influenzata dalla fase di trasporto biomassa, dalla fase di combustione e in misura minore dalla fase emissioni in atmosfera.

- L'*Ecotoxicity water acute* è espressa in m³, ed è influenzata nell'ordine, dalla fase di trasporto biomassa.

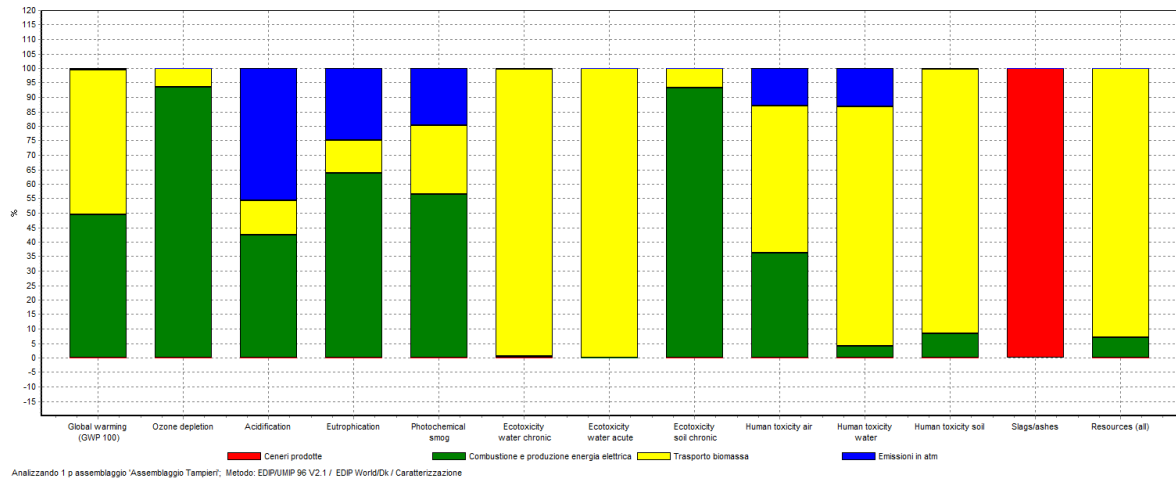
- L'*Ecotoxicity soil chronic* è espresso in m³, è influenzato dalla fase di produzione cogenerativa di energia..

- All'*Human toxicity air*, contribuiscono il trasporto biomassa, la combustione ed infine le emissioni in atmosfera.

- All'*Human toxicity water*, contribuiscono il trasporto biomassa, le emissioni in atmosfera e la fase di combustione.

- All'*Human toxicity soil*, contribuisce maggiormente il trasporto biomassa, la fase di combustione e le emissioni in atmosfera.

Il seguente grafico rappresenta i risultati ottenuti con il metodo EDIP/UMIP 96 relativamente all'analisi del ciclo di vita dell'impianto; in particolare, ad ogni categoria di impatto è associato il contributo di ciascuna fase della filiera, espresso in percentuale. In questo modo il grafico evidenzia in maniera immediata i risultati ottenuti.



Contributo, espresso in percentuale, delle varie fasi della produzione di energia elettrica da biomassa liquida, alla definizione del punteggio complessivo relativo alle differenti categorie d'impatto, con il metodo degli EDIP\UMIP 96.

LEGENDA :

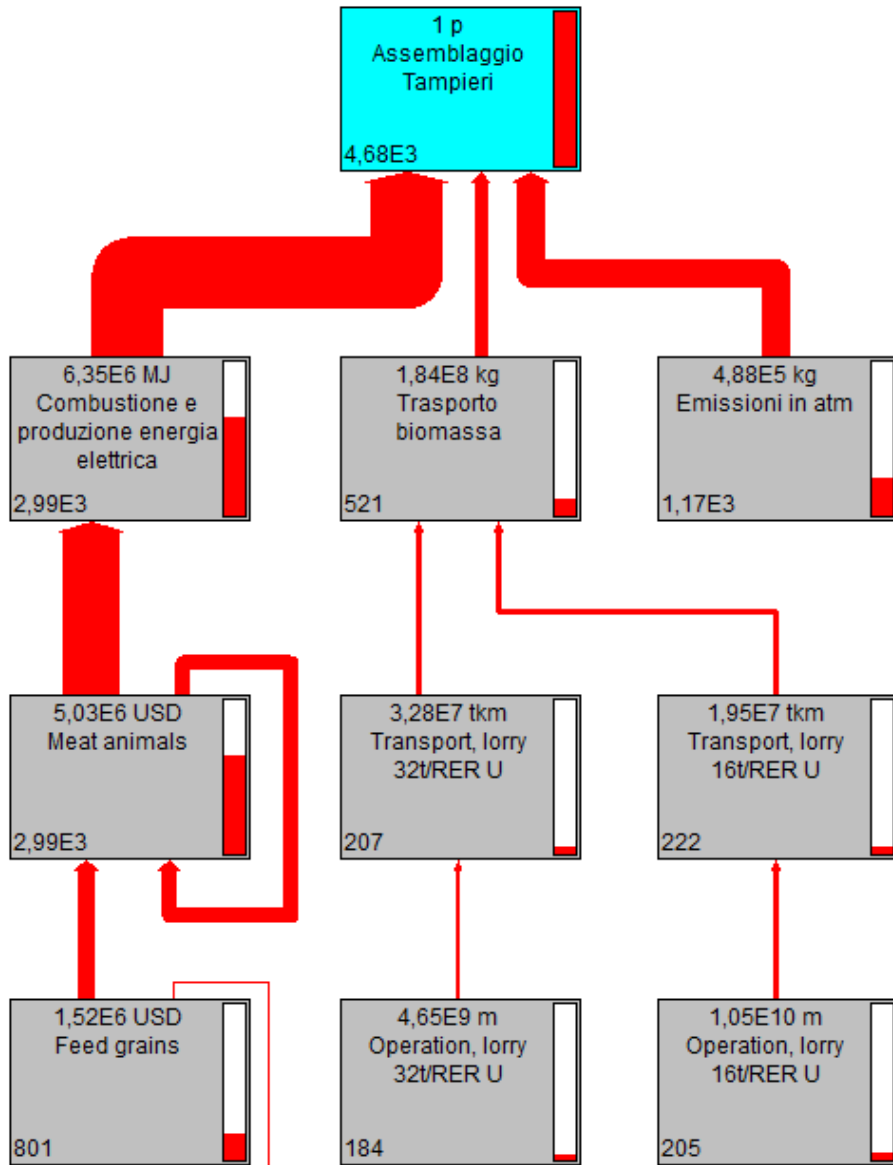
- Ceneri prodotte

- Combustione e produzione di energia elettrica

- Trasporto biomassa

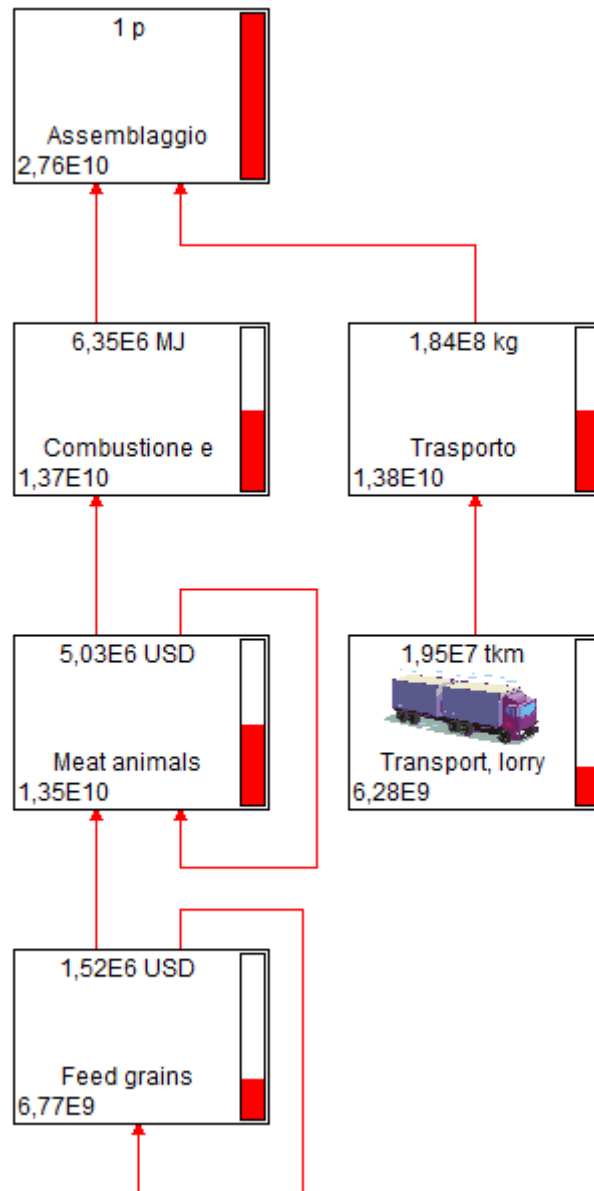
- Emissioni in atmosfera

Nel grafico sottostante - network è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio dell'impatto alla categoria Eutrofizzazione. In questo caso la fase predominante nell'impatto è la combustione e produzione di energia elettrica, in misura minore le emissioni in atmosfera ed infine il trasporto della biomassa.



Network relativo al punteggio nella macrocategoria Eutrophication (Eutrofizzazione).

Nel grafico sottostante - network è riportato il contributo delle singole fasi alla definizione del punteggio dell'impatto alla categoria Riscaldamento Globale. In questo caso le fasi predominanti nell'impatto sono in egual misura la combustione e produzione di energia elettrica e il trasporto della biomassa.



Network relativo al punteggio nella macrocategoria Global Warming (Riscaldamento globale).

4_ CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Applicazione dell'analisi LCA all'impiego energetico di biomasse

Le biomasse di origine vegetale sono considerate neutre per quanto attiene l'effetto serra poiché l'anidride carbonica (CO₂) rilasciata durante la combustione viene riassorbita dalle piante stesse mediante il processo di fotosintesi. Il basso contenuto di zolfo e di altri inquinanti fa sì che, quando utilizzate in sostituzione di carbone o di olio combustibile, le biomasse contribuiscano ad alleviare il fenomeno delle piogge acide.

Trattandosi di veri e propri impianti di tipo industriale, i siti per lo sfruttamento delle biomasse devono sottostare a valutazioni di impatto sul territorio per quanto attiene gli aspetti paesaggistici, ecologici ed acustici.

Una delle metodologie di valutazione di impatto ambientale utilizzate è il LCA (Life Cycle Assessment), utile soprattutto quando si vuole valutare gli impatti distribuiti lungo una linea di processo.

Da un punto di vista metodologico, la definizione di LCA proposta da SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) è la seguente: l'LCA "è un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici ed ambientali relativi ad un prodotto, un processo o una attività, effettuato attraverso l'identificazione e la quantificazione dell'energia, dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente. La valutazione include l'intero ciclo di vita del prodotto, 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".

Uno degli aspetti più critici di questo tipo di analisi nel caso di applicazione all'utilizzo di biomasse a fine energetici è rappresentato dal ciclo del carbonio ed in particolare dalle emissioni di CO₂ che il legno genera durante la combustione. La CO₂ fossile è quella prodotta dalla combustione di combustibili fossili e quindi non prontamente riutilizzabile, mentre la CO₂ rinnovabile è quella prodotta durante la combustione di biomasse e di conseguenza rapidamente reimpiegabile dalle piante stesse per la loro crescita. Conseguentemente i bilanci dei combustibili rinnovabili e fossili devono tenere conto della sola CO₂ di natura fossile emessa nel corso del ciclo di vita delle diverse filiere. L'analisi è senz'altro impegnativa, dovendo analizzare tutti i fattori che intervengono "dalla culla alla tomba" per un determinato sistema, definendone i confini in termini di orizzonti temporali, geografici e limiti veri e propri del processo produttivo specifico.

Vantaggi dell'impiego delle biomasse per la produzione di energia

Dall'applicazione dell'LCA agli impianti considerati nel presente studio e dalle criticità evidenziate per ciascun impianto a biomassa, si mettono in evidenza le seguenti considerazioni conclusive.

In generale il ricorso alle biomasse per usi energetici può essere considerato economico quando sono soddisfatte le seguenti condizioni:

- si impiegano residui e scarti, preferibilmente ottenuti da processi produttivi in loco;
- non esistono altri impieghi più remunerativi;
- si utilizzano tecnologie moderne ed efficienti a limitato impatto sull'ambiente;
- i prodotti della conversione sono economicamente competitivi rispetto ad altri prodotti ottenibili da altri materiali.

I vantaggi dell'impiego delle biomasse per la produzione di energia sono i seguenti:

- le biomasse sono ampiamente disponibili (distribuzione omogenea su tutto il pianeta);
- le biomasse rappresentano una risorsa pulita e rinnovabile;
- lo sfruttamento delle biomasse non contribuisce all'effetto serra;
- emettono quantità limitate di zolfo, riducendo così la produzione di piogge acide;
- le biomasse sono facilmente convertibili in combustibili ad alto potere energetico;
- le biomasse possono generalmente essere reperite in prossimità dei centri di conversione energetica;
- nelle comunità rurali si possono sfruttare le zone inutilizzate dall'agricoltura e creare occupazione nelle comunità rurali.

Non si può considerare uno svantaggio il fatto che le biomasse non possano sostituire i combustibili fossili, perché nessuna fonte di energia alternativa può essere considerata sostitutiva, in quanto solamente l'integrazione tra le diverse fonti alternative rinnovabili può significativamente ridurre l'uso di fonti tradizionali, non rinnovabili, senza determinare conseguenze negative sull'ambiente. Il costo dell'energia da biomasse è attualmente ancora generalmente maggiore di quello derivante dalle fonti fossili, ma vi è una tendenza verso la competitività da sostenere e valorizzare.

In tutti i casi il gap di costo tra le fonti rinnovabili e quelle fossili, sarebbe invertito se venissero considerati nell'analisi costi-benefici gli aspetti ambientali ed i costi sociali connessi alla combustione dei materiali fossili.

BIBLIOGRAFIA

- Ing. E. Borgognoni (Tesi in Valorizzazione delle risorse primarie e secondarie) : *sistema di cogenerazione a biomassa con processo di gassificazione e uso del motore a combustione esterna di Stirling : l'ecoimpianto di castel d'aiano*, anno accademico 2009/2010
- G.L. Baldo : *Analisi del Ciclo di Vita*, Edizioni Ambiente 2008
- CISA, COSEA : *Cogenerazione a biomassa Gassificazione Motore a combustione esterna Stirling*, 2008
- Pepe (Tesi in sistemi di controllo digitale) : *Analisi di sistemi per l'industria di processo*, anno accademico 2007/2008
- Documento ppt : *PLC e standard 1131-3*
- Bonivento e A. Paoli, CASY-DEIS University of Bologna : *Safety oriented design*, Diagnostica e controllo anno accademico 2008/2009
- LP Automazione, articolo di F. Andreolli e I. Mazzarelli : *La sicurezza funzionale nell'innovativa norma IEC 61508*
- E. Usai, Dipartimento DIEE Università di Cagliari : *sistemi di supervisione e controllo*
- S. Bimbo, E. Colaiacovo : *Sistemi SCADA*, 2006
- J Smith & K. G L Simpson : *Functional Safety*, seconda edizione 2004
- C.R.P.A. S.p.A. RE : *La sfida delle agroenergie per le imprese agricole*, 2009
- Svizzera Energia : *Smaltimento della cenere corretto dal punto di vista ambientale*
- Ing. F. Paolini (Tesi in Impatto ambientale dei Sistemi Energetici) : *Sviluppo di un codice di calcolo basato su indicatori tecnico-economici per l'impatto ambientale di sistemi energetici*, anno accademico 2008/2009
- Ing. Mazza : *MINIBREF Manuale utente*, 16/2/2010
- Ing. Mazza (Tesi in Impatto ambientale dei Sistemi Energetici) : *Sviluppo di un codice di calcolo per la valutazione dell'impatto ambientale dei sistemi energetici cogenerativi*, anno accademico 2008/2009
- Ing. M. Progressi (Tesi in Valorizzazione delle risorse primarie e secondarie) : *Applicazione di una metodologia LCA all'impiego di biomasse legnose a fini energetici un confronto tra la produzione di energia da cippato e da pellet*, anno accademico 2006/2007
- Fondazione METES Dossier : *Fonti energetiche rinnovabili : la sfida delle agroenergie*, 2008
- Antonini, V. Francescato e AIEL : *Numeri e nozioni di Xiloenergetica*

- L. Zuccaro : *Le fonti rinnovabili di energia e l'utilizzo delle biomasse nell'ambito della riforma del sistema elettrico nazionale*
- Documento pdf : *Sminuzzatura (cippatura)*
- Ministero delle Attività produttive, Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio, APAR, Renael : *La cogenerazione*, nell'ambito della Campagna di informazione, comunicazione ed educazione a sostegno delle fonti rinnovabili, del risparmio e dell'uso efficiente dell'energia in attuazione dell'articolo 15 del Decreto Legislativo 29 dicembre 2003, n.387, e dell'articolo 1, comma 119 lettera a), della legge 23 agosto 2004 n.239
- Compagnia delle opere agroalimentari, articolo di R. Belotti : *Le vacche e il biogas, da un'azienda familiare tradizionale*
- Agricoltura No Food/Emilia Romagna, articolo di G. Di Paolo : *Energia dalla stalla. Ecco l'altra agricoltura*
- Studio Bartucci, scheda tecnica su *La promozione della biomassa da filiera corta*
- AIEL, manuale pratico : *Legna e cippato*, 2009
- Prof. Ing. Negrini, corso di Principi di Ingegneria Elettrica : *Energia dalle biomasse*, anno accademico 2006/2007
- GSE, Direzione operativa G. Tangari : *Normativa e Incentivi : certificati verdi e conto energia*, 23 maggio 2008
- BTS biogas M. Mittermair : *Impianti di biogas agricoli*, Ravenna 2010 Lab & Lab
- M. Mengoli : *Impianti a biogas : l'azienda Mengoli di Castensao*, Ravenna 2010
- P. Belluco, Politecnico di Milano : *Robotica – Introduzione agli attuatori*, 2009
- C.R.P.A. S.p.A. Reggio Emilia LIFE 2006
- Nordest S.r.l., brochures *Attrezzatura professionale*
- Ing. S. Palmieri e COSEA : *Impianto di cogenerazione a biomasse, il sistema gassificazione più motore Stirling – L'impianto di Castel d'Aiano*, 2008
- M. Cossalter – Tolmezzo : *Esperienze di progettazione e costruzione impianti a biomassa in Friuli Venezia Giulia*
- Prof. Ing. M. Bianchi, Università di Bologna : *La tecnologia della cogenerazione : inquadramento e concetti base*, Ravenna 2010 Lab & Lab
- Prof. Ing. A. De Pascale, Università di Bologna DIEM : *Cogenerazione e micro cogenerazione : stato dell'arte e prospettive future – Celle a combustibile*, Ravenna 2010 Lab & Lab
- Piattaforma Nazionale Biofuels Italia, G. Venturi : *Bioenergie e biocarburanti : la Piattaforma Tecnologica Nazionale*, Ravenna 2010 Lab & Lab

- COSEA e CISA, Ing. S. Palmieri : *La filiera legno-energia sostenibile – l'esperienza e gli impianti realizzati dal consorzio COSEA e centro CISA*, Ravenna 2010 Lab & Lab
- Romagna Compost, Ing. A. Piraccini : *La digestione anaerobica di FORSU : l'esempio di Romagna Compost*, Ravenna 2010 Lab & Lab
- Dott. P. Navarotto, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Veterinarie per la Sicurezza Alimentare Università degli Studi di Milano : *Produzione di biogas : concetti generali e parametri per la progettazione di impianti di digestione anaerobica*, Ravenna 2010 Lab & Lab
- Dott. L. Rossi C.R.P.A. S.p.A. Reggio Emilia : *Normativa impianti a biogas*, Ravenna 2010 Lab & Lab
- Ing. F. Lussu, ARPA Emilia Romagna e Ing. E. Valentini, Università di Bologna
relazione : *Procedure autorizzative ed incentivi per gli impianti a biogas da digestione anaerobica*
- Osservatorio Gestione Conflitti Ambientali, Avanzi e APER : *Fonti energetiche rinnovabili e accettabilità sociale. Cause, dinamiche e strategie per la ricomposizione dei conflitti*, 2003
- Osservatorio Gestione Conflitti Ambientali, Avanzi e APER : *Il decalogo per favorire l'accettabilità degli impianti di produzione di energia da fonti energetiche rinnovabili*, ottobre 2003
- Prof. Ing. F. Negrini, Università degli Studi di Bologna, articolo : *L'accumulo dell'energia elettrica nell'era delle fonti rinnovabili*
- Bollettino al 30/6/2007 GSE : *Incentivazione delle fonti rinnovabili con i CV*
- Ballardin, E. Di Giulio, S. Migliavacca articolo : *L'energia rinnovabile salverà l'Italia?*
- Interviste e contatti con Ing. S. Palmieri, centro CISA e Ing. F. Marini, COSEA
- Interviste e contatti con M. Mengoli, azienda Mengoli di Castenaso
- Interviste e contatti con F. Giarandoni, azienda La Fenice (Rocca di Roffeno BO)
- Interviste e contatti con C. Franceschi, azienda Orlandini (Pistoia)
- Interviste e contatti con azienda DIFE (Serravalle Pistoiese, Pistoia)
- Interviste e contatti con Ing. E. Valentini, Ing. F. Lussu, Ing. P. Cagnoli ARPA Bologna
- Interviste e contatti con Ing. F. Pantaleoni, Università di Bologna
- Collaborazione con Ing. Lisa Di Candilo, Università di Bologna
 - IST, R. Benzi, articolo : *Biomasse : non è tutto oro quello che luccica*, ottobre 2007
- “Produzione ed uso energetico del legno nell'azienda agricola”_AIEL

- “Progetto di ricerca 2006/2007 Rapporto conclusivo CO2 Gestione forestale, lotta ai cambiamenti climatici e utilizzo energetico delle biomasse forestali”
- “Valutazione comparativa con tecniche LCA di diverse filiere di utilizzo energetico di biomassa legnose”_M.Grosso, S.Caserini, S.Livio, L.Rigamonti
- www.samedeutz-fahr.com/it/same
- www.combustibile.it/combustibile.html
- www.inventaria.sinanet.apat.it
- www.sinanet.apat.it/inventaria/db
- www.met.to.it/carburante.htm
- www.pezzolato.it
- www.makxilia.biz
- www.valentini-teleferiche.it
- www.it.husqvarna.com
- “Produzione di energia da biomasse di legno vergine”_Renergy
- “Le ricadute economiche e sociali dirette e indirette della filiera bioenergetica”_Dott.F.Passalacqua
- CEB.Centro di Eccellenza per le Bioenergie _
www.biomasse.basilicata.it/documentazione.asp
- ITABIA
- “Sistemi di valorizzazione delle Biomasse Forestali sulla Montagna Toscana. Gli effetti sull’occupazione e sul territorio. Il ruolo degli enti locali”_Dott. F. Passalacqua, Ing. G.Tondi
- Ambienteitalia
- Manuale Simapro 6.0
- Tesi di laurea : “Analisi di un ciclo di vita di un termovalorizzatore: il caso Silla dell’AMSA Milano” di De Robertis Claudia- Università di Bologna (2002-2003)