



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI PADOVA

Università degli Studi di Padova

Facoltà di Ingegneria

**Dipartimento di tecnica e gestione dei sistemi
industriali**

Tesi di Laurea di primo livello

Il metodo LCA applicato all'alluminio

Relatore

Ch.mo Prof. Mirto Mozzon

Corelatore

Ch.mo Prof. Rino A. Michelin

Laureando

Matteo Piazza

Anno accademico 2012/2013

Indice

Introduzione	p.3
1.Introduzione al metodo LCA	p.6
2.Applicazione del metodo LCA alla gestione dei rifiuti	p.8
2.1.Struttura della LCA	p.8
2.2.Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione	p.9
2.3.L'analisi di inventario	p.11
2.4.La valutazione degli impatti	p.12
2.5.I confini del sistema	p.18
2.6.Il confronto tra le diverse opzioni di gestione dei rifiuti	p.20
2.7.La valutazione energetica	p.21
2.8.La valutazione ambientale	p.22
2.9.I limiti della metodologia LCA	p.40
3.Produzione primaria e secondaria di alluminio: tecnologie e criticità	p.46
3.1.Introduzione	p.46
3.2.La produzione di alluminio primario	p.47
3.3.La produzione di alluminio secondario	p.51
3.4.Gli aspetti critici nel riciclo dell'alluminio	p.56
3.5.Gli utilizzi dell'alluminio secondario	p.57
4.L'attività di riciclo di alluminio valutata con la metodologia LCA:	
analisi di inventario	p.59
4.1.Introduzione	p.59
4.2.Dati per l'analisi del processo di produzione primaria di alluminio	p.60
4.3.Dati per l'analisi del processo di produzione secondaria di alluminio	p.61
5.L'attività di riciclo valutata con la metodologia LCA: risultati	p.65
5.1.Introduzione	p.65
5.2.Gli impatti della produzione di alluminio primario	p.66

5.3.Gli impatti della produzione di alluminio secondario	p.67
5.4.Gli impatti dell'attività di riciclo	p.69
5.5.I risultati complessivi per l'attività di riciclo: confronto con altri materiali	p.70
Conclusione.....	p.74
Bibliografia e sitografia.....	p.75

Introduzione

Questa tesi tratterà il metodo LCA (Life Cycle Assessment), strumento a mio parere fondamentale per avere una visione complessiva dei reali impatti sull'ambiente di qualsiasi attività entropica, applicato al settore della gestione dei rifiuti, ed in particolar modo alla gestione dell'alluminio.

Ho scelto questo materiale per il vasto campo di applicazioni che possiede e comprende diversi settori quali quello elettrico, edile, meccanico e dei trasporti. A quest'ultimo in particolare è destinato più di un quarto della produzione di alluminio, che viene utilizzato per autovetture, autobus, vagoni ferroviari, imbarcazioni e aerei.

I principali motivi che giustificano una così vasta gamma di impieghi vanno ricondotti alla versatilità dell'alluminio, dovuta alle caratteristiche di robustezza, resistenza alla corrosione e totale barriera alla luce, ai raggi ultravioletti, al vapore acqueo, agli oli, ai grassi, all'ossigeno e ai microrganismi.

L'elaborato conterà fondamentalmente di 3 macro argomenti che illustro qui brevemente: nella prima parte si tratta il metodo LCA con particolare riferimento alla sua struttura di base e agli adattamenti che ne consentono l'applicazione a sistemi di gestione integrata dei rifiuti. Tramite il Life cycle assesment il ciclo di vita di un prodotto viene esaminato "dalla culla alla tomba" attraverso la compilazione di un inventario di ingressi (materiali, energia, risorse naturali) e di uscite (emissioni in aria, acqua, suolo) del sistema, la valutazione di impatti potenziali, diretti e indiretti, associati a tali inventari, l'analisi dei risultati delle due fasi precedenti ed infine la definizione delle possibili linee di intervento.

Nella seconda parte mi concentrerò sulle tecnologie e gli aspetti critici che caratterizzano la produzione primaria e secondaria di alluminio. Con "produzione primaria" si intende la produzione del materiale a partire dalle materie prime vergini, ad esempio la bauxite nel caso dell'alluminio, mentre la "produzione secondaria" è quella che utilizza i materiali di recupero, ossia è il riciclo inteso come operazione che permette di ottenere un nuovo materiale. La conoscenza di entrambe le modalità di produzione è fondamentale per poter effettuare l'analisi del ciclo di vita dell'attività di riciclo dell'alluminio che avverrà nella terza e ultima parte di tesi: essa consisterà infatti in un confronto tra i consumi di energia e materia, le emissioni e gli impatti associati al riciclo del materiale in esame e i consumi di energia e materia, le emissioni e gli impatti associati alla produzione a partire dalle materie prime vergini.

CAPITOLO 1

Introduzione al metodo LCA

L'analisi del ciclo di vita (life cycle assessment - LCA) fa parte di quella nuova strumentazione metodologica, messa a punto negli ultimi anni, per consentire, con interventi di natura preventiva, uno sviluppo sostenibile. Il ciclo di vita di un prodotto o di una qualsiasi attività umana viene quindi esaminato "from the cradle to the grave" ossia "dalla culla alla tomba" attraverso la compilazione di un inventario di ingressi (materiali, energia, risorse naturali) e di uscite (emissioni in aria, acqua, suolo) del sistema, la valutazione di impatti potenziali, diretti e indiretti, associati a tali inventari, l'analisi dei risultati delle due fasi precedenti e infine la definizione delle possibili linee di intervento. Attualmente la maturità della metodologia è testimoniata dall'emissione da parte dell'ISO (International Standard Organization) della relativa normativa tecnica: ISO 14040 e ISO 14044.

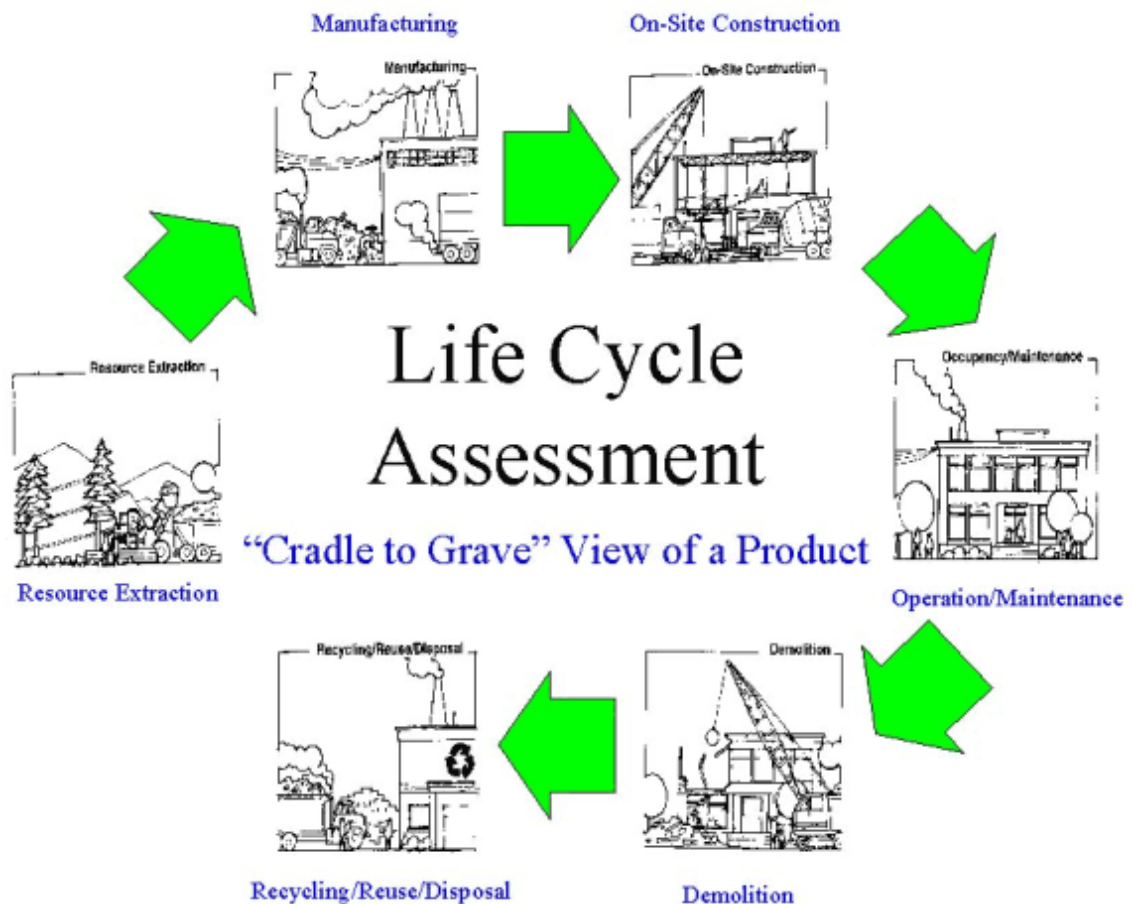


Figura 1.1: Ciclo di vita di un prodotto

La LCA è una tecnica sviluppata originariamente per valutare gli impatti ambientali dei prodotti e dei processi produttivi. Negli ultimi dieci anni il metodo è stato però applicato non solo ai prodotti, ma anche ai servizi, compresi quelli legati alla gestione dei rifiuti.

La LCA, conosciuta in Italia come analisi del ciclo di vita dei processi produttivi, può essere considerata l'evoluzione della tecnica di analisi energetica, i cui primi esempi di applicazione risalgono alla fine degli '60, quando alcune grandi industrie hanno cominciato a rivolgere un interesse particolare ai temi del risparmio delle risorse (energia e materiali) e del contenimento delle emissioni nell'ambiente.

La caratteristica fondamentale di questa nuova metodologia è costituita dal modo innovativo di affrontare l'analisi dei sistemi industriali: dall'approccio tipico dell'ingegneria tradizionale, che privilegia lo studio separato dei singoli elementi dei processi produttivi, si passa ad una visione globale del sistema produttivo, in cui tutti i processi di trasformazione, a partire dall'estrazione delle materie prime fino allo smaltimento dei prodotti a fine vita, sono presi in considerazione in quanto partecipano alla realizzazione della funzione per la quale essi sono stati progettati. Infatti alcuni ricercatori che iniziavano ad occuparsi, con criteri scientifici, del problema del consumo di risorse, in particolare energetiche nei processi industriali, si resero conto che l'unica strada efficace per studiare in maniera completa i sistemi produttivi era quella di esaminarne le prestazioni, seguendo passo per passo il cammino percorso dalle materie prime, a partire dalla loro estrazione dalla terra, attraverso tutti i processi di trasformazione e di trasporto che esse subiscono, fino al loro ritorno alla terra sotto forma di rifiuti: è l'approccio "from the cradle to the grave" se si comprende anche il rientro in circolo dei materiali a fine vita.

E' a cominciare dai primi anni '70 che è possibile trovare i primi esempi di analisi di ciclo di vita, utilizzate soprattutto da alcune grandi aziende statunitensi e dall'agenzia per la protezione dell'ambiente(US - EPA) come supporto alle decisioni. Si trattava di ricerche, svolte sotto il nome di REPA, che avevano come obiettivo finale la caratterizzazione del ciclo di vita di alcuni materiali impiegati in importanti produzioni industriali.

Verso la fine degli anni '80 nasce il concetto di sviluppo sostenibile e nello stesso tempo in Europa viene pubblicato il manuale di analisi energetica industriale di Boustead e Hancock (1979), una pietra miliare nella storia della metodologia LCA in quanto è il primo a offrire una descrizione di carattere operativo del procedimento analitico che è da considerare parte fondamentale della LCA attuale.

CAPITOLO 2

Applicazione del metodo LCA alla gestione dei rifiuti

2.1.Struttura della LCA

Da un punto di vista metodologico, la definizione di LCA proposta dalla SETAC (society of environmental toxicology and chemistry) è questa: “è un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici e ambientali relativi a un processo o un’attività, effettuato attraverso l’identificazione dell’energia, dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell’ambiente. La valutazione include l’intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l’estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l’uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale”.

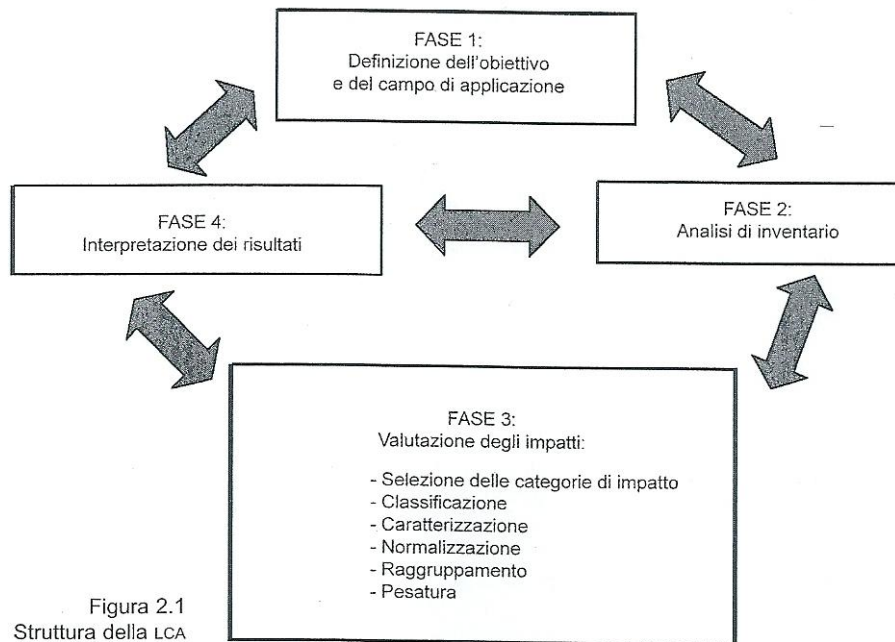
La struttura moderna della LCA è sintetizzabile in quattro momenti principali:

1-definizione dell’obiettivo e del campo di applicazione: è la fase preliminare in cui vengono definiti i fini dello studio, l’unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno di dati, le assunzioni e i limiti;

2-analisi di inventario (life cycle inventory): è la prima parte del lavoro, dedicata allo studio del ciclo di vita del processo o attività. Lo scopo principale è quello di ricostruire la via attraverso cui il fluire dell’energia e dei materiali permette il funzionamento del sistema produttivo in esame tramite tutti i processi di trasformazione e trasporto;

3-valutazione degli impatti (life cycle impact assessment): è lo studio dell’impatto ambientale provocato dal processo o attività e ha lo scopo di evidenziare l’entità delle modificazioni generate a seguito dei consumi di risorse e dei rilasci nell’ambiente calcolati nell’inventario;

4-interpretazione dei risultati (life cycle interpretation): è la parte conclusiva di una LCA e ha lo scopo di proporre i cambiamenti necessari a ridurre l’impatto ambientale dei processi o attività considerati.



Le quattro fasi non vanno considerate come blocchi separati, ma parte di un processo iterativo che, con l'acquisizione di informazioni supplementari nel corso dello studio, rende necessaria la revisione delle ipotesi formulate. Procedendo, ad esempio, con la raccolta dei dati, il sistema è meglio conosciuto e possono emergere nuovi requisiti o limitazioni, che richiedono una revisione dell'obiettivo o del campo di applicazione dello studio.

Analogamente la fase di interpretazione dei risultati può generare un riesame del campo di applicazione della LCA, come pure della natura e della qualità dei dati raccolti per conseguire l'obiettivo finale.

2.2. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

La definizione dell'obiettivo e delle finalità individua due momenti distinti. Il primo consiste nello stabilire tutti i riferimenti dello studio: cosa studiare, per quale motivo farlo, con quale obiettivo, per chi svolgere lo studio. Fondamentale è chiedersi cosa si vuole conoscere con lo studio di LCA: ad esempio, confrontare tra loro due sistemi, fare riferimento ad uno standard predefinito, avere informazioni sulle fasi critiche del sistema o sulla progettazione di un nuovo prodotto.

Il secondo momento, la definizione delle finalità, deve esplicitamente descrivere le ipotesi, le assunzioni e i metodi che verranno utilizzati; in particolare deve definire il sistema, i suoi confini, l'unità funzionale, i metodi di allocazione, i tipi di effetti ambientali considerati, la metodologia di valutazione di impatto impiegata e i requisiti

sulla qualità dei dati. Vengono descritti di seguito più nello specifico alcuni di questi elementi:

1. definizione dei confini del sistema studiato;
2. scelta dell'unità funzionale;
3. allocazione;
4. qualità dei dati.

1. Definizione dei confini del sistema studiato: è un'operazione che dipende dalle finalità di ricerca, essa è fondamentale in quanto incide sui risultati dello studio: analisi sullo stesso sistema, ma con confini diversi conducono a risultati differenti e non confrontabili. Tradizionalmente la valutazione include l'intero ciclo di vita, tuttavia è spesso specifica esigenza di chi commissiona la LCA escludere già a priori determinate fasi: tipiche sono le analisi "dall'ingresso nello stabilimento alla tomba", che partono dall'inizio del processo produttivo tralasciando le fasi di estrazione e lavorazione delle materie prime, o anche "dalla culla all'uscita dallo stabilimento", se lo studio avviene al termine del processo produttivo.
2. Scelta dell'unità funzionale: è definita come una prestazione quantificata di un sistema di prodotto da utilizzare come riferimento in uno studio di LCA. L'unità funzionale rappresenta quindi un'unità di misura di riferimento, a cui legare i flussi in entrata e in uscita: può essere intesa come un indice delle prestazioni svolte dal sistema, ovvero del servizio reso all'utilizzatore. La scelta di tale unità dipende essenzialmente dallo scopo della valutazione, in quanto assumere una certa unità funzionale significa normalizzare il sistema studiato ad una determinata funzione: ad esempio, se bisogna decidere tra l'utilizzo di contenitori in vetro o in cartone per l'imballaggio di un liquido alimentare, l'unità funzionale sarà la quantità di ciascuno dei materiali necessaria per contenere la medesima unità di prodotto, ad esempio un litro di latte, e non il kg di vetro o di cartone.
3. Allocazione: consiste nella ripartizione degli impatti e dei consumi tra più prodotti, qualora il sistema oggetto di studio preveda dei riciccoli e riusi di materiali e/o di coprodotti, ossia la formazione come output o l'ingresso in un processo di due o più prodotti. Le norme ISO stabiliscono che prima di "risolvere" l'allocazione, secondo criteri fisici o economici, bisognerebbe cercare di evitarla o minimizzarla attraverso la suddivisione del sistema in tanti sotto-

processi, ognuno dei quali produce un singolo prodotto, o espandendo i confini del sistema. Dove l'allocazione non è evitabile, è necessario esprimere la distribuzione dei flussi attraverso relazioni fisiche chiare (in base alla massa, al volume, etc.), e qualora non siano chiare, si devono utilizzare altre relazioni, per esempio il valore economico dei co-prodotti. Effettuare l'allocazione con un metodo piuttosto che con un altro condurrà a differenze tutt'altro che trascurabili nei risultati. Ad esempio, nella cogenerazione di vapore ed elettricità, da 10 GJ di gas naturale si possono ottenere 500 kWh di elettricità e 1000 kg di vapore: i due prodotti contengono la stessa quantità di energia, ma hanno valori economici diversi. L'allocazione sulla base del contenuto energetico porterebbe a un'uguale ripartizione dei carichi ambientali tra i due prodotti; in base ai rispettivi prezzi di mercato invece i $\frac{3}{4}$ dei carichi verrebbero attribuiti all'elettricità e $\frac{1}{4}$ al vapore. In letteratura si trovano diversi contributi che trattano del problema delle allocazioni e di come risolverli: si ricordano, tra gli altri, Finnveden e Ekvall(1998), Finnveden(1999), Ekvall e Finnveden(2001), Heijungs e Guinee(2007), Reap et al. (2008a).

4. Qualità dei dati: per quanto riguarda i requisiti di qualità dei dati, questi dovrebbero comprendere:
 - le fonti dei dati e la loro rappresentatività;
 - i fattori relativi al tempo, alla geografia e alla tecnologia;
 - la precisione, la completezza e la rappresentatività dei dati;
 - la coerenza e la riproducibilità dei metodi usati nella LCA;
 - l'incertezza dell'informazione.

Anche il periodo di riferimento costituisce un vincolo nella scelta dei confini dell'analisi: i dati devono pertanto essere raccolti in un periodo ben definito.

Essi possono inoltre rappresentare una situazione media di funzionamento del sistema, oppure la migliore tecnologia disponibile.

Si fa notare che negli studi comparativi, prima di interpretare i risultati, deve essere valutata l'equivalenza dei sistemi posti a confronto. I sistemi devono essere confrontati utilizzando la medesima unità funzionale e considerazioni metodologiche equivalenti, quali i confini del sistema, la qualità dei dati, le procedure di allocazione, le modalità di decisione sui flussi in entrata e in uscita e le procedure di valutazione degli impatti.

2.3.L'analisi di inventario

L'analisi di inventario è la seconda fase di uno studio di LCA e ne costituisce la parte più impegnativa, procedendo alla costruzione di un modello della realtà in grado di

rappresentare nella maniera più fedele possibile tutti gli scambi tra i singoli processi appartenenti alla catena produttiva (e distruttiva) analizzata.

Lo scopo di questa fase è evidenziare tutti i flussi di input e di output (riferiti all'unità funzionale) connessi alle diverse fasi del ciclo di vita di un prodotto, costruendo un diagramma di flusso. E' in questa fase che vengono individuati e quantificati i flussi in ingresso e in uscita da un sistema di prodotto, lungo tutta la sua vita, intendendo con "sistema di prodotto" tutti i processi legati direttamente e indirettamente al prodotto o dell'attività in esame. Tali flussi sono espressi in unità fisiche (unità di massa e di energia) e riguardano sia il prelievo e la preparazione delle materie prime, la loro trasformazione in prodotti finiti, co-prodotti, sottoprodotti con l'immissione di agenti inquinanti nell'aria, nell'acqua e nel suolo, sia il prelievo delle fonti di energia, il loro uso e i rilasci associati nei diversi comparti ambientali, nelle diverse fasi del sistema esaminato.

Trattandosi di un modello del processo reale, il diagramma di flusso sarà necessariamente una rappresentazione approssimata di questo. Inoltre può essere a volte effettuata l'esclusione volontaria da un inventario di alcuni sottosistemi, relativi a componenti minori di un processo o a materiali con apporto trascurabile: tale esclusione deve essere giustificata dallo scopo dello studio e comunque sempre dichiarata.

Il risultato finale di questo procedimento è una sorta di bilancio ambientale, con una serie di voci relative al consumo di materie prime e alle emissioni inquinanti in aria, acqua e suolo. Non sono compresi, a questo livello di analisi, valutazioni o giudizi sul significato dei diversi input e output, ossia sugli effetti ambientali che questi possono provocare. Per la redazione di tale bilancio dovrà essere controllata la qualità dei dati, in quanto è su quest'ultima che si fonda la validità e l'attendibilità di tutto lo studio di LCA. Il procedimento per condurre l'analisi di inventario è quindi iterativo: man mano che i dati vengono raccolti e il sistema è meglio conosciuto, possono essere identificati nuovi requisiti o limitazioni, che possono richiedere dei cambiamenti delle procedure di raccolta dei dati affinché siano ancora soddisfatti gli obiettivi dello studio.

Infine i risultati della LCA devono essere sempre interpretati sulla base dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio. Tale interpretazione può includere una valutazione della qualità dei dati e un'analisi di sensibilità dei più significativi input e output.

2.4. La valutazione degli impatti

La terza fase della procedura della LCA è lo studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o attività esaminato, che ha lo scopo di evidenziare l'entità delle

alterazioni generate a seguito dei consumi di risorse e dei rilasci nell'ambiente calcolati nell'inventario.

L'obiettivo di questa fase è quello di esprimere i risultati dell'inventario in modo da collegarli ragionevolmente con i vari tipi di effetti ambientali indesiderati: ciò viene fatto generalmente attraverso un'operazione di raggruppamento e classificazione in categorie di impatto in modo da poter valutare il contributo potenziale di ogni emissione. Il livello di dettaglio influenzerà la scelta degli impatti da valutare, mentre la metodologia da adottare dipenderà dagli obiettivi dello studio.

La struttura generale di una valutazione degli impatti è composta da più elementi, come descritto nella norma ISO 14044, i primi dei quali e gli ultimi opzionali. Tali elementi sono:

1. la selezione delle categorie di impatto;
2. la classificazione;
3. la caratterizzazione;
4. la normalizzazione;
5. il raggruppamento;
6. la pesatura.

1. Selezione delle categorie di impatto: la selezione delle categorie di impatto degli indicatori e dei modelli di caratterizzazione è una fase obbligatoria.
2. Classificazione: la classificazione, altra fase obbligatoria, è l'operazione che permette l'assegnazione dei risultati della fase di analisi di inventario agli effetti ambientali prescelti, rappresentati da determinate categorie di impatto ambientale.
3. Caratterizzazione: è l'ultima delle fasi obbligatorie: una volta assegnate le diverse emissioni alle categorie di impatto considerate, si può calcolare l'effetto totale attraverso la sommatoria dei singoli effetti potenziali, valutati tramite un fattore di conversione, tipico di ogni sostanza, con il quale esprimere i contributi dei diversi flussi a quella specifica categoria di impatto. Ad esempio, numerosi gas possono contribuire, anche se in maniera diversa, all'effetto serra: metano, clorofluorocarburi, protossido di azoto e in particolare anidride carbonica. Una volta quantificate le emissioni dei gas serra elencati, i risultati vengono convertiti in kg di CO₂ equivalenti tramite un'operazione basata sui potenziali di riscaldamento globale, attraverso i quali si determinano i diversi fattori di conversione caratteristici di ogni sostanza. Per ogni categoria, e quindi per ciascun tipo di effetto ambientale considerato, verrà in tal modo quantificato l'impatto fisico del processo in esame.

4. Normalizzazione: nella prima delle fasi indicate come opzionali dalle norme ISO, si tenta di dare un quadro generale all'entità dei diversi impatti di categoria, esprimendoli attraverso la stessa unità di riferimento. Lo scopo è quindi quello di ottenere degli indici sintetici con cui valutare complessivamente il sistema in esame. Esistono vari metodi di normalizzazione, tra cui:
- person equivalent*: sviluppato dall'Università di Copenaghen, impiega come termine di paragone, per gli effetti globali, la media delle emissioni mondiali per persona e, per gli effetti regionali e locali, la media delle emissioni per persona nella nazione di riferimento;
 - the Swiss critical volume approach*: impiega come metro di valutazione un valore considerato critico, ad esempio un limite di legge. Le emissioni sono rapportate a questo valore e quindi sommate tra loro. Questo metodo ha incontrato alcune critiche per il fatto di essere basato su parametri normativi che spesso non hanno effettivo significato ambientale e inoltre variando da Paese a Paese rende il metodo poco flessibile in applicazioni che coinvolgono nazioni diverse;
 - EPS system: sviluppato in collaborazione con Volvo, ABB e altri grandi industrie, fa riferimento all'unità di carico ambientale ed è basato sulla quantificazione in termini monetari della disponibilità da pagare per evitare l'impatto o per ripristinare le condizioni ambientali precedenti.
5. Raggruppamento: in questa fase le categorie di impatto vengono raggruppate in gruppi "omogenei". Il raggruppamento è un elemento opzionale con due diverse procedure possibili, ovvero è possibile:
- ordinare (sorting) le categorie su una base nominale (per esempio le scale spaziali: globale, regionale e locale; le aree di protezione: salute umana, ambiente naturale, risorse);
 - classificare (ranking) le categorie di impatto in una gerarchia data (priorità alta, media, e bassa) seguendo criteri quali il grado di reversibilità degli impatti, il grado di certezza degli impatti, le priorità politiche in relazione al tipo di impatto. La classificazione si basa sulle scelte dei valori: individui diversi possono avere preferenze diverse da cui deriveranno classificazioni diverse.
6. Pesatura: nella pesatura, tramite l'assegnazione di pesi alle categorie di impatto, si procede al confronto tra i diversi effetti ambientali. Lo scopo di questa operazione è quello di giungere a un risultato finale rappresentato da un unico indice, che definisca l'impatto globale esercitato dall'attività in esame. Come per l'operazione di normalizzazione, anche in questo caso esistono vari metodi. I

principali tipi di approccio per l'assegnazione dei pesi alle varie categorie di impatto sono i seguenti:

-distanza dall'obiettivo: è basato sulla differenza tra il carico ambientale corrente e un livello limite. Più grande è l'eccesso di carico, più grande è il fattore di peso. Il livello limite è solitamente definito utilizzando gli standard o gli obiettivi legislativi nazionali e internazionali riguardanti la qualità ambientale. Alcuni problemi di questo approccio metodologico riguardano il fatto che gli standard sono formulati non solo su basi scientifiche, ma sono regolati anche da limitazioni tecniche, fattibilità di controllo e da altri fattori politici. Inoltre, gli obiettivi e quindi i risultati dell'analisi, possono essere diversi da Stato in Stato;

-valutazione di esperti: i coefficienti di pesatura sono calcolati da un gruppo di esperti, giudicati in grado di valutare l'importanza delle categorie di impatto. Queste valutazioni possono essere condotte secondo diversi metodi attinenti alle scienze sociali. Così come il gruppo di persone può essere scelto secondo diversi criteri (gruppo di esperti, gruppo di consumatori, gruppo governativo), in modo da riflettere le opinioni scientifiche e sociali rilevanti;

-monetizzazione: l'importanza della categoria di impatto viene stimata prendendo in considerazione le spese necessarie a rimuovere gli effetti dell'impatto (ad esempio i costi delle cure per le malattie dovute all'inquinamento atmosferico), oppure considerando la volontà di pagamento manifestata al fine di evitare gli impatti (ad esempio i costi sostenuti per gli impianti di trattamento delle acque). Nel primo caso si parla di Environmental control costs, mentre il secondo è definito Environmental damage control costs (tra questi spicca il metodo svedese EPS);

-approccio mandatario: consiste nella valutazione di un certo numero di effetti ambientali, di solito consumo di energia e pochi altri. Si tratta di una scelta arbitraria che fornisce una visione parziale del profilo ambientale di un sistema. La scelta dei parametri significativi deve essere effettuata in accordo con gli obiettivi dell'analisi, rivelandosi utile nel caso in cui lo studio del ciclo di vita sia stato condotto con la finalità di valutare esclusivamente uno specifico impatto. In caso contrario, la categoria scelta sarà difficilmente rappresentativa;

-approccio tecnologico: queste metodologie si basano sulla tecnologia conosciuta e usata per l'abbattimento delle emissioni nell'ambiente, cioè si basano sul concetto che la possibilità di ridurre i carichi ambientali con l'utilizzo di differenti tecnologie può essere usata per stabilire un valore al carico ambientale specifico.

Sono stati quindi proposti diversi metodi di normalizzazione e pesatura, ognuno dei quali fa riferimento a particolari parametri che rendono possibile l'aggregazione dei risultati delle diverse categorie di impatto. Il fatto però che i parametri di normalizzazione siano legati a considerazioni talora artificiose e in molti casi soggettive, rende discutibile tale operazione, che porta a ridurre l'intero profilo ambientale ad un parametro di riferimento.

2.4.1. Le categorie di impatto

Nella fase di valutazione degli impatti, i risultati dell'inventario, come si è detto, vengono espressi come contributi a rilevanti categorie di impatto ambientale. Ciò permette di rappresentare i risultati della valutazione del ciclo di vita in modo più schematico, rendendoli immediatamente comprensibili ai non addetti ai lavori.

Le norme ISO forniscono alcune indicazioni utili per guidare la selezione delle categorie di impatto da considerare:

- innanzitutto la scelta delle categorie di impatto deriva direttamente dagli obiettivi dello studio e dalle ipotesi fatte nel corso della fase di inventario;
- è preferibile che le categorie di impatto e i relativi indicatori e modelli siano internazionalmente accettati;
- le ipotesi e le assunzioni fatte durante la selezione delle categorie di impatto, degli indicatori e dei metodi di caratterizzazione devono essere trasparenti;
- i modelli di caratterizzazione devono essere scientificamente e tecnicamente validi, basati su un preciso meccanismo ambientale oppure riproducibili con osservazioni empiriche;
- le categorie di impatto devono essere rilevanti dal punto di vista ambientale.

Le categorie di impatto possono essere divise in due grandi gruppi: di input e di output. Le categorie di input si riferiscono a degli impatti connessi con i materiali e le risorse e vengono consumati dal sistema oggetto di studio: tra queste si trovano l'estrazione di risorse abiotiche (depositi quali combustibili fossili e minerali, risorse quali acque sotterranee, sabbia e ghiaia, risorse rinnovabili quali energia solare, vento e acque superficiali), l'estrazione di risorse biotiche (legname, biomassa in genere) e l'uso del territorio (crescita dello sfruttamento del terreno, perdita di biodiversità, impegno di spazio fisico). Le categorie di output si riferiscono invece a quegli impatti causati dai rilasci nell'ambiente di varie sostanze e comprendono quindi, ad esempio, il riscaldamento globale (o cambiamento climatico), l'assottigliamento della fascia di ozono, la tossicità umana, l'ecotossicità (terrestre e acquatica), la formazione di smog fotochimico, l'acidificazione e l'arricchimento in nutrienti (detto eutrofizzazione per il comparto acqua).

Una volta scelta una certa categoria di impatto, si deve anche scegliere l'indicatore con cui rappresentarla. Ad esempio, per la categoria "cambiamento climatico" esistono diversi indicatori: l'aumento dell'assorbimento della radiazione infrarossa, l'aumento degli effetti sulla salute umana, l'aumento dei danni all'agricoltura, l'aumento dei danni sugli ecosistemi (come le alluvioni e l'estinzione di alcune specie animali e vegetali). La tabella 2.2 riporta un esempio di categoria di impatto con il relativo indicatore di categoria. A seconda del metodo di caratterizzazione scelto per la valutazione degli impatti si utilizzeranno, come spiegato di seguito, certe categorie piuttosto che altre e per tali categorie certi indicatori piuttosto che altri.

2.4.2. I metodi di caratterizzazione per la valutazione degli impatti

Indubbiamente la procedura ideale sarebbe quella di ridefinire le categorie di impatto ad hoc per ogni studio di LCA. Tuttavia, per rendere i risultati confrontabili e per facilitare il lavoro, i software di supporto all'esecuzione della LCA disponibili sul mercato contengono già un elenco di metodi di caratterizzazione che includono certe categorie di impatto con i relativi indicatori. E' opportuno comunque che ognuno scelga il metodo più adatto al proprio studio in base alle seguenti considerazioni:

-a seconda degli obiettivi dello studio di LCA sarà ad esempio importante scegliere un metodo di caratterizzazione che fornisce un unico valore finale di impatto, piuttosto che un metodo che fornisce i risultati per le varie categorie di impatto senza effettuare alcuna aggregazione, oppure sarà più importante utilizzare un metodo che pone molta attenzione all'indicatore di tossicità, oppure ancora che considera gli impatti legati all'uso del territorio e all'agricoltura;

-importante inoltre è tenere presente chi leggerà i risultati: studiosi, gestori di impianti o cittadini. In quest'ultimo caso non è opportuno utilizzare quei metodi che forniscono un unico valore finale, ossia che prevedono la fase di pesatura, in quanto ciascun cittadino potrebbe attribuire pesi diversi alle varie categorie di impatto e non essere quindi d'accordo con i pesi utilizzati nello studio;

-infine, alcuni Paesi, quali la Svizzera, hanno i loro propri metodi che quindi converrà utilizzare qualora i risultati verranno mostrati in quel Paese. Altri Paesi inoltre preferiscono utilizzare dei metodi piuttosto che altri: ad esempio la Germania e gli USA non accettano molto volentieri i metodi che prevedono la fase di pesatura.

L'approccio migliore resta comunque quello di utilizzare più metodi e, per le categorie di impatto comuni, confrontare poi i risultati ottenuti.

Di seguito si riporta un elenco di alcuni dei metodi di caratterizzazione già disponibili nel software di LCA utilizzato per la realizzazione delle analisi nei capitoli successivi:

Eco-indicator 95, CML 1992, EDIP 2003, EPS 2000, Ecopoints 97, IPCC 2007 GWP, Cumulative Energy Demand (focalizzato sul consumo di risorse energetiche), TRACI, IMPACT 2002+.

2.4.3. L'interpretazione dei risultati

Nella parte della valutazione del ciclo di vita vengono analizzati i risultati ottenuti nelle fasi precedenti e identificate le parti del sistema in cui possono essere apportati dei cambiamenti, al fine di ridurre l'impatto ambientale dei processi considerati. In questa fase vengono quindi interpretati i risultati dello studio al fine di individuare quale tra le diverse alternative, applicabili al sistema produttivo in esame, assicura la massima efficienza dal punto di vista ambientale ed energetico. Disaggregando i dati relativi alle emissioni, in base alla fase del processo in cui tali emissioni vengono generate, è inoltre possibile individuare le fasi più critiche del ciclo di vita di un prodotto.

Questa operazione è estremamente utile per stabilire quali siano le azioni correttive da apportare per migliorare le prestazioni ambientali del sistema produttivo, o invece se sia opportuno riprogettarne un'intera fase.

2.5. I confini del sistema

I confini del sistema dell'ambito territoriale considerato per la gestione dei rifiuti devono comprendere tutte le operazioni che avvengono all'interno del sistema: raccolta, trasporto, trattamento, smaltimento finale. Tale sistema è definito foreground system o sistema principale e le emissioni derivanti da queste attività sono denominate impatti o carichi diretti. Essi includono, ad esempio, le emissioni o compostaggio, il biogas e la produzione di percolato dalle discariche. I carichi diretti includono anche il rumore, i disturbi di tipo visivo e olfattivo, ma queste forme di inquinamento ambientale generalmente sono trascurate in una LCA perché il loro impatto di disturbo è socialmente stabilizzato e pertanto non trattabile con l'approccio adoperato per altri carichi. Esse non costituiscono un flusso di materiali o di energia attraverso confini del sistema e sono quindi spesso dette carichi di non flusso.

Come già anticipato, le attività che generano rifiuti sono omesse dall'analisi: il sistema oggetto dello studio inizia allora con la raccolta dei rifiuti.

Oltre che del sistema principale bisogna tenere conto anche delle attività economiche che con questo scambiano materiali ed energia. Questi processi, che vengono definiti di background o al contorno, non rientrano strettamente nei confini del sistema, ma non possono venire trascurati. Attività al contorno fondamentali sono l'approvvigionamento di energia elettrica e di combustibili: queste determinano emissioni e uso di risorse che vengono definiti impatti o carichi indiretti. Rientrano nel background system anche i

processi di tipo sostitutivo, ovvero processi che sostituiscono altri processi, esterni al ciclo dei rifiuti ma che, a pieno titolo, devono rientrare all'interno dei confini del sistema. Tra questi si collocano:

- il recupero di energia (ad esempio da impianti di termovalorizzazione, da combustione di biogas in discarica, da digestione anaerobica), che consente di evitare i carichi e i costi ambientali associati con la produzione di pari quantità di energia;
- il recupero di materia (ad esempio processi di riciclaggio e di compostaggio), che consente di evitare i carichi e i costi ambientali associati con il processo di produzione a base di materie prime vergini che viene sostituito.

I carichi ambientali associati alle attività del sistema al contorno, sostituite dal recupero di materiali ed energia prodotti dai rifiuti, sono definiti impatti o carichi evitati.

Un'appropriate analisi del sistema, e in particolar modo, i benefici del recupero dei materiali o dell'energia da un processo di trattamento dei rifiuti, possono dipendere dall'obiettivo dello studio. Il vantaggio della separazione tra foreground system e background system consiste nel poter in questo modo identificare quali attività richiedono la raccolta e l'interpretazione di dati specifici, spesso locali, per la stima dei carichi e quali attività possono essere invece trattate usando dati generali, nazionali o addirittura internazionali. E' importante riconoscere che la distinzione tra i due sistemi è una pratica indicazione per guidare la compilazione dell'inventario in modo da raccogliere dati dettagliati soltanto per quelle attività direttamente legate alla gestione del rifiuto. Non implica che i carichi associati al sistema esterno siano di importanza o di magnitudine inferiore a quelli identificati nel sistema principale.

L'analisi di inventario del ciclo di vita per la gestione dei rifiuti può allora essere così schematizzata:

- carichi diretti: generati durante la gestione interna dei rifiuti;
- carichi indiretti: generati durante i collegamenti per l'approvvigionamento di materiali ed energia necessari al sistema interno;
- carichi evitati: abbinati alle attività sostituite dal recupero di materiali ed energia dai rifiuti.

Il totale degli impatti relativi all'intero sistema sopra descritto è dato dalla somma algebrica di:

- impatti diretti a cui viene assegnato un segno positivo;
- impatti indiretti a cui viene assegnato un segno positivo;
- impatti evitati a cui viene assegnato un segno negativo.

Il totale può quindi avere un segno positivo o negativo: un segno positivo sta ad indicare che il sistema oggetto di studio determina degli impatti aggiunti e quindi

implica uno svantaggio per l'ambiente, mentre un segno negativo sta ad indicare che il sistema oggetto di studio comporta dei benefici ambientali.

2.6.L'analisi bibliografica

A dimostrazione dell'utilizzo crescente negli ultimi anni della tecnica della LCA applicata ai servizi legati alla gestione dei rifiuti, si riportano di seguito i principali studi individuati in letteratura che, utilizzando tale metodologia, hanno analizzato diverse opzioni di gestione dei rifiuti urbani, hanno confrontato le diverse modalità di raccolta e hanno calcolato gli impatti connessi alle attività di riciclo.

2.6.1. Il confronto tra le diverse opzioni di gestione dei rifiuti

Numerosi studi di LCA hanno analizzato opzioni di gestione dei rifiuti urbani per cercare di capire quale sia la migliore dal punto di vista energetico e ambientale.

Si possono individuare due diverse tipologie di studi: nella prima rientrano quelli che confrontano tra loro le varie opzioni, ossia considerano che, ad esempio, tutta la carta contenuta nel rifiuto sia smaltita in discarica, oppure venga inviata a incenerimento venga riciclata. La seconda tipologia comprende invece studi che considerano fondamentale un sistema integrato di gestione dei rifiuti e che ritengono non possibile gestire i rifiuti e le varie frazioni merceologiche con un'unica modalità: questi studi confrontano quindi tra loro diverse combinazioni delle varie opzioni di gestione.

Pur essendo diversi tra loro nelle ipotesi e nei parametri analizzati, gli studi che rientrano nella prima categoria in generale concludono che, dal punto di vista energetico e ambientale, il riciclaggio per i materiali da imballaggio e la digestione anaerobica per la frazione organica sono le migliori opzioni per lo smaltimento dei rifiuti urbani. Inoltre, la conclusione della maggior parte degli studi classificabili nella seconda categoria è che il sistema di gestione integrato migliore, da un punto di vista energetico e ambientale, è quello che prevede una certa quota di riciclaggio dei materiali da imballaggio e di digestione anaerobica della frazione organica e la termovalorizzazione del rifiuto residuo.

I risultati del confronto tra le varie opzioni di gestione sono molto sensibili a un certo numero di fattori e tali fattori sono:

- la fonte energetica che viene sostituita grazie all'energia prodotta dalle diverse opzioni di gestione dei rifiuti, sia per quanto riguarda l'energia elettrica che il calore;
- il prodotto sostituito dal biogas, ossia quale combustibile, se il biogas viene utilizzato ad esempio come combustibile per l'autotrazione, o quale fonte di energia;
- i prodotti sostituiti dai materiali riciclati;

- la modalità di produzione dell'elettricità utilizzata dal sistema;
 - la modalità con cui sono determinate le emissioni dalla discarica, cioè se si considera un tempo infinito oppure un tempo limitato;
 - la considerazione del sequestro del carbonio e quindi, ad esempio, se la discarica è considerata come un serbatoio di carbonio;
 - i veicoli su strada utilizzati, cioè se il trasporto viene effettuato con un autocarro o con un'auto privata;
 - l'efficienza del sistema di recupero energetico presente nelle varie opzioni di gestione dei rifiuti;
 - la modalità di modellizzazione della discarica, ossia se la discarica è una discarica tradizionale o un bioreattore.
- Non sembra invece avere molta influenza sui risultati la distanza percorsa con autocarri.

2.7.La valutazione energetica: il metodo di caratterizzazione Cumulative Energy Demand

Il metodo di caratterizzazione cumulative energy demand (CED) permette di effettuare la valutazione energetica di un processo utilizzando la metodologia della LCA.

Il metodo CED è focalizzato sul consumo di risorse energetiche e ha come obiettivo quello di analizzare l'uso di energia attraverso l'intero ciclo di vita di un prodotto o di un servizio. Ciò significa che considera sia gli usi diretti di energia che quelli indiretti dovuti, ad esempio, all'uso di materiali da costruzione o di materie prime. Questo metodo è stato sviluppato subito dopo la crisi petrolifera dei primi anni '70 e permette di:

- individuare nell'intero sistema analizzato le fasi più energivore;
- fare da base per un bilancio ambientale;
- fare dei confronti con analisi in cui si considera la sola energia diretta.

Il metodo CED, implementato nel software di LCA, utilizzato come supporto per la realizzazione delle analisi descritte nei capitoli successivi, individua due categorie di impatto (risorse rinnovabili e non rinnovabili) suddivise in cinque sottocategorie (fossili e nucleari, biomassa, vento, sole, geotermia, acqua) i cui fattori di caratterizzazione sono riportati in tabella 2.10. Nel calcolo di questi fattori di caratterizzazione sono stati tenuti in considerazione i seguenti aspetti:

- per le risorse non rinnovabili fossili come fattore di caratterizzazione viene utilizzato il potere calorifico superiore. La torba viene considerata una risorsa fossile anche se ha origine dalla biomassa, in quanto non è rinnovabile in un breve orizzonte di tempo;

- il fattore di caratterizzazione per l'uranio viene quantificato considerando il "contenuto energetico" dell'isotopo fissile nell'uranio naturale estratto dalle miniere;
- il fattore di caratterizzazione per le biomasse è basato sul potere calorifico superiore del prodotto biomassa nel punto di raccolta (non considerando i residui, come le radici, che rimangono nella foresta o nel campo). Nell'inventario il potere calorifico superiore dello specifico tipo di legno e prodotto agricolo è catalogato come energy, gross calorific value, in biomass;
- per l'energia prodotta con l'utilizzo dell'acqua, si è assunto come fattore di caratterizzazione l'energia potenziale dell'acqua usata per la generazione di energia idroelettrica;
- per le fonti di energia rinnovabile il database include l'input di risorse energetiche come forme differenti di energia ambiente in aria, acqua e suolo. Per l'energia solare questo flusso è calcolato con l'energia solare di radiazione che colpisce l'impianto (collettore fotovoltaico o solare), prendendo in considerazione l'efficienza dell'impianto. L'efficienza di un impianto eolico è calcolata con l'energia cinetica del vento. Come energia geotermica si considera solo quella da impianti poco profondi in quanto quella da impianti profondi è discutibile che possa essere considerata rinnovabile perché un sito del genere dopo circa 30 anni non è più sfruttabile.

Il metodo CED non prevede una fase di normalizzazione e per ottenere un totale (cumulative) dell'energia consumata ad ogni categoria di impatto viene associato un fattore peso pari a 1.

2.8.La valutazione ambientale: il metodo di caratterizzazione CML 2001 baseline adattato

Il metodo di caratterizzazione CML 2001 BASELINE è stato brevettato dalla Leiden University di Amsterdam e focalizza l'attenzione sulle categorie di impatto ambientale, consumo di risorse abiotiche, cambiamenti climatici, assottigliamento dello strato di ozono stratosferico, tossicità umana, ecotossicità, formazione fotochimica di ozono, acidificazione ed eutrofizzazione.

Per la particolare rilevanza nel settore del recupero di materia e di energia dai rifiuti, per le successive analisi riportate nei capitoli seguenti, sono state selezionate tra le categorie di impatto disponibili le seguenti:

- .consumo di risorse abiotiche;
- riscaldamento globale;
- acidificazione;

- tossicità umana;
- formazione fotochimica di ozono.

Nell'organizzazione della fase di valutazione degli impatti ci si è limitati a considerare le sole operazioni indicate come obbligatorie nella norma ISO14040: selezione delle categorie di impatti, classificazione e caratterizzazione. In questo modo, sono state evitate la soggettività e la scarsa chiarezza scientifica che caratterizzano le fasi di normalizzazione e pesatura.

Si riporta ora una breve descrizione delle categorie di impatto considerate e della metodologia seguita per il calcolo dei relativi indicatori di impatto, così come calcolati nel metodo di caratterizzazione CML 2001 BASELINE e implementati nel software di LCA utilizzato in questo studio.

2.8.1. La categoria di impatto consumo di risorse abiotiche

Le risorse abiotiche sono risorse naturali (incluse le risorse energetiche) come ad esempio metalli, petrolio o energia eolica.

Il consumo di risorse abiotiche è una delle più discusse categorie di impatto e sono di conseguenza disponibili molti metodi per caratterizzare i contributi a tale categoria. I metodi esistenti possono essere suddivisi in sei gruppi, brevemente trattati qui sotto:

1-metodi che non prevedono alcuna valutazione né aggregazione: ciò significa non attribuire alle diverse risorse abiotiche un fattore di caratterizzazione, e quindi non arrivare al calcolo di un indicatore di consumo di risorse abiotiche;

2-metodi che prevedono l'aggregazione delle estrazioni di risorse naturali basandosi sulla massa;

3- metodi che prevedono l'aggregazione e la valutazione delle risorse abiotiche basandosi o sul concetto di "riserve ultime", ossia la quantità di risorse che è ancora disponibile, stimata moltiplicando la concentrazione media naturale della risorsa nel principale mezzo di estrazione (ad esempio la crosta terrestre) per la massa o il volume di tale mezzo (ad esempio la massa della crosta terrestre), oppure sul concetto di "risorse economiche", ossia le risorse che possono essere economicamente estratte al momento dell'analisi o il livello di estrazione corrente;

4-metodi che prevedono l'aggregazione e la valutazione delle risorse abiotiche che basandosi sul costo necessario per riportare la risorsa al suo stato naturale originale o sul costo associato alla sostituzione degli attuali metodi di estrazione con processi considerati più sostenibili;

5-metodi che prevedono l'aggregazione e la valutazione delle risorse abiotiche sulla base del loro contenuto energetico o exergetico;

6- metodi che prevedono l'aggregazione e la valutazione delle risorse abiotiche sulla base della variazione dell'impatto ambientale del processo di estrazione della risorsa già valutato, dovuta al fatto che in futuro sarà necessario estrarre la risorsa da depositi con un minore grado qualitativo.

Non si è finora trovato consenso su quale potrebbe essere il migliore indicatore per la categoria consumo di risorse abiotiche, essenzialmente perché sulla stessa definizione di tale categoria manca ancora l'accordo. Sono infatti quattro i principali gruppi di definizione del termine "consumo di risorse abiotiche" (abiotic depletion):

-la diminuzione della risorsa stessa (definizione usata dai metodi appartenenti ai gruppi 2 e 3);

-la diminuzione nel mondo di riserve di energia/exergia utile (definizione usata dai metodi appartenenti al gruppo 5);

-il contributo degli attuali processi di estrazione, o del possibile ripristino della risorsa, ad altre categorie di impatto, ciò significa che il consumo di risorse abiotiche non viene considerato una categoria a sé, ossia un problema ambientale separato dagli altri (definizione utilizzata dai metodi appartenenti ai gruppi 1 e 4);

-la variazione dell'impatto ambientale dei processi di estrazione ad un certo punto nel futuro (definizione usata dai metodi appartenenti ai gruppi 4 e 6).

Secondo Guinée e Heijungs (1995) la migliore scelta è quella di un metodo basato sul concetto di "riserve ultime" e livello di estrazione (metodo appartenente al gruppo 3), in quanto questi parametri indicano bene la serietà del problema connesso al consumo di risorse abiotiche. Nel metodo da loro proposto, che è quello considerato anche nel metodo di caratterizzazione CML 2001 BASELINE utilizzato nelle successive analisi, la sostanza assunta come riferimento è l'antimonio e quindi l'indicatore della categoria è espresso in kg di antimonio equivalente:

$$\text{consumo di risorse abiotiche} = \sum_i \text{ADP}_i \times m_i$$

con

$$\text{ADP}_i = \text{DR}_i / (R_i)^2 \times (R_{\text{ref}})^2 / \text{DR}_{\text{ref}}$$

Con:

ADP_i = potenziale di consumo di risorse abiotiche della sostanza i (kg Sb eq. \times kg^{-1});

m_i = massa di sostanza i estratta (kg);

R_i = riserva ultima della sostanza i (kg);

DR_i = livello di estrazione della sostanza i (kg anno^{-1});

R_{ref} = riserva ultima della sostanza di riferimento, l'antimonio (kg);

DR_{ref} = livello di estrazione della sostanza di riferimento, l'antimonio (kg anno^{-1});

2.8.2. La categoria di impatto riscaldamento globale

L'effetto serra è un fenomeno naturale che caratterizza la terra fin dalle sue origini. La superficie terrestre assorbe la radiazione emessa dal sole sotto forma di radiazioni a breve lunghezza d'onda e redistribuisce l'energia ricavata grazie alla circolazione atmosferica e oceanica. Questo flusso energetico viene bilanciato dalle radiazioni infrarosse a onde lunghe che la terra riemette verso lo spazio. Una porzione di questa radiazione infrarossa è tuttavia assorbita dai gas presenti nell'atmosfera, provocando quel riscaldamento della superficie terrestre e dell'atmosfera conosciuto come effetto serra, senza il quale la temperatura media della superficie terrestre sarebbe di 33°C più bassa. I gas che rendono possibile tale fenomeno sono il vapore acqueo, l'anidride carbonica (CO_2), il metano (CH_4), l'ozono (O_3) e il protossido di azoto (N_2O) e vengono definiti gas serra naturali. Negli ultimi anni, però, la presenza di questi gas serra nell'atmosfera è andata continuamente aumentando, principalmente a causa delle attività umane, e sono stati immessi nell'atmosfera anche gas serra di natura sintetica. La maggioranza dei climatologi oggi ritiene che vi sia una diretta correlazione tra l'aumento della concentrazione dei gas serra nell'atmosfera e l'aumento della temperatura media della superficie terrestre riscontrato negli ultimi decenni.

Il contributo di un certo gas all'effetto serra dipende da quattro fattori:

-lunghezze d'onda alle quali il gas assorbe le radiazioni;

-la sua concentrazione nell'atmosfera;

-la sua capacità di assorbimento intrinseca;

-la sua eventuale interazione con gli altri gas atmosferici.

Per comparare gli impatti dovuti all'emissione di differenti gas serra, ad ogni sostanza è stato assegnato un potenziale di riscaldamento globale (GWP, global warming potential), che esprime il rapporto tra l'assorbimento di radiazione infrarossa causata dall'emissione istantanea di 1 kg di tale sostanza e quello causato di anidride carbonica:

$$\text{GWP}_{T,i} = \left(\int_0^T a_i c_i(t) dt \right) / \left(\int_0^T a_{\text{CO}_2} c_{\text{CO}_2}(t) dt \right)$$

Dove:

a_i = flusso di irradiazione per l'aumento di un'unità di concentrazione del gas serra i ($\text{W x m}^{-2} \text{ x kg}^{-1}$);

$c_i(t)$ = concentrazione del gas serra i al tempo t dopo il rilascio ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$);

T = tempo di integrazione (anni).

L'indicatore di riscaldamento globale è quindi espresso in kg di CO_2 equivalente ed è pari a:

$$\text{riscaldamento globale} = \sum_i \text{GWP}_i \times m_i$$

con

GWP_i = potenziale di riscaldamento globale della sostanza i ($\text{kg CO}_2 \text{ eq.} \times \text{kg}^{-1}$)

M_i = massa di sostanza i rilasciata nell'ambiente (kg).

I potenziali di riscaldamento globale dal tempo di esposizione T sul quale si effettua l'integrazione: l'IPCC (intergovernmental panel on climate change) ha compilato un elenco di valori dei GWP per differenti tempi di esposizione (20, 100 e 500 anni), basati sulle esperienze di scienziati di tutto il mondo. Per gli obiettivi di uno studio del ciclo di vita, sembra preferibile considerare il più ampio tempo di esposizione possibile, ma visto che al crescere del tempo di integrazione cresce l'incertezza sulla stima dei valori, sono universalmente utilizzati i potenziali integrati su 100 anni (GWP_{100}).

Per il calcolo dei GWP sono comunemente utilizzati dei modelli matematici per simulare la risposta del clima all'immissione di sostanze in grado di modificare i flussi di irradiazione tra la Terra e l'atmosfera. Tale risposta può essere fornita dalla suscettibilità del sistema climatico a modificarsi a causa di variazioni della composizione atmosferica, ossia dalla sensibilità climatica. Analizzare l'evoluzione climatica del passato non è sufficiente a quantificare la sensibilità climatica, in quanto non può spiegare l'incisività dei fattori antropici. Per questo bisogna affidarsi a modelli matematici che suddividono il sistema terra-atmosfera in celle tridimensionali.

I modelli più sofisticati sono i cosiddetti modelli di circolazione globale che rappresentano i componenti del sistema climatico come sottomodelli (atmosfera, oceani, terre emerse, criosfera e biosfera). Questi modelli rappresentano i processi fisici del sistema climatico attraverso una serie di equazioni differenziali, che descrivono la conservazione della massa e dell'energia in ogni cella e il trasporto da una cella all'altra. Inoltre i GCM tengono automaticamente conto degli effetti di retroazione del sistema climatico, ossia di quei processi che possono ridurre o esaltare il surriscaldamento:

-vapore acqueo: il riscaldamento dell'atmosfera provoca un aumento della concentrazione di vapore acqueo, che essendo un gas serra genera un effetto di retroazione positiva (amplificazione dell'effetto serra);

-copertura nuvolosa: da un lato le nubi riflettono la radiazione solare, dall'altro assorbono e riemettono radiazioni infrarosse. Il bilancio di questi due effetti dipende dalla quota, dalla densità e dalle proprietà radiative della copertura nuvolosa. Rappresenta la maggiore causa di incertezza sulle proiezioni dell'evoluzione climatica, anche se sembra che l'aumento delle nubi provocato dal riscaldamento terrestre comporti una forte retroazione positiva;

-superficie terrestre: i cambiamenti della superficie terrestre provocano effetti di retroazione in differenti modi. La desertificazione di vaste aree riduce l'evaporazione incrementando così la temperatura della superficie terrestre (retroazione positiva). Il riscaldamento comporta una diminuzione della superficie terrestre coperta da neve e ghiaccio, diminuendo così la riflessione della radiazione solare (albedo) provocata dai ghiacci (retroazione positiva),

-fotosintesi: una maggiore concentrazione di CO₂ nell'atmosfera potrebbe aumentare la fotosintesi e la crescita di molte piante: se dimostrato, questo potrebbe essere un importante effetto di retroazione negativa.

L'IPCC provvede periodicamente all'aggiornamento dei potenziali di riscaldamento globale: dopo il second assessment report del 1996, è stato pubblicato il third assessment report, che ha provveduto a una revisione dei potenziali precedenti e a un'estensione delle sostanze per le quali è stato calcolato il potenziale, e quindi il fourth assessment report.

Nelle successive analisi sono stati utilizzati i potenziali così come riportati nel metodo CML 2001 BASELINE implementato nel software di LCA utilizzato in questo studio effettuando però alcune modifiche:

-i potenziali di anidride carbonica, metano e protossido di azoto che nel metodo CML 2001 BASELINE sono quelli determinati da IPCC (2001) sono stati aggiornati con quelli riportati da IPCC(2007);

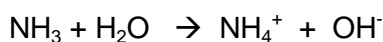
-il potenziale del monossido di carbonio, pari nel metodo a 1,53 kg CO₂ eq./ kg, è stato posto uguale a zero, dato che tale sostanza non compare tra quelle riportate da IPCC;

- si è considerato che solo la CO₂ di origine fossile contribuisca al riscaldamento globale e quindi il potenziale della CO₂ biogenica emessa in atmosfera è stato posto uguale a zero (invece che considerarlo pari a 1), così come non si è considerato l'assorbimento della CO₂ biogenica dall'atmosfera da parte delle piante (e quindi il potenziale del termine carbon dioxide in air relativo al comparto raw materials è stato modificato da -1 a 0). Si specifica che la CO₂ fossile deriva dalla combustione di energie fossili (quali carbone, petrolio e gas), mentre la CO₂ biogenica (o rinnovabile) è la CO₂ che è stata immagazzinata dalle piante attraverso la fotosintesi clorofilliana e che viene poi rilasciata a fine vita in relazione allo scenario di smaltimento ipotizzato: è

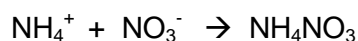
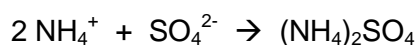
cioè lo sfasamento temporale tra la fase di fissaggio nella pianta e quella di utilizzazione a fini energetici che determina la rinnovabilità della risorsa e quindi della CO₂ emessa, ad esempio, durante la combustione della risorsa stessa.

2.8.3. La categoria di impatto acidificazione

Le emissioni di composti derivanti dalla combustione di combustibili fossili, in particolare gli ossidi di zolfo e gli ossidi di azoto, sono i principali responsabili del fenomeno delle piogge acide, che provoca l'abbassamento del pH di laghi, foreste e suolo, con gravi conseguenze per gli organismi viventi, gli ecosistemi e i materiali. Oltre agli ossidi di zolfo e di azoto, merita un approfondimento il contributo all'acidificazione fornito dalle emissioni di ammoniaca nell'atmosfera. L'ammoniaca, reagendo con gli ossidi di zolfo e azoto, permette la formazione di composti relativamente stabili come il solfato d'ammonio e il nitrato d'ammonio. Questo rende possibile il trasporto a medio-lungo raggio degli inquinanti acidi, caratteristica fondamentale del fenomeno dell'acidificazione, che permette di rilevare gli effetti anche in zone distanti migliaia di chilometri dalle fonti di emissione. Inoltre, pur essendo l'ammoniaca un gas alcalino, ha un importante effetto diretto nell'acidificazione del suolo, a causa della trasformazione, ad opera di microrganismi dello ione ammonio NH₄⁺ in nitrati NO₃⁻ (nitrificazione biologica). Riassumendo, nell'atmosfera l'ammoniaca (NH₃) reagisce con le particelle di acqua presenti per formare lo ione ammonio (NH₄⁺):

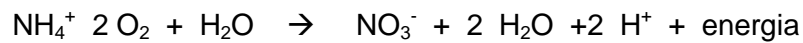


Gli ioni ammonio possono reagire con gli ioni solfato (SO₄²⁻) o con gli ioni nitrato (NO₃⁻) per formare dei Sali come il solfato di ammonio e il nitrato di ammonio:



Gli ioni ammonio rimasti inalterati possono precipitare al suolo con le piogge o a secco. Nel suolo le piante assorbono lo ione ammonio, precipitato dall'atmosfera o derivato dalla decomposizione dell'ammoniaca direttamente nel suolo, per utilizzare l'azoto in esso contenuto. Poiché il processo di assorbimento comporta il rilascio di uno ione idrogeno (H⁺) dalle radici delle piante, viene neutralizzato così che lo ione idrossido (OH⁻) prodotto dalla prima reazione di pagina. Nei terreni ben aerati o nelle acque

ricche di ossigeno, lo ione ammonio può subire la nitrificazione ad opera dei microrganismi:



Se lo ione nitrato NO_3^- prodotto dall'ultima equazione scritta viene assorbito dalle piante, dalle radici viene rilasciato uno ione idrossido oppure uno ione carbonato, compensando così l'acidità prodotta dalla reazione appena scritta. Se invece lo ione nitrato viene allontanato dal suolo per dilavamento, l'acidità introdotta nel suolo non può essere compensata.

Gli effetti negativi delle piogge acide sugli ecosistemi naturali sono stati osservati in tutto il mondo, con conseguenze particolarmente gravi su alcune regioni dell'Europa nord orientale, come la Scandinavia, la Germania, la Polonia e la Carelia:

-effetti delle piogge acide sui sistemi acquatici: nei laghi europei e dell'America settentrionale è stata riscontrata, a partire dagli anni '70, una progressiva diminuzione del pH, soprattutto nei bacini formati da rocce granitiche che, a differenza di quelle calcaree o dolomitiche, non hanno la capacità di neutralizzare l'acidità delle precipitazioni. Le acque acidificate sono in grado di solubilizzare metalli pesanti che a pH più alti sarebbero praticamente insolubili, provocando così l'impovertimento della fauna e della flora lacustre e la scomparsa di certe specie di pesci e anfibi. Inoltre lo scioglimento delle nevi in primavera può comportare un vero e proprio shock acido nei corsi d'acqua e nei laghi, proprio nel periodo principale di riproduzione di pesci e anfibi. I vari tipi di pesci e di piante acquatiche mostrano infatti una diversa tolleranza nei confronti dei metalli, quali l'alluminio, e dell'acidità, di conseguenza la composizione biologica di un lago varia al progressivo aumentare della sua acidità. In genere la riproduzione dei pesci risulta notevolmente diminuita in presenza di moderati livelli di acidità: poche specie sopravvivono e riescono a riprodursi quando il pH dell'acqua dove vivono scende considerevolmente sotto il valore di 5; i laghi in buone condizioni hanno un pH intorno a 7 o leggermente superiore;

-effetti delle piogge acide sulle foreste e sulle colture: alcuni effetti riscontrati sugli alberi, come il disseccamento dei rami a partire dalle cime degli alberi e l'avvizzimento apicale, sono attribuibili alle piogge acide. Per effetto di questi cambiamenti l'albero si indebolisce e diventa più sensibile all'azione di altri agenti stressanti (temperature estreme, malattie o attacco di insetti). Le precipitazioni acide colpiscono in misura maggiore le foreste poste ad elevate altitudini, forse perché esse si trovano esposte alla parte inferiore di nubi a bassa quota dove l'acidità è più concentrata. Nebbie e foschie sono ancora più acide delle precipitazioni perché in esse il contenuto totale di

acqua è minore e quindi gli acidi sono più concentrati. Il fenomeno della diminuzione delle foreste è stato osservato per la prima volta su larga scala nella Germania occidentale;

-effetti delle piogge acide sui materiali: i composti acidi presenti nelle precipitazioni provocano un notevole degrado nei materiali da costruzione. L'attacco corrosivo dipende dalla natura dei materiali: per quelli a base di carbonato di calcio (CaCO_3) si ha la decomposizione del materiale con formazione di solfato di calcio (CaSO_4) secondo la reazione:



Per la quantificazione degli impatti provocati dall'acidificazione si impiegano fattori di caratterizzazione che sono denominati potenziali di acidificazione e convertono tutte le emissioni in kg di SO_2 equivalenti. L'operazione preliminare di questa standardizzazione consiste nell'aggregare le emissioni potenzialmente acide in base alla loro tendenza a formare ioni H^+ . Questa tendenza non è più spontanea, ma necessita di reazioni intermedie favorite dalla presenza di catalizzatori (per esempio ossidi di ferro, ossidi di azoto e umidità). Il potenziale di acidificazione di una sostanza viene quindi definito come il rapporto esistente tra il numero di ioni H^+ -equivalenti per unità di massa potenzialmente liberati dalla sostanza e il numero di ioni H^+ -equivalenti per unità di massa potenzialmente liberati dalla sostanza di riferimento, il diossido di zolfo (SO_2). Poiché anche la forza degli acidi prodotti interviene a regolare questo complesso meccanismo, è possibile concludere che il metodo di calcolo del potenziale è cautelativo nel caso si prendono in considerazione acidi deboli.

Molti metodi sono stati sviluppati per il calcolo dei potenziali di acidificazione: seguendo le indicazioni della guida all'analisi del ciclo di vita pubblicata dalla Leiden University, vengono adottati nelle analisi successive quelli calcolati con il modello RAINS 10 adattato alle esigenze della LCA. La caratteristica principale di questo modello, chiamato RAINS-LCA, è di includere nei calcoli sia il destino ambientale della sostanza emessa, sia la sensibilità della regione in cui tale sostanza va a depositarsi. Il modello suddivide la regione europea in una griglia di celle con una risoluzione di 150 km. Il trasporto di inquinanti è modellizzato da una serie di matrici che indicano quale frazione dell'emissione, proveniente da una delle 44 regioni dell'Europa considerate, si deposita in ciascun elemento della griglia. Ad ogni tipo di ecosistema considerato dal modello, è stato assegnato un carico critico massimo di acidificazione. Inoltre, viene introdotto il concetto di rischio relativo, definito come il rapporto tra la deposizione al suolo di inquinante e il carico critico. L'operazione fondamentale è il calcolo della

variazione marginale del rischio relativo provocata dalla variazione marginale dell'emissione di una certa sostanza:

$$dl / dE_{x,i} = \sum \sum A \times t_{x,i,j} / CL$$

dove

$dl / dE_{x,i}$ = variazione marginale del rischio relativo provocata dalla variazione marginale dell'emissione della sostanza x nella regione i;

A = area dell'ecosistema e nella cella j;

$t_{x,j,i}$ = coefficiente di trasferimento medio, rappresentante la frazione dell'emissione della sostanza x proveniente dalla regione i che si deposita nella cella j;

CL = carico critico dell'ecosistema e nella cella j.

Per il calcolo dei potenziali di acidificazione viene preso come riferimento il diossido di zolfo (SO₂) emesso in Svizzera:

$$AP_{x,i} = (dl / dE_{x,i}) / (dl / dE_{ref})$$

Con:

$dl / dE_{x,i}$ = variazione marginale del rischio relativo provocata dalla variazione marginale dell'emissione della sostanza x nella regione i;

dl / dE_{ref} = variazione marginale del rischio relativo provocata dalla variazione marginale dell'emissione di SO₂ in Svizzera.

L'indicatore dell'acidificazione risulta allora espresso in kg di SO₂ equivalenti emessi in Svizzera:

$$\text{acidificazione} = \sum_i AP_i \times m_i$$

con

AP_i = potenziale di acidificazione della sostanza i (kg SO₂ eq. Emessi in Svizzera x kg⁻¹);

m_i = massa di sostanza i rilasciata nell'atmosfera (kg).

Il modello permette di calcolare i potenziali con due modalità differenti: considerando le variazioni marginali del rischio relativo di tutte le aree analizzate, oppure considerando

solamente le variazioni marginali del rischio di quelle aree dove il carico critico è correntemente superato o lo sarà in futuro.

In quest'ultimo caso è evidente che i potenziali di acidificazione diventano dipendenti dalle stime delle emissioni attuali o future di inquinanti.

Oltre ai potenziali di acidificazione per ognuna delle 44 regioni europee considerate, il modello fornisce anche dei potenziali medi validi per tutta l'Europa, che vengono generalmente utilizzati nelle valutazioni del ciclo di vita, poiché spesso non è possibile, né desiderabile, identificare un'emissione con una determinata area. Nelle successive analisi vengono utilizzati i suddetti potenziali medi, calcolati considerando le variazioni marginali del rischio relativo di tutte le aree analizzate A&B.

Altri metodi per il calcolo dei potenziali di acidificazione trascurano le emissioni nelle aree non soggette al rischio dell'acidificazione, oppure pesano le emissioni sulla base della sensibilità ambientale delle aree in cui avvengono le emissioni. Questi metodi sono sicuramente meno rigorosi, in quanto non considerano il destino ambientale di sostanze spesso trasportate ad elevata distanza dalla fonte di emissione.

2.8.4. La categoria di impatto tossicità umana

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

La struttura generale che accomuna questi metodi può essere descritta da quattro aspetti principali (CML et al., 2001):

-destino: il tempo di permanenza di una certa sostanza in un comparto ambientale dipende dai meccanismi di degradazione e dai processi di trasporto (evaporazione, dilavamento, etc.);

-esposizione e assunzione: l'assunzione di una certa sostanza da parte di un organismo dipende dall'esposizione (quantità di sostanza disponibile per entrare nell'organismo), dal tipo di dieta, dall'assunzione di acqua e dal volume di aria respirato;

-effetti: esistono vari livelli di rischio correlati all'assunzione di una sostanza.

Il destino, l'esposizione e l'assunzione sono solitamente considerati insieme, all'interno di modelli matematici che suddividono l'ambiente in una serie di comparti e sottocomparti. I processi ambientali, come la degradazione, la sedimentazione e l'immobilizzazione, sono modellizzati tramite equazioni. Le sostanze sottoposte a tali processi sono poi trasferite all'uomo per mezzo delle vie respiratorie. Molti modelli

sono omogeneamente miscelati e stazionari, ossia calcolano le concentrazioni nei vari comparti ambientali come risultato di emissioni costanti nel tempo.

Gli effetti sono spesso basati su parametri tossicologici, come l'EC50 (concentrazione alla quale il 50% degli organismi mostra un qualche effetto correlato con la sostanza), il NOEC (la più alta concentrazione di tossico che non provoca effetti dannosi), l'ADI (massima assunzione giornaliera cumulativa di tutte le vie di esposizione), il NOAEL (dose giornaliera per la quale non si osservano effetti avversi).

Per questi modelli ambientali è fondamentale considerare che le sostanze immesse nell'ambiente, generalmente, non rimangono inalterate, ma vengono degradate in altri composti, che possono essere più o meno tossici rispetto alla sostanza di partenza. Inoltre questi composti non restano nel comparto in cui sono stati emessi, ma vengono trasportati in altri comparti per entrare successivamente in contatto con gli organismi viventi. E' quindi possibile suddividere i metodi per il calcolo dei potenziali in tre gruppi:

- 1-metodi nei quali la degradazione e il trasporto tra i comparti ambientali sono basati su semplici regole generali;

- 2-metodi nei quali la degradazione e il trasporto tra i comparti ambientali sono basati su modelli matematici;

- 3-metodi nei quali la degradazione e il trasporto tra i comparti ambientali sono basati su relazioni empiriche.

Seguendo le indicazioni della guida all'analisi del ciclo di vita pubblicata dalla Leiden University di Amsterdam (CML et al., 2001), nelle successive analisi sono utilizzati i potenziali di tossicità umana calcolati con il metodo basato sul modello matematico USES-LCA.

La struttura del modello USES-LCA è formata da sei moduli:

- 1-modulo di input: vengono inseriti i dati richiesti per le sostanze (solubilità, coefficiente di ripartizione k_{ow} , potenziale di degradazione, etc.);

- 2-modulo delle emissioni: vengono inseriti i fattori di emissione di svariati processi produttivi, sulla base delle proprietà e degli usi delle sostanze;

- 3-modulo di distribuzione: rappresenta il cuore vero e proprio del modello, nel quale viene modellizzato il destino ambientale delle sostanze.

L'ambiente è suddiviso in comparti omogenei e completamente miscelati, mentre i trasporti fra i comparti e le trasformazioni delle sostanze sono rappresentati da processi del primo ordine. Il modello è articolato su tre livelli: una scala regionale, una scala continentale e una scala globale suddivisa nella zona artica, nella zona temperata e nella zona tropicale. La scala regionale e quella continentale sono suddivise in sei comparti ambientali ciascuna: aria, fiumi, mari, suolo naturale, suolo agricolo e suolo industriale. Le tre zone climatiche della scala globale sono invece

suddivise in tre comparti ambientali ciascuna: aria, acqua e suolo. Le sostanze emesse non possono abbandonare il sistema considerato, infatti la scala globale è considerata un sistema chiuso;

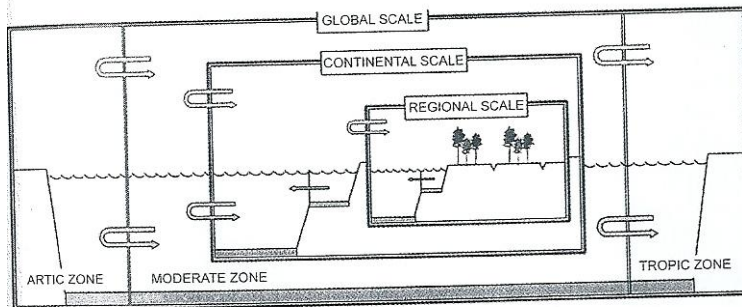


Figura 2.4.1: rappresentazione schematica dei comparti ambientali in USES-LCA

4-modulo di esposizione: viene stimata l'esposizione dell'uomo alle sostanze tossiche, attraverso l'ambiente e la catena alimentare, sulla base della concentrazione ambientale prevista (PEC, predicted environmental concentration);

5-modulo di valutazione degli effetti: una concentrazione sotto la quale è improbabile il verificarsi di un effetto dannoso (PNEC, predicted no effect concentration) viene calcolata per gli ecosistemi acquatici, gli ecosistemi terrestri, i predatori e microrganismi. Il PNEC è derivato da parametri ecotossicologici. Per ogni sostanza vengono quindi ricavati dei valori limite per l'uomo (HLV, human limit values);

6-modulo di caratterizzazione del rischio: i risultati dei moduli precedenti sono integrati in un rapporto di rischio (RCR, risk characterisation ratio), in cui l'esposizione ad una sostanza emessa è comparata con il valore limite specifico di tale sostanza per l'uomo:

$$RCR_{\text{human},x,s,e} = \sum_r PDI_{r,x,s,e} / HLV_{r,x}$$

Dove:

$RCR_{\text{human},x,s,e}$ = RCR per l'uomo di una sostanza x alla scala geografica s dopo l'emissione nel comparto ambientale e;

$PDI_{r,x,s,e}$ = assunzione giornaliera prevista (predicted daily intake) di una sostanza x attraverso la via di esposizione r alla scala geografica s dopo l'emissione nel comparto ambientale e;

$HLV_{r,x}$ = valore limite per l'uomo di una sostanza x attraverso la via di esposizione r.

Nel calcolo dei potenziali di tossicità umana, gli RCR di differenti scale geografiche vengono aggregati sulla base della popolazione esposta:

$$RCR_{x,e} = \sum_{c/s} RCR_{x,e,c/s} \times W_{c/s}$$

Con:

$RCR_{x,e}$ = RCR pesato di una sostanza x dopo l'emissione nel comparto ambientale e;

$RCR_{x,e,c/s}$ = RCR di una sostanza x nel comparto c o alla scala geografica s dopo l'emissione nel comparto ambientale e;

$W_{c/s}$ = fattore di peso del comparto c o della scala s.

Infine tutti i potenziali sono espressi in funzione della sostanza presa come riferimento (kg di 1,4 diclorobenzene equivalente):

$$HTP_{x,e} = RCR_{x,e} / RCR_{1,4-DCB,aria}$$

Con:

$HTP_{x,e}$ = potenziale di tossicità umana della sostanza x rilasciata nel comparto ambientale e;

$RCR_{x,e}$ = RCR pesato della sostanza x rilasciata nel comparto ambientale e;

$RCR_{1,4-DCB,aria}$ = RCR pesato della sostanza di riferimento (1,4 - diclorobenzene) rilasciata nel comparto ambientale aria alla scala continentale.

Si sottolinea come l'aggregazione dei rapporti di rischio non tiene conto della diversità degli effetti (dall'irritazione cutanea alla morte) causati dall'assunzione delle sostanze tossiche.

I potenziali di tossicità sono calcolati in riferimento alla scala continentale (identificata con l'Europa occidentale), giudicata la più adatta agli scopi della valutazione del ciclo di vita, i cui risultati devono essere il più possibile confrontabili e svincolati dalle particolarità locali e regionali. Inoltre è possibile scegliere l'orizzonte temporale sul quale calcolare i potenziali: in questo genere di studi viene solitamente adottato un orizzonte temporale infinito.

Con il modello USES-LCA sono stati calcolati i potenziali di tossicità umana relativi al rilascio di 181 differenti sostanze nei diversi comparti ambientali.

Nella tabella 2.14 sono riportati i potenziali utilizzati per le principali sostanze considerate nelle successive analisi (relativi all'emissione nel comparto ambientale aria).

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

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

con:

HTP_i = potenziale di tossicità umana della sostanza i (kg^{-1} DCB eq. $\times \text{kg}^{-1}$)

M_i = massa di sostanza i rilasciata nell'atmosfera (kg).

Si mette in evidenza che il PM_{10} riportato in tabella 2.14 è solitamente il particolato primario. Nelle successive analisi, invece, si considera anche il particolato secondario. La presenza di particolato fine in atmosfera è infatti diventata un elemento di grande criticità per la qualità dell'aria in numerose aree del territorio nazionale e europeo.

Gli interventi per il risanamento della qualità dell'aria si basano generalmente sull'individuazione delle sorgenti più rilevanti, in analogia a quanto avvenuto in passato per altri inquinanti quali l'anidride solforosa, il monossido di carbonio, il biossido di azoto e il benzene. Per il particolato atmosferico lo studio di strategie di controllo e riduzione incontra però maggiori difficoltà, a causa della presenza di una forte componente secondaria.

Per particolato atmosferico si intende infatti l'insieme di tutte le particelle sospese in atmosfera. Il particolato atmosferico viene poi suddiviso in particolato primario, emesso in atmosfera direttamente dalla sorgente, e in particolato secondario, che si forma in atmosfera da precursori gassosi.

Il particolato primario consiste principalmente in carbonio elementare, materiale crostale (ossidi di alluminio, silicio, calcio, ferro) e altro materiale fra cui aerosol organici primari, mentre il particolato secondario si forma in atmosfera attraverso processi fisico-chimici sia a partire da gas precursori organici (COV, a formare gli aerosol organici secondari), sia inorganici (ammoniaca, ossidi di azoto e ossidi di zolfo che si convertono in nitrato e solfato d'ammonio a formare gli aerosol inorganici).

Nei rapporti dell'Agenzia Europea per l'Ambiente sulla qualità dell'aria e gli indicatori ambientali l'andamento delle emissioni annue di particolato fine primario e secondario in Europa è stato espresso come somma di PM_{10} primario e di PM_{10} secondario, quest'ultimo calcolato da una somma pesata di emissioni di NO_x , SO_2 e NH_3 . L'emissione totale di PM_{10} è stimata quindi tramite la formula proposta da De Leeuw:

$$\text{PM}_{10} (\text{totale}) = \text{PM}_{10} (\text{primario}) + \text{NO}_x \times \text{AF}_{\text{NO}_x} + \text{SO}_2 \times \text{AF}_{\text{SO}_2} + \text{NH}_3 \times \text{AF}_{\text{NH}_3}$$

Dove AF_x (aerosol formation) è il coefficiente di formazione degli aerosol e corrisponde al prodotto della formazione della frazione dell'inquinante primario emesso che si converte in particolato in atmosfera (F_x) e di un fattore di correzione per passare

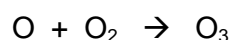
dalla massa del gas alla massa dell'inquinante secondario. Quest'ultimo fattore è il rapporto tra le masse molecolari dell'inquinante primario e secondario. Il fattore di conversione F_x da primario a secondario è minore di 1 dal momento che l'inquinante primario viene parzialmente rimosso per rimozione secca e/o umida. I coefficienti sono i risultati di una ricerca all'Università di Utrecht e sono stati utilizzati da De Leeuw relativamente alle emissioni europee negli anni 1980-1998.

Infine, come si nota dalla formula precedente, il particolato organico secondario non viene incluso nella sommatoria, in quanto risulta avere un coefficiente di formazione dell'aerosol eccessivamente basso (0,02%) e viene pertanto trascurato.

La procedura sopra riportata è stata quindi utilizzata in questo studio per il calcolo del particolato secondario. Questo viene poi sommato al particolato primario e conteggiato come pm_{10} nel calcolo dell'indicatore di tossicità umana, utilizzando il fattore di caratterizzazione riportato in tabella 2.14.

2.8.5. La categoria di impatto formazione fotochimica di ozono

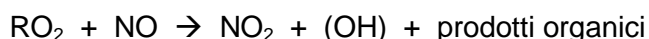
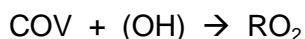
Lo smog fotochimico, fenomeno caratteristico delle ore diurne delle grandi aree urbane nel periodo estivo, è una complessa miscela di inquinanti atmosferici composta dall'ozono e da altre sostanze chimiche ossidanti (come il perossiacetilnitrato), dal diossido di azoto (NO_2) e dalle polveri sottili. Il componente più importante è appunto l'ozono, a causa delle sue conseguenze sulla salute umana e sugli ecosistemi naturali. L'ozono non viene emesso direttamente, ma si forma nella troposfera, sotto l'influenza della radiazione solare, a seguito di una serie di reazioni fotochimiche che coinvolgono i composti organici volatili (COV) e gli ossidi di azoto (NO_x). La particolarità di questi processi è che le sostanze che reagiscono per formare l'ozono possono anche distruggere o interagire con l'ozono stesso. Questa ambiguità rende molto difficile controllare la produzione di ozono. L'unico processo fotochimico in grado di produrre ozono nella troposfera è la fotolisi del diossido di azoto, seguita dalla reazione dell'atomo di ossigeno rilasciato con l'ossigeno atmosferico:



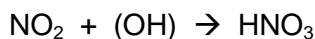
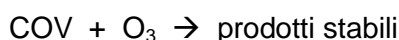
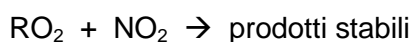
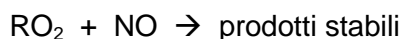
L'ozono risultante può tuttavia riconvertire l'ossido di azoto a diossido di azoto, andato distrutto nel processo:



La distruzione dell'ozono può però avvenire se l'ossido di azoto viene utilizzato in qualche altro processo: è il caso della foto-ossidazione dei COV catalizzata dall'ossido di azoto. Questo processo, consistente in migliaia di reazioni chimiche, generalmente inizia con la reazione dei COV con il radicale (OH), composto molto reattivo e instabile prodotto da varie reazioni coinvolgenti gli inquinanti normalmente di prodotti organici attraverso i radicali RO₂:



Altre reazioni coinvolte nel processo sono le seguenti:



Nei processi di distruzione dei COV all'interno delle grandi aree urbane la penultima reazione è meno importante della sestultima. La reazione che vede tra i suoi prodotti anche prodotti organici è di fondamentale importanza in quanto porta alla formazione di NO₂, l'unica specie che può consentire la formazione dell'ozono, e al reintegro dei radicali (OH) consumati dalla precedente. Una volta avviata quest'ultima l'ozono continuerà a essere prodotto dalla prima reazione finchè tutti i COV saranno stati consumati. Inoltre i prodotti organici della reazione che produce ozono sono molto simili ai COV quindi possono sostituirsi a questi quando esauriti. Allora la sequenza delle reazioni può essere interrotta dalla mancanza degli ossidi di azoto, consumati dalle reazioni successive. Da quanto detto, emerge come sia i COV che gli NO_x possono avere effetti negativi o positivi sulla formazione dell'ozono:

-mantenendo costanti gli NO_x e tutte le altre condizioni ambientali, l'aumento della concentrazione dei COV aumenta la produzione di ozono. Sopra una certa soglia, tuttavia, successive variazioni (aumento o diminuzione) della concentrazione di COV non modificano ulteriormente la produzione di ozono;

-mantenendo costanti i COV e tutte le altre condizioni ambientali, l'aumento della concentrazione degli NO_x aumenta la produzione di ozono. Sopra una certa soglia, tuttavia, un ulteriore aumento della concentrazione degli NO_x provoca la diminuzione dell'ozono, causata dagli effetti delle reazioni 3, 6 e 9. Combinando gli effetti dei COV e degli NO_x, si ottiene che per rapporti COV/NO_x maggiori di 10 la produzione di ozono è limitata dalla concentrazione degli NO_x, mentre è la concentrazione dei COV ad essere limitante se il rapporto COV / NO_x è minore di 8.

I fattori più importanti nei processi di formazione fotochimica dell'ozono sono costituiti dall'intensità della radiazione solare, dalla concentrazione atmosferica dei composti organici volatili e degli ossidi di azoto, dalla reattività dei composti organici volatili, dalla temperatura e dall'umidità.

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

$$POCP_i = (a_i / b_i) / a_{\text{etilene}} / b_{\text{etilene}}$$

Dove:

a_i = variazione della concentrazione di ozono causata dall'emissione della sostanza i;

b_i = emissione di sostanza i nell'intervallo di tempo considerato.

L'indicatore della formazione fotochimica di ozono è quindi espresso in kg di C₂H₄ equivalenti come:

$$\text{formazione fotochimica di ozono} = \sum_i POCP \times m_i$$

con:

POCP_i = potenziale di formazione fotochimica di ozono della sostanza i (kg C₂H₄ eq. x kg⁻¹);

m_i = massa di sostanza i rilasciata nell'atmosfera (kg).

I potenziali vengono ricavati dall'applicazione di un modello chimico molto dettagliato ad un modello di circolazione atmosferica, che simula le condizioni meteorologiche dell'Europa occidentale. Il presupposto fondamentale alla base del modello chimico MCM è che le reazioni chimiche associate alla formazione dell'ozono e degli altri inquinanti secondari possono essere ricostruite fedelmente, grazie agli studi compiuti nei laboratori sull'ossidazione degli idrocarburi. I risultati di questi modelli dipendono dalle concentrazioni iniziali degli inquinanti già presenti nell'atmosfera. Questo ha portato al calcolo dei potenziali di formazione fotochimica di ozono per due scenari differenti:

-uno scenario con concentrazioni di fondo di NO_x relativamente elevate in cui i COV sono limitanti alla formazione dell'ozono, tipico delle aree urbane dell'Europa occidentale;

-uno scenario con concentrazione di fondo di NO_x più bassa in cui la formazione dell'ozono è limitata dagli NO_x stessi, tipico delle regioni settentrionali dell'Europa.

E' importante rilevare come, nelle condizioni in cui la formazione dell'ozono è limitata dai COV, a causa delle alte concentrazioni di fondo di ossidi di azoto, la presenza di ulteriore NO emesso dalle fonti primarie porta alla distruzione delle molecole di ozono già formate. Nelle successive analisi sono stati utilizzati i potenziali calcolati per alte concentrazioni di fondo di NO_x . Sono però state effettuate due modifiche:

-i fattori di emissione reperibili per la maggior parte dei processi considerati nella fase di inventario riportano emissioni di generici composti organici volatili non metanici (COV NM). Poiché non è risultato possibile recuperare informazioni, anche indicative, sulla composizione di questi COV non metanici, si è scelto di utilizzare un potenziale medio fornito dalla prima guida all'analisi del ciclo di vita, pubblicata dalla Leiden University, senza quindi distinguere nel dettaglio le emissioni dei diversi composti organici volatili, dettaglio invece previsto secondo il modello CML originale;

-allo stesso modo, poiché i dati di cui si è in possesso relativi ai vari processi analizzati riguardano le emissioni di NO_x senza distinguere l'NO dall' NO_2 , si è parzialmente modificato il fattore di caratterizzazione di questi composti rispetto alla categoria originale del metodo CML, associato un potenziale di formazione fotochimica di ozono per gli NO_x pari al valore di $0,028 \text{ kg C}_2\text{H}_4 \times \text{kg}^{-1}$. In questo modo non compaiono più nel modello i singoli fattori di caratterizzazione di NO e NO_2 .

2.9.1 limiti della metodologia LCA

L'analisi del ciclo di vita permette di valutare le implicazioni energetiche e ambientali lungo tutto il ciclo di vita dei processi o attività considerati. Come tutti gli strumenti, però, anche l'analisi LCA presenta dei limiti che ne riducono l'applicabilità o comunque

che determinano la necessità di affiancare ad un'analisi di questo tipo altre tipologie di analisi. I limiti principali, che vengono qui di seguito descritti, sono associati ai seguenti aspetti:

1. base energetica;
2. perdita dell'informazione sito-specifica;
3. valutazione degli impatti a diverse scale;
4. considerazioni di carattere solo energetico/ambientale;
5. incertezza.

1. Base energetica – La LCA può essere considerata come l'evoluzione dell'analisi energetica. Tecnica che deve il suo nome al fatto che tratta i sistemi produttivi industriali da un punto di vista prettamente energetico con l'obiettivo di studiare le modalità di formazione dei consumi energetici e i criteri per la loro riduzione. La LCA ha in comune con l'analisi energetica l'obiettivo primario del risparmio di risorse energetiche, un obiettivo che risulta esteso a tutte le risorse naturali e integrato con quello della diminuzione dell'inquinamento. La base quindi del bilancio ambientale è proprio il bilancio energetico: ciò significa che nella valutazione vengono ben descritte e analizzate solo quelle attività che determinano un consumo o una produzione di energia. Questo spiega ad esempio la difficoltà nel valutare con la LCA il processo di compostaggio: vengono infatti conteggiati i consumi energetici del processo e i risparmi energetici dovuti alla sostituzione di torba e concimi che non implicano aspetti energetici, quali quelli di migliorare la struttura e la stabilità del suolo, aumentarne la permeabilità e la capacità drenante e incrementare la resistenza all'erosione, non vengono inclusi in questa analisi.

2. Perdita dell'informazione sito-specifica – La LCA non fa distinzione tra le emissioni avvenute in luoghi differenti. Tutte le emissioni relative ad un inquinante infatti vengono sommate e hanno come conseguenza la completa perdita dell'informazione spaziale. Il problema sta nel fatto gli impatti ambientali di molti inquinanti possono dipendere pesantemente da dove vengono emessi. Ad esempio, la sensibilità alle emissioni di SO₂ può essere più alta di migliaia di volte in Svezia rispetto alla Grecia. Data la sua incapacità nel gestire l'informazione spaziale, l'analisi LCA non dà informazioni adeguate per decidere la localizzazione di un impianto.

3. Valutazione degli impatti a diverse scale – Gli effetti dovuti alle sostanze nell'ambiente possono verificarsi nelle immediate vicinanze del punto di emissione, oppure possono avere una ricaduta su tutto il pianeta, fondamentalmente a seconda delle caratteristiche fisiche e chimiche dell'emissione che genera l'effetto stesso. Questi effetti ambientali possono quindi essere suddivisi in base alla scala di azione: globale, regionale o locale. Ad esempio, il riscaldamento globale, il consumo di risorse e l'assottigliamento della fascia di ozono sono effetti che si presentano a scala globale, l'acidificazione a scala regionale, la tossicità, la formazione fotochimica di ozono e l'eutrofizzazione si possono presentare a scala regionale o locale.
- E' opportuno evidenziare che in un'analisi LCA un eventuale giudizio di valore sul significato ambientale degli impatti può riguardare soltanto gli effetti globali, intendendo con tale attributo quelli che si manifestano a scala planetaria o regionale: questo sia per la natura cumulativa dei risultati delle elaborazioni effettuate, sia per la mancanza di un unico specifico istante a cui riferire i rilasci. Il peso globale di un determinato inquinante è infatti il risultato di tanti contributi, spesso provenienti da diverse aree geografiche della Terra, mentre gli output rilevati sono a loro volta riferiti a diversi periodi di tempo.
- Più nello specifico, nella LCA il calcolo degli indicatori finali risente in modo sensibile delle condizioni al contorno, ovvero delle ipotesi fatte, della qualità dei dati utilizzati e del grado di conoscenza scientifica dei fenomeni di trasmissione degli inquinanti e dei relativi impatti. Per quest'ultimo aspetto le maggiori incertezze risiedono nei fattori di caratterizzazione dei diversi reflui immessi nell'ambiente e solo il ricorso a valori la cui valenza scientifica è accertata permette di definire un indice oggettivo. Questa scientificità è insita nella buona conoscenza dei fenomeni che stanno alla base della dinamica degli inquinanti all'origine, ad esempio, del riscaldamento globale e degli effetti sull'ozono stratosferico. Per quanto riguarda altri fenomeni come l'eutrofizzazione, l'acidificazione e la tossicità deve essere considerato un ulteriore grado di incertezza legato al fatto che gli effetti associati a tali impatti si manifestano a scala regionale o locale. L'indice di impatto di acidificazione dovrebbe ad esempio considerare anche i fattori meteorologici, quali il livello delle precipitazioni o l'andamento delle correnti. Analogo discorso va fatto per la formazione fotochimica di ozono, dove le variabili locali assumono un'importanza ancor più rilevante in funzione della maggiore complessità del fenomeno dal punto di vista chimico (data anche la necessaria azione della luce solare e, ad esempio, delle polveri).

Di conseguenza, la significatività dei risultati diminuisce passando dagli effetti globali agli effetti a scala locale, dove i fattori temporali e spaziali delle emissioni hanno più rilevanza.

4. Considerazioni solo di carattere energetico/ambientale – La LCA si focalizza sugli aspetti energetici e ambientali del sistema analizzato, mentre non include altri aspetti come quelli economici e sociali. Di conseguenza, per avere una visione completa del sistema e prendere quindi una decisione in merito, i risultati forniti dalla LCA sono solo uno degli elementi che devono essere valutati: non è detto infatti che la migliore soluzione dal punto di vista economico e sociale, e non è detto che lo stesso beneficio ambientale non possa essere ottenuto con delle misure completamente diverse che interessino l'intera società. Ad esempio, un vantaggio analogo a quello derivante dal riciclo dei materiali potrebbe essere ottenuto con un miglioramento dell'efficienza dei trasporti, oppure con una politica di risparmio energetico. Quindi le considerazioni energetico/ambientali sono solo uno dei fattori che devono essere considerati nel decidere, ad esempio, la strategia di gestione dei rifiuti. Fattori geografici, economici, sociali e politici devono tutti essere analizzati per decidere quale sia la scelta migliore per la gestione dei rifiuti in un certo sito.
5. Disponibilità e qualità dei dati – Un'altra limitazione può risiedere nella disponibilità dei dati. In molti Paesi si stanno sviluppando delle banche dati anche se in pratica i dati sono spesso obsoleti, non confrontabili, o di qualità non nota. Inoltre sono molte volte riferiti a interi blocchi di attività e non suddivisi per i singoli sottoprocessi che li compongono. Quindi, nel mondo reale, coloro che fanno studi di LCA hanno a che fare con il problema dell'imprecisione e dell'incertezza dei dati, in particolare nell'analisi di inventario (EPA, 2000). E' fondamentale perciò, per la redazione dell'inventario, che la qualità dei dati sia ben controllata, in quanto è proprio su quest'ultima che si fonda la validità e l'attendibilità di tutto lo studio di LCA. Per quanto possibile, i dati da utilizzare nella fase di inventario devono essere raccolti direttamente sul campo, ossia devono essere dati primari. Infatti l'utilizzo delle banche dati (e quindi di dati secondari), pur semplificando di molto la ricerca delle informazioni, pone il problema dell'attendibilità della fonte e della correttezza dell'interpretazione.
6. Incertezza – Esistono differenti fonti di incertezza e variabilità all'interno di un'analisi LCA. La variabilità è connessa alle variazioni nel mondo reale, mentre

l'incertezza deriva da misurazioni imprecise, da mancanza di dati e da assunzioni modellistiche. Una classificazione della variabilità e dell'incertezza nella LCA è fornita da Huijbregts et al. E Notten e Petrie:

-variabilità spaziale: molti software e database di LCA utilizzano dati medi europei. L'utilizzo di tali dati è pratico, ma non tiene conto della variabilità spaziale dei parametri nella realtà;

-variabilità temporale: variazioni con il tempo, specialmente delle emissioni e delle caratteristiche tecniche dei processi, sono molto frequenti;

-variabilità per l'uso di differenti tecnologie: si possono avere differenze negli input e nelle emissioni all'interno di un sistema a causa dell'utilizzo di differenti tecnologie, ad esempio per la produzione dello stesso materiale;

-incertezza dei parametri empirici, che può essere causata da misurazioni imprecise, incomplete o obsolete o dall'assenza di misurazioni;

incertezza dei parametri del modello: variabili decisionali e parametri che definiscono lo stato operativo del sistema vengono scelti dal decisore. Tali oggetti non hanno un valore "vero", ma un valore "appropriato" che sta appunto al decisore scegliere;

-incertezza dovuta alle scelte: le scelte sono inevitabili nella LCA. Un tipico esempio di scelta è quello dell'unità funzionale e delle modalità di allocazione;

-incertezza del modello: questa incertezza è legata alla forma e struttura del modello in sé. Generalmente i modelli utilizzati nella LCA sono lineari.

Per limitare le conseguenze dell'incertezza e della variabilità innanzitutto è importante rendere le assunzioni tecniche e le scelte nei valori effettuate il più possibile trasparenti. Inoltre Heijungs e Kleijn hanno proposto approcci numerici per esplorare i dati utilizzati nella LCA, che si possono applicare a ciascuna fase della LCA o alla fine dello studio:

-analisi di sensibilità. Con lo scopo di capire quale sia l'influenza sui risultati delle più importanti assunzioni è vivamente consigliato effettuare un'analisi di sensibilità durante e alla fine della LCA. Il principio è semplice: si cambiano le assunzioni e si ricalcola la LCA. In questo modo si possono comprendere gli effetti delle assunzioni che sono state fatte e si potrà trovare che i risultati della LCA sono fortemente dipendenti da certe assunzioni. Questo non costituisce un problema: è sufficiente, ma anche necessario, che quando vengono esposte le conclusioni si dica anche con quali assunzioni queste sono valide. Si può anche concludere che non c'è una singola risposta in quanto i risultati si modificano in base alle assunzioni fatte;

-analisi delle perturbazioni. L'idea di base è che piccole perturbazioni dei parametri di input si propagano e determinano più piccole o più grandi deviazioni dei risultati finali. Questa analisi permette quindi di individuare quei parametri la cui variazione, anche se piccola, va ad influire notevolmente sui risultati, e quei parametri la cui variazione, anche se grande, risulta essere irrilevante. Di conseguenza questa analisi individua quei parametri i cui valori dovranno essere con maggiore precisione e accuratezza proprio per la loro influenza sui risultati finali;

-analisi dei contributi. Lo scopo di questa analisi è quello di disaggregare i risultati forniti dall'analisi di inventario o dalla fase di valutazione degli impatti in singoli contributi. In questo modo si possono individuare quegli elementi o processi che danno il più alto contributo ad una certa emissione o categoria di impatto. Le informazioni e i dati ad essi associati dovranno quindi essere raccolti con particolare accuratezza e precisione;

-analisi comparativa. Questa analisi consiste nel confrontare differenti alternative e nel mostrarne i risultati simultaneamente;

-analisi dell'incertezza. Molti parametri possono essere caratterizzati da incertezza, espressa tramite distribuzioni di probabilità. La propagazione di tale incertezza fino ai risultati finali può essere studiata tramite questa tipologia di analisi, utilizzando ad esempio il metodo delle simulazioni di Monte Carlo.

CAPITOLO 3

Produzione primaria e secondaria di alluminio: tecnologie e criticità

3.1.Introduzione

L'alluminio è il terzo elemento presente nella crosta terrestre per quantità, anche se è molto raro trovarlo in forma non combinata con altri elementi. L'estrazione di questo materiale dai minerali (soprattutto bauxite) divenne un'operazione economica solo nel 1886 con l'invenzione dell'elettrolisi di allumina disciolta in criolite che prese il nome di processo Hall Hèroult.

L'alluminio può essere applicato ad una varietà di campi, quali quello elettrico, edile meccanico e dei trasporti grazie alle caratteristiche che lo contraddistinguono quali la morbidezza, la leggerezza e la resistenza all'ossidazione. A quest'ultimo settore è destinato più di un quarto della produzione mondiale di questo materiale, che viene utilizzato per costruire vagoni ferroviari, imbarcazioni, aerei, automobili. Un altro ruolo molto importante è svolto dal mercato degli imballaggi. In particolare uno dei principali impieghi in questo settore è rappresentato dalla produzione di lattine per bevande, oltre alla produzione di scatolette e fogli per conservare gli alimenti, bombolette spray e chiusure per bottiglie e vasi.

I principali motivi che lo portano ad essere così utilizzato in uno spettro di impieghi molto vario sono da ricondurre alla versatilità dell'alluminio; oltre alle caratteristiche già elencate ricordiamo la totale barriera che oppone al passaggio della luce, dei raggi ultravioletti, del vapore acqueo, degli oli, dei grassi dell'ossigeno e dei microrganismi.

L'alluminio può essere riciclato al 100% per infinite volte senza perdere le sue originali caratteristiche. In Italia, Paese privo di miniere di bauxite e che ha sopperito alla mancanza di materia prima divenendo eccellente nell'industria del riciclo (è al terzo posto al mondo dopo USA e Giappone), il 72,8% dell'alluminio circolante proviene dal riciclo di imballaggi.

L'andamento produttivo di alluminio riciclato pone l'Italia al primo posto in Europa con oltre 806 mila tonnellate di rottami (non solo da imballaggi, ma anche da edilizia, arredo urbano, trasporto) trattati nelle fonderie nel 2010. «La produzione nazionale di alluminio è per l'80% riciclata e solo il 20% da prodotto primario. Siamo terzi al mondo, dopo Giappone e Stati Uniti. La raccolta fa risparmiare il 95% dell'energia rispetto alla produzione da materiale estrattivo. A livello economico riciclare non solo

crea occupazione ma è un'attività particolarmente importante nel nostro Paese, storicamente carente di materie prime, aggiunge il direttore generale del Cial. «E la tecnologia utilizzata oltre a quella per le piattaforme di recupero e gli impianti che separano la frazione secca da quella umida, dunque la buccia di banana dalla lattina del cittadino che non fa la differenziata, oggi ci permette di recuperare le scorie di incenerimento di alluminio dall'indifferenziata. Si tratta di un progetto sviluppato dal Politecnico di Milano».

3.2.La produzione di alluminio primario

L'alluminio primario viene prodotto a partire dalla bauxite, un materiale ricco di triidrati e monoidrati di alluminio, dai quali è poi estratta l'allumina o ossido di alluminio(Al_2O_3).

Le miniere di bauxite sono situate fondamentalmente nelle zone tropicali e subtropicali dl pianeta, cioè quelle zone in cui si combinano alte temperature e piogge insistenti.

La bauxite attualmente in commercio è per la maggior parte costituita da allumina monoidrata o bohemite, che contiene approssimativamente il 30% in peso dell'alluminio e si trova normalmente vicino alla superficie dei pascoli australiani, e quella triidrata o gibbsite che invece ne contiene all'incirca il 50% e che si trova principalmente a profondità più elevate e sotto le foreste vergini del Brasile. Elementi qualificanti della bauxite nel processo di produzione di allumina, sono il più alto contenuto di alluminio e il tipo di allumina-idrata in essa contenuto: è preferibile l'allumina triidrata perché , oltre a contenere una percentuale più alta di alluminio è anche più solubile rispetto alla forma monoidrato.

Le rese di produzione di alluminio dal processo primario sono basse: sono infatti richieste circa 2 tonnellate di bauxite per produrre una tonnellata di allumina, che a sua volta consente di ottenere circa mezza tonnellata del nostro materiale.

La produzione dell'alluminio primario prevede due fasi principali:

- la produzione di allumina dalla bauxite mediante processo Bayer;
- la produzione di alluminio da allumina mediante processo elettrolitico.

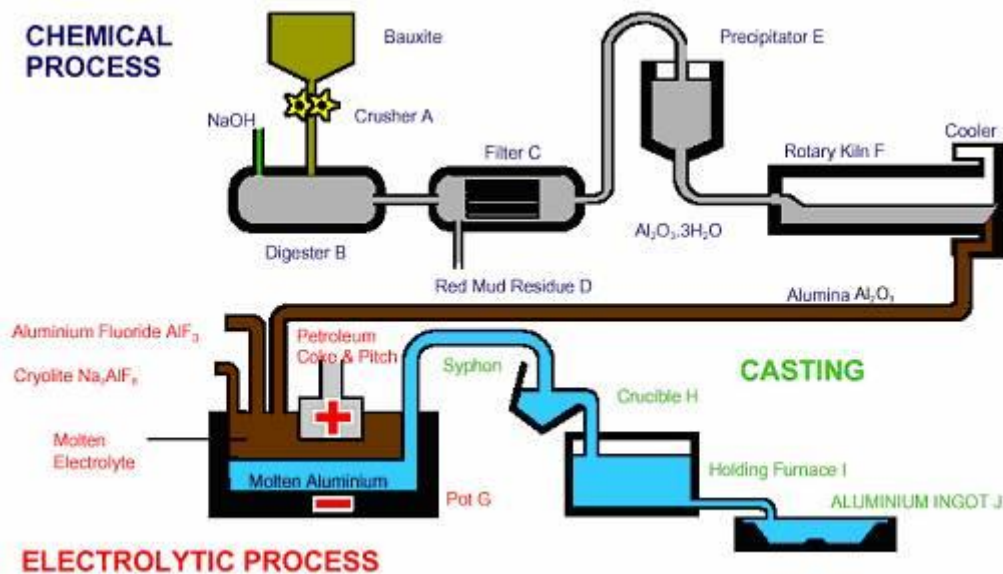


Figura 3.1: schema del processo di produzione dell'alluminio primario.

3.2.1. La produzione di allumina dalla bauxite mediante il processo Bayer

Il processo Bayer che permette di estrarre allumina dalla bauxite, consiste in una lisciviazione della bauxite a pressione e temperatura elevate, con soda caustica in soluzione, per estrarre l'allumina presente nella bauxite in forma idrata portandola in soluzione come alluminato di sodio nella liscivia di attacco.

La liscivia porta in sospensione anche i residui della bauxite rimasti disciolti, costituiti da una miscela di ossidi metallici (Al_2O_3 , Fe_2O_3 , TiO_2 , SiO_2 , CaO , Na_2O combinato e altri) che, una volta separati dal processo, vanno a costituire i residui di lavorazione chiamati "fanghi rossi", i quali vengono allocati in un apposito bacino di contenimento. La soluzione di alluminato di sodio, a valle della rimozione dei fanghi rossi, viene raffreddata e inviata in appositi serbatoi di precipitazione o cristallizzazione, dove viene aggiunto idrato di alluminio con la funzione di innesco germinativo. In questa fase l'alluminato di sodio si decompone, portando alla cristallizzazione di allumina idrata o idrato di alluminio ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$). Di questo una parte viene riciclata come un innesco per la reazione di cristallizzazione, l'altra viene invece inviata alle successive fasi di lavorazione per la produzione di allumina.

L'idrato destinato alla produzione di allumina viene filtrato, lavato e calcinato in forni a tamburo rotante o a letto fluido a temperature intorno ai $1000\text{-}1100^\circ\text{C}$ dove diventa allumina anidrata di elevata purezza ($99\% \text{Al}_2\text{O}_3$). L'allumina ha l'aspetto di un solido cristallino bianco e ha dimensione granulometrica pari a 90 micrometri.

Le maggiori differenze nei possibili processi sono relative alla fase di calcinazione- Si possono usare due tipi di forni:

-rotanti, in fase di sostituzione;

-a letto fluido, più recenti e molto più efficienti dal punto di vista termico, che permettono un migliore recupero della polvere di allumina.

Negli ultimi quindici anni, grazie all'introduzione di digestori ad alta pressione e calcinatori a letto fluido, si è riusciti quasi a dimezzare la richiesta energetica.

3.2.2. La produzione di alluminio da allumina mediante processo elettrolitico

La produzione di alluminio per via elettrolitica prevede i seguenti processi:

1. elettrolisi;
2. raffinazione in fonderia;
3. colata del metallo liquido.

1. Elettrolisi

L'elettrolisi prevede una riduzione elettrolitica dell'ossido di alluminio (allumina) che viene disciolto in un bagno fuso composto principalmente da criolite, ad una temperatura di circa 960°C.

Il processo avviene all'interno di celle elettrolitiche collegate in serie a un generatore di corrente continua. La corrente, in ogni cella, passa dall'anodo al catodo e attraverso barre conduttrici di collegamento, alla cella successiva. Le celle elettrolitiche sono costituite da anodi di carbone, ottenuti dalla raffinazione di coke di petrolio, sospesi a una barra conduttrice, all'interno di vasche rettangolari in acciaio con un rivestimento di mattoni refrattari e isolanti su cui è disposta una suola di grafite che funziona da catodo. Le celle contengono un elettrolita fuso, la criolite (Na_3AlF_6), nel quale avviene la dissoluzione dell'allumina e al quale vengono aggiunti additivi, il più comune dei quali è il fluoruro di alluminio (AlF_3), per mantenere la temperatura della cella intorno a valori accettabili (940-980°C). La corrente elettrica che attraversa il bagno fuso consente di mantenere la temperatura costante per effetto Joule.

L'allumina viene alimentata con regolarità al bagno, per mantenere la concentrazione necessaria e, a seguito dell'elettrolisi, da essa si produce alluminio liquido che si deposita sul catodo situato sul fondo della cella e che viene estratto periodicamente e trasferito in fonderia per essere raffinato e colato; inoltre si libera ossigeno che reagisce con l'anodo di carbone formando CO e CO₂, consumandolo e rendendone necessaria la periodica sostituzione.

Esistono due sistemi di celle, Soderberg e prebake, che si differenziano per la tipologia di anodo. Nel sistema Soderberg gli anodi sono formati da una pasta di carbone alimentata di continuo, che indurisce direttamente in cella elettrolitica: tale sistema costituisce una tecnologia molto impattante ed è quindi sempre meno usata a favore di tecniche migliori. In Europa, nel 2005, solo il 10% degli impianti utilizzava tale

tecnologia, Nelle celle Prebake invece gli anodi sono cotti in un impianto indipendente in modo da avere un blocco di carbonio da utilizzare come anodo e devono essere sostituiti quando sono completamente consumati. La produzione di anodi prebake è spesso un processo integrato con la produzione elettrolitica dell'alluminio e deve essere considerata al fine della valutazione degli impatti del processo elettrolitico. Tale tecnologia era utilizzata nel 2005 dal 90% degli impianti europei.

Il catodo non si consuma, ma si deteriora col tempo, così che a intervalli regolari deve essere sostituito. I residui della demolizione delle celle sono conosciuti come SPL(Spent Pot Linings).

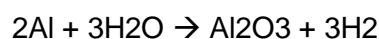
Le celle hanno solitamente un sistema di cappe di chiusura che consente di massimizzare l'aspirazione dei gas emessi durante il processo elettrolitico. Un sistema di aspirazione raccoglie i gas di processi per convogliarli ad un sistema di riferimento su allumina per rimuovere l'acido fluoridrico e residui di catrame. Tale sistema di abbattimento non è però particolarmente efficace per la rimozione del diossido di zolfo SO₂, per il quale deve essere previsto un trattamento apposito. L'allumina esausta viene recuperata mediante filtri a maniche e riciclata nelle celle.

L'intensità elettrica varia da 60.000 a più di 300.000 ampere.

2.Raffinazione in fonderia

Ultimata la fusione del rottame, il metallo allo stato liquido viene travasato nei forni di attesa dove, prima di essere inviato alla fase di colata, subisce una serie di trattamenti di affinamento.

Si procede innanzitutto alla rimozione delle impurità presenti, come gas idrogeno disciolto o magnesio, mediante degasaggio. Durante la permanenza allo stato liquido infatti, le leghe di alluminio si saturano di gas e in particolare di idrogeno, in quanto l'alluminio reagisce con l'acqua secondo la reazione:



L'umidità può derivare dall'atmosfera o dalle materie prime non sufficientemente essicate. La forte e repentina diminuzione di solubilità dell'idrogeno in prossimità della temperatura di solidificazione dell'alluminio, in presenza di elevati tenori di gas disciolto, determina la formazione di piccole bolle inglobate nella matrice metallica provocando un decadimento delle caratteristiche della lega. Per prevenire questo effetto, all'interno dei forni di raffinamento vengono eseguiti trattamenti di degasaggio mediante l'utilizzo di miscele contenenti cloro, argon e azoto. Il degasaggio con gas inerte(azoto) esercita, tramite gorgogliamento, una semplice azione di trascinamento

meccanico delle bollicine di idrogeno, mentre l'utilizzo di miscele contenenti cloro agisce chimicamente legandosi con l'idrogeno e producendo acido cloridrico: in questo caso, si rende necessaria la captazione e depurazione dei fumi acidi prodotti.

Inoltre, dato che il processo di raffinazione produce schiumature (residui ad alto contenuto di alluminio) si effettua la loro rimozione e invio al riciclo nella filiera dell'alluminio secondario.

Infine, si procede all'aggiunta di quantità predeterminate di alliganti quali silicio, rame, manganese per raggiungere la corretta composizione finale della lega desiderata.

3.Colata del metallo liquido

Concluse le operazioni di trattamento della lega all'interno del forno e raggiunta la temperatura idonea di colata, il metallo fuso viene trasferito dal forno di attesa all'impianto di colata mediante canali rivestiti di materiale refrattario. Durante il trasferimento del metallo è possibile eseguire ancora degasaggio finale e una filtrazione in linea mediante filtri ceramici.

I processi di colata possono essere distinti in:

- colata in lingottiera;
- colata continua;
- colata semicontinua(billette);
- colata in siviere pe il trasporto su strada allo stato liquido.

Nei primi tre casi il metallo fuso viene solidificato progressivamente mediante il raffreddamento della superficie esterna dello stampo, della ruota o del collare di colata, utilizzando l'acqua come fluido refrigerante. Nell'ultimo caso, invece, il metallo viene consegnato all'utilizzatore finale(fonderia a getti) allo stato fuso, all'interno di speciali siviere rivestite del materiale refrattario in grado di mantenere costante la temperatura del liquido anche per alcune ore. Il trasporto su strada di questo materiale è regolato da un'apposita normativa sul trasporto delle merci pericolose.

3.3.La produzione di alluminio secondario

Seguendo una progressione straordinaria negli ultimi decenni, nel 2005, circa il 48% di tutto l'alluminio grezzo prodotto in Europa occidentale è derivato da materiale recuperato e riciclato e addirittura in Italia la percentuale arriva al 77%, con andamento costantemente in crescita. Questo perché i vantaggi del riciclo sono notevoli. Innanzitutto, infatti l'alluminio secondario è equivalente al metallo primario ottenuto dal minerale, anche dopo numerosi ricicli di vita. Inoltre il riciclo consente:

- il recupero di materiale prezioso senza decadimento di qualità;

- risparmi dell'energia necessaria alla produzione di primario;
- riduzione delle emissioni di gas serra;
- riduzione delle attività estrattive;
- limitazione degli oneri di smaltimento.

Le materie prime secondarie utilizzate per la produzione di leghe di alluminio di riciclo si ottengono da rottami pre-consumo o "rottami nuovi", cioè gli scarti di lavorazione delle diverse fasi di produzione e di trasformazione di alluminio, normalmente puliti e di lega omogenea, e da rottami post-consumo o "rottami vecchi", ovvero beni giunti alla fine del loro ciclo di uso, provenienti dalla raccolta differenziata(imballaggi come lattine, bombolette, vaschette, scatolame o altri piccoli oggetti di uso domestico), o da operazioni di selezione e disassemblaggio, normalmente contenenti impurità e composti da leghe eterogenee. Entrambe le tipologie di rottame vengono raccolte e recuperate per essere avviate a riciclo in fonderia e dare vita a nuova materia prima, pronta per essere riutilizzata nei processi produttivi per realizzare nuovi manufatti e prodotti.

3.3.1. La raccolta degli imballaggi di alluminio

Una delle principali caratteristiche degli imballaggi e dei rifiuti di imballaggio in alluminio è di essere rispettivamente di destinazione e di provenienza domestica. Sono perciò comuni, o i gestori del servizio, ad avere un ruolo fondamentale nella gestione della raccolta differenziata di tali rifiuti. A fianco dei soggetti responsabili della raccolta, comuni e loro delegati, nel mercato in esame opera il Consorzio Imballaggi Alluminio, CiAl. CiAl favorisce l'attività di raccolta differenziata sia dal punto di vista economico, grazie al pagamento di un corrispettivo, sia dal punto di vista gestionale, grazie all'azione di supporto logistico e di comunicazione che svolge a favore dei convenzionati. Dato che la più diffusa modalità di raccolta differenziata è quella multimateriale(vetro. Plastica, metalli), in funzione della tipologia di raccolta differenziata implementata, i comuni possono rivolgersi a operatori privati che, non solo si occupano di raccolta, ma anche della selezione degli imballaggi di alluminio e del loro successivo conferimento presso le fonderie. Al fine di sviluppare la raccolta differenziata CiAl sostiene inoltre il canale del no-profit e ha stretto stabili rapporti con associazioni di volontariato che operano nelle province di Aosta, Brescia, Bergamo, Varese, Como e Milano e che forniscono servizi di raccolta di imballaggi e rifiuti di imballaggio in alluminio principalmente da utenze commerciali.

Gli imballaggi di alluminio sono generalmente raccolti insieme ad altre tipologie di imballaggi. Anche per il 2007, infatti, risulta confermata la prevalenza a livello nazionale della modalità multi-materiale di raccolta differenziata dei rifiuti di imballaggio di alluminio. La raccolta mono-materiale risulterebbe economicamente e quantitativamente non conveniente, in considerazione della modesta quantità di rifiuti captabili e del loro basso peso specifico. Nel Dicembre 2007, infatti, risultavano monitorate le tipologie di raccolta degli imballaggi in alluminio riferite a oltre 34 milioni di abitanti serviti. L'elaborazione dei dati ha mostrato che il 42% di questi 34 milioni di abitanti, effettuavano una raccolta degli imballaggi in alluminio tramite una raccolta multi-pesante(imballaggi di alluminio, vetro, e plastica), il 32% tramite una raccolta multi-leggero(imballaggi in alluminio, acciaio e plastica), il 16% tramite una raccolta vetro +metalli e il restante 10% tramite una raccolta dei soli metalli.

L'alluminio viene poi separato dagli altri materiali nelle piattaforme di selezione utilizzando prevalentemente i separatori ECS(Eddy Current Separator), basati sul principio delle correnti indotte generate da un campo magnetico alternato, rotante e a elevata frequenza(350-1000Hz). La separazione dei materiali ferrosi, tra cui anche l'alluminio, avviene per repulsione: quando si trovano sopra il rotore magnetico, essi vengono lanciati con forza proporzionale al rapporto tra la conducibilità elettrica e il loro peso specifico. Maggiore è il valore di questo rapporto, cioè maggiore è la conducibilità a parità di peso specifico, maggiore è la forza esercitata e quindi più ampio è il salto del metallo espulso. I metalli non ferrosi di uso comune con il valore più elevato sono: alluminio(13,1), magnesio(13), rame(6,6), argento(6,5), zinco(2,5), stagno(1,2) e piombo(0,45).

Si può osservare come la maggiore quantità di alluminio sia raccolta all'interno dei cassonetti specifici per metalli(15-20%) e come la raccolta differenziata dell'alluminio risenta invece della commistione con altri materiali.

L'obiettivo di massimizzare i quantitativi di raccolta di rifiuti di imballaggio in alluminio è stato perseguito attraverso la definizione di una serie di accordi di programma. In primo luogo, l'Accordo Quadro ANCI-CONAI per lo sviluppo della raccolta differenziata siglato nel Luglio 1999, che include uno specifico allegato sull'alluminio. Inoltre il CiAI ha sottoscritto il 20 Giugno 2001, sempre nell'ambito ANCI-CONAI, un protocollo di intesa riguardante il recupero dei rifiuti di tappi e capsule in alluminio, impegnandosi a ritirare il materiale raccolto e a versare un corrispettivo variabile in funzione della presenza di frazioni estranee(tabella). Ancora, sempre nell'ottica di migliorare i livelli di raccolta, CiAI si impegna al ritiro, e successiva selezione e avvio a recupero, di frazioni di alluminio combusto rese disponibili a valle degli impianti di termovalorizzazione. Anche in questo caso è previsto il versamento di un corrispettivo

variabile in funzione della presenza di frazioni estranee. Per quanto concerne le caratteristiche del sistema dei prezzi, il materiale raccolto viene ceduto a fronte di un corrispettivo che fa riferimento all'Accordo Quadro ANCI-CONAI. Più precisamente CiAI si fa carico del pagamento di un contributo a copertura del maggior costo di servizio della raccolta degli imballaggi in alluminio. L'importo varia in funzione della tipologia e della qualità.

3.3.2. Il riciclo dell'alluminio

I rottami di alluminio avviati a riciclo possono essere distinti in due categorie:

i rottami pre-consumo, ovvero gli scarti da lavorazione industriale e i rottami post-consumo ovvero i rifiuti. I primi sono rappresentati dal materiale di scarto proveniente dai processi di produzione e lavorazione dell'alluminio e delle sue leghe. Tali scarti derivano e sono reimmessi direttamente e completamente nel processo produttivo delle fonderie che trattano alluminio. I rottami post-consumo, invece, sono rappresentati da tutti i prodotti a fine vita, non solo imballaggi, che rientrano all'interno dei processi di raccolta descritti precedentemente. Indipendentemente dalla provenienza del rifiuto, uno dei vantaggi principali di questo materiale è la possibilità di essere riciclato un numero infinito di volte senza che perda le proprie caratteristiche. In certi casi, prima di essere avviato nelle apposite fonderie, l'alluminio deve essere sottoposto a un preliminare processo di selezione che consente di eliminare le impurità presenti. Tali impurità possono essere tanto componenti organiche, quanto altri materiali. Ancora, l'alluminio utilizzato per produrre imballaggi è molto spesso verniciato o accoppiato, ad esempio, con carta o plastica. Questa condizione aumenta la complessità delle operazioni di trattamento funzionali al reimpiego.

I rottami vengono portati alle fonderie, dove, dopo un controllo sulla qualità del materiale, vengono pre-trattati a circa 500°C per essere liberati da eventuali sostanze estranee (ad esempio per l'eliminazione della vernice dalle latte). La fusione avviene poi in forno alla temperatura di 800°C, fino ad ottenere alluminio liquido che viene trasformato in lingotti, generalmente basati sulla famiglia di leghe alluminio-silicio, a cui si aggiungono altri metalli quali il rame e il magnesio. L'alluminio recuperato, di qualità identica a quello originale, viene impiegato in edilizia, meccanica e casalinghi, oltre che nel settore degli imballaggi.

Più nello specifico, le fasi principali della produzione di alluminio da materie prime secondarie sono:

1. pretrattamenti;
2. fusione in forni salini;

3. raffinazione;
4. colata;
5. recupero e trattamento delle scorie saline.

Le tecnologie applicate nelle fasi di raffinazione e colata sono identiche a quelle utilizzate per la produzione di alluminio primario, e di conseguenza non verranno nuovamente trattate. I pretrattamenti, la fusione, il recupero e il trattamento delle scorie saline sono invece processi specifici e li descriviamo qui di seguito.

1. Pretrattamenti

Prima della fusione i rottami vengono normalmente pretrattati per rimuovere o eliminare i contaminanti e le impurità presenti. I trattamenti comunemente effettuati sul rottame sono:

- frantumazione;
- selezione;
- deverniciatura e delaccaggio;
- compattazione;
- preriscaldamento.

2. Fusione in forni salini

Per la fusione dei rottami è possibile utilizzare forni differenti in funzione della materia prima alimentata e della necessità, ad esempio, di utilizzare flussanti salini.

Se il rottame disponibile presenta caratteristiche intrinseche eterogenee vengono utilizzati forni di tipo rotativo salino, composti da un cilindro rotante, nel quale viene alimentato il metallo, riscaldato dall'esterno mediante bruciatori. All'interno del forno, oltre al rottame viene alimentato un fondente, in genere cloruro di sodio che, fondendo a una temperatura poco più bassa rispetto all'alluminio, forma una crosta detta salt cake che circonda il fuso di alluminio impedendo che questo entri in contatto con l'aria e che si ossidi; inoltre ingloba al suo interno gli ossidi di alluminio presenti e altri sottoprodotti che si formano nel corso del processo di fusione, come solfuri e nitruri di alluminio. La quantità di sale da aggiungere dipende dalla resa di fusione.

Una riduzione di flussante nella fase di fusione può essere ottenuta pretrattando il rottame e aumentandone il contenuto metallico, oppure utilizzando forni rotativi ad asse inclinato. Nel caso siano disponibili rottami con elevato grado di purezza e di determinate dimensioni, possono essere utilizzati forni a riverbero eventualmente attrezzati con sistemi di pompaggio o di rimescolamento del metallo e nei quali non è necessario l'utilizzo delle scorie saline.

3. Recupero e trattamento delle scorie saline

La miscela salina esausta evacuata a fine ciclo dai forni di fusione, viene raffreddata lentamente in grossi contenitori metallici; i blocchi di scoria subiscono una prima frantumazione grossolana, per poi essere inviati all'impianto di macinazione che rappresenta il primo stadio del processo di recupero. Nell'impianto di macinazione la scoria viene macinata finemente e durante questa fase viene recuperata, mediante vagliatura o utilizzando i sistemi di separazione a induzione magnetica, la frazione di alluminio metallico (circa 10%) inglobata nella scoria.

Mentre l'alluminio metallico può essere recuperato direttamente nei forni di fusione, le polveri fini di sali e ossidi di alluminio vengono avviate al secondo stadio del processo di recupero. Mediante la dissoluzione in acqua delle polveri fini viene effettuata la separazione della frazione solubile (miscela salina) da quella insolubile; questa è costituita da ossidi metallici, principalmente Al_2O_3 , e, previa decantazione, viene filtrata e lavata con acqua fino a ottenere un prodotto idoneo al recupero. Salamoia viene invece filtrata e sottoposta al processo di evaporazione e cristallizzazione da cui vengono recuperati i cristalli dei sali originari.

La miscela salina quindi riutilizzata nel processo di fusione, mentre l'acqua di condensa che proviene dall'evaporazione della salamoia, viene riciclata interamente al processo nelle fasi di dissoluzione delle polveri e di lavaggio degli ossidi.

L'impianto di riciclo delle scorie saline può risultare anche idoneo per il riciclaggio delle polveri di abbattimento dei fumi trattate con bicarbonato di sodio, e dei materiali refrattari derivanti dalla manutenzione periodica dei forni di fusione.

Tra i principali effetti benefici sull'ambiente del recupero delle scorie saline si possono citare:

- la riduzione del quantitativo di rifiuti avviati allo smaltimento in discarica;
- il risparmio delle risorse mediante il riutilizzo selettivo dei componenti (alluminio e miscela salina recuperati nel processo di fusione originario, ossidi d'alluminio avviati al recupero).

3.4. Gli aspetti critici nel riciclo dell'alluminio

Uno degli aspetti critici del riciclo dell'alluminio è associato all'utilizzo di trattamenti termici ad alte temperature (la fusione dei rottami) che possono comportare problemi ambientali per la produzione di emissioni inquinanti in aria.

A questo proposito dall'analisi dei risultati ottenuti dallo studio di ENEA et al. (2002), la produzione complessiva di POPs (emissioni in atmosfera e nelle polveri) appare più limitata negli impianti che utilizzano rottame maggiormente selezionato: ad esempio,

per l'alluminio secondario, i valori più bassi sono stati riscontrati da attività di rifusione che, per loro natura, trattano rottame particolarmente pulito.

Non esistono comunque altre significative problematiche connesse al riciclo dell'alluminio. Inoltre si sottolinea che l'alluminio recuperato è di qualità identica a quello originale.

3.5.Gli utilizzi dell'alluminio secondario

L'alluminio secondario è prodotto da fonderie dedicate. Successivamente è utilizzato nel settore dei trasporti(ad esempio, auto, radiatori, componenti e accessori, cerchioni per auto e moto); nel settore dell'edilizia(ad esempio, radiatori, porte, finestre, maniglie e altri accessori); per la produzione di beni durevoli(ad esempio, caffetterie).

I produttori di alluminio sono le fonderie che utilizzano la materia prima vergine e/o secondaria per la produzione di lingotti o, in alcuni casi, direttamente semilavorati.

In Italia le più importanti fonderie aderiscono ad ASSOMET, Associazione nazionale degli imprenditori della metallurgia non ferrosa. Tra i produttori che aderiscono ad ASSOMET 120 trattano alluminio. E' stato possibile classificarli in funzione del tipo di lavorazione e del tipo di prodotto, come riportato in tabella.

Area Geografica	Getti		Grezzo		Semilavorati		Trattamenti		Prodotti finiti		Totale	
	N.	%	N.	%	N.	%	N.	%	N.	%	N.	%
Nord	55	52,9	18	17,3	18	17,3	6	5,8	7	6,7	104	81,9
Centro	10	50	5	5	5	25	1	5	3	15	20	15,8
Sud	0	-	2	66,7	0	-	0	-	1	33,3	3	2,3
Totale	65	51,2	21	16,5	23	18,1	7	5,5	11	8,7	127	100

Tabella 3.1: Produttori di alluminio associati a ASSOMET.

ASSOMET, infatti, individua cinque tipi di lavorazioni dell'alluminio: getti, grezzo, semilavorati, trattamenti e prodotti finiti. Per ciascuna tipologia di lavorazione, sono previsti i seguenti prodotti:

-per i getti: colati in cera persa, colati in conchiglia, colati in sabbia, pressocolati, stampaggi;

-per il grezzo: primario leghe madri, primario vergella uso elettrico, primario vergella uso meccanico, primario billette, primario pani, primario pani di leghe per fonderie, primario placche, secondario billette, secondario pani per fonderie, secondario placche, secondario per acciaieria;

-per i semilavorati: barre, dischi, fili e corde, lastre e nastri, profilati, sistemi per l'edilizia, tubi;

-per i trattamenti: ossidazione anodica e verniciatura, recupero imballaggi;

-per i prodotti finiti: custodie condensatori elettricit , custodie filtri condizionamento per auto, foglio sottile, leghe madri, pannelli solari, pentole professionali, polveri, tubetti e bombole per imballaggio, vasche filtri benzina per auto, vasche filtri gasolio per auto.

Il processo svolto nelle fonderie che trattano alluminio secondario consiste inizialmente nella fusione dei rottami, al fine di eliminare qualsiasi tipo di impurit . Successivamente si passa alla fase di centrifugazione, asciugatura e selezione mediante magnete per rimuovere eventuali residui ferrosi ancora presenti nonch  alla rimozione di olii e grassi. La fase di fusione vera e propria e la formazione di lingotti, pani, placche e billette conclude il processo.

I principali commercianti di metalli non ferrosi operanti in Italia aderiscono ad ASSOFERMET (Associazione nazionale dei commercianti in ferro e acciai, metalli non ferrosi, rottami ferrosi, ferramenta e affini) che   l'organizzazione nazionale di categoria aderente a Confcommercio. Gli operatori che commercializzano alluminio industriale, semilavorati in alluminio o entrambi sono 54, di cui poco pi  dell' 80% opera nel Nord, l'11% al Centro e il 7% al Sud.

CAPITOLO 4

L'attività di riciclo di alluminio valutata con la metodologia LCA: analisi di inventario

4.1.Introduzione

Mentre nel capitolo precedente è stata fornita una descrizione principalmente qualitativa dei processi di produzione da materia vergine (produzione primaria) e da materiali di recupero (produzione secondaria), in questo capitolo si affrontano gli stessi processi dal punto di vista quantitativo. In particolare vengono forniti i dati relativi al bilancio di materia, ai consumi energetici e alle sostanze inquinanti in atmosfera. Per quanto riguarda le emissioni in aria vengono mostrate le sole emissioni dirette, ossia quelle prodotte dal sistema studiato, e non vengono invece mostrate le emissioni indirette, cioè quelle associate alla produzione di energia del sistema.

Tutti i dati riportati sono quelli che sono stati inseriti all'interno del software di LCA, utilizzato con l'obiettivo di effettuare l'analisi del ciclo di vita delle attività di riciclo dei sei materiali considerati. Questo significa calcolare gli impatti associati alle attività di riciclo, a cui vengono poi sottratti gli impatti alla corrispondente produzione primaria che può essere evitata grazie proprio alla produzione di quel certo prodotto a partire da materiale di recupero.

Per ogni materiale è stato quindi costruito all'interno del software un modulo che descrive l'attività di riciclo e che include anche il cosiddetto prodotto evitato. Successivamente è stata effettuata l'analisi utilizzando i due metodi di caratterizzazione CED e CML 2001 adattato. I risultati sono riportati nel capitolo successivo, per l'intera attività di riciclo ma anche per le produzioni primaria e secondaria tenute distinte.

Strutturazione dei moduli LCA: nel caso dell'alluminio ci si ferma, sia nel caso della produzione primaria, che nel caso di quella secondaria, alla produzione di lingotti. Questo significa che nelle successive analisi si valuteranno gli impatti per la produzione di 1t di lingotti di alluminio a partire da rottami, a cui si sottrarranno gli impatti per la produzione di 1t di lingotti di alluminio a partire dalle materie prime vergini (ossia dalla bauxite). Si sottolinea che per produrre 1t di alluminio dai rottami è necessario avere a disposizione più di 1t di rottami, a causa delle perdite di materiale che si hanno nei processi di selezione (ossia di preparazione del rottame al recupero) e nell'attività di recupero vero e proprio. Ciò significa che l'efficienza dell'intera attività di

riciclo è connesso all'efficienza della fase di selezione e della successiva fase di recupero.

Elenchiamo brevemente i moduli per l'analisi della produzione primaria e secondaria.

Produzione primaria: aggiornati, per quanto riguarda il consumo di materie prime, elettricità e combustibili, le emissioni in aria e acqua e la produzione di rifiuti solidi i sottomoduli di: estrazioni di bauxite, produzione di allumina ossia produzione di idrossido di alluminio e produzione di ossido di alluminio, produzione dell'anodo, produzione di alluminio tramite elettrolisi, produzione di energia elettrica usata nell'elettrolisi.

Produzione secondaria: modificato il riferimento del forno, modificati i consumi energetici sia della fase fusoria che della fase di pretrattamento, modificate le emissioni in aria sia della fase fusoria che della fase di pirolisi, modificati i quantitativi a smaltimento sia nella fase di preparazione del rottame che nella fase della fusione.

4.2.Dati per l'analisi del processo di produzione primaria di alluminio

La produzione di alluminio primario è stata modellizzata utilizzando come base di partenza il modulo Aluminium, primary, at plant/RER del database Ecoinvent che descrive la produzione primaria di lingotti di alluminio. La fonte principale dei dati presenti in tale modulo e in quelli da esso richiamati è lo studio dell'EAA del 2000 che fa riferimento alla situazione europea nel 1998. Essendo stato pubblicato nell'Aprile del 2008 il nuovo report dell'EAA fa riferimento alla situazione europea nel 2005, dunque sono stati in questo studio aggiornati il modulo suddetto e i principali moduli da esso richiamati nello specifico:

- l'estrazione di bauxite(dati aggiornati: consumo di materie prime, elettricità e combustibili, emissioni in aria e acqua);
- la produzione di allumina e quindi sia la produzione di idrossido di alluminio che la produzione di ossido di alluminio(dati aggiornati: consumo di materie prime, elettricità e combustibili, emissioni in aria e in acqua, produzione di rifiuti solidi);
- la produzione dell'anodo(dati aggiornati: consumo di materie prime, elettricità, emissioni in aria e in acqua, produzione di rifiuti solidi);
- la produzione di alluminio tramite elettrolisi(dati aggiornati: consumo di materie prime e elettricità, emissioni in aria e in acqua, produzione di rifiuti solidi);
- la produzione di energia elettrica usata nell'elettrolisi(mix di fonti energetiche).

Durante la produzione primaria è principalmente la fase di elettrolisi responsabile di emissioni dirette, in particolare in atmosfera, riportate in dettaglio in tabella:

-Fattori di emissione per i principali inquinanti atmosferici nella produzione di alluminio primario e secondario riferiti a 1t di alluminio prodotto.

Inquinanti per 1t di Al prodotto	Alluminio	
	Primario	Secondario
Polveri (g)	2740	21,3
Polveri PM ₁₀ (g)	2740	12,9
Anidride solforosa(g)	8200	57,4
Monossido di carbonio(kg)	91,7	1039
Composti organici volatili(g)	24500	356
Anidride carbonica fossile(kg)	1975	240
Zinco(mg)	-	3589

Tabella 4.1: Fattori di emissione per i principali inquinanti atmosferici nella produzione di alluminio primario e secondario riferiti a 1t di alluminio prodotto.

La fonte principale dei dati è lo studio dell'EAA. Per gli inquinanti di cui l'EAA non riporta alcun valore, si sono utilizzate altre fonti bibliografiche quali lo studio di Diaz e Warith (2006), il documento dell'IPPC sulle migliori tecniche disponibili e il database Ecoinvent. Il documento IPPC riporta valori di emissioni diverse a seconda che venga utilizzata la tecnologia Prebake o la tecnologia Soderberg. Dato che lo studio dell'EAA riporta che in Europa al 2005 il 90% degli impianti utilizzava la tecnologia Prebake e solo il 10% quella Soderberg, si è calcolato il valore per il mix 90% Prebake e 10% Soderberg utilizzando valori medi di ciascuna tecnologia.

4.3.1 dati per l'analisi del processo di produzione secondaria di alluminio

L'alluminio raccolto per via differenziata viene utilizzato per la produzione di lingotti per la rifusione in fonderie dedicate. Solitamente nello stesso sito produttivo giungono sia rottami nuovi, come residui della lavorazione meccanica di manufatti di alluminio, sfridi da tornire e imballaggi difettosi, sia rottami post consumo provenienti da raccolta differenziata urbana, costituiti per la maggior parte da imballaggi usati.

Limitando lo studio a questi ultimi, lo schema impiantistico prevede una fase di selezione composta da un trattamento di pirolisi, preceduto e seguito da una separazione magnetica, e dalla fase di fusione in un forno rotativo salino. Al termine della fase fusoria l'alluminio presente nelle scorie saline viene recuperato attraverso una frantumazione e una vagliatura delle stesse e rimandato in testa all'impianto, mentre l'ossido di alluminio viene inertizzato e inviato ai cementifici.

La produzione di alluminio secondaria è stata modellizzata utilizzando come base di partenza il modulo Ecoinvent Aluminium, secondary, from old scrap, at plant/RER al quale sono state apportate varie modifiche, come anticipato precedentemente.

Per quanto riguarda il bilancio di materia, si è assunto che:

-l'efficienza del pretrattamento(comprendendo anche il forno pirolitico) vari tra l'85%, nel caso di provenienza da raccolta multi-materiale, e il 95% (CiAI,2005: dato riferito alla raccolta in isole ecologiche);

-l'efficienza della fase di recupero vero e proprio in fonderia sia pari all'83,5% (media degli impianti esaminati)

I dati di consumo energetico e di emissioni sono stati in parte forniti dal gestore dell'impianto analizzato, in parte acquistati tramite comunicazioni con il personale del CiAI e in parte dalla letteratura nel database Ecoinvent.

Durante la produzione secondaria, il forno pirolitico utilizzato nella preparazione del rottame e il forno di fusione originano emissioni inquinanti, per i cui valori si sono utilizzati dati forniti da un impianto preso a riferimento, dati presenti nel database Ecoinvent e dati dello studio effettuato da ENEA et al.(2002). Nella tabella che qui propongo sono riportati i valori assunti per le emissioni, compreso quello relativo alla CO₂ calcolato a partire dal consumo di metano. Si specifica che per le emissioni di polveri totali e di PM₁₀, per le quali le due fonti a disposizione(impianto preso a riferimento ed Ecoinvent) fornivano dati molto diversi per le due fasi di selezione e di fusione, ma simili per quel che riguarda la produzione secondaria complessiva, si è scelto di calcolare la media tra i valori globali e di ripartire equamente il contributo tra le due fasi.

Pirólisi e fusione					
Inquinanti per t di alluminio prodotto	Pirólisi	Nota	Forno salino	Nota	Totale
Ammoniaca (g)	1,637	Media impianto esaminato	17,84	Media impianto esaminato	19,5
Diossine/furani ($\mu\text{g I-TEQ}$)	0,315	ENEA et al. (2002)	68,00	ENEA et al. (2002)	68,3
Policlorobifenili (mg)	0,245	ENEA et al. (2002)	7,50	ENEA et al. (2002)	7,7
Idrocarburi policiclici aromatici (mg)	0,430	ENEA et al. (2002)	189,00	ENEA et al. (2002)	189,4
Esaclorobenzene (mg)	4,380	ENEA et al. (2002)	8,50	ENEA et al. (2002)	12,9
Cloro (g)	-	-	0,49	Ecoinvent	0,5
Fosforo (g)	-	-	0,52	Ecoinvent	0,5
Metano (kg)	0,173	Impianto esaminato	0,0575	Impianto esaminato	0,2
Rame (mg)	1,934	Impianto esaminato	10,46	Impianto esaminato	12,4
Stagno (mg)	0,967	Impianto esaminato	10,46	Impianto esaminato	11,4
Zinco (mg)	11,607	Impianto esaminato	3577,85	Impianto esaminato	3589,5
Manganese (mg)	3,869	Impianto esaminato	20,92	Impianto esaminato	24,8
Vanadio (mg)	0,967	Impianto esaminato	10,46	Impianto esaminato	11,4
Nichel (mg)	1,934	Impianto esaminato	10,46	Impianto esaminato	12,4
Cromo vi (mg)	1,934	Impianto esaminato	20,92	Impianto esaminato	22,9
Cobalto (mg)	0,967	Impianto esaminato	10,46	Impianto esaminato	11,4

* Calcolato a partire dal consumo di metano.

Tabella 4.2: Riassunto dei fattori di emissione associati alla produzione secondaria di alluminio

Anche se le tecnologie utilizzate nella produzione primaria e quelle utilizzate nella produzione secondaria sono decisamente diverse, la tabella dei fattori di emissione per i principali inquinanti atmosferici, permette un confronto tra le emissioni che si producono durante la fase di elettrolisi (produzione primaria) e quelle che si producono durante la fase di pirólisi (produzione secondaria).

Si può notare che, per quanto riguarda la produzione primaria, nella fase di elettrolisi si hanno elevate emissioni di CO₂ e di IPA(idrocarburi policiclici aromatici). La produzione secondaria è invece caratterizzata dall'emissione di metalli pesanti derivanti dal fatto che una quota dei metalli presenti nel rottame finisce inevitabilmente nei fumi di processo. Per quel che riguarda gli inquinanti comuni ad entrambe le produzioni, si può dire che quella primaria è sempre più inquinante di quella secondaria, eccetto che per il monossido di carbonio e per alcune sostanze che nella produzione primaria non vengono emesse come l'antimonio, il cadmio, i cloruri, delle diossine, vanadio e cromo vi.

CAPITOLO 5

L'attività di riciclo valutata con la metodologia

LCA: risultati

5.1.Introduzione

In questo capitolo vengono riportati i risultati dell'analisi del ciclo di vita LCA applicata all'attività di riciclo dell'alluminio descritta qualitativamente e quantitativamente nei due capitoli precedenti. I risultati sono riportati sia per la produzione primaria che per la produzione secondaria, che per l'intera attività di riciclo nel suo complesso. Per quest'ultimo caso i risultati sono stati determinati sottraendo agli impatti determinati dalla produzione secondaria quelli della corrispondente produzione primaria evitata.

I risultati a cui si fa riferimento sono strettamente legati all'ipotesi che l'alluminio derivante dalla produzione secondaria abbia le stesse caratteristiche di quello della produzione primaria, di conseguenza si suppone che 1t di lingotti di alluminio secondario eviti la produzione di 1t di lingotti di alluminio prodotto dalla bauxite.

Inoltre non conteggiano né gli impatti associati alle attività di trasporto dei materiali recuperati, né quelli associati alle operazioni di smaltimento degli scarti prodotti durante le attività di riciclo(ad eccezione delle scorie di fusione dell'alluminio che sono inviate a trattamento specifico).Questo perché tali impatti dipendono molto dalle condizioni locali: ad esempio, a seconda di come viene effettuata raccolta differenziata (stradale o porta a porta),cambiano i chilometri che devono essere percorsi per raccogliere una tonnellata di un certo materiale; a seconda della realtà territoriale, l'impianto di riciclo può essere più o meno distante dal centro cittadino in cui è stata effettuata la raccolta differenziata; a seconda ancora del contesto territoriale, gli scarti delle operazioni di riciclo possono essere inviati, ad esempio, a discarica o a termovalorizzatore. Si è voluto quindi tenere separati tali impatti da quelli invece non molto variabili con il contesto territoriale. Un accenno alla quantificazione di tali impatti viene comunque fornita più avanti nel corso del capitolo.

Infine, nell'ultimo paragrafo, verrà descritto brevemente come può essere affrontata un'analisi del ciclo di vita di un intero sistema integrato di gestione dei rifiuti urbani, che comprende quindi sia le filiere del recupero di materia dai materiali di imballaggio, sia il recupero della frazione organica(compostaggio o digestione anaerobica) e sia il recupero di energia dal residuo indifferenziato.

5.2.Gli impatti della produzione di alluminio primario

La tabella mostra i valori degli indicatori di impatto energetici e ambientali relativi alla produzione di 1 tonnellata di lingotti di alluminio primario, calcolati utilizzando l'analisi del ciclo di vita.

Indicatore di impatto	Per t di alluminio primario in lingotti	Totale
CED	MJ eq.	188.606
Consumo di risorse abiotiche	kg Sb eq.	61,08
Riscaldamento globale	kg CO ₂ eq.	9.994
Acidificazione	kg SO ₂ eq.	57,806
Tossicità umana	kg 1,4-DCB eq.	41.717
Formazione fotochimica di ozono	kg C ₂ H ₄ eq.	16,768

Tabella 5.1:Indicatori di impatto associati alla produzione di 1t di alluminio primario in lingotti

Per tutti gli indicatori, oltre il 96% dell'impatto è causato dal processo di produzione di alluminio liquido. Nella successiva tabella invece, si riporta quindi l'impatto di tale processo, espresso per 1,006 t di alluminio liquido, che è la quantità necessaria per produrre 1t di lingotti.

Indicatore di impatto	Per 1,006 t di alluminio liquido	Emissioni elettrolisi	Elettricità elettrolisi	Anodo	Ossido di alluminio	Altro	Totale
CED	MJ eq.	0	113.638	25.904	39.793	2.206	181.541
Consumo di risorse abiotiche	kg Sb eq.	0	29,88	11,34	16,61	0,98	58,81
Riscaldamento globale	kg CO ₂ eq.	2.770	3.885	446	2.468	132	9.701
Acidificazione	kg SO ₂ eq.	10,226	19,110	3,649	21,851	1,293	56,130
Tossicità umana	kg 1,4-DCB eq.	24.610	1.489	12.750	2.742	73	41.665
Formazione fotochimica di ozono	kg C ₂ H ₄ eq.	13,198	1,186	0,463	1,643	0,111	16,600

Tabella 5.2: Indicatori di impatto per la produzione primaria di 1,006t di alluminio liquido

Il valore totale degli indicatori è suddiviso nei diversi contributi:

- emissioni elettrolisi: impatti associati alle emissioni dirette che si hanno durante il processo di elettrolisi;
- elettricità elettrolisi: impatti associati alla produzione di energia elettrica utilizzata nel processo di elettrolisi;
- anodo: impatti associati alla produzione degli anodi di carbone presenti nelle celle elettrolitiche;
- ossido di alluminio: impatti associati alla produzione dell'ossido di alluminio(allumina) a partire dalla bauxite;
- altro: tutti gli altri impatti, quali quelli associati allo smaltimento dei residui del processo di elettrolisi e alla produzione del catodo.

La figura a pagina seguente riassume per ciascun indicatore di impatto, calcolato per il processo di produzione di alluminio liquido primario, i due principali contributi. Si nota che i contributi più importanti sono per tutti gli indicatori, ad eccezione del riscaldamento globale e della tossicità umana, elettricità elettrolisi e ossido di alluminio. Nell'impatto globale ha una notevole importanza (oltre al contributo elettricità elettrolisi) il contributo emissioni elettrolisi, il quale è anche il maggior contributo alla tossicità umana.

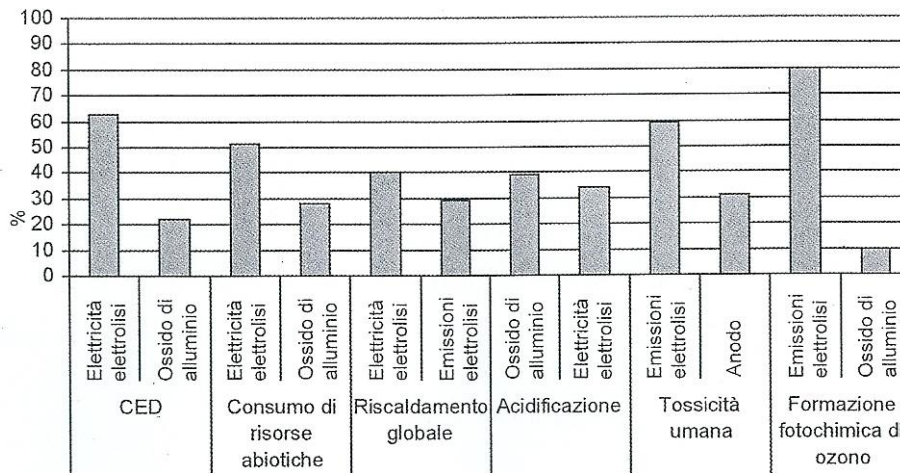


Tabella 5.3: Contributo percentuale dei due processi più impattanti nella produzione primaria di alluminio liquido

5.3. Gli impatti della produzione di alluminio secondario

La tabella sottostante mostra i valori degli indicatori di impatto energetici e ambiente relativi alla produzione di 1 tonnellata di lingotti di alluminio secondario, calcolati utilizzando l'analisi del ciclo di vita, nel caso in cui l'efficienza di selezione sia pari all'85% (si ricorda che si è considerata un'efficienza di selezione del rottame variabile tra l'85% e il 95% e un rendimento della fonderia pari all'83,5%).

Indicatore di impatto	Per t di alluminio secondario in lingotti	Forno di fusione	Pretrattamento rottame	Gas naturale per fusione	Alliganti	Altro	Totale
CED	MJ eq.	0	2.824	4.838	5.439	870	13.972
Consumo di risorse abiotiche	kg Sb eq.	0	1,28	2,35	2,10	0,38	6,12
Riscaldamento globale	kg CO ₂ eq.	197	301	276	285	67	1126
Acidificazione	kg SO ₂ eq.	0,246	0,777	0,208	3,443	0,329	5,003
Tossicità umana	kg 1,4-dCB eq.	345	235	38	477	116	1.210
Formazione fotochimica di ozono	kg C ₂ H ₄ eq.	0,187	0,085	0,051	0,252	0,038	0,612

Tabella 5.4: Indicatori di impatto per la produzione secondaria di 1t di lingotti di alluminio (efficienza di selezione dell'85%)

In particolare, il valore complessivo di ciascun indicatore è suddiviso nei contributi:

- forno di fusione: impatti associati alle emissioni dirette del forno di fusione;
- pretrattamento rottame: impatti associati alle operazioni di preparazione del rottame, compresa la fase di pirolisi;
- gas naturale per fusione: impatti associati alla produzione di gas naturale utilizzato per alimentare il forno di fusione;
- alliganti: impatti associati alla produzione di alliganti;
- altro: tutti gli impatti, quali quelli associati alla produzione degli additivi utilizzati nel forno e alla costruzione del forno stesso.

Esprimendo in percentuale i cinque contributi specificati per i vari impatti calcolati, si ottiene una ripartizione simile per gli indicatori di CED e consumo di risorse abiotiche e per gli indicatori di tossicità umana e formazione fotochimica di ozono, per i quali si considera quindi la corrispondente ripartizione media. In dettaglio si ottiene che:

- per gli indicatori di domanda di energia CED e consumo di risorse abiotiche, in media, i due contributi principali sono alliganti(37%) e gas naturale fusione(36%);
- per l'indicatore di riscaldamento globale, i contributi pretrattamento rottame, alliganti e gas naturale per fusione determinano un impatto simile, attorno al 25% ciascuno;
- per l'indicatore di acidificazione il contributo principale è rappresentato dagli impatti associati agli alliganti(68%);
- per gli indicatori di tossicità umana e di formazione fotochimica di ozono i contributi alliganti e forno di fusione sono quelli che determinano i maggiori impatti.

5.4. Gli impatti dell'attività di riciclo dell'alluminio

Sottraendo agli impatti associati alla produzione a partire da rottame quelli associati al prodotto primario evitato, si ottengono gli impatti dell'attività di riciclo. Come si può notare, tutti i valori totali hanno segno negativo: ciò indica che il riciclo dell'alluminio è un'operazione vantaggiosa sia dal punto di vista energetico che ambientale.

Gli impatti riportati sono stati riferiti alla tonnellata raccolta invece che a quella prodotta, affinché si comprendano quali siano quindi i benefici connessi alla raccolta, con successivo recupero, di una tonnellata di alluminio. I risultati che si ottengono sono riportati in tabella come intervallo di valori per ciascun indicatore, dove le due situazioni estreme sono associate alle due efficienze di separazione del rottame, 85% (caso peggiore) e 95% (caso migliore).

Indicatore di impatto	Per t di alluminio raccolto	Totale
CED	MJ eq.	-123.946 ÷ -139.286
Consumo di risorse abiotiche	kg Sb eq.	-39,01 ÷ -43,97
Riscaldamento globale	kg CO ₂ eq.	-6.294 ÷ -7.089
Acidificazione	kg SO ₂ eq.	-37,477 ÷ -41,923
Tossicità umana	kg 1,4-dcb eq.	-28.750 ÷ -32.139
Formazione fotochimica di ozono	kg C ₂ H ₄ eq.	-11,466 ÷ -12,824

Tabella 5.5: Indicatori di impatto relativi al riciclo di alluminio espressi per 1t di rottame raccolto

5.5.1 risultati complessivi per l'attività di riciclo: confronto con altri materiali

La tabella riassume il rendimento dell'attività di riciclo.

Materiale	Efficienza di selezione (% in peso)	Efficienza di recupero (% in peso)	Rendimento del riciclo (% in peso)
Acciaio	90-94	90,5 (forno di fusione)	81,5-85,1
Alluminio	85-95	83,5 (fonderia)	71,0-79,3
Vetro	70-94,2	100 (forno della vetreria)	70,0-94,2
Legno per pannello	86,5	95 ¹ (pannellificio)	82,2 ¹
Pasta per carta	95,5-98	89 (cartiera)	85,0-87,2
Plastica	50-84,5 ²	75,5 (riciclo PET)	37,3-63,0
		90 (riciclo HDPE)	
		60 (riciclo mix)	

¹ Senza considerare le perdite di processo causate dalla fase di essiccazione.

² Il flusso di plastica dopo la selezione è costituito per il 55% da PET, per il 20% da HDPE e per il 25% da un mix di poliolefine.

Tabella 5.6: Intervallo di valori in cui è compresa l'efficienza della fase di selezione, della fase di recupero e corrispondente intervallo dell'intera attività di riciclo per i differenti materiali da imballaggio.

Questa grandezza è data dal prodotto tra l'efficienza della fase di selezione e l'efficienza dell'attività di recupero vera e propria. Dato che in questo studio l'efficienza di selezione è stata assunta variabile all'interno di un certo intervallo di valori, anche il rendimento del riciclo è espresso da un intervallo di valori. Si nota che gli intervalli delle efficienze di selezione sono simili per acciaio, alluminio, legno e carta, mentre sono molto più bassi i valori minimi di vetro e carta. Dalla combinazione di efficienza di selezione ed efficienza di recupero si ottiene il rendimento del riciclo, che si attesta su valori superiori all'80% per acciaio, legno e carta, su valori superiori al 70% per alluminio e vetro e su valori decisamente più bassi, compresi tra il 37% e il 63%, per la plastica. Considerando i risultati del bilancio energetico espresso tramite l'indicatore di CED, e quindi basato sull'analisi del ciclo di vita, è possibile calcolare il risparmio energetico connesso alle attività di riciclo. In particolare, sottraendo alla CED ottenuta per la produzione secondaria di 1t (o 1m³) di materiale, la CED ottenuta per la corrispondente produzione primaria di 1t (o 1m³), e rapportando tale differenza alla CED associata alla produzione primaria, si ottengono i valori di risparmio energetico connessi alle attività di riciclo espressi in percentuale. Un segno negativo di tale grandezza indica risparmio, ossia che la produzione secondaria permette di risparmiare una certa quantità di energia rispetto alla produzione primaria; viceversa, un segno positivo significa che la produzione secondaria è un'attività più energivora della corrispondente produzione primaria. Il riciclo dell'alluminio permette un elevato

risparmio di energia rispetto alla produzione primaria: con il riciclo si risparmia infatti il 93% dell'energia utilizzata nella produzione di bauxite.

Infine, la tabella 5.6 riassume i valori di tutti gli indicatori di impatto calcolati per i materiali utilizzati.

		Acciaio	Alluminio	Vetro	Legno	Carta	Plastica
Indicatore di impatto	Unità di misura	Per t raccolta					
CED	MJ eq.	-11.954 ÷ -12.511	-123.946 ÷ -139.286	-5.378 ÷ -7.237	+1.333 ÷ -18.814	-12.501 ÷ -32.925	-15.940 ÷ -36.364
Consumo di risorse abiotiche	Kg Sb eq.	-8,85 ÷ -9,26	-39,01 ÷ -43,97	-2,19 ÷ -2,94	+0,22 ÷ -1,15	-2,68 ÷ -3,50	-7,00 ÷ -15,24
Riscaldamento globale	Kg CO ₂ eq.	-1.052 ÷ -1.100	-6.294 ÷ -7.089	-539 ÷ -725	-3 ÷ -157	-378 ÷ -494	-427 ÷ -987
Acidificazione	Kg SO ₂ eq.	-3,32 ÷ -3,47	-37,48 ÷ -41,92	-3,05 ÷ -4,11	-0,32 ÷ -1,14	-2,02 ÷ -2,64	-1,40 ÷ -3,35
Tossicità umana	Kg 1,4-dcb eq.	-68 ÷ -71	-28.750 ÷ -32.139	-122 ÷ -165	-30 ÷ -119	-78 ÷ -107	-179 ÷ -392
Formazione fotochimica di ozono	Kg C ₂ H ₄ eq.	-0,91 ÷ -0,95	-11,47 ÷ -12,82	-0,19 ÷ -0,26	-0,10 ÷ -0,28	-0,15 ÷ -0,19	-0,42 ÷ -0,90
Ipotesi							
Efficienza di selezione		90% ÷ 94%	85% ÷ 95%	70% ÷ 94,2%	86,5%	95,5% ÷ 98%	50% ÷ 84,5%
Rapporto di sostituzione		1:1	1:1	1:1	Da 1:0,6 a 1:1	Da 1:0,833 a 1:1	PET e HDPE da 1:0,81 a 1:1; mix di poliolefine 1:1 con legno
Energia feedstock del legno		-	-	-	No/Si	No/Si	No/Si

Tabella 5.6: Riassunto degli indicatori di impatto relativi all'attività di riciclo dei sei materiali, riferiti alla t di materiale raccolto

A seconda delle ipotesi utilizzate, richiamate nelle righe (efficienza di selezione del materiale raccolto, rapporto di sostituzione del materiale ottenuto dalle materie prime vergini grazie al prodotto ottenuto dall'attività di riciclo, inclusione o meno nella CED dell'energia feedstock del legno utilizzato come materia prima nella produzione primaria) gli indicatori assumono valori diversi, compresi all'interno dell'intervallo indicato. Si ricorda che gli indicatori riportati, riferiti alla t di materiale raccolto, sono stati calcolati andando a sottrarre agli impatti connessi alle attività di selezione e recupero dei materiali raccolti con la raccolta differenziata, quelli associati alla corrispondente produzione a partire dalle materie prime vergini. Si ricorda inoltre che tali valori non comprendono le attività di trasporto per la fase di raccolta né il conferimento del materiale recuperato e degli scarti agli impianti di trattamento; non comprendono inoltre gli impatti delle operazioni di smaltimento degli scarti prodotti durante le attività di riciclo (ad eccezione delle scorie di fusione di acciaio e alluminio che sono inviate a trattamento specifico).

Dai valori degli indicatori riportati nella tabella 5.6 si osserva innanzitutto che il riciclo dei materiali da imballaggio comporta generalmente sempre un beneficio in tutti gli impatti analizzati. Inoltre, il riciclo di alluminio è quello che determina i maggiori vantaggi energetici e ambientali. Più in dettaglio si può concludere che:

-per quanto riguarda l'indicatore CED, il riciclo di alluminio è quello che permette il maggior risparmio di energia rispetto alla produzione primaria. Seguono, ma con un risparmio in ordine di grandezza inferiore rispetto a quello conseguito dall'alluminio, il riciclo di plastica, carta e acciaio e, con un risparmio di due ordini di grandezza inferiori rispetto all'alluminio, il vetro. Il riciclo del legno, a seconda delle ipotesi assunte, può presentare un risparmio di energia dello stesso ordine di grandezza di acciaio, carta e plastica, oppure non determinare alcun risparmio, ma anzi un consumo di energia maggiore rispetto alla produzione primaria;

-per quanto riguarda l'indicatore di consumo di risorse abiotiche, il riciclo dell'alluminio è quello che permette il maggior risparmio rispetto alla produzione primaria. Seguono, ma con un risparmio anche di un ordine di grandezza inferiore, il riciclo di plastica, acciaio, carta e vetro. Il riciclo del legno, a seconda delle ipotesi assunte, può presentare una riduzione del consumo di risorse abiotiche, seppur minimo, oppure determinare un consumo di risorse abiotiche maggiore rispetto alla produzione primaria;

-per quanto riguarda l'indicatore di riscaldamento globale, il riciclo dell'alluminio, ancora una volta, è quello che permette il maggior risparmio di emissioni di CO₂ eq. rispetto alla produzione primaria. Segue, con un risparmio dello stesso ordine di grandezza, ma comunque un valore decisamente inferiore, il riciclo dell'acciaio. Con un risparmio di un ordine di grandezza inferiore, si collocano invece plastica, vetro e carta. Il riciclo del legno presenta invece un risparmio di CO₂ eq. Che, a seconda delle ipotesi assunte, può azzerarsi;

-per quanto riguarda l'indicatore di acidificazione, il riciclo dell'alluminio è ancora quello che permette il maggior risparmio di emissioni acidificanti rispetto alla produzione primaria, risparmio che è di un ordine di grandezza più grande a quello di tutti gli altri materiali. Il riciclo di acciaio, vetro e plastica implica un risparmio di emissioni di SO₂ eq. simile, dell'ordine di poche unità. Il riciclo del legno presenta invece un risparmio di emissioni acidificanti che, a seconda delle ipotesi assunte, può anche azzerarsi;

-per quanto riguarda l'indicatore di tossicità umana, il riciclo dell'alluminio implica un risparmio di emissioni con effetto tossico da due a tre ordini di grandezza superiore a quello di tutti gli altri materiali. Seguono, nella scala del beneficio ottenuto, il riciclo di plastica e vetro e quindi il riciclo di carta, acciaio e legno;

-per quanto riguarda l'indicatore di formazione fotochimica di ozono, ancora una volta il riciclo di alluminio è quello che fornisce il maggiore beneficio con circa 12 Kg di etilene risparmiati per t di alluminio raccolta e inviata al riciclo. Seguono il riciclo di acciaio e plastica con un beneficio attorno all'unità. Il riciclo di vetro, legno e carta fornisce un beneficio molto simile, ma veramente ridotto, quasi prossimo allo zero.

Conclusione

Alla luce dei risultati ottenuti dall'analisi del ciclo di vita dell'alluminio, dalle materie prime fino all'alluminio derivante da produzione secondaria, si evince che il riciclo di questo materiale, che peraltro può essere effettuato infinite volte poiché le proprietà fisiche e chimiche rimangono inalterate, ha un effetto fortemente positivo sull'ambiente poiché permette un risparmio del 95% in termini di energia rispetto alla stessa quantità ottenuta da materiale estratto dalle cave.

Infatti, ad esempio, con la raccolta differenziata ed il riciclo di 46500 tonnellate di imballaggi di alluminio significano 371000 tonnellate di CO₂ di emissioni di gas serra in meno e 160 mila tonnellate equivalenti di petrolio risparmiati.

Ci si chiede se sia possibile, a livello nazionale o europeo, organizzare la produzione e l'uso degli imballaggi in modo tale che quelli messi in commercio siano il minimo indispensabile, arrivando quasi alla scomparsa della produzione primaria di alluminio, visti i vantaggi che implica il riciclo di questo materiale.

Una risposta a questa domanda al momento non c'è per noi, visto che non siamo a conoscenza degli interessi di potere che muovono il mercato dei rifiuti, come muovono tutta l'economia mondiale.

Di una cosa possiamo essere però fieri noi italiani, spesso imbarazzati ed infuriati a causa delle politiche attuate dai governi che si alternano alla guida del nostro Paese: l'Italia, per quanto riguarda il mercato del riciclo, è terza al mondo, dietro colossi quali gli Stati Uniti ed il Giappone, il che vuol dire che siamo primi in Europa con 806 mila tonnellate di rottami trattate nelle fonderie nel 2010, tanto che la nostra produzione nazionale di alluminio è per l'80% riciclata e solo per il 20% da prodotto primario.

Bibliografia e sitografia

- Baldo G.L., LCA: uno strumento di analisi energetica ed ambientale, Ed. Ipaservizi, Milano, 2000.
- Baldo G.L., Marino M., Rossi S., Analisi del ciclo di vita LCA. Materiali, prodotti, processi, Ed. Ambiente, 2005.
- Grosso M., Rigamonti L., Riciclo dei rifiuti, Ed. Dario Flaccovio, 2009.
- Schiona G., Il riciclo e la sostenibilità ambientale dell'alluminio, Atti del corso d'aggiornamento "La gestione integrata dei rifiuti", Politecnico di Milano, 2008.
- Veronesi v., Russo A., Il recupero dell'alluminio, in "I mercati del recupero" – Un'analisi di sistema" a cura di Pogutz S., Tencati A., Ed. Maggioli, 2003.

- Pavanello R., Taddei I., Zonarelli F., Analisi ambientale della gestione dei rifiuti con il metodo LCA, Ed. CNR Area Ricerca Bologna, 2009.
- EAA, 2007, Aluminium Recycling in LCA – Version: July 2007, <http://www.ea.net/>.
- EAA, 2008, Environmental profile report for the European aluminium industry, <http://www.eaa.net/>.
- CiAl, consorzio imballaggi alluminio(www.cial.it), 2012
- EXPO imprese Italia, guida all'imballaggio industriale(www.imballagginet.it).

