

ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

Scuola di Scienze

Corso di Laurea Magistrale in
Analisi e Gestione dell'Ambiente

**STIMA DELL'INCERTEZZA NELL'ANALISI DEL
CICLO DI VITA (LCA): APPLICAZIONE DELLA NORMA
UNI AD UN CASO STUDIO**

Tesi di Laurea in

Sistemi di Gestione Ambientale, di Politica ed Economia Ambientale

Relatore:

Prof.ssa **Serena Righi**

Presentata da:

Monica Miraglia

Correlatore:

Ing. **Andrea Morfino**

Sessione Unica
Anno Accademico 2017/2018

ABSTRACT

L'obiettivo di questo lavoro di tesi è l'analisi dell'applicabilità della normativa UNI 11698:2017 intitolata "Stima, dichiarazione e utilizzo dell'incertezza dei risultati di una Valutazione di Ciclo di Vita". La norma si è resa necessaria per rispondere ad esigenze di comunicazione con il pubblico e per fornire un supporto durante la comparazione di prodotti con simili prestazioni ambientali. Il caso studio prescelto per l'applicazione della norma riguarda l'analisi del ciclo di vita di un processo di produzione di piastrelle ceramiche. Attraverso tale analisi si sono ottenuti i dati sui quali calcolare l'incertezza come previsto dalla norma UNI. Uno studio LCA necessita di una significativa mole di dati di inventario sia primari, ossia forniti direttamente dall'azienda, sia secondari, ossia ottenibili da apposite banche dati. Grazie ad un continuo confronto con l'ente UNI, che ha permesso di superare i molteplici problemi riscontrati durante l'applicazione della norma, è stato possibile calcolare l'incertezza da associare ai risultati ottenuti per le quattro categorie di impatto scelte: riscaldamento globale, eutrofizzazione, acidificazione e distruzione di ozono stratosferico. Lo studio condotto ha permesso di valutare le principali criticità della norma, evidenziando una serie di problemi. I problemi maggiori sono sorti sulla scelta del percorso più idoneo da seguire. Sono, infatti, stati seguiti solamente due tra i quattro percorsi proposti: uno per i dati primari e uno per i secondari, gli altri due non sono risultati applicabili. Anche tramite l'utilizzo di questi ultimi sono sorte numerose difficoltà. Il presente lavoro, comunque, ha proposto soluzioni ai problemi riscontrati in parte già presentate all'ente UNI tramite documento tecnico realizzato in collaborazione con thinkstep.

*“Anche un viaggio di mille miglia,
comincia sempre con un primo passo”*

Lao Tzu

SOMMARIO

CAPITOLO 1. Introduzione	1
1.1 Economia circolare e valutazione della sostenibilità ambientale	1
1.2 LCA – Valutazione del ciclo di vita	7
1.2.1 Descrizione del metodo	9
1.2.2 Definizione obiettivi e campo di applicazione	11
1.2.3 Analisi di inventario (LCI)	16
1.2.4 Valutazione degli impatti (LCIA).....	18
1.2.5 Interpretazione dei risultati.....	24
1.3 Incertezza.....	24
1.3.1 Tipi e origini di incertezza.....	27
1.3.1.1 Incertezza stocastica.....	31
1.3.1.2 Incertezza di scelta	31
1.3.1.3 Mancanza di conoscenza.....	31
1.3.2 Valutazione dell’incertezza	32
1.4 Incertezza nella PEF/Ecoinvent.....	36
CAPITOLO 2. Scopo del lavoro e descrizione del caso studio	38
2.1 Caso studio: produzione di piastrelle.....	38
2.2 Standard europeo 15804 e le PCR.....	40
2.3 UNI.....	41
2.4 Norma UNI 11698.....	42
2.4.1 Procedura per l’inclusione dell’incertezza nell’LCA	44
2.4.1.1 Percorsi per la stima dell’incertezza estesa	44
2.4.2 Bilancio dell’incertezza	53
2.4.2.1 Stima dell’incertezza composta.....	53
2.4.2.2 Stima dell’incertezza con metodo Monte Carlo.....	54
2.4.3 Incertezza estesa	55

2.4.4	Dichiarazione dell'incertezza composta ed estesa.....	55
CAPITOLO 3. Materiali e metodi		57
3.1	Fase I	57
3.1.1	Unità dichiarata.....	57
3.1.2	Cut-off	57
3.1.3	Confini del sistema	58
3.1.4	Data collection.....	59
3.1.4.1	Matrice acqua	60
3.1.4.2	Energia	61
3.1.4.3	Emissioni.....	62
3.1.5	Creazione del modello in GaBi 8	65
3.1.5.1	Piano ATM production.....	67
3.1.5.2	Piano Manufacturing	72
3.1.6	Risultati del bilancio nel modello GaBi	74
3.2	Fase II.....	75
3.2.1	Applicazione Norma UNI 11698 al caso studio	75
3.2.1.1	Analisi di gravità	75
3.2.1.1.1	Acidification Potential	76
3.2.1.1.2	Eutrophication Potential	77
3.2.1.1.3	Global Warming Potential	78
3.2.1.1.4	Ozone Layer Depletion Potential.....	78
3.2.1.2	Stima dei contributi all'incertezza.....	79
3.2.1.3	Valutazione dei contributi	81
CAPITOLO 4. Risultati e discussioni.....		82
4.1	Stima dell'incertezza composta	82
4.2	Incertezza estesa e dichiarazione	89
4.2.1	Bilancio dell'incertezza per Acidification Potential.....	89
4.2.2	Bilancio dell'incertezza per Eutrophication Potential.....	93

4.2.3	Bilancio dell'incertezza per Global Warming Potential.....	96
4.2.4	Bilancio dell'incertezza per Ozone Layer Deplation Potential	99
4.3	Criticità riscontrate e miglioramenti.....	103
CAPITOLO 5.	Conclusioni.....	105
CAPITOLO 6.	Bibliografia.....	107
CAPITOLO 7.	Ringraziamenti	111

CAPITOLO 1. Introduzione

1.1 Economia circolare e valutazione della sostenibilità ambientale

L'economia circolare è un concetto attualmente promosso dalla Unione Europea, da diversi governi nazionali tra cui Cina, Giappone, Regno Unito, Canada, Francia, Finlandia, nonché da diverse aziende in tutto il mondo (Korhonen, et al., 2018). Il paradigma della società odierna, nonché flusso del sistema economico, è lineare e viene definito come “take – make – dispose”: tiene in considerazione fasi quali estrazione-produzione-utilizzo-smaltimento presso discarica. Questo sistema si basa sull'accessibilità di grandi quantità di risorse ed energia ed è sempre meno adatto alla realtà in cui la società si ritrova ad operare (Ellen MacArthur Foundation, 2013).

Nel 1983 le Nazioni Unite decidono di istituire la Commissione Mondiale sull'Ambiente e lo Sviluppo (*World Commission on Environment and Development-WCED*), conosciuta come Commissione Brundtland, con lo scopo di ideare un nuovo possibile modello di sviluppo finalizzato a conciliare la crescita economica e l'equa distribuzione dei redditi e delle risorse, oltre che a redigere una relazione sull'ambiente e le problematiche ambientali. È stato ufficialmente introdotto il concetto di “Sviluppo Sostenibile” nel 1987 con la pubblicazione del Rapporto della WCED. Esso afferma che “*lo sviluppo è sostenibile quando è capace di garantire che vengano soddisfatte le esigenze delle generazioni attuali senza precludere il reale soddisfacimento delle esigenze delle generazioni future*”. Da qui ne consegue che il termine sostenibilità può essere definito come lo studio delle iterazioni esistenti tra il funzionamento di un sistema, che sia esso naturale o non, e i prodotti che esso sviluppa al fine che possa permanere un equilibrio. La sostenibilità non riguarda solo l'ambiente, ma con questo termine ci si riferisce ad un approccio che tiene in considerazione gli aspetti riguardanti ambiente, società ed economia, ognuno con obiettivi differenti.

Secondo Solow, per garantire sostenibilità, oltre a ottenerla in un sistema economico inteso come consumo non decrescente nel tempo, deve esserci

sostituibilità fra capitale artificiale (composto da beni e servizi prodotti dall'uomo, spesso partendo dal capitale naturale) e capitale naturale (insieme delle risorse naturali). Inoltre le risorse non rinnovabili devono essere estratte secondo un piano efficiente. Se si rende possibile un consumo non decrescente nel tempo, allora questo è ciò che rappresenta la sostenibilità cosiddetta “debole” alla quale si presume che le generazioni future siano interessate. In questo tipo di sostenibilità, non importa se si esauriscano le risorse non rinnovabili o se venga emesso carbonio in atmosfera, a condizione che ciò sia compensato dalla produzione di capitale artificiale (Neumayer, 2003). Contrariamente, il secondo tipo di sostenibilità è detta “forte” e rappresenta una visione della problematica meno ottimista nei confronti dell'intervento umano; la sua essenza è che il capitale naturale perduto non è sostituibile. In quest'ottica è quindi il capitale naturale che deve essere costante nel tempo, senza possibilità di compensazioni (Neumayer, 2003). Quello della società odierna è un paradigma che risulta essere insostenibile, pertanto l'economia circolare fornisce un'alternativa al suddetto sistema economico presentando un modello di flusso alternativo, ciclico.

L'idea dei cicli di materiali è in atto sin dagli albori dell'industrializzazione, ma il modello di flusso lineare ha dominato lo sviluppo generale causando gravi danni ambientali, in quanto basato sull'eccessivo sfruttamento delle risorse, andando quindi a depauperarle e attirando i consumatori ad acquistare frequentemente nuovi beni, anche laddove non vi è necessità. A differenza del riciclo tradizionale, la pratica politica e orientata al business con approccio all'economia circolare enfatizza invece il riutilizzo di prodotti, componenti e riutilizzo di materiali, il rinnovo, la riparazione e l'aggiornamento, nonché l'utilizzo di energia solare, eolica, delle biomasse e da rifiuti attraverso tutta la catena di produzione e ciclo di vita (Korhonen et al., 2018). Considerando questi aspetti, questo nuovo tipo di economia, tenendo presente che la circolarità è un metodo per applicare il concetto di sostenibilità, si basa quindi anch'essa su tre pilastri: ambiente, società, economia. Esistono però delle interdipendenze che sono tra loro annidate, come si osserva in Figura 1; le azioni dei due pilastri società ed economia, sono interamente possedute dal pilastro ambiente, il quale è il vero elemento portante senza il quale non possono esistere gli altri due, in accordo con la tipologia di sostenibilità forte. L'economia ad esempio, è uno strumento che appartiene alla collettività e che può sopravvivere

se e solo se è presente un ambiente in grado di sostenerlo. D'altro canto però, l'economia impatta sull'ambiente e sulla società per cui ci sono effetti di retroazione che ambiente e società hanno, ragione per cui sono rappresentati come annidati e quindi interconnessi, con un possibile effetto boomerang.



Figura 1-Effetto boomerang sull'economia (Willard, 2014)

Il concetto di economia circolare viene mostrato Figura 2, in cui il messaggio che si vuole fornire è che i cicli interni producono ri-utilizzo, ri-produzione, domandano meno risorse ed energia rispetto al riciclo convenzionale delle materie come basso grado di materie prime. Il tempo in cui il valore delle risorse vive nei cerchi interni dovrebbe essere massimizzato. I materiali dovrebbero quindi prima essere recuperati per il riutilizzo, riparati e poi preparati per la ri-produzione ma solo per l'utilizzo di materie prime, che è stato l'obiettivo principale del riciclaggio tradizionale (Korhonen et al., 2018).

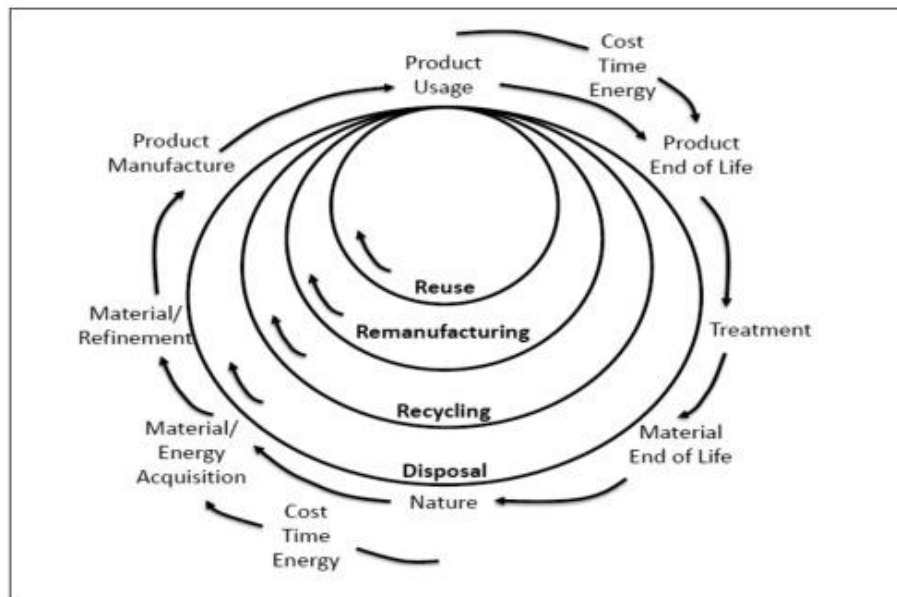


Figura 2-Attuale concetto di economia circolare (Korhonen et al., 2018)

In accordo quindi con il concetto di economia circolare, la combustione per energia dei rifiuti dovrebbe essere la seconda o l'ultima opzione, mentre lo smaltimento in discarica rimane la finale via percorribile. In questo modo, la catena del valore prodotto e il ciclo di vita mantengono la qualità più alta e il più a lungo possibile ed è anche efficiente dal punto di vista energetico (Korhonen et al., 2018). Così facendo, una crescita sostenibile e duratura può essere garantita dall'economia circolare, la quale intende mimare la natura massimizzando il valore delle risorse estratte e minimizzando al contempo la quantità e produzione dei rifiuti. La domanda forse più importante per l'economia circolare in termini di sviluppo sostenibile a lungo termine della società è come le risorse e il denaro risparmiato, generato dall'ideale economia circolare, possano essere indirizzate verso pratiche di consumo sostenibili. Se la cultura del consumo attuale non cambierà, allora l'economia circolare rimarrà come uno strumento tecnico che non cambia il corso dell'attuale paradigma economico insostenibile (Korhonen et al., 2018). Come studioso di economia circolare, Walter Stahel ha spiegato che il modello lineare ha trasformato i servizi in prodotti i quali possono essere venduti, ma questo approccio di produttività è uno spreco; in passato, il riutilizzo e l'estensione della vita di servizio erano spesso strategie in situazioni di scarsità o povertà e hanno portato a prodotti di qualità inferiore. Oggi sono segni di buona gestione delle risorse (Ellen MacArthur Foundation, 2013).

L'economia circolare si basa quindi su pochi e semplici principi:

- Progettare per eliminare i rifiuti: a partire dalla progettazione si tiene conto della necessità di reimpiegare i rifiuti;
- Costruire la resilienza attraverso la diversità: nei sistemi industriali è un elemento importante, versatilità e adattabilità sono caratteristiche pregiate che devono essere prioritarie in un mondo incerto e in rapida evoluzione. La diversità è quindi fonte di robustezza del sistema. Il sistema oggetto di studio è quanto più robusto quanto più è accurato;
- Utilizzare fonti energetiche rinnovabili: i sistemi dovrebbero mirare a funzionare con fonti rinnovabili;
- Pensare per sistemi: la capacità di capire in che modo le parti si influenzano a vicenda all'interno di un tutto e il rapporto tra il tutto e le parti, è cruciale. Gli elementi sono considerati in rapporto alla loro struttura, ambiente e contesti sociali. Il pensiero sistemico enfatizza il flusso e la connessione nel tempo, ed ha il potenziale di comprendere condizioni rigenerative piuttosto che dover limitare la concentrazione ad una o più parti e a breve termine. È questo il principio fondamentale dell'economia circolare;
- Pensare per cicli in cascata: dal punto di vista dei nutrienti biologici, la capacità di reintrodurre prodotti e materiali nella biosfera attraverso cicli di ripartizione è il fulcro dell'idea. La spinta è di spostare la composizione materiale dei materiali di consumo dalle sostanze nutritive tecniche ai nutrienti biologici e farli precipitare attraverso diverse applicazioni prima di estrarre materie prime preziose ed infine reintrodurre i loro nutrienti in biosfera, completa i principi fondamentali di un'economia circolare restaurativa.

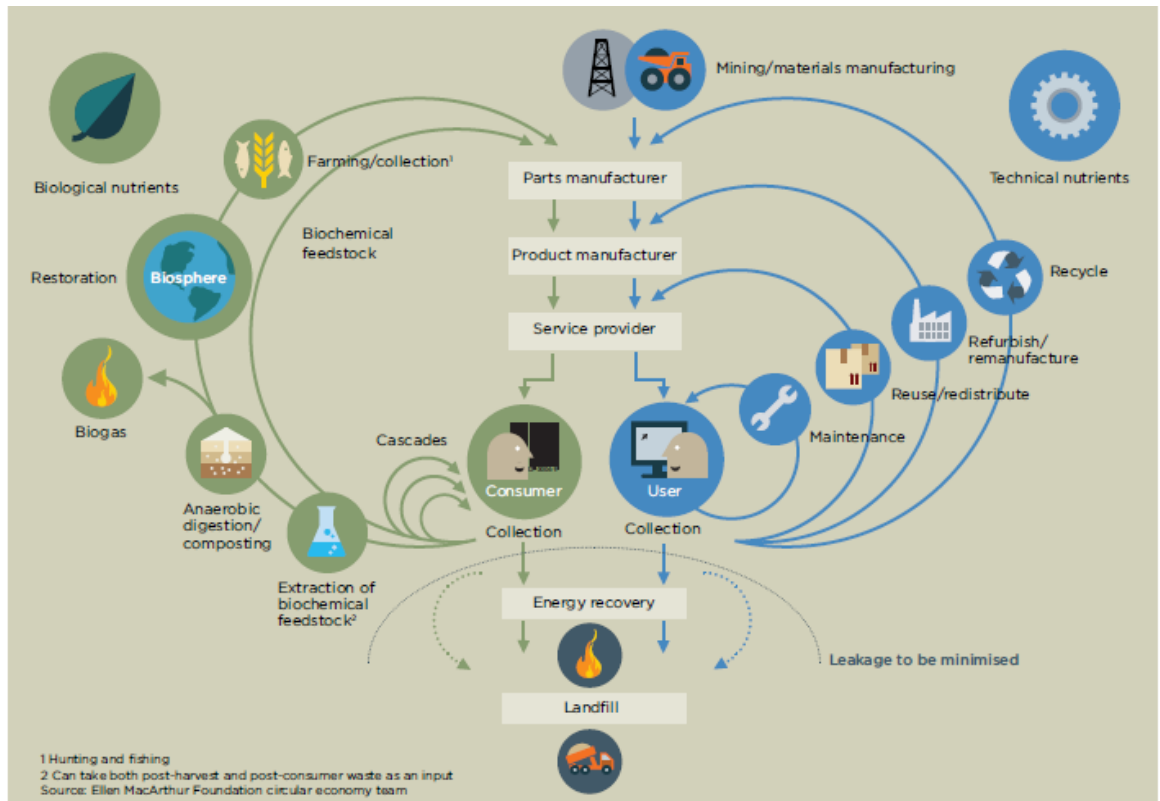


Figura 3-Economia circolare: sistema industriale che si ricostituisce grazie al design (Ellen MacArthur Foundation, 2013)

La Figura 3, è la rappresentazione in particolar modo dell'ultimo principio; sulla sinistra sono rappresentati i flussi di materiali dei cicli biologici (che possono in sicurezza rientrare nella biosfera) mentre sulla destra sono rappresentati i flussi dei cicli tecnologici (flussi di materiali che sono progettati per circolare in alta qualità senza entrare nella biosfera) e si può notare che si ha la possibilità di avere diversi ricicli a diversi livelli di complessità ma la massima ampiezza del ciclo fornisce la massima riciclabilità. La figura illustra come i flussi di prodotti e di materiali basati su nutrienti biologici e tecnici attraversano il sistema economico. Più in generale quindi, la figura rappresenta l'economia che si ricostituisce tramite il design, andando ad ottimizzare i sistemi che la compongono (Ellen MacArthur Foundation, 2013).

Vi è quindi la necessità del completo passaggio all'economia circolare; questa transizione è l'opportunità di trasformare l'economia e di generare nuovi vantaggi competitivi e sostenibili per l'Europa, creando nuove opportunità commerciali e modi innovativi di produrre e consumare in maniera più efficiente. Infatti, la Commissione Europea ha creato un piano d'azione che supporta l'economia

circolare in ogni sua fase in modo tale da modernizzare e trasformare l'intera economia europea, spostandola verso una direzione più sostenibile (Commissione Europea, 2017). L'obiettivo del piano d'azione è quello di garantire il corretto quadro normativo per lo sviluppo dell'economia circolare nel mercato e di fornire chiari segnali agli operatori economici e alla società in generale sulla via da seguire, con obiettivi a lungo termine in materia di rifiuti nonché una serie di azioni concrete, ampie ed ambiziose, da realizzare entro il 2020 (Commissione Europea, 2015). Stimolando l'attività sostenibile nei settori chiave e le nuove opportunità commerciali, il piano contribuirà a sbloccare la crescita e il potenziale occupazionale dell'economia circolare (Commissione Europea, 2015).

1.2 LCA – Valutazione del ciclo di vita

Uno strumento chiave per l'implementazione di uno sviluppo sostenibile, è quello del metodo di analisi del ciclo di vita (*Life Cycle Assessment-LCA*), definito dalla SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), come:

“un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici e ambientali relativi a un prodotto/processo/attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente. La valutazione include l'intero ciclo di vita del prodotto/processo/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”.

Successivamente la ISO 14040:2006 lo definisce come:

“compilazione e valutazione attraverso tutto il ciclo di vita dei flussi in entrata e in uscita, nonché i potenziali impatti ambientali, di un sistema di prodotto durante tutto il suo ciclo di vita” (ISO, 2006).

Negli anni '60 del secolo scorso, l'approccio applicato per la valutazione degli impatti ambientali era di tipo “end of pipe”, ovvero si concentrava sul punto di emissione dell'inquinante, quindi sulla parte finale del processo, con l'obiettivo di ridurre le emissioni attraverso idonee tecnologie. Successivamente questo approccio è stato oltrepassato e ne è stato adottato uno preventivo, il *Life Cycle Thinking* (LCT), che prevede l'analisi degli impatti ambientali causate dalle fasi di vita attribuibili ad un prodotto, processo o servizio, cercando di ridurre, a monte

piuttosto che a valle, l'impatto ambientale. L'LCT rappresenta quindi un nuovo modo di affrontare l'analisi degli impatti ambientali ed è inoltre stato posto come base delle politiche ambientali appartenenti all'Unione Europea. Per questo motivo risulta necessario analizzare l'intero ciclo di vita di un prodotto in quanto l'obiettivo principale di quest'ultimo approccio consiste nell'evitare lo spostamento degli impatti ambientali su altre fasi del ciclo di vita, cercando in questo modo di minimizzarli.

L'analisi del ciclo di vita fa ingresso nell'Unione Europea a partire dagli anni '90, la metodologia riceve un forte impulso quando nel 2001 viene inquadrata all'interno dei Green Paper sulla politica integrata di prodotto (*Integrated Product Policy-IPP*). La IPP è un approccio che tenta di ridurre l'impatto ambientale dei prodotti, nell'arco dell'intero ciclo di vita. L'idea di base "*is that integration of environmental impacts at each stage of the life cycle of the product is essential and should be reflected in decisions of stakeholders*" (Commission of the European Communities, 2001). Essa dichiara inoltre che il termine "politica integrata", "*this refers to consideration of the whole life cycle of products covering all stages from the mining of raw materials to the production, distribution, use, recycling and/or recovery and final disposal*" (Commission of the European Communities, 2001). Un ulteriore step viene fatto nel 2003 quando la Commissione Europea afferma che l'analisi di ciclo di vita fornisce il miglior framework per la valutazione dei potenziali impatti ambientali di un prodotto. La Commissione Europea ha spiegato che nonostante ci sia una certa standardizzazione è necessario proseguire nel dibattito e fare analisi scientifiche per cercare di ottenere delle modalità di lavoro più standardizzate ed applicabili in maniera più oggettiva, vi è la necessità di produrre delle linee guida per poter implementare la metodologia. Arrivando ad oggi l'UE ha proceduto all'utilizzo del ciclo di vita in cui l'idea generale è quella di valutare la sostenibilità di un prodotto/servizio e dare la possibilità ai consumatori di poter sceglierne uno rispetto ad un altro basandosi su informazioni oggettivate da criteri di sostenibilità ambientale.

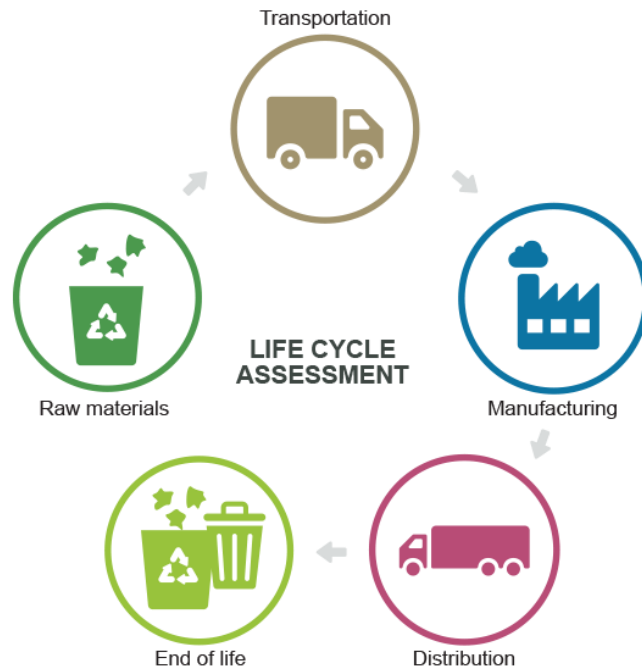


Figura 4-Schema di Life Cycle Assessment

La valutazione di ciclo di vita è quindi quello strumento che permette di misurare le performance ambientali di un prodotto o servizio, quantificando gli impatti ambientali potenziali a causa dei flussi di materiali da e verso l'ambiente, cioè le risorse che vengono estratte e le conseguenze ambientali legate alle emissioni. La capacità di pensare all'intero ciclo di vita permette di evitare che gli impatti sull'ambiente vengano trasferiti nelle diverse fasi del ciclo, da un comparto ambientale all'altro, fra diverse aree geografiche o su altri product system, senza ridurre complessivamente l'impatto ambientale. Con questa metodologia è possibile quindi focalizzarsi sulle fasi più impattanti in modo da rendere più efficiente l'intervento che dovrà essere messo in atto.

1.2.1 Descrizione del metodo

Le principali norme di riferimento per l'implementazione della metodologia LCA sono la ISO 14040:2006 e la ISO 14044:2006.

La valutazione del ciclo di vita si articola, all'interno di un processo iterativo, in quattro fasi principali come mostrato in Figura 5:

1. Definizione dell'obiettivo e campo d'applicazione (Goal and Scope Definition);

2. Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory - LCI) in cui viene compilato un bilancio degli input e output presenti nel sistema in analisi, in termini di massa e di energia;
3. Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment - LCIA) potenziali ambientali diretti e indiretti;
4. Interpretazione (Interpretation) di quelli che sono i risultati ottenuti, analisi della sensitività, definizione delle raccomandazioni e dei limiti.

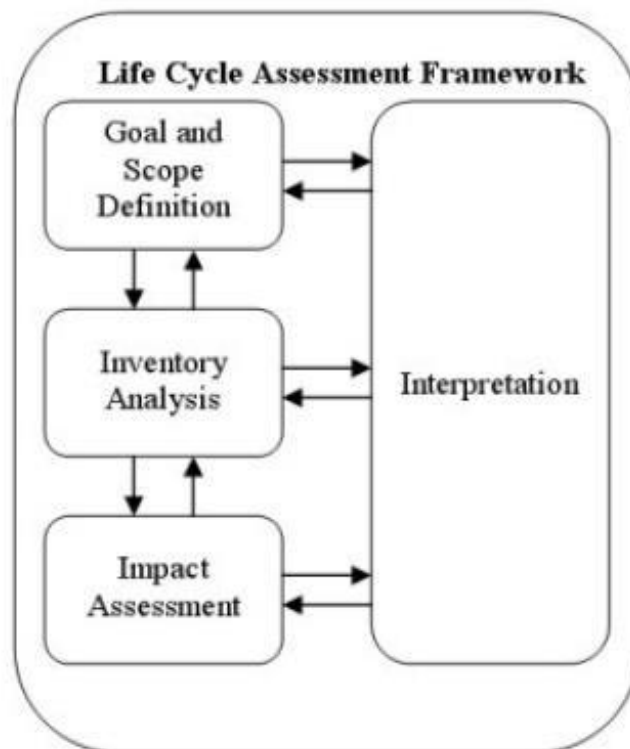


Figura 5 -Schema riassuntivo delle fasi principali all'interno di uno studio LCA (ISO, 2006)

Effettuare uno studio LCA è quasi sempre un processo iterativo ed anzi è consigliabile iterare almeno una volta l'analisi; per fare ciò ci si avvale dei risultati che si ottengono nell'ultima fase dello studio, i quali servono a rispondere a ciò che si pone come obiettivo iniziale. Inoltre, nelle iterazioni successive, le impostazioni iniziali (definizione degli obiettivi ed ambito di applicazione) possono essere generalmente perfezionate e talvolta anche riviste. Per raggiungere la precisione richiesta con il minimo sforzo necessario, si consiglia di raccogliere dati e selezionare fonti di dati esterne in modo iterativo, in quanto la prima iterazione può utilizzare dati generici soprattutto per le tecnologie completamente nuove e i sistemi di prodotto complessi (European Commission, 2010).

1.2.2 Definizione obiettivi e campo di applicazione

Le applicazioni dirette a tale metodologia sono ad esempio il miglioramento delle performance ambientali e lo sviluppo riferito ai prodotti, una pianificazione strategica realizzata dalle organizzazioni e dalle scelte che queste decidono di compiere insieme all'elaborazione delle politiche ambientali, marketing e la commercializzazione di prodotti e servizi in modo da mostrarne impatti e performance ambientali per ottenere certificazioni (Ecolabel, EPD ad esempio). Definire l'obiettivo e il campo d'applicazione è la fase iniziale, si definisce la motivazione per cui si necessita di uno studio LCA, un possibile scopo per il quale si intraprende è fornire informazioni circa le performance di un prodotto, per la creazione di un benchmarking ossia il confronto con un prodotto di riferimento o per migliorare il sistema di gestione dell'azienda.

All'interno di questa prima fase, sono suddivise le fasi di definizione degli obiettivi e campo d'applicazione: è nella prima fase, quella di definizione degli obiettivi, in cui si dichiara se i risultati ottenuti saranno resi pubblici o sfruttati internamente dall'azienda e quindi il target di riferimento al quale esso è indirizzato. Sono inoltre definite le assunzioni, le limitazioni di applicazione ovvero si esprime un giudizio sull'applicabilità generale dei risultati che si otterranno da questo studio. Inoltre, deve essere definito chi ha commissionato il lavoro. La definizione degli obiettivi è decisiva per tutte le altre fasi di una LCA, in quanto guida tutti gli aspetti dettagliati dell'ambito di applicazione, che a sua volta definisce il quadro di lavoro delle fasi successive.

Il campo d'applicazione identifica ciò che si andrà a studiare, si definiscono infatti:

- la funzione e di conseguenza l'unità funzionale, ovvero l'oggetto che sarà il riferimento di tutto lo studio e a cui ogni flusso di input e output sarà normalizzato così da permettere confronti dei risultati, tra prodotti/servizi simili, che siano validi;
- il flusso di riferimento, ovvero la quantità di prodotto, servizio o processo necessaria a soddisfare la funzione scelta.

Sono poi identificati i confini del sistema e le regole di cut-off, la qualità dei dati richiesta, le categorie di impatto scelte ed il loro metodo di valutazione (European Commission, 2010).

L'unità funzionale rappresenta quindi un passaggio chiave e delicato dell'analisi di ciclo di vita poiché ad essa sono riferiti quantitativamente i flussi entranti ed uscenti che, previa normalizzazione, assicurano un confronto veritiero dei risultati di LCA; è necessario quindi accertarsi che nel caso in cui si voglia fare comparazione sia fatta su una base comune.

L'oggetto di uno studio LCA è un sistema di prodotto, ovvero l'insieme delle unità di processo interconnesse da flussi, di prodotto ed elementari, che definiscono quali parti del ciclo e quali processi appartengono al sistema analizzato. Le unità di processo rappresentano le funzioni principali del processo, sono definite come la più piccola parte di unità del sistema per il quale sono raccolti i dati, quest'ultimo inteso come l'insieme dei processi che servono al prodotto per soddisfare la funzione e l'unità funzionale, per il quale si calcolano i flussi in entrata e in uscita; le unità di processo sono connesse tra loro dai cosiddetti flussi intermedi.

Un flusso elementare costituisce un flusso di materia o energia che entra nel sistema o viene direttamente emesso in ambiente senza subire trasformazione alcuna; quello intermedio è invece un flusso che connette due unità di processo che al loro interno contengono ogni attività relativa ad una o più operazioni; i flussi di prodotto costituiscono flussi di materia o energia che hanno subito, prima di entrare nel sistema, o che subiranno, dopo la loro uscita dal sistema, qualche tipo di trasformazione da parte dell'uomo, oppure ci si riferisce ad essi nel caso in cui siano materiali in uscita dal sistema che saranno utilizzati. Per poter determinare quindi le unità di processo che necessitano di essere incluse nell'analisi, si tracciano i confini del sistema che, grazie a digrammi di flusso, permettono di delimitare le unità di processo che si prendono in considerazione dal resto della tecnosfera dalla quale vengono presi flussi di prodotti che sono stati realizzati dall'uomo. La scelta di quale siano i confini del sistema entro cui definire lo studio LCA dipende dall'obiettivo che si pone lo studio, le diverse possibilità sono riassunte di seguito:

- Confine “from cradle to grave”: letteralmente dalla culla alla tomba, si applica questo approccio quando tutte le fasi del ciclo di vita vengono

considerate. Serve a determinare le ipotesi di miglioramento o per confrontare due o più prodotti che hanno la stessa funzione;

- Confine “from cradle to gate”: letteralmente dalla culla al cancello, in fase di studio viene stabilito quale sia il cancello da utilizzare come confine, può esso arrivare alla fase dell’uso o anche solamente alla fase di estrazione. Viene utilizzato questo quando per esempio si vogliono comparare due prodotti che svolgono la stessa funzione ma che partono da materie prime differenti o in alternativa è utilizzato quando si vogliono migliorare le prestazioni ambientali;
- Confine “gate to gate”: letteralmente dal cancello al cancello, si analizza solamente un processo produttivo, evitando di studiare le fasi precedenti e successive a questo processo, ci si avvicina a questo confine nel momento in cui si vogliono implementare politiche di miglioramento. Questo tipo di studio è utilizzato quando si vogliono confrontare processi produttivi differenti attraverso i quali si ottiene lo stesso prodotto, partendo dalle stesse materie prime;
- Zero burden: relativo alle diverse tipologie di gestione e smaltimento dei rifiuti, si valutano solo le fasi successive al fine vita, quali ad esempio il riutilizzo, il riciclo, il recupero. È un approccio di tipo orizzontale e non verticale, nel senso che non si considerano gli stadi che hanno portato alla generazione del rifiuto che quindi viene trattato come flusso elementare. Questo caso viene utilizzato quando si vogliono comparare due o più scenari alternativi di trattamento dei rifiuti.

Uno schema dei possibili confini del sistema viene presentato di seguito in Figura 6:

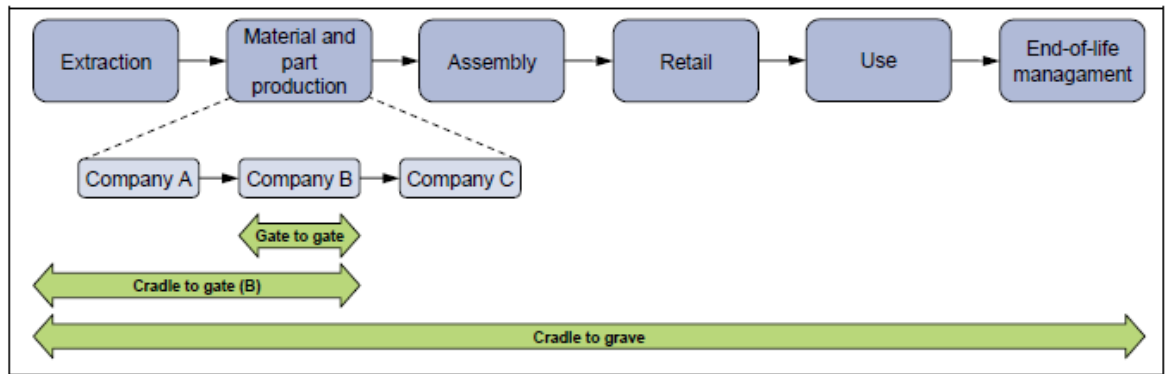


Figura 6-Set di dati schematico per i confini cradle to grave, cradle to gate, gate to gate. Ogni tipo svolge una funzione specifica come modulo da utilizzare in altri studi LCA (European Commission, 2010)

Per quanto riguarda gli aspetti della qualità dei dati, oltre al concetto di completezza, la rappresentatività è un concetto chiave all'interno di studi LCA con le sue tre componenti: tecnologica, geografica e temporale. Quando si modella un sistema, la rappresentatività dell'inventario è completata però dall'adeguatezza del dataset nel contesto del sistema specifico in cui viene utilizzato: la rappresentatività dell'inventario caratterizza la misura in cui l'inventario rappresenta il processo tecnologico cui si riferisce. L'adeguatezza caratterizza la misura in cui un dataset in un modello rappresenta il processo o il prodotto veramente richiesto (European Commission, 2010). Pertanto, è importante assicurarsi che ogni qualvolta vengano utilizzati dati al fine della modellazione del sistema, essi siano metodologicamente consistenti, poiché influiranno sulla qualità finale dell'analisi. Maggiore è la consistenza metodologica del dataset dei dati di inventario e maggiore sarà l'accuratezza, pertanto è possibile approssimarsi al valore reale di performance ambientale del processo che si intende analizzare. Una illustrazione dei concetti di precisione ed accuratezza viene mostrato in Figura 7, in cui è definito che il termine accuratezza è definito come l'accordo tra il valore reale e la media delle misure delle osservazioni ripetute o stime di una variabile; una misura accurata non presenta errore sistematico (Frey, et al., 2006).

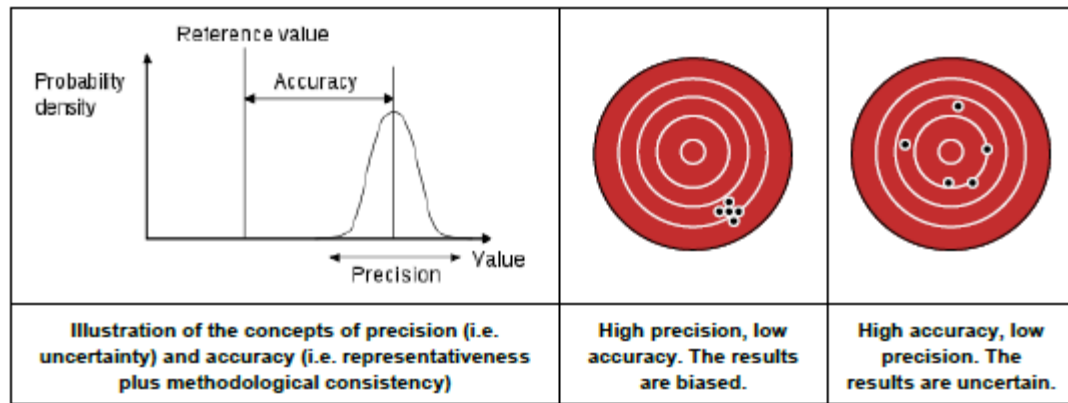


Figura 7-Illustrazione dei concetti di precisione (per esempio incertezza) e accuratezza (per esempio consistenza metodologica e rappresentatività) (European Commission, 2010)

Inoltre, i requisiti di qualità dei dati sono inoltre definiti sulla base di criteri, quali:

- Precisione: misura della variabilità dei valori dei dati per ciascun dato espresso (per esempio la varianza), come definita nella ISO 14044:2006;
- Completezza: quantità di flussi misurata o stimata rispetto al totale;
- Consistenza: valutazione qualitativa riferita alla metodologia di studio, la quale deve essere applicata in modo uniforme alle varie componenti analizzate;
- Riproducibilità: valutazione qualitativa della misura in cui le informazioni sulla metodologia e i valori dei dati consentirebbero di riprodurre i risultati riportati nello studio;
- Incertezza delle informazioni: ad esempio dati, modelli ed ipotesi. La ISO 14044:2006 non definisce l'incertezza, ma utilizza il termine per esprimere il grado quantitativo della mancanza di precisione, cioè la sua misura (negativa) per esempio l'errore (ISO, 2006).

La rappresentatività, ovvero la valutazione qualitativa del grado con cui il dataset riflette la vera popolazione di interesse (ISO, 2006), è composta, come sopraccitato, da tre aspetti:

- Rappresentatività tecnologica: di un processo o sistema, identifica il grado con cui i dati d'inventario lo rappresentano, rispetto alle vere caratteristiche tecnologiche o tecniche che sono documentate nelle informazioni descrittive del dataset;

- Rappresentatività geografica: di un processo o sistema, identifica il grado in cui i dati di inventario lo rappresentano rispetto all'ubicazione (sito, regione, paese, etc);
- Rappresentatività temporale: di un processo o sistema, identifica il grado per il quale i dati d'inventario lo rappresentano rispetto all'età del dataset. La tecnologia cambia nel tempo, dunque la rappresentatività temporale è strettamente legata alla rappresentatività tecnologica.

1.2.3 Analisi di inventario (LCI)

La fase di analisi di inventario (Life Cycle Inventory-LCI) è la seconda fase di uno studio LCA (European Commission, 2010). Consiste nella programmazione della raccolta dati e dei calcoli per collezionare in un secondo tempo dati primari e secondari, al fine di quantificare i flussi in input ed output del sistema e risolvere l'eventuale problema di multifunzionalità. Molti sistemi sono multifunzionali e possono generare più di un prodotto, oppure sottoprodotti che possono essere riutilizzati all'esterno del sistema e pertanto vengono definiti come co-prodotti. In questo caso, devono essere conteggiati solo gli input e gli output del processo per la funzione analizzata. Strettamente correlata alla scelta della modellazione LCI appropriata è la scelta del modo in cui la multifunzionalità dei processi e dei prodotti debba essere risolta, raggruppata nel termine allocazione secondo la ISO 14044. Diversi sono gli approcci impiegati per risolverla, ma la scelta dell'approccio più appropriato dipende dall'obiettivo dello studio, dai dati e dalle informazioni disponibili e dalle caratteristiche del processo o del prodotto multifunzionale. Il modo più appropriato per risolvere questo problema deve essere identificato nella fase del campo di applicazione della LCA o nella fase di inventario durante la pianificazione della raccolta dei dati. La ISO 14044 presenta una gerarchia di approcci diversi a questo problema; l'allocazione (ripartizione dei flussi) andrebbe quanto più evitata, in modo da evitare di aggiungere incertezza, soggettività al tipo di operazione che si intende fare e in generale di introdurre errori. Si preferisce suddividere l'unità di processo in più sotto-processi (metodo della suddivisione) e raccogliendo dati specifici per il singolo prodotto in esame, mentre un'altra opzione è l'espansione dei confini del sistema quando i diversi sistemi devono essere resi comparabili, andando ad includere i co-prodotti. Quando non è possibile evitare

l'allocazione, allora gli input e gli output del sistema devono essere ripartiti tra diversi prodotti o funzioni in base a relazioni di tipo fisico, come massa o energia, o in ultima ratio sulla base del valore economico che corrisponde al loro prezzo di mercato. I sottoprodotti necessitano di ulteriori trattamenti prima di essere messi in commercio, pertanto il loro valore economico non rappresenta a pieno il processo avvenuto all'interno dello stabilimento in analisi. In secondo luogo, i sottoprodotti sono riutilizzati all'interno del sistema stesso per cui è complicato definirne un valore economico. Infine, il mercato è fluttuante e così anche i prezzi ed in questo è determinante il periodo e/o l'anno in cui viene fatta l'analisi LCA.

Effettuando la raccolta dati si ha una maggiore comprensione di ciò che si è deciso di analizzare, pertanto questa fase comporta una possibile identificazione di eventuali assunzioni necessarie o di nuovi requisiti o una ridefinizione dei confini del sistema ed è in questa fase che viene richiesto il maggior sforzo dal punto di vista del tempo necessario alla realizzazione di un LCA.

All'interno di questa fase, sono presenti due sotto-fasi, riguardanti la raccolta dei dati e l'allocazione, quest'ultima sopramenzionata. Per quanto riguarda la raccolta dei dati, possono quindi essere collezionati dati che presentano fonti differenti:

- Dati primari, ovvero quel tipo di dati raccolti direttamente presso le aziende per esecuzione dell'analisi LCA in oggetto;
- Dati secondari che sono generati da banche dati, manuali, letteratura scientifica.

I dati primari sono direttamente raccolti nelle aziende, infatti a causa della specificità di alcuni processi, l'uso di dati primari permette una maggiore affidabilità nei risultati. Quando non è possibile ottenere dati primari dalle aziende, possono essere usati dati secondari provenienti da letteratura o database; utilizzando questo tipo di dati, ovviamente i risultati saranno affetti da una minor precisione. Precisione e specificità sono due caratteristiche in generale che andrebbero preferite, poiché caratterizzano un dato come più rappresentativo.

La raccolta dati (data collection) è il punto fondamentale di questa fase, poiché devono essere individuati e organizzati (spesso tramite tabelle e fogli di calcolo) tutti gli input/output che intervengono all'interno del sistema analizzato. Questi

flussi vanno suddivisi tra elementari (emissioni in aria, acqua e suolo, consumo di materie prime) ed intermedi (rifiuti conferiti in discarica, emissioni liquide in ingresso a sistemi di depurazione etc.) Successivamente, i dati sono riferiti al flusso di riferimento. Per la modellazione del sistema, esistono alcuni programmi di modellazione degli studi LCA contenenti un'ampia gamma di banche dati di processi e di flussi appartenenti ai vari settori. I software LCA, essendo quindi dotati di ampi dataset, risultano utili nel momento in cui si intende progettare un prodotto che abbia una minore impronta ambientale in termini di emissioni, ottimizzare un processo riducendone i costi di produzione o ad esempio creare report ambientali. La modellazione del sistema in questo lavoro di tesi, come si vedrà, è stata eseguita con il software GaBi sviluppato da thinkstep.

1.2.4 Valutazione degli impatti (LCIA)

La valutazione di impatto (Life Cycle Impact Assessment) è la fase che ha lo scopo di valutare la magnitudo dei potenziali impatti, deve essere attentamente pianificata per raggiungere l'obiettivo e lo scopo di uno studio LCA. Con questa fase si identificano i temi ambientali rilevanti, permettendo di correlare i flussi trovati nella fase di inventario a temi ambientali mediante indicatori di impatto relativi a quelle che sono definite come aree di protezione quindi alla salute umana, all'ambiente naturale e all'esaurimento delle risorse (ISO, 2006). Problemi come scelta, modellazione e valutazione delle categorie di impatto possono introdurre soggettività in questa fase, è quindi molto importante riportare chiaramente le scelte e le assunzioni fatte. Il risultato della fase di LCIA dovrebbe essere inteso come l'individuazione di potenziali impatti ambientali piuttosto che come la previsione di reali impatti ambientali. Secondo la normativa ISO 14044 (ISO, 2006) questa fase può essere riassunta in quattro step fondamentali, di cui i primi due obbligatori mentre gli ultimi due facoltativi:

- Fase di classificazione;
- Fase di caratterizzazione;
- Fase di normalizzazione;
- Fase di ponderazione.

Il problema fondamentale di questa fase riguarda la soggettività, in quanto si è costretti ad intraprendere alcune scelte piuttosto che altre. Si arriva a questa fase avendo a disposizione una serie di flussi elementari provenienti dalla fase di inventario trovati tramite dati primari o tramite dataset. La fase di classificazione consiste nell'attribuire ad un flusso elementare una o più categorie di impatto potenziali; in questa fase si valutano solamente gli impatti potenziali reputati rilevanti durante la prima fase di goal and scope, una volta cioè stabilite le finalità dello studio. Sono identificate le tipologie d'impatto su cui agisce il sistema in esame, tenendo conto di tre criteri: quello della completezza, in cui si considerano tutte le categorie su cui il sistema potrebbe agire; il criterio dell'indipendenza grazie al quale si cerca di evitare quanto più possibile intersezioni tra categorie che porterebbero a conteggi multipli. Infine un ulteriore fattore da tenere in considerazione per la scelta delle categorie, è quello della praticità, poiché la lista formulata non può contenere un numero eccessivo di categorie di impatto quindi saranno selezionate le categorie sulla base delle specifiche problematiche ambientali che necessitano di essere analizzate.

Nella fase di classificazione quindi si attribuiscono ad ogni flusso elementare una o più determinate categorie di impatto. Secondo la ISO 14044 (ISO, 2006) l'indicatore di una categoria di impatto può essere scelto in qualsiasi punto lungo il percorso di impatto che collega i dati di inventario agli impatti sulle aree di protezione, come mostrato in Figura 8 che rappresenta una breve illustrazione di quello che è il concetto degli indicatori di categoria.

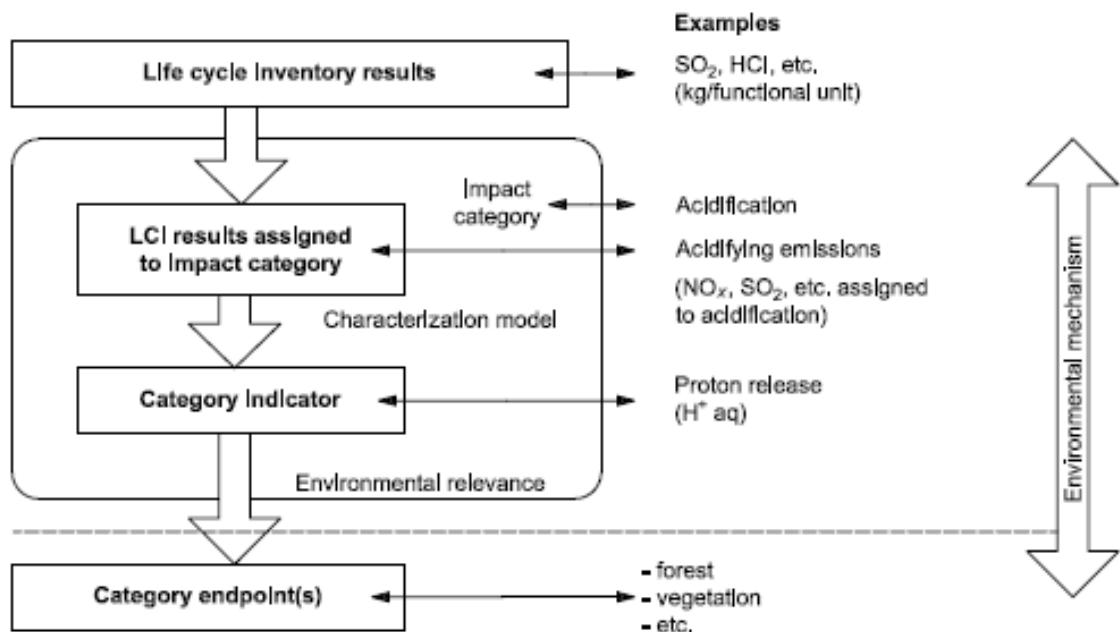


Figura 8-Concetto degli indicatori di categoria (ISO, 2006).

Esistono due tipi di indicatori che rappresentano quantitativamente ogni categoria di impatto: midpoint ed endpoint. Per i primi, il calcolo viene composto cercando un punto, lungo la catena causa-effetto, che collega l'emissione dell'inquinante all'impatto ambientale, scegliendo il punto in cui, da quel momento, indipendentemente dalla sostanza che si considera, l'effetto sarà il medesimo; un esempio sono le sostanze climalteranti in cui come punto comune viene preso il momento in cui si va a modificare il forzante radiativo. Il secondo tipo di indicatori fanno invece riferimento al recettore finale (salute umana, qualità degli ecosistemi ad esempio) e al danno che esso subisce, calcolando l'impatto effettuato dalle diverse sostanze emesse e consumate. Uno schema a step rappresentante dei due metodi midpoint ed endpoint viene rappresentato in Figura 9.

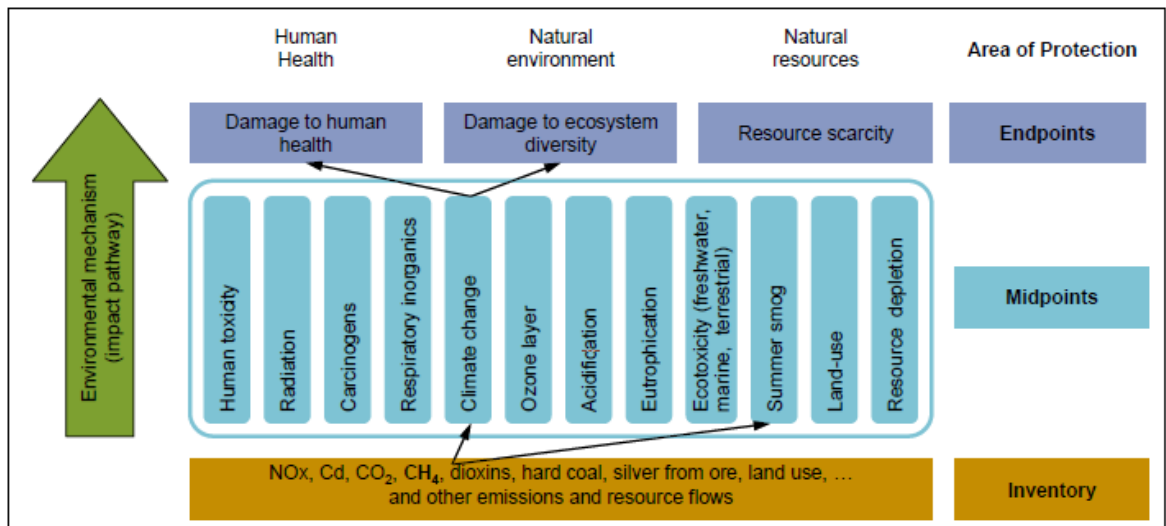


Figura 9-Schema a step dall'inventario agli endpoint di categoria (European Commission, 2010)

Non vi è scelta migliore tra l'utilizzo di approcci midpoint piuttosto che endpoint, la scelta dipende dall'obiettivo e dal target di riferimento. Per esempio, se l'obiettivo è una semplice comunicazione, allora si preferiscono approcci endpoint, altrimenti se l'obiettivo è un chiaro quadro degli impatti indotti e una visione più dettagliata, sono preferibili approcci midpoint.

In seguito alla classificazione, si prosegue con la fase di caratterizzazione, la quale consiste nel quantificare l'impatto attraverso fattori di equivalenza o di caratterizzazione (CF). Il fattore di caratterizzazione rappresenta il contributo di una singola sostanza rispetto ad uno specifico tema ambientale; in altre parole non è altro che un numero necessario alla conversione dei risultati provenienti dalla fase LCI, in unità comuni per essere così confrontabili, ottenuti grazie a considerazioni di tipo scientifico. Ad esempio una delle categorie di impatto studiate e che sarà analizzata nel presente lavoro di tesi è l'impatto del potenziale di riscaldamento globale (Global Warming Potential-GWP). La categoria di impatto GWP rappresenta una combinazione di effetti, quello del tempo di permanenza in atmosfera di ogni gas e la loro efficacia nell'assorbimento della radiazione infrarossa che la Terra emette, quindi è una misura di quanto un dato gas serra contribuisca al riscaldamento globale rispetto alla CO₂. In questo caso, il forzante radiativo è l'indicatore relativo alla categoria di impatto GWP, espressa in termini di CO₂ equivalente (CO_{2eq}) e quindi il fattore di caratterizzazione per l'anidride carbonica è impostato ad 1. Se si desidera conoscere il valore dell'impatto per un'emissione di 3 kg di metano allora bisogna moltiplicare la massa di metano

emessa per il proprio fattore di caratterizzazione, il quale è 28, considerando il GWP a cento anni secondo il metodo di impact assessment CML 2001 versione gennaio 2016. Ciò significa che, un'emissione di 1 kg di metano in ambiente è equivalente all'emissione di 28 kg di CO₂. Il GWP per l'emissione di 3 kg di metano sarà 84 kg CO_{2eq}. L'impatto totale è il risultato della sommatoria tra tutti i contributi delle sostanze climalteranti. Viene così creato il cosiddetto profilo ambientale, che non è altro che la quantificazione degli impact score del sistema per ogni categoria di impatto scelta.

È necessario scegliere una metodologia per esprimere gli impact scores. Ci sono differenti metodologie, basate su metodi di caratterizzazione; la scelta del metodo di caratterizzazione è basata su diversi criteri quali ad esempio rilevanza, robustezza scientifica, applicabilità, riproducibilità. La scelta della metodologia dipende anche dall'obiettivo dello studio. Esistono molteplici categorie di impatto che possono essere considerate negli studi LCA, ma di seguito viene fornita una breve spiegazione delle quattro categorie di impatto considerate nel presente lavoro di tesi:

- **Global Warming Potential (GWP):** si riferisce al potenziale di riscaldamento globale in quanto alcuni gas hanno una buona capacità di assorbimento della radiazione infrarossa che viene riemessa dal suolo, causando in tal modo un aumento della temperatura nei bassi strati dell'atmosfera e determinando l'ormai comune effetto serra. Il forzante radiativo, ossia la misura dell'influenza che un fattore ha nell'alterare i flussi energetici entrati ed uscenti dal sistema dell'atmosfera terrestre, viene pertanto modificato;
- **Ozone Depletion Potential (ODP):** si riferisce alla riduzione dell'ozono stratosferico che fa sì che la stratosfera abbia una minore capacità di trattenere la radiazione UV. Questo avviene perché alcuni composti gassosi (CFC ad esempio) persistenti permangono in atmosfera per molto tempo reagendo con l'ozono stratosferico. Con questo indicatore si misura quindi il contributo alla riduzione della concentrazione dell'ozono stratosferico, il quale fa aumentare la radiazione UV con effetti dannosi su recettori quali uomo e natura;
- **Acidification Potential (AP):** il potenziale di acidificazione si genera poiché principalmente gli ossidi di zolfo e azoto provenienti dalla combustione di

combustibili fossili (NO_x e SO_x) sono in grado di rilasciare protoni in ambiente causando il problema dell'acidificazione rendendo ogni matrice più acida a causa dell'abbassamento del pH;

- Eutrophication Potential (EP): si riferisce al potenziale di eutrofizzazione, a causa di emissioni di composti di azoto e fosforo in corpi idrici provenienti da fonti naturali o antropiche. Queste causano effetti come bloom algale che determina una riduzione di ossigeno disponibile con conseguente anossia sul fondo del corpo idrico come effetto della deposizione di materiale organico. La distinzione che si fa è nel calcolo, perché se si considera eutrofizzazione marina allora sono considerate anche le emissioni in aria dei composti contenenti azoto; al contrario se si considera una eutrofizzazione di acqua dolce sono considerate solamente le emissioni in acqua.

La fase successiva che secondo la normativa ISO è possibile intraprendere, è quella facoltativa di normalizzazione. Questa permette di esprimere i risultati, in seguito alla fase di caratterizzazione, utilizzando dei punteggi numerici di riferimento. La fase di normalizzazione aggrega i risultati, dividendo ogni impact score nel suo fattore di normalizzazione; questa operazione la si esegue per ogni categoria di impatto. I fattori di normalizzazione esprimono l'impatto totale che si verifica in una regione di riferimento per una determinata categoria di impatto (ad esempio cambiamento climatico, eutrofizzazione, etc) in un anno di riferimento (JCR, 2014). La fase di normalizzazione è utile quindi a contestualizzare gli impatti e la tipologia di riferimento per la quale si divide il punteggio. Secondo la ISO 14044, questi possono essere diversi, come gli impact score totali di una data area geografica (può essere questa globale, regionale o nazionale), gli impact score di una data area geografica su base pro-capite o di sistemi di prodotto simili, o ancora tramite impact score di un benchmark di riferimento. Intraprendere questa fase, potrebbe essere utile per comprendere meglio l'importanza relativa e la magnitudo dei risultati ottenuti, per individuare eventuali inconsistenze e quindi tentare di rendere maggiormente comunicabili i risultati e in seguito preparare la fase di pesatura o interpretazione.

La fase di LCIA termina con la ponderazione, anch'essa fase non obbligatoria. Consiste nell'assegnazione di un peso alle varie categorie d'impatto in accordo alla loro importanza relativa; è basata sull'attribuzione di valori che possono essere

monetari, standard, giudizi forniti da panel di esperti. Pertanto, il risultato finale è un risultato pesato basato su una scala di valori soggettiva. La normativa ISO al riguardo non fornisce esempi di metodi di ponderazione ed inoltre secondo la norma ISO 14044 (ISO, 2006), la ponderazione non deve essere utilizzata in studi destinati ad essere resi pubblici e che permettono dichiarazioni comparative. La fase di LCIA infatti, necessita di ulteriori approfondimenti scientifici in quanto la soggettività legata alla scelta del metodo di ponderazione e della scelta dei pesi che è variabile secondo le priorità che si intendono fissare, probabilmente non consentirà di raggiungere un consenso internazionale.

1.2.5 Interpretazione dei risultati

È la fase riferita all'interpretazione dei risultati, l'ultima fase di uno studio LCA. La fase di interpretazione è utilizzata per rispondere alle domande formulate durante la definizione degli scopi ed obiettivi, ed eventualmente per riformulare gli stessi. Si ricavano le conclusioni, raccomandazioni, si identificano eventuali problematiche avute lungo tutto il percorso etc. Tramite l'analisi dei contributi è possibile individuare gli hot spot del sistema, cioè i processi ed i flussi che incidono sui risultati. Lo studio deve essere integrato con un'analisi di sensitività. Quest'ultima viene eseguita verificando quanto cambiano i risultati sulla base di scelte differenti nel modello (analisi di scenario), oppure variando singoli dati in input cercando di capire le risposte degli indicatori ambientali a valle (analisi di sensibilità), individuando le funzioni che li legano, le variabili indipendenti importanti ed eventualmente migliorarle in termini di precisione ed accuratezza dell'informazione stessa. Per una migliore comprensione dei risultati, soprattutto nella fase di interpretazione, si ritiene utile anche una valutazione dell'incertezza dei risultati stessi. In questo modo si migliora la trasparenza, consistenza, riproducibilità e affidabilità di questo genere di studi.

1.3 Incertezza

Il tema dell'incertezza e della sua stima è un argomento ampiamente dibattuto, complesso e in ambito LCA, in continua evoluzione. La necessità di una guida che fornisca spiegazioni chiare e concrete è grande. L'incertezza è importante nel caso in cui si desideri effettuare misure di buona qualità e capirne i risultati (Bell, 1999).

Modellare l'incertezza dei dati non è pratica comune nelle fasi di inventario dell'analisi di ciclo di vita (LCA), anche se sono disponibili differenti tecniche per stimare ed esprimere l'incertezza per propagare l'incertezza fino ai risultati del modello finale. L'analisi del ciclo di vita sta avanzando come importante strumento per fornire supporto ai decision maker nel giudicare e confrontare prodotti simili e concorrenti, strategie di miglioramento, criteri per l'assegnazione dell'etichetta Ecolabel (Huijbregts, 1998). L'origine che hanno i dati, provenienti da misure o da modelli, la mancanza stessa di dati, producono significative incertezze (Wei, et al., 2015). Rapportarsi con l'incertezza dei dati dovrebbe essere parte integrante di ogni studio di Life Cycle Assessment, in quanto la valutazione dell'incertezza può fornire un prezioso contributo all'interno di uno studio che utilizza questo tipo di metodologia (Notten, et al., 2003).

Nessuna misura è esatta. Lo scopo di una misurazione è quello di fornire informazioni circa una quantità di interesse, un misurando. Quando una quantità viene misurata, i risultati dipendono dal sistema di misurazione (JCGM, 2009), dalla procedura di misurazione, dalle abilità dell'operatore e da altri effetti (Bell, 1999). Anche se la quantità viene misurata diverse volte, nello stesso ambiente e nelle stesse circostanze, si ottiene generalmente un valore indicato diverso ogni volta. In generale quindi, il risultato di una misurazione è solamente una stima del valore del misurando, in quanto le operazioni di misurazione sono inevitabilmente affette da un grado di indeterminazione con il quale il processo di misurazione ottiene il risultato. Si può quindi ipotizzare che il valore della misura è, con una certa probabilità, compreso all'interno della distribuzione individuata da questa fascia di valori, e inoltre che, maggiore è il numero di misurazioni che ha fornito lo stesso risultato di misura, maggiore è l'attendibilità di quel risultato. Secondo la Norma UNI CEI 70099:2008 "Vocabolario di Metrologia – Concetti fondamentali e generali e termini correlati (VIM)" (UNI, 2008), il termine incertezza (di misura) viene definito come:

“parametro non negativo che caratterizza la dispersione dei valori che sono attribuiti a un misurando, sulla base delle informazioni utilizzate”

Il parametro sopracitato può essere, per esempio, uno scarto tipo chiamato incertezza tipo (o un multiplo specificato di questa), oppure può essere la semi-ampiezza di un intervallo avente una probabilità di copertura stabilita.

L'incertezza di misura comprende numerose componenti. Alcune di queste componenti possono essere valutate mediante valutazioni di categoria A, partendo dalle distribuzioni statistiche dei valori provenienti da una serie di misurazioni, e possono essere caratterizzate dai corrispondenti scarti tipo. Le altre componenti, che possono essere valutate mediante valutazioni di categoria B, possono essere caratterizzate da scarti tipo stimati in base a funzioni di densità di probabilità derivate dall'esperienza o da altre informazioni. Le due categorie per la valutazione dell'incertezza di misura sono quindi:

- Valutazione dell'incertezza di misura di categoria A: valutazione di una componente dell'incertezza di misura mediante un'analisi statistica di valori misurati di una grandezza ottenuti in determinate condizioni di misura (UNI, 2008);
- Valutazione dell'incertezza di misura di categoria B: valutazione di una componente dell'incertezza di misura con metodi diversi dalla valutazione di categoria A (UNI, 2008).

L'utilizzo di modelli e la presentazione dei risultati in intervalli o come intervalli di confidenza accresce il supporto alle decisioni di uno studio LCA. Nottern e Petrie (Notten, et al., 2003) sostengono che una valutazione d'incertezza per essere significativa, deve essere parte integrante dello studio ed inizia dallo step iniziale dell'analisi. Inoltre essi sostengono che lo scopo di una valutazione di incertezza non dovrebbe semplicemente essere quello di quantificare l'incertezza nei risultati, ma di fornire un meccanismo per indirizzare lo sforzo nel modello per gestire le incertezze. In ambito LCA per esempio, le emissioni che si vanno a stimare sono basate su assunzioni, modelli e input di dati (ad esempio fattori di emissione e dati di attività). Ognuno di questi tre aspetti può essere fonte di incertezza. L'analisi inizia con una concettualizzazione, ovvero un set di assunzioni circa la struttura di un inventario; le assunzioni tipicamente comprendono l'area geografica d'interesse, la media temporale, le categorie, i processi di emissione che sono inclusi. Le assunzioni e le scelte metodologiche che si compiono, determinano il bisogno di

dati ed informazioni. I dati, sia empirici o basati sul giudizio degli esperti, dovrebbero subire una adeguata raccolta (Frey, et al., 2006). Associare l'incertezza ai dati di LCA può offrire un miglioramento importante nella trasparenza, nella consistenza, nella riproducibilità e nella credibilità degli studi LCA.

1.3.1 Tipi e origini di incertezza

Sulla base del contesto a cui viene fatto riferimento, le fonti di incertezza vengono classificate in modo differente. Nel presente paragrafo viene fornita una breve descrizione dei tipi e delle origini di incertezza.

La stima di una determinata quantità può differire dal valore vero per diversi motivi. Alcune cause di incertezza (campionamento errato o limitazioni o l'accuratezza dello strumento) possono generare una stima ben definita e caratterizzata dell'intervallo del potenziale di incertezza. Altre cause di incertezza, possono essere più difficili da identificare e quantificare (Frey, et al., 2006).

Secondo la EN ISO 14044:2006, con il termine analisi di incertezza, ci si riferisce a:

“procedura sistematica per quantificare l'incertezza introdotta nei risultati di un'analisi d'inventario del ciclo di vita dovuta a causa di effetti cumulativi nell'imprecisione del modello, dell'incertezza di input e della variabilità dei dati”
(ISO, 2006).

La costruzione e l'analisi dei sistemi comporta potenziali fonti di incertezze, non solo nel caso di studi futuri, ma anche negli studi che descrivono la situazione attuale. Al fine di determinare se le differenze risultanti tra le alternative confrontate sono reali (statisticamente significative), è necessario effettuare una valutazione delle incertezze che accompagnano i risultati (European Commission, 2010).

Quando si parla di incertezza, una delle prime cose che potrebbero essere definite è la nozione stessa di incertezza. Il problema è appunto la complessità nel fornire una definizione pienamente soddisfacente. Facendo riferimento al problema dell'utilizzo di informazioni non disponibili, sbagliate o che mostrano un certo grado di variabilità, la divisione in tre tipi è la seguente:

- Dati per i quali non è disponibile alcun valore;

- Dati per i quali è disponibile un valore inappropriato;
- Dati per i quali è disponibile più di un valore.

Prima di procedere con lo studio sull'incertezza in maggior dettaglio, un confronto con la variabilità deve essere fatto. Quando l'incertezza si riferisce ad una mancanza di conoscenza significa che non sono disponibili dati o i dati disponibili sono errati o ambigui. La variabilità, al contrario, è una qualità dei dati che essenzialmente è di natura eterogenea, è una descrizione quantitativa dell'intervallo o variazione di un set di valori; misure comuni di variabilità includono ad esempio varianza e deviazione standard (U.S. Environmental Protection Agency, 2011). Nonostante il diverso significato che queste hanno, gli approcci per affrontarle mostrano grande sovrapposizione (Heijungs, et al., 2004).

Esistono quindi modi diversi per classificare l'incertezza. Senza entrare nei dettagli della definizione di queste categorie, la tabella sottostante elenca alcune suddivisioni.

Tabella 1- Classificazione delle incertezze secondo diversi autori (Heijungs, et al., 2004)

Bevington & Robinson (1992)	Morgan & Henrion (1990) Hofstetter (1998)	Huijbregts (2001)
systematic errors random errors	statistical variation subjective judgment linguistic imprecision variability inherent randomness disagreement approximation	parameter uncertainty model uncertainty uncertainty due to choices spatial variability temporal variability variability between sources and objects
Funtowicz & Ravetz (1990)	Bedford & Cooke (2001)	US-EPA (1989)
data uncertainty model uncertainty completeness uncertainty	aleatory uncertainty epistemic uncertainty parameter uncertainty data uncertainty model uncertainty ambiguity volitional uncertainty	scenario uncertainty parameter uncertainty model uncertainty

Osservando le diverse classificazioni, bisognerebbe domandarsi quali tipologie di incertezze sono utili a tutti. Gli autori Heijungs e Huijbregts sostengono per esempio che sia utile la classificazione fornita da Funtowics e Ravetz (Funtowicz, et al., 1990), in quanto fornisce una distinzione tra fonti e tipi di incertezza. Essi affermano che le tipologie di incertezza trattate sopra debbano guidare l'intero approccio per affrontare il tema e quindi necessitano di maggiore enfaticizzazione. Affermano inoltre, che le incertezze dei dati derivano dalla qualità o adeguatezza

degli stessi e sono utilizzati come input ai modelli. Le incertezze del modello sono quelle derivanti da una comprensione incompleta dei fenomeni stessi, o da approssimazioni numeriche che vengono utilizzate nelle rappresentazioni matematiche dei processi. L'incertezza sulla completezza dei risultati si riferisce a tutte le omissioni causate dalla mancanza di conoscenza. Quest'ultima è coinvolge inoltre gli altri tipi di incertezza già menzionati.

Esistono quindi diversi modi di classificare l'incertezza. Un altro aspetto poco enfatizzato è che i livelli di incertezza, relativi al ruolo della persona che la sperimenta, sono diversi. Quindi uno scienziato potrebbe essere incerto su un certo parametro, mentre un decision maker potrebbe essere incerto sulla decisione da prendere. Questa distinzione potrebbe essere di importanza critica nella scelta dei metodi per interfacciarsi con l'incertezza. (Heijungs, et al., 2004).

Secondo l'EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 2011), le tipologie di incertezza riguardano invece:

- Incertezza dei parametri;
- Incertezza dello scenario;
- Incertezza del modello

Il primo tipo riguarda l'incertezza dei dati di input dei processi, emissioni ambientali e caratteristiche tecnologiche; riflette l'incompleta conoscenza del valore reale di un parametro. Il secondo tipo riguarda scelte imposte dalla norma di riferimento relative all'unità funzionale, fattori di pesatura, orizzonti temporali, confini geografici, procedure di allocazione, etc. Infine, l'incertezza legata al modello, riguarda scelte relative a modelli matematici per derivare le emissioni e i fattori di caratterizzazione.

L'ILCD Handbook (European Commission, 2010) individua tre principali tipi di incertezza:

- Incertezza stocastica;
- Incertezza legata alle scelte;
- Incertezza dovuta alla scarsa conoscenza del sistema oggetto dello studio.

Le incertezze stocastiche dei dati di inventario e dei metodi LCIA devono essere considerate congiuntamente alle importanti incertezze relative alle scelte al fine di determinare come si propagano nei risultati finali dello studio LCA. L'incertezza stocastica del risultato finale può essere affrontata in due differenti metodi, ovvero attraverso una soluzione analitica (ad esempio sviluppo in serie di Taylor) oppure attraverso una simulazione (per esempio analisi di Monte Carlo). Il calcolo viene applicato per quantificare le incertezze dei parametri stocastiche dei dati. La simulazione di Monte Carlo è un metodo particolarmente adatto agli studi LCA, in quanto permette di variare molti fattori in parallelo e di calcolare l'incertezza complessiva risultante a livello di sistema. Quando si esegue questa analisi, si consiglia di considerare la correlazione tra i vari valori dei dati e i fattori di impatto, se noti. L'esito del calcolo di incertezza stocastica non dovrebbe essere sovrainterpretato; può anche avere un alto grado di incertezza e soprattutto di parzialità poiché non cattura le incertezze sistematiche, le lacune nella modellazione e nei dati. Per le incertezze stocastiche, la variazione nel risultato finale causata da differenti scelte deve essere gestita da calcoli separati per ciascuna combinazione delle scelte rilevanti individuate. I processi e i flussi che contribuiscono maggiormente ai risultati finali sono anche quelli con il maggior potenziale di contribuire all'incertezza dei risultati.

L'incertezza nei risultati di uno studio può inoltre avere quattro principali origini:

- Nel dato che viene utilizzato nell'analisi di inventario per rappresentare i flussi elementari per tutti i processi del sistema;
- Nel fattore di caratterizzazione che viene utilizzato nella valutazione degli impatti (LCIA) per la trasformazione dell'inventario in punteggio di impatto ambientale;
- Nelle assunzioni che vengono fatte durante la costruzione del sistema, (relative alla rappresentatività dei processi che vengono utilizzati nel modello);
- Nelle scelte che sono fatte sulle decisioni principali come i criteri di allocazione, il metodo di valutazione dell'impatto.

1.3.1.1 Incertezza stocastica

Affinché l'incertezza stocastica, ovvero l'incertezza riferita a descrizioni statistiche della varianza attorno alla media, dei dati di processo (come emissioni e input di risorse) e dei dati di valutazione di impatto (come i fattori di caratterizzazione) sia adeguatamente descritta in termini statistici tradizionali è necessario fornire una misura della media, una misura della variazione intorno alla media ed informazioni circa il tipo di distribuzione che i dati seguono. Spesso si presume che i dati misurati seguano una distribuzione normale o una distribuzione log-normale (nel qual caso il logaritmo del valore dei dati segue una distribuzione normale). Per le distribuzioni normali, la media e la deviazione standard sono utilizzati per descrivere la misura media e la variazione intorno alla media (European Commission, 2010).

1.3.1.2 Incertezza di scelta

In contrasto all'incertezza stocastica, la variabilità che accompagna le scelte effettuate durante uno studio LCA è di natura discreta, cioè sono possibili solo alcune opzioni specifiche. Nell'esecuzione di uno studio LCA, i momenti in cui vengono effettuate delle scelte sono molteplici, si riportano a titolo di esempio i principi di modellazione LCI, i criteri di cut-off, la determinazione dei confini del sistema, la scelta delle categorie di impatto e del metodo LCIA. A causa della natura discreta delle incertezze dovuta alla scelta, queste non sono descritte da una distribuzione statistica continua ma sono modellate a parte nell'LCA, secondo la creazione di scenari differenti (European Commission, 2010).

1.3.1.3 Mancanza di conoscenza

Il terzo tipo di incertezza è l'errore attribuibile all'ignoranza. Ad esempio la mancanza di conoscenza rispetto al sistema studiato, che porta all'omissione di dati o ad ipotesi errate su processi o i flussi elementari. L'ignoranza in questo senso è legata all'incertezza della scelta, nel senso che mostra un comportamento discreto, ma dal momento che non è realizzata, non può essere affrontata nel modo in cui le scelte vengono gestite. Non è gestito dalla valutazione quantitativa dell'incertezza, ma può essere rivelato da una revisione qualificata (European Commission, 2010).

Diverse sono quindi le cause di incertezza, che possono essere quantificate da mezzi statistici. Le incertezze possono essere quantificate da un'analisi statistica di dati

empirici, quantificando il giudizio di esperti sotto forma di funzione di densità di probabilità, oppure dalla combinazione di entrambi (Frey, et al., 2006).

1.3.2 Valutazione dell'incertezza

Diversi sono i metodi compresi e in generale accettati per propagare l'incertezza. Come mostra la Figura 10, secondo lo studio di Lloyd e Ries (2007), sono utilizzati metodi come la modellazione stocastica, la modellazione tramite scenari, tramite dataset fuzzy, tramite propagazione analitica di incertezza. Le opinioni circa l'appropriatezza di uno di questi metodi, sono differenti (Lloyd, et al., 2007).

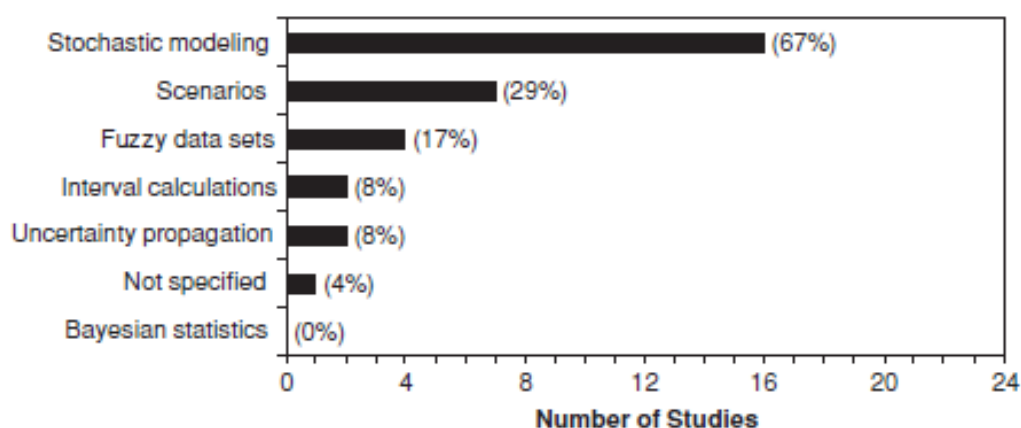


Figura 10-Metodi per stimare la propagazione dell'incertezza negli studi esaminati da (Lloyd, et al., 2007)

All'interno degli studi da loro analizzati, Heijungs (Heijungs, 1996) sostiene che, pur richiedendo complesse espressioni matematiche, la propagazione dell'incertezza analitica è efficiente e facilmente attuabile. Inoltre, tra sedici studi analizzati da Lloyd e Ries (2007), dieci utilizzano il metodo Monte Carlo e non il metodo analitico; sarà quindi di seguito accennata una descrizione del metodo Monte Carlo.

La propagazione degli errori è intesa come l'effetto dell'incertezza di una o più variabili sulla funzione delle variabili stesse. La propagazione può avvenire secondo due modalità:

- Metodo analitico
- Metodo Monte Carlo

Per quanto riguarda il primo metodo, la sua formula più semplice è contenuta nel caso in cui si combinano variabili che sono indipendenti quindi non correlate. La formula per la propagazione degli errori sta a significare che la varianza della funzione è la derivata della funzione rispetto alle diverse variabili, questa è elevata al quadrato e moltiplicata per la varianza di ciascuna variabile:

Equazione 1

$$\sigma_f^2 \approx \left| \frac{\partial f}{\partial x_1} \right|^2 \sigma_{x_1}^2 + \left| \frac{\partial f}{\partial x_2} \right|^2 \sigma_{x_2}^2 + \dots + \left| \frac{\partial f}{\partial x_n} \right|^2 \sigma_{x_n}^2$$

La formula sopra riportata deriva dall'espansione in serie di Taylor troncata al primo ordine:

Equazione 2

$$f \approx f^0 + \frac{\partial f}{\partial x_1} x_1 + \frac{\partial f}{\partial x_2} x_2 + \dots + \frac{\partial f}{\partial x_n} x_n$$

Tale espressione è valida in un intorno piccolo di f^0 quindi della funzione stessa; data una funzione, questa può essere approssimata con una funzione più semplice in un intorno di un punto assegnato. Più in generale è valida se le varianze delle singole variabili sono piccole. Se invece le varianze sono grandi, allora il metodo non risulta più valido ed è necessario un metodo differente.

Il metodo Monte Carlo, che prende il nome dal famoso casinò di Monte Carlo a Monaco, è utilizzato per produrre stime attraverso delle simulazioni, basandosi su di un algoritmo. È un metodo numerico probabilistico, utilizzato in statistica per la risoluzione di problematiche di varia natura, che presentano difficoltà analitiche che con metodi differenti sarebbero difficilmente superabili. In ambito LCA per esempio il database Ecoinvent contiene questo tipo di analisi. Il principio di questo metodo è l'estrazione casuale dei valori, partendo da una distribuzione di probabilità scelta. Se sono presenti più variabili, ognuna di essa viene estratta casualmente dalla sua distribuzione di probabilità e quindi un set completo di estrazioni prende il nome di evento. Il risultato del calcolo della funzione in cui sono state estratte le variabili con più eventi, è la distribuzione di probabilità della funzione stessa. Per estrarre un numero random, reale ma casuale tra 0 e 1, si impiegano dei generatori di numeri casuali in cui il numero successivo è una combinazione lineare di quello precedente di modulo m. Invece i generatori pseudo-

random sono più sofisticati. Vengono denominati in questo modo perché se vengono effettuate estrazioni molto lunghe, quando si arriva alla fine di esse, si ritrovano i valori iniziali; i numeri random dovrebbero essere associati ad un evento casuale (ad esempio un rumore di fondo di qualche strumento elettronico). La differenza sta nel fatto che, quando generata tramite algoritmo, l'estrazione diventa pseudo-random. Un esempio è la seguente formula:

Equazione 3

$$X_{n+1} = \frac{(aX_n + b) \bmod m}{m}$$

con a , b ed m “grandi”. Per esempio il programma Excel genera numeri pseudo-random tra 0 e 1 con l’ausilio della funzione “rand()”. Viene ricordato che i numeri considerati “buoni” sono quelli che hanno probabilità di ripetersi solamente dopo 10^{42} estrazioni. Applicando la formula precedente, il grafico risultante (con ascissa il numero d’ordine delle estrazioni e in ordinata l’estrazione X) assume la forma di una nuvola densa di punti ma che è circoscritta nel caso in cui il parametro a sia piccolo, mentre se grande una nuvola di punti casuali ripartita in modo uniforme, a causa del fatto che i numeri sono casuali.

Solamente dopo la definizione di un metodo per poter generare in maniera randomica un numero, è possibile estrarre numeri casuali in sequenza, per poterli infine utilizzare. Si può effettuare l’estrazione casuale di valori a partire da una distribuzione di probabilità, in questo modo la funzione di probabilità dei valori estratti segue una distribuzione di probabilità predefinita. Nell’impostazione del modello per eseguire tale metodo, è possibile avere una distribuzione gaussiana, avendo dei parametri in ingresso e osservando come l’errore si propaga nella funzione d’uscita. È necessario quindi estrarre una serie di numeri casuali in funzione della distribuzione normale. Per eseguire la simulazione Monte Carlo, i parametri devono prima di tutto essere specificati come distribuzioni di probabilità (Huijbregts, et al., 2001). Per l’estrazione casuale di valori che seguono una specifica distribuzione, bisogna estrarre un numero random r_1 tra 0 e 1, quindi trasformarlo in un valore della variabile all’interno di un intervallo tra i valori minimi e massimi (x_{\min} e x_{\max}) dove il minimo equivale a 0 e il massimo equivale ad 1. In seguito si calcola la probabilità del numero estratto x_i utilizzando la funzione di distribuzione di probabilità di x (per esempio funzione gaussiana). A

questo punto viene nuovamente estratto un numero random r_2 ma, se si normalizza la funzione in modo tale che il massimo equivalga ad 1, allora il numero random appena estratto separa verticalmente cioè se il numero random è maggiore della funzione in quel punto, non si considera l'evento. Se invece il numero random è inferiore alla funzione in quel punto allora l'evento viene tenuto in considerazione. Alla fine dell'operazione i valori accettati si concentrano dove la probabilità è più alta. Se si hanno a disposizione probabilità molto basse e si desidera comunque avere comunque una distribuzione è necessario effettuare un numero piuttosto elevato di estrazioni. Un esempio grafico viene fornito nella Figura 11.

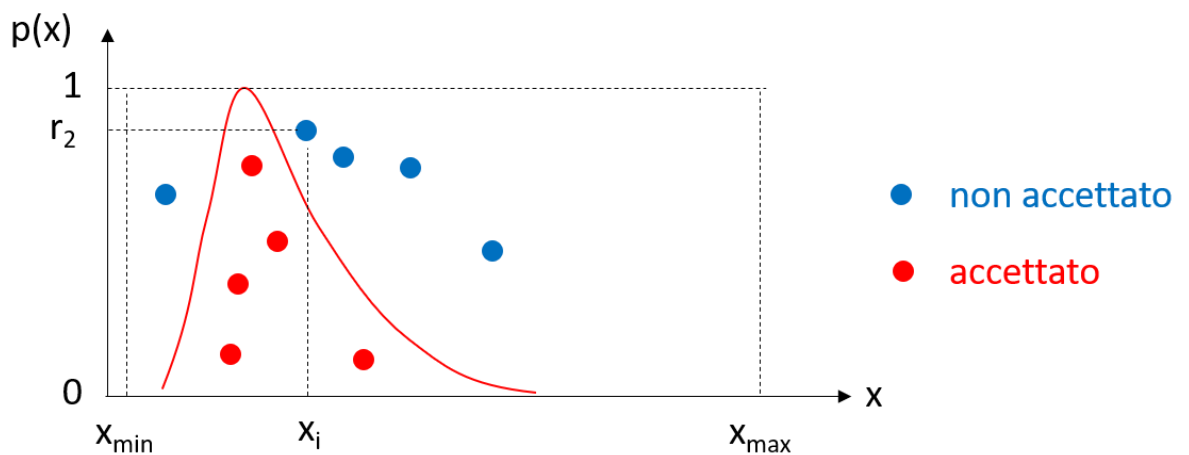


Figura 11-Esempio di estrazione casuale di valori partendo da una distribuzione di probabilità (Contin, 2018)

I calcoli ripetuti producono una distribuzione dei valori di output previsti, riflettendo le incertezze dei parametri calcolati (Huijbregts, et al., 2001). Si raccomanda inoltre di eseguire l'analisi di sensitività, spesso chiamata anche come analisi della perturbazione, per determinare quali sono i parametri importanti per la simulazione probabilistica (Huijbregts, et al., 2001).

Per comprendere quale sia il numero esatto di estrazioni da effettuare, viene eseguita l'analisi di convergenza. Tramite questo metodo, al crescere del numero di prove e quindi di estrazioni effettuate, la frequenza relativa di un qualunque evento casuale converge verso la probabilità dell'evento stesso: si prende quindi il numero di iterazioni in cui il risultato è pressoché costante. Generalmente, nell'ambito delle

scienze statistiche, possono essere eseguite tra le 20000 e le 30000 estrazioni, ma molto spesso un numero di estrazioni compreso tra 1000 e 2000 può essere considerato accettabile. Secondo Huijbregts (Huijbregts, et al., 2001) un run della simulazione a 10000 iterazioni all'interno di un modello LCA, sono considerate sufficienti per ottenere un grafico di frequenza rappresentativo delle variabili in uscita.

1.4 Incertezza nella PEF/Ecoinvent

La PEF (*Product Environmental Footprint*) fino a questo momento ha utilizzato analisi di tipo quantitativo, tramite un approccio simile alla banca dati Ecoinvent, all'interno della quale è stata utilizzata l'analisi Monte Carlo per inserire l'incertezza nei propri dataset.

L'approccio di default applicato per quantificare l'incertezza nella seconda versione di Ecoinvent per la sola distribuzione lognormale è un approccio semi-quantitativo basato sull'utilizzo della cosiddetta "pedigree matrix". Vengono considerati due tipi di incertezza: l'incertezza di base U_b e le incertezze aggiuntive (ovvero le incertezze causate da dati imperfetti) (Muller, et al., 2014). Ad oggi sono ancora pochi i database come quello di Ecoinvent che includono esplicitamente il dato di incertezza. Tramite questo metodo, un dato e la sua incertezza (di base ed aggiuntiva) è modellizzato utilizzando una funzione di densità di probabilità (PDF-probability density function), nella recente versione 2 del database viene utilizzata solamente la distribuzione lognormale. La quantificazione dell'incertezza (basata sulla distribuzione lognormale) è in larga misura derivata da una valutazione qualitativa dei dati (Frischknecht, et al., 2005).

La PEF è una misura multi-criteriale delle prestazioni ambientali di un prodotto o un servizio lungo il suo intero ciclo di vita. Tale metodica si basa sul principio della valutazione di materialità (materiality assessment), focalizzandosi cioè dove realmente vi è bisogno, ovvero la necessità è quella di concentrarsi su quegli aspetti e parametri che sono i più rilevanti nel determinare le prestazioni ambientali di un determinato prodotto; in questo modo vengono ridotti i tempi, gli sforzi e i costi necessari per eseguire l'analisi (European Commission, 2017). Questo approccio è sviluppato lungo due aree principali: la prima riguarda le categorie di impatto, le fasi di ciclo di vita, i processi ed i flussi elementari mentre la seconda riguarda i

dati necessari. Siccome i processi più rilevanti sono quelli che guidano il profilo ambientale di un prodotto, questi devono essere valutati utilizzando dati di qualità superiore rispetto a quelli di minor rilevanza, indipendentemente da dove si verificano nel ciclo di vita del prodotto. In uno studio LCA basato sulla PEF, stimare le incertezze dei risultati può favorire il miglioramento continuo, oltre ad aiutare i destinatari a valutarne la robustezza e l'applicabilità dei risultati dello studio. Le principali fonti di incertezza negli studi PEF sono due (Commissione Europea, 2013). La prima si riferisce all'incertezza stocastica dei dati inerenti all'utilizzo delle risorse ed emissioni in cui le incertezze stocastiche (parametri e modelli) si riferiscono a descrizioni statistiche della varianza intorno a una media/valore medio. Per i dati normalmente distribuiti, tale varianza è solitamente descritta in termini di media e deviazione standard. I risultati della metodologia PEF sono calcolati utilizzando medie di dati (ossia la media di punti di rilevamento multipli per un dato di processo); inoltre l'incertezza può essere valutata e comunicata mediante appropriati strumenti statistici (JRC, et al., 2012). La seconda fonte di incertezza negli studi PEF, si riferisce all'incertezza legata alle scelte, si tratta di un'incertezza derivante dalle scelte metodologiche, ivi compresi i principi di modellazione, i confini del sistema, le scelte di allocazione e altre ipotesi di carattere tecnologico, temporale, geografico etc. Tali incertezze non sono facilmente riconducibili alla descrizione statistica, ma possono essere caratterizzate unicamente attraverso l'analisi di scenario (ad esempio: creando i worst/best scenario del medesimo modello per i processi rilevanti) e un'analisi della sensitività (JRC, et al., 2012). All'interno della metodologia Product Environmental Footprint è altresì citato un requisito specifico per gli studi conformi: deve essere fornita una descrizione qualitativa delle incertezze dei risultati, per le incertezze relative ai dati primari e/o secondari e le incertezze relative alle scelte, al fine di favorire una valutazione complessiva delle incertezze dei risultati dello studio PEF. La metodologia propone l'utilizzo dell'analisi di Monte Carlo o altri strumenti idonei per le valutazioni quantitative dell'incertezza relativa ai dati primari e secondari. L'influenza delle incertezze legate alle scelte effettuate dovrebbe essere valutata nei limiti superiore e inferiore dello studio attraverso l'analisi di sensitività e di scenario.

CAPITOLO 2. Scopo del lavoro e descrizione del caso studio

Il presente lavoro di tesi si pone come obiettivo testare la norma UNI 11698. Per fare ciò, si serve di un caso studio dal quale trarre i dati. Il caso studio in questione, è un'azienda produttrice di piastrelle ceramiche, serve ad ottenere concretamente dei risultati in modo da applicare in seguito la norma UNI 11698 (UNI, 2017) che sarà spiegata nei capitoli successivi. La norma tenta di definire delle regole di dettaglio su come affrontare l'analisi di incertezza dal punto di vista quantitativo, poiché fino ad oggi questo tipo di analisi è stata svolta dal punto di vista qualitativo mediante ad esempio l'analisi di Monte Carlo. La LCA ed il lavoro di tesi, sono stati realizzati in collaborazione con Thinkstep nella sede italiana di Ravenna; è stato utilizzato il software GaBi 8 per la modellazione, sviluppato proprio da Thinkstep (Thinkstep, 2018). In collaborazione con Thinkstep è stato inoltre redatto un rapporto tecnico nel quale sono stati messi in evidenza i metodi, le stime ed i calcoli applicati per l'applicazione della norma oggetto di studio.

Il presente lavoro di tesi si articola come segue: nel presente capitolo viene descritto il caso studio e la norma UNI 11698; il terzo capitolo saranno i materiali e metodi, all'interno del quale sarà descritta la LCA e la sua modellazione, insieme anche all'applicazione della norma. Seguiranno i risultati e discussioni nel capitolo quarto, in cui i risultati saranno organizzati in tabelle Excel e suddivise per le quattro categorie di impatto scelte per poter stimare e dichiarare l'incertezza. In tale capitolo saranno riportati anche i problemi che si sono riscontrati nell'applicare la norma e alcune raccomandazioni su come potrebbe essere migliorata. Il capitolo cinque sarà dedicato alle conclusioni.

2.1 Caso studio: produzione di piastrelle

Il caratteristico processo di produzione di piastrelle generiche di ceramica viene rappresentato mediante un diagramma di processo e descritto di seguito.

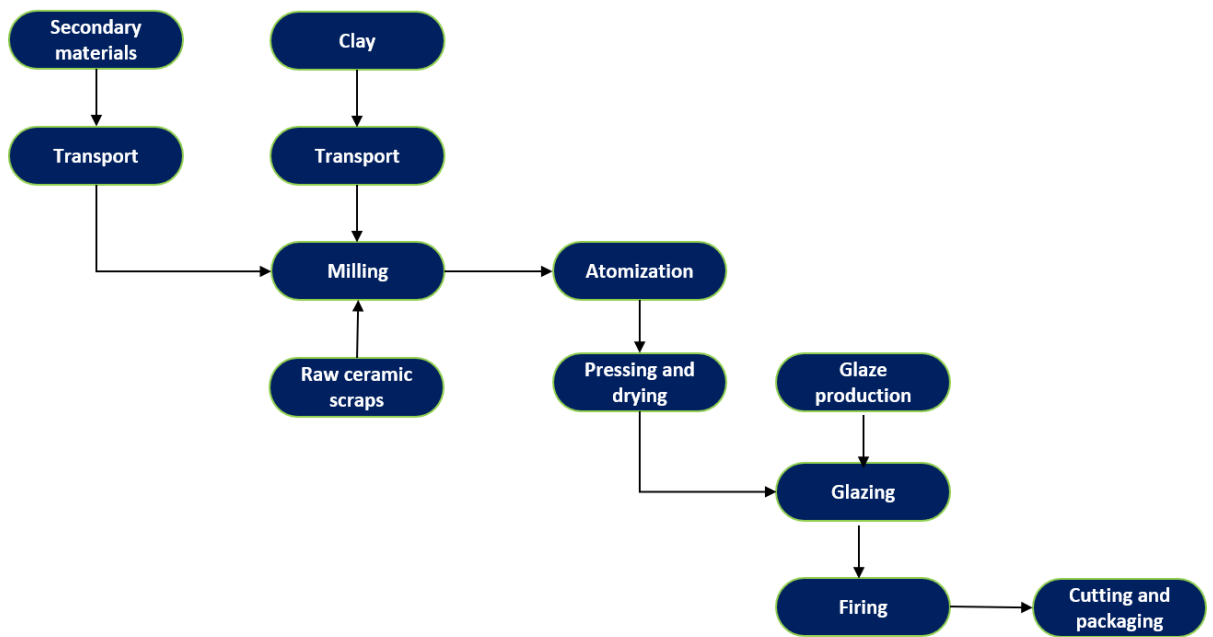


Figura 12-Diagramma di processo per la produzione di piastrelle in ceramica.

Il processo di produzione parte da una serie di materiali grezzi, quali ad esempio materie prime plastiche come argilla, feldspato, sabbia e caolino e materie prime non plastiche come fondenti, additivi e coloranti che vengono trasportati all'impianto di produzione. La ceramica è un materiale che viene fabbricato partendo da polveri che, in arrivo allo stabilimento, vengono macinate ad umido in modo da essere granulometricamente omogenee con cui si vanno a ridurre le dimensioni delle particelle, aumentandone la superficie specifica. L'impasto creato viene atomizzato in modo da aumentarne il contenuto di secco. Nei processi ad umido, l'impasto prodotto (con circa il 25-30% di acqua) è trattato in atomizzatori che utilizzano energia termica da gas naturale e ad alta pressione in modo da produrre una polvere secca con granuli sferici con distribuzione appropriata della dimensione, pronta per essere pressata (Confindustria Ceramica, 2016). La formatura può essere per pressatura od estrusione nel caso in cui la macinazione avvenga a secco; in questo caso avviene per pressatura impiegando speciali stampi; successivamente si passa alla fase di essiccamento e di smaltatura, previa produzione di questi smalti, pigmenti ceramici ed affini. Infine subiscono il processo di cottura, che ha luogo a differenti temperature che dipendono dal tipo di piastrella di ceramica prodotta, ma indicativamente la temperatura si aggira tra i 1000°C e i 1300°C in modo da raggiungere le tipiche caratteristiche che deve presentare una piastrella, ovvero quelle di abrasione, di assorbimento di acqua, di

resistenza ad agenti chimici e di durabilità (Confindustria Ceramica, 2016). Successivamente vengono tagliate e a questo punto sono pronte per il packaging. Il principale tipo di piastrella in ceramica è il grès porcellanato, caratterizzato da una struttura molto compatta e performance piuttosto elevate.

Per motivi legati alle tempistiche, è stato deciso che lo studio LCA presenta i confini del sistema del tipo “from cradle to gate”, come spiegato nel paragrafo 1.2.2, in cui il gate è riferito al cancello dello stabilimento di produzione delle piastrelle di ceramica. Non sono prese quindi in considerazione la fase d’uso e nemmeno quella di fine vita, ma si tiene in considerazione ogni fase fino a quella di produzione delle piastrelle.

2.2 Standard europeo 15804 e le PCR

Lo standard europeo EN 15804 è una norma che fornisce le regole principali delle categorie di prodotto (*PCR-Product Category Rules*) per tutti i prodotti e servizi di costruzione. Fornisce una struttura per garantire che tutte le dichiarazioni di prodotti ambientali (*EPD-Environmental Product Declaration*) di prodotti da costruzione, servizi di costruzione e processi di costruzione siano derivate, verificate e presentate in modo armonizzato (European Committee for Standardization-CEN, 2013). Tecnicamente questa norma viene definita come Core-PCR nel senso che si tratta di una normativa piuttosto generica, sulla quale si sono successivamente basate differenti PCR minori, ma altresì maggiormente specifiche. La norma 15804 infatti, può essere utilizzata per tutto ciò che concerne il campo del building, come per esempio mattoni, piloni, piastrelle. Le EPD all’interno del campo del building, infatti, si rifanno proprio a questa normativa, che viene quindi intesa come un’ampia e generica PCR. Più in generale, una PCR include tutti i documenti che forniscono regole, requisiti e linee guida per sviluppare una etichetta di tipo III per una specifica categoria di prodotti e rappresenta una parte fondamentale della normativa ISO 14025 in quanto consente la trasparenza e la comparabilità tra più EPD. Le PCR vengono quindi sviluppate con l’obiettivo di fornire “le regole di gioco comuni” in modo da identificare le caratteristiche che accomunano una determinata categoria di prodotto, definiscono i criteri e il tipo di informazioni che necessitano di essere utilizzate all’interno di uno studio LCA e sono lo strumento che ne permette la comparabilità. Le PCR minori ma maggiormente di dettaglio,

come si vedrà di seguito, hanno come linea guida la EN 15804 e non possono andare in deroga rispetto a quella. La normativa UNI 11698 (UNI, 2017) oggetto di questo lavoro di tesi e che sarà analizzata ed applicata nei capitoli successivi, fa anch'essa riferimento alla normativa EN 15804. Per questa ragione lo studio di analisi di ciclo di vita che è stato deciso di fare, inerente alla sola fase di produzione, fa riferimento alla fase di produzione di questa normativa, la quale comprende la cosiddetta fase A1-3 ovvero quella di produzione di materie prime (A1), la fase di trasporti (A2) e la fase di produzione del prodotto finito (A3), come riassunto nella Figura 13.

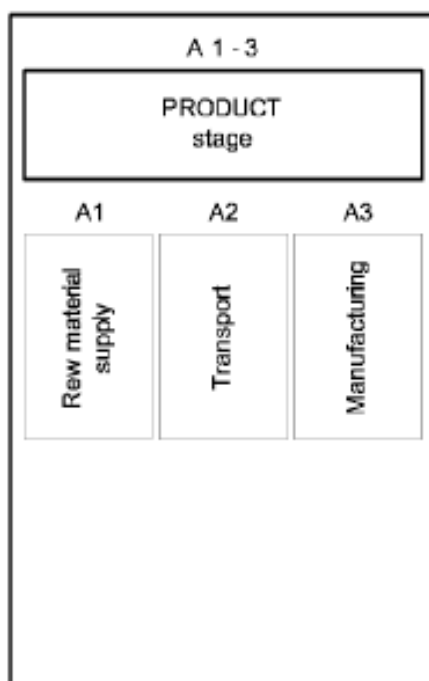


Figura 13-Confini del sistema, in accordo alla norma EN 15804 (European Committee for Standardization-CEN, 2013).

Bisogna notare che nel momento in cui si utilizza una PCR, si sottintende che sono eliminate le fonti di incertezza legate alle scelte, a causa del fatto che si suppone l'utilizzo di questa che va a guidare l'operatore ad ogni passo, evitando quanto più di obbligarlo a prendere decisioni.

2.3 UNI

La UNI, il cui acronimo sta a significare Ente Nazionale Italiano di Unificazione, è un'associazione privata senza scopo di lucro riconosciuta dallo Stato e dalla Unione Europea, che ha il compito di elaborare e pubblicare norme tecniche volontarie, note come norme UNI, in tutti i settori industriali, commerciali e del terziario. I soci

di UNI sono svariati, come imprese, professionisti, associazioni, enti pubblici, centri di ricerca, istituti accademici, rappresentanze dei consumatori e dei lavoratori, organizzazioni non governative, che insieme costituiscono una piattaforma multi-stakeholder di confronto tecnico unica a livello nazionale. Le norme tecniche sono documenti che definiscono le caratteristiche (dimensionali, prestazionali, ambientali, qualitative, etc.) di un prodotto, servizio o persona secondo lo stato dell'arte e sono il risultato di una condivisione di esperti. UNI appartiene al sistema di normazione europea CEN e, in quanto tale, quest'ultima impone il rispetto di requisiti di processo e strutturali in termini di parzialità e buon senso, efficacia e rilevanza, trasparenza e consistenza. Ogni norma nasce con l'obiettivo principale di essere impiegata da tutti coloro che, utilizzandola, dovrebbero trarne benefici e sono elaborate da organi tecnici preposti.

2.4 Norma UNI 11698

Come in ogni misura, anche la quantificazione dei potenziali impatti secondo il metodo LCA, comporta la gestione dell'incertezza; nel condurre uno studio di LCA, infatti, la mole di dati necessari è piuttosto significativa considerando anche che spesso bisogna ricorrere a fonti secondarie quali banche dati, letteratura, etc. Si è avuta quindi la necessità di creare una rete di procedure e regole tali da stimare, interpretare e dichiarare l'incertezza e in maniera tale da risolvere le svariate criticità circa la smisurata quantità di dati. La presente norma nazionale si occupa di fornire requisiti e linee guida per stimare, dichiarare ed utilizzare l'incertezza dei risultati di una valutazione di ciclo di vita. L'obiettivo principe è quello di supportare le organizzazioni, gli enti pubblici e gli stakeholders nel dichiarare ed utilizzare i risultati dell'analisi dell'incertezza che accompagnano gli studi LCA.

Come riportato nel paragrafo 1.3.1 e come proposto nell'ILCD Handbook (European Commission, 2010), nella presente norma si distinguono tre sorgenti di incertezza:

- Incertezza stocastica, suddivisa a sua volta in:
 - Incertezza sui dati d'inventario;
 - Incertezza sul metodo LCIA;
- Incertezza dovuta alle scelte;

- Incertezza dovuta alla mancanza di conoscenza del sistema.

L'unica sorgente che viene trattata all'interno della norma è l'incertezza stocastica derivante dai dati d'inventario in entrata allo studio LCA, che viene gestita includendola nei risultati e viene indicata come incertezza di misura, come definita nel paragrafo 1.3.1.1.

L'incertezza dovuta alle scelte e quella dovuta alla mancanza di conoscenza del sistema oggetto di studio sono ridotte e controllate tramite programmi condivisi, come le dichiarazioni EPD e il processo PEF. L'incertezza stocastica sul metodo LCIA, l'incertezza dovuta alle scelte e l'incertezza dovuta alla mancanza di conoscenza non sono trattate come incertezze di misura bensì come elementi di variabilità.

I valori di incertezza nel computo delle prestazioni ambientali in uno studio di LCA sono uno degli elementi di qualità (ISO, 2006) e per questa ragione la raccolta e l'utilizzo di dati di inventario deve perseguire quanto più possibile l'obiettivo di riduzione dell'incertezza. La norma UNI 11698 (UNI, 2017) individua percorsi differenziati anche al fine di promuovere procedure di acquisizione di dati che portino a ridurre l'incertezza.

Prima di procedere alla spiegazione dei passaggi per stimare l'incertezza, vengono fornite alcune definizioni in accordo al vocabolario di metrologia (UNI, 2008), al fine di una migliore comprensione.

L'incertezza tipo è definita come l'incertezza di misura espressa come scarto tipo, il quale è un indice delle misure sperimentali, ovvero un'espressione dell'incertezza di misura.

Con **incertezza tipo composta** si intende l'incertezza tipo che si ottiene impiegando le singole incertezze tipo associate alle grandezze d'ingresso del modello di misura.

L'incertezza estesa è definita come il prodotto di un'incertezza tipo composta e di un fattore maggiore di uno; il fattore dipende dal tipo di funzione di distribuzione di probabilità adottato per la rispettiva grandezza d'uscita del modello di misura e dalla probabilità di copertura scelta.

Con **intervallo di copertura** si intende l'intervallo che contiene l'insieme dei valori veri di un misurando con una probabilità stabilita, basata sulle informazioni disponibili.

Con **errore di misura** si intende il valore misurato di una grandezza meno il valore di riferimento di una grandezza.

L'errore di misura sistematico è una componente dell'errore di misura che in presenza di misurazioni ripetute rimane costante o varia in maniera prevedibile. È infatti uguale alla differenza tra l'errore di misura e l'errore casuale.

L'errore casuale infine è quella componente dell'errore di misura che in presenza di misurazioni ripetute varia in maniera non prevedibile. Il valore di riferimento di una grandezza, citato nella definizione di errore di misura, in un errore casuale è la media che sarebbe calcolata qualora si eseguisse un numero infinito di misurazioni ripetute dello stesso misurando; gli errori casuali di un insieme di misurazioni ripetute formano una distribuzione, che può essere sinteticamente rappresentata tramite il valore atteso, generalmente assunto pari a zero, e la varianza. L'errore casuale è quindi uguale alla differenza tra l'errore di misura e l'errore sistematico.

2.4.1 Procedura per l'inclusione dell'incertezza nell'LCA

2.4.1.1 Percorsi per la stima dell'incertezza estesa

Nella Figura 14 è riportato il digramma di flusso contenente i possibili percorsi per procedere al computo dell'incertezza estesa, per singola categoria di impatto in modo da valutare l'errore casuale associato ai dati d'inventario e stimarne l'incertezza di misura che ne deriva.

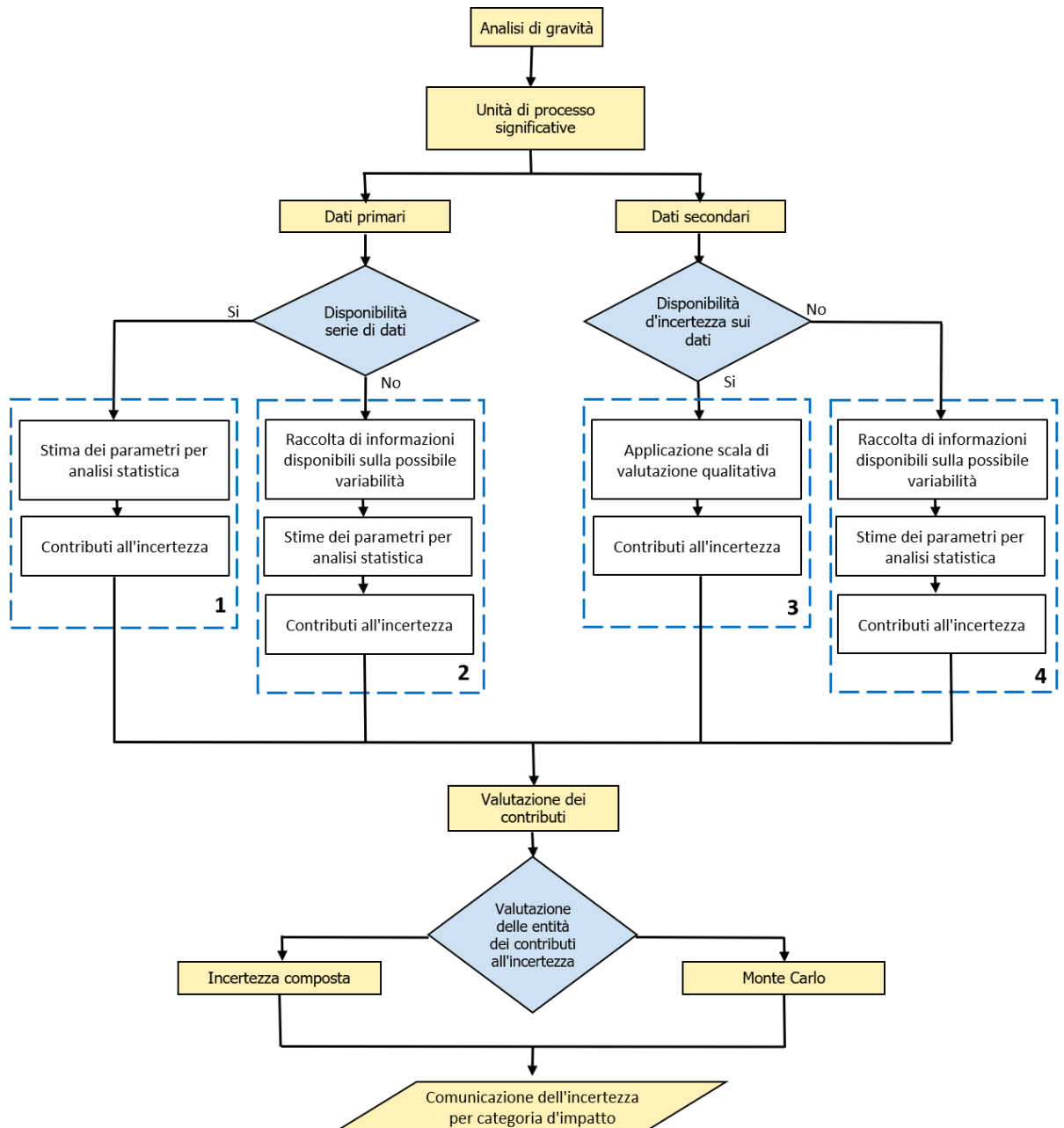


Figura 14-Diagramma di flusso contenente i percorsi per il computo dell'incertezza estesa per singola categoria d'impatto.

Il primo step da considerare per poter effettuare la stima dell'incertezza è il criterio di completezza: per ciascuna categoria di impatto, il grado di completezza (C) dei dati di inventario corredati da informazioni di incertezza deve essere almeno del 70%. Per valutare il criterio di completezza, come suggerisce la norma in accordo alla ISO 14044 (ISO, 2006), è possibile utilizzare lo strumento dell'analisi di gravità ovvero una procedura statistica che identifica i dati aventi il maggior contributo per ogni indicatore. Inoltre, tutte le unità di processo che singolarmente contribuiscono per più del 10% del risultato di LCIA per ogni categoria di impatto

devono essere incluse nell'analisi di incertezza. All'interno della norma è ben dichiarato che non può essere applicata la norma nei casi in cui non siano disponibili dati d'inventario con valori d'incertezza adeguati a superare il criterio di completezza, il quale può essere soddisfatto includendo dati primari o dati secondari. Come si vedrà nella parte di applicazione vera e propria della norma, è risultato necessario fare alcune assunzioni per poter meglio applicare la normativa UNI, come ad esempio il fatto che una volta decise le categorie di impatto da valutare, nel caso in cui il criterio di completezza non venga soddisfatto, bisogna considerare tutte quelle unità di processo anche inferiori al 10% in modo che si arrivi almeno alla soglia della completezza perché altrimenti non risulta possibile considerare la determinata categoria di impatto. Si vedrà quindi nella parte applicativa che sono state considerate anche unità di processo con un peso inferiore al 10% ma che sono risultate necessarie per raggiungere la soglia del 70%. Per ogni categoria di impatto, i dati di inventario che contribuiscono ad almeno il 70% del risultato del LCIA sono ottenuti dalla sommatoria dei valori percentuali delle singole unità di processo, come sarà meglio spiegato nei capitoli successivi. Siccome la norma non esplicita, per le unità di processo minori del 10%, quale sia il criterio da utilizzare per scegliere le unità di processo da considerare, l'assunzione fatta è stata quella di considerare le unità di processo aventi un peso percentuale prossimo al 10%.

Per il computo dell'incertezza su un dato primario deve essere verificata la disponibilità di una serie di dati che consenta la stima dell'incertezza. Nel caso in cui si abbia a disposizione una serie di dati e la relativa incertezza, allora si deve seguire il percorso 1. In caso negativo invece se non è disponibili una serie di dati primari, si deve stimare l'incertezza utilizzando informazioni sulla variabilità del dato, vale a dire seguendo il percorso numero 2. Le informazioni sulla variabilità del dato possono comprendere:

- Dati di misurazioni precedenti;
- Esperienza o conoscenza generale del comportamento e delle proprietà dei materiali e strumenti di interesse;
- Specifiche tecniche del costruttore;
- Dati forniti in certificati di taratura o altri;

- Incertezze assegnate a valori di riferimento presi da manuali.

Preso in considerazione uno studio LCA, le informazioni sopracitate possono essere tratte da:

- Banca dati;
- Dati di processo;
- Giudizio d'esperti oggettivato;
- Letteratura (ad esempio Best Available Technologies)

Queste considerazioni per il percorso 2, sono considerate valide anche per il percorso 4.

I dati d'inventario secondari inclusi nell'analisi potrebbero possedere informazioni sulla distribuzione della probabilità, misura della media, stima della variazione intorno alla media che necessitano di essere supportati e documentati, quando presenti, da adeguati metadati; i metadati sono le informazioni riguardo una risorsa (in LCA si intendono come metadati le informazioni sullo scopo del sistema di prodotto secondo la ISO 14044). Nel caso siano disponibili tali informazioni, si deve seguire il percorso 3. In caso negativo invece, si deve stimare l'incertezza utilizzando informazioni sulla variabilità del dato, ovvero il percorso 4 che necessita delle stesse considerazioni come il percorso 2.

Per stimare i contributi all'incertezza, nel caso del percorso 1, deve essere svolta una stima dei parametri per analisi statistica sulla serie di dati disponibili in cui, nella maggioranza dei casi, il valore medio q delle n osservazioni (media aritmetica) rappresenta la migliore stima dei valori attesi μ_q di una grandezza q che varia casualmente e della quale sono state ottenute n osservazioni indipendenti q_k nelle stesse condizioni sperimentali. L'equazione rappresenta la formula per la media aritmetica:

Equazione 4

$$\bar{q} = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n q_k$$

Le singole osservazioni q_k differiscono a causa di variazioni casuali delle grandezze d'influenza, o effetti aleatori. La variabilità dei valori osservati q_k , o più

specificatamente la loro dispersione intorno alla media q , è considerata utilizzando la formula della varianza riportata in Equazione 5.

Equazione 5

$$s^2(q_k) = \frac{1}{n-1} \sum_{k=1}^n (q_k - \bar{q})^2$$

Questa stima della varianza e la sua radice quadrata positiva $s(q_k)$, denominata scarto tipo sperimentale, caratterizzano la dispersione intorno alla media q .

Seguendo il diagramma di flusso riportato in Figura 14, per i percorsi 2 e 4 l'assegnazione dell'incertezza al dato puntuale e l'ottenimento dei contributi all'incertezza devono essere svolti utilizzando informazioni circa la loro possibile variabilità, come spiegato precedentemente nel caso in cui il percorso che si desidera seguire sia il 2. Per il percorso 3, le informazioni d'incertezza associate ad un dato secondario devono essere valutate ed eventualmente modificate attraverso il giudizio di esperti. Tali giudizi devono poi essere organizzati in una scala qualitativa, come definito nell'appendice A della norma UNI 11698 e che viene di seguito riportato l'esempio in Tabella 2.

Tabella 2-Scala di valutazione qualitativa (UNI, 2017).

Indicatore			Livelli di qualità				
			1	2	3	4	5
Completezza	% di flussi elementari considerati rispetto ad un ipotetico livello di copertura ideale	Criterio	Ottima completezza superiore al 90%	Buona completezza tra 80 e 90%	Completezza sufficiente compresa tra 70 e 80%	Completezza scadente compresa tra 50 e 70%	Completezza pessima inferiore al 50%
		Incertezza aggiuntiva U_2	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20
Rappresentatività Temporale	Grado con cui il set di dati rispecchia le specifiche condizioni del sistema considerato in riferimento al tempo, età dei dati, includendo i dataset in background (se presenti)	Criterio	Meno di 4 anni dalla data di rilascio o revisione del dato	Meno di 6 anni dalla data di rilascio o revisione del dato	Meno di 8 anni dalla data di rilascio o revisione del dato	Meno di 10 anni dalla data di rilascio o revisione del dato	Più di 10 anni dalla data di rilascio o revisione del dato
		Incertezza aggiuntiva U_3	1,00	1,03	1,10	1,20	1,50

Rappresentatività Geografica	Grado con cui il set di dati rispecchia la vera popolazione in esame con riferimento all'area geografica, includendo i dataset in background (se presenti)	Criterio	I processi inclusi nel dataset sono pienamente rappresentativi dell'area geografica di riferimento	I processi inclusi nel dataset rappresentano bene l'area geografica di riferimento	I processi inclusi nel dataset sono sufficientemente rappresentativi dell'area geografica di riferimento	I processi inclusi nel dataset sono solo parzialmente rappresentativi per l'area geografica di riferimento	I processi inclusi nel dataset non sono rappresentativi per l'area geografica di riferimento
		Incertezza aggiuntiva U_4	1,00	1,00	1,02	1,05	1,10
Rappresentatività Tecnologica	Grado con cui il set di dati rispecchia la vera popolazione in esame con riferimento alla tecnologia in uso, includendo i dataset in background (se presenti)	Criterio	Le tecnologie considerate nel dataset coincidono con quelle modellizzate	Le tecnologie modellizzate sono incluse nel mix di tecnologie considerate dal dataset	Le tecnologie modellizzate sono rappresentative della tecnologia media utilizzata per processi simili	Gli aspetti tecnologici sono diversi da quelli considerati dal dataset	Gli aspetti tecnologici sono completamente diversi da quelli considerati dal dataset
		Incertezza aggiuntiva U_5	1,00	1,05	1,20	1,50	2,00

I criteri relativi ai livelli di qualità per l'indicatore della completezza sono stati adattati dalla guida PEF (JRC, et al., 2012), mentre per quanto riguarda tutti i valori indicati secondo i differenti livelli di qualità per ogni indicatore, sono tratti da (Frischknecht, et al., 2005).

La scala di valutazione qualitativa, come dichiarato all'interno della norma, è basata sull'implementazione di indicatori di qualità del dato (DQI). Il giudizio d'esperti deve essere organizzato in una scala di valutazione qualitativa che, ai fini della norma oggetto di studio, devono fare riferimento agli elementi di qualità dei dati riportati nella norma ISO 14044. La scala si applica ai moduli d'inventario per valutarne la rappresentatività rispetto al sistema analizzato. Essa è costituita da quattro indicatori di qualità, ognuno dei quali presenta cinque livelli di qualità. Ad ogni livello di qualità di ciascun indicatore è assegnata un'incertezza aggiuntiva rispetto all'incertezza di base. La tabella seguente riporta un elenco di incertezze U_b basate sul giudizio d'esperti che devono essere usate quando non si hanno a disposizione fonti per la determinazione di tale parametro (ad esempio data provider). Nella norma è dichiarato che nel caso in cui il flusso considerato nello studio non sia presente tra quelli elencati nella Tabella 3 riportante i valori delle incertezze U_b nella valutazione dello stesso deve essere utilizzato un valore cautelativo U_b pari a 2,00.

Tabella 3-Elenco delle incertezze di base U_b basate sul giudizio di esperti (UNI, 2017).

Inceteezze U_b			
Tipologia di input/output	Emissioni da Combustione (C)	Emissioni da Processo (P)	Emissioni da Agricoltura (A)
Domanda di:			
En termica, elettrica, semilavorati, attrezzi da lavoro, servizi trattamento rifiuti	1,05	1,05	1,05
Servizi di trasporto (km)	2,00	2,00	2,00
Infrastrutture	3,00	3,00	3,00
Risorse:			
Vettori energetici primari, metalli, Sali	1,05	1,05	1,05
Uso del suolo, occupazione	1,50	1,50	1,10
Uso del suolo, trasformazione	2,00	2,00	1,20
Inquinanti emessi in acqua:			
BOD, COD, DOC, TOC, composti inorganici (NH ₄ , PO ₄ , NO ₃ , Cl, Na, etc)		1,50	
Idrocarburi individuali, PAH		3,00	

Metalli pesanti		5,00	1,80
Pesticidi			1,50
NO3, PO4			1,50
Inquinanti emessi nel suolo:			
Oli, idrocarburi totali		1,50	
Metalli pesanti		1,50	1,50
Pesticidi			1,45
Inquinanti emessi in aria:			
CO2	1,05	1,05	
SO2	1,05		
NMVOC totali	1,50		
NOx, N2O	1,50		1,40
CH4, NH3	1,50		1,20
idrocarburi individuali	1,50	2,00	
PM > 10	1,50	1,50	
PM10	2,00	2,00	
PM2,5	3,00	3,00	
Idrocarburi poliaromatici (PAH)		3,00	
CO, metalli pesanti		5,00	
Emissione di sostanze inorganiche, altro		1,50	
Radionuclidi (es. Radon-222)		3,00	

La tabella è stata modificata ad hoc ma originariamente è stata estratta dall'autore Frischknecht (Frischknecht, et al., 2005).

Tali incertezze aggiuntive sono espresse nella forma di deviazione standard geometrica (GSD). Si ha quindi un'incertezza di base indicata con U_b a cui si aggiungono una serie di incertezze aggiuntive U_2, U_3, U_4, U_5 . Ogni modulo d'inventario deve essere valutato per ogni indicatore e per ciascuno di essi deve essere assegnato il livello appropriato. Le incertezze aggiuntive così ricavate tramite la scala qualitativa vengono utilizzate nel computo dell'incertezza complessiva U_c , espressa come il 95% dell'intervallo di copertura, secondo l'equazione

Equazione 6

$$U_c^2 = e^{\sqrt{[\ln(U_b)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2}}$$

All'interno dell'equazione, U_c rappresenta l'incertezza complessiva, U_b è l'incertezza di base, inclusa nel modulo d'inventario e U_{1-5} sono le incertezze aggiuntive.

In seguito alla scelta del percorso migliore per la stima dell'incertezza, il passo successivo al fine della scelta della modalità di computo dell'incertezza, è la valutazione dei contributi all'incertezza dei singoli dati d'inventario, secondo il criterio che di seguito viene riportato:

- Se almeno il 50% dei dati d'inventario presenta una incertezza inferiore o uguale al 10% del valore del dato, si deve procedere con la stima dell'incertezza composta;
- Se meno del 50% dei dati d'inventario presenta un'incertezza inferiore o uguale al 10% del valore del dato, si deve procedere a stimare l'incertezza mediante il metodo Monte Carlo.

2.4.2 Bilancio dell'incertezza

2.4.2.1 Stima dell'incertezza composta

L'incertezza composta deve essere computata utilizzando il metodo statistico riportato nella JCGM 100 al punto 5 (JCGM, 2008) in cui, l'incertezza tipo composta $U_c(y)$ è la radice quadrata positiva della varianza composta $U_c^2(y)$, a sua volta data da:

Equazione 7

$$U_c^2(y) = \sum_{i=1}^N \left(\frac{\partial f}{\partial x_i} \right) u^2(x_i)$$

dove f è la funzione:

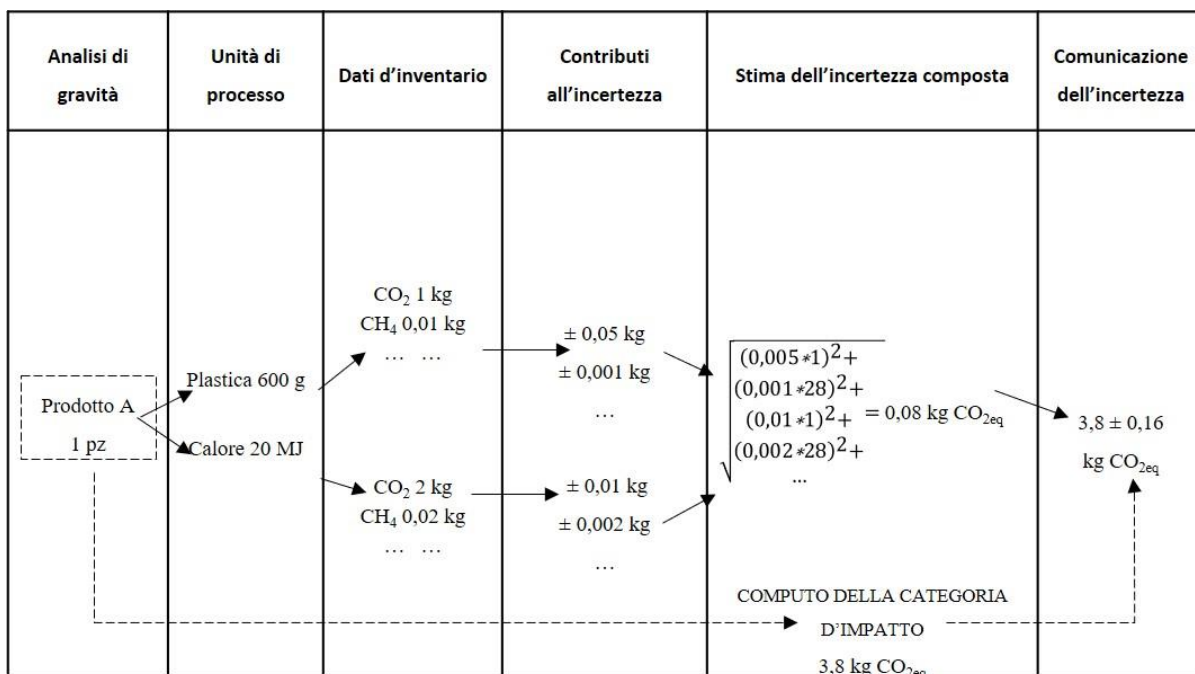
Equazione 8

$$Y = f(X_1, X_2, \dots, X_N)$$

Ogni $u(x_i)$ è un'incertezza tipo. L'incertezza tipo composta $U_c(y)$ è uno scarto tipo stimato e caratterizza la dispersione dei valori ragionevolmente attribuiti al misurando Y . I contributi devono essere espressi nell'unità di misura utilizzata per il computo della categoria d'impatto. L'incertezza associata alla categoria d'impatto viene assunta equivalente all'incertezza del dato d'inventario. Nella

Tabella 4 si riporta una schematizzazione del percorso per la stima dell'incertezza estesa e della sua dichiarazione.

Tabella 4-Schematizzazione del percorso per la stima dell'incertezza estesa e della sua dichiarazione.



2.4.2.2 Stima dell'incertezza con metodo Monte Carlo

Il metodo Monte Carlo fornisce un approccio generale per ottenere una rappresentazione numerica rappresentativa (JCGM, 2008). Al fine di trarre stime attraverso simulazioni, all'interno della norma è indicato che per computare l'incertezza utilizzando questo metodo statistico, bisogna impostare la simulazione come segue:

- Stop della simulazione a 1000 iterazioni;
- Intervallo di copertura pari a 95%.

Lo stop della simulazione è fissato a 1000 iterazioni per garantire equilibrio tra l'accuratezza della stima e il costo computazionale, così come il tempo impiegato per ottenerla.

2.4.3 Incertezza estesa

L'incertezza composta e l'incertezza calcolata tramite il metodo Monte Carlo devono essere trasformate rispettivamente nell'incertezza composta estesa o nell'incertezza estesa moltiplicando per un fattore di copertura $k = 2$. Il valore del fattore di copertura k viene scelto sulla base del livello di fiducia richiesto; in generale k è nel campo tra 2 e 3 (JCGM, 2008). In situazioni sperimentali in cui la distribuzione di probabilità è approssimativamente normale e i gradi di libertà effettivi sono sufficientemente elevati, si può ritenere che $k = 2$ fornisca un intervallo avente un livello di fiducia approssimativamente del 95%, e che $k = 3$ fornisca un intervallo avente un livello di fiducia approssimativamente del 99%. La formula è quindi quella riportata nella Equazione 9 e Equazione 10.

Equazione 9

$$k = 2 * f$$

Equazione 10

$$f = \begin{cases} \left[2 - \frac{C}{90}\right] & \text{se } 70 \leq C \leq 90 \\ 1 & \text{se } C > 90 \end{cases}$$

Il fattore f si applica per tenere conto del grado di completezza (C) raggiunto. L'incertezza estesa ottenuta corrisponde a un intervallo di copertura del 95%.

2.4.4 Dichiarazione dell'incertezza composta ed estesa

Nel caso l'incertezza estesa sia associata ad informazioni diffuse pubblicamente, questa deve essere comunicata riportando il valore della categoria d'impatto (y) e l'intervallo dell'incertezza estesa (U). L'incertezza estesa U viene ottenuta moltiplicando l'incertezza tipo composta $U_c(y)$ per un fattore di copertura k :

Equazione 11

$$U = kU_c(y)$$

Il risultato di una misurazione, così come per la dichiarazione dell'incertezza, deve essere utilizzata la nozione espressa in modo appropriato nella Equazione 12:

Equazione 12

$$Y = y \pm U$$

nel senso che la miglior stima del valore attribuibile al misurando Y è y , e che ci si aspetta che l'intervallo da $y-U$ ad $y+U$ comprenda gran parte della distribuzione di valori ragionevolmente attribuiti ad Y .

CAPITOLO 3. Materiali e metodi

Nel seguente capitolo sarà descritta l'applicazione della valutazione del ciclo di vita del caso studio che si è deciso di analizzare tramite la modellazione con il software GaBi che restituirà dei risultati parziali, i quali saranno successivamente applicati in passaggi all'interno della norma UNI. Lo scopo di questo lavoro è di stimare l'incertezza nell'analisi di ciclo di vita mediante l'applicazione della norma UNI che fornisce requisiti e linee guida per la stima, la dichiarazione e l'utilizzo dell'incertezza dei risultati; la norma UNI 11698 si applica ai risultati degli indicatori delle categorie di impatto adottate nella valutazione dell'impatto di ciclo di vita (LCIA). L'incertezza considerata è quella derivante dai dati d'inventario in entrata allo studio LCA e non tratta invece gli elementi di variabilità derivanti da altre cause come l'incertezza stocastica sul metodo LCIA e quella derivante da scelte e mancanza di conoscenza. I risultati dello studio LCA non mirano a nessun tipo di rappresentatività e non possono essere confrontati con altri studi, poiché non facente parte dello scopo di questo lavoro di tesi.

3.1 Fase I

3.1.1 Unità dichiarata

Come già accennato in precedenza, all'interno di questo studio non si considera la fase d'uso inerente all'utilizzo delle piastrelle. Per questa ragione contrariamente all'impiego della unità funzionale, ci si riferisce alla unità dichiarata, impiegata quando la funzione precisa del prodotto o degli scenari a livello di edificio non è dichiarata o è sconosciuta, secondo la EN15804 (European Committee for Standardization-CEN, 2013). È stata analizzata la produzione di 1 kg di piastrella generica di ceramica; i flussi dei processi all'interno dei confini del sistema sono concordi all'unità dichiarata.

3.1.2 Cut-off

All'interno di questo lavoro di tesi è stato trascurato il depuratore d'acqua ed il suo consumo e trattamento. Per quanto riguarda i rimanenti flussi associati a questa matrice, non si riscontrano emissioni in quanto si considera che la presunta industria

che produce piastrelle in ceramica, riutilizza ogni flusso d'acqua e quella che dovrebbe uscire dallo stabilimento subisce il processo di depurazione solo perché viene poi re-iniettata all'interno di esso per essere re-impiegata.

3.1.3 Confini del sistema

La definizione dei confini del sistema, per il caso studio della produzione di piastrelle in ceramica, permette di avere una visione chiara di quanto viene realmente considerato. I confini del sistema presi in considerazione sono quelli che fanno riferimento alla normativa EN 15804 come fase di produzione A1-3 e sono quindi studiate le fasi di estrazione delle materie prime, il trasporto fino al cancello della fabbrica dell'impianto e la fase di fabbricazione del prodotto finito e trattamento rifiuti.

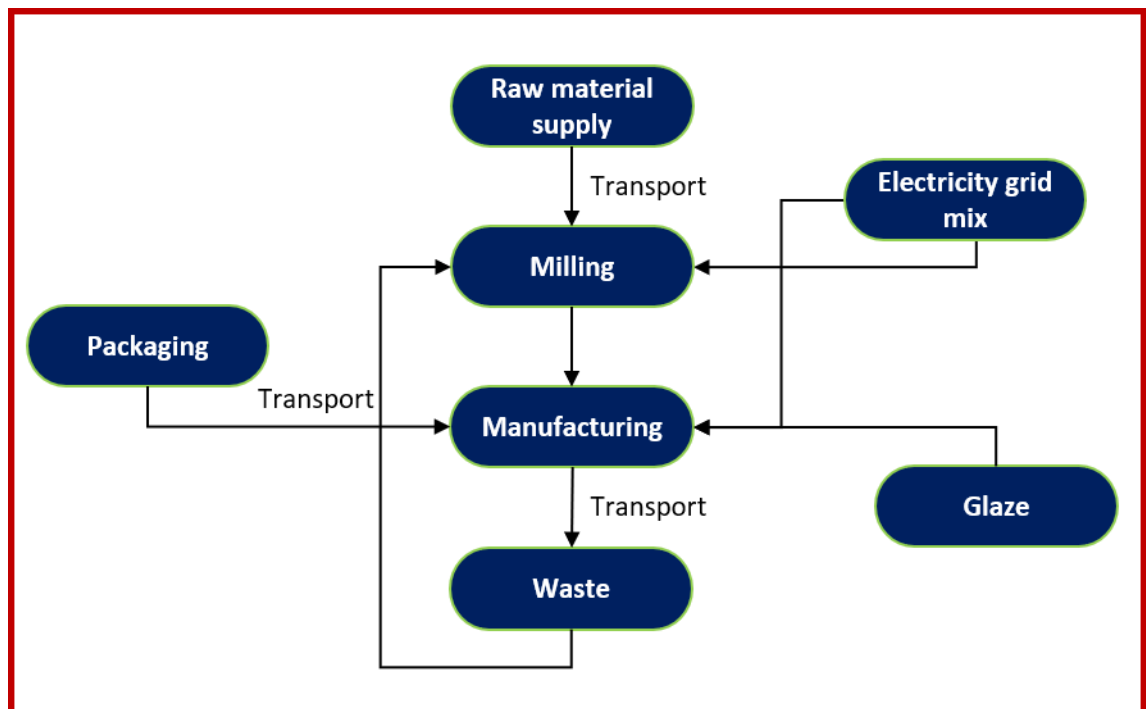


Figura 15-Confini del sistema.

Tramite la definizione dei confini del sistema, si facilita la comprensione dei flussi che devono essere considerati in modo da definire chiaramente quali sono i passaggi che si includono nello studio. La Figura 15 esemplificativa dei confini del sistema, mostra che come precedente spiegato nel paragrafo 1.2.2, si tratta di un confine “from cradle to gate”.

3.1.4 Data collection

La raccolta dati è stata effettuata per consentire la quantificazione di flussi in ingresso e in uscita dal sistema analizzato. Sono stati considerati i dati primari forniti dalle aziende di settore, opportunamente aggregati e anonimizzati pertanto non rappresentano alcuna realtà specifica, che sono suddivisi in dati di input quali ad esempio materiali, energia e dati di output come rifiuti ed emissioni; il periodo di riferimento dei dati primari raccolti è il 2014. Il foglio di raccolta dati è stato elaborato su Excel, contiene l'elenco di una serie di flussi di materiali grezzi i quali sono utilizzati al fine della creazione di piastrelle in ceramica. Il foglio della raccolta dati è stato suddiviso, sia per i dati di input che per quelli di output, in base ai materiali impiegati. La suddivisione che è stata fatta riflette i materiali impiegati per la produzione di atomizzato, le materie prime cosiddette speciali e i materiali per la produzione o correzione degli smalti che sono classificazioni adottate contenenti flussi impiegati per la produzione del glaze che è il processo di smaltatura. Gli altri raggruppamenti riguardano i materiali utili per l'imballaggio del prodotto finito, la matrice acqua e i suoi flussi, l'energia che contiene i flussi di energia prodotta e quella consumata e infine l'ultimo raggruppamento per la parte di input riguarda il consumo di gas naturale. Per la parte degli output invece, è presente un raggruppamento contenente tutti i rifiuti, indicati ognuno tramite il codice EER (Elenco Europeo dei Rifiuti) ma ancora oggi per semplicità denominati CER. Un altro raggruppamento prevede la classificazione delle emissioni in due categorie, la prima per tutte le "emissioni no ATM" e la seconda per le "emissioni ATM" e infine per le emissioni riferite all'emission trading system (ETS). Le emissioni sono state classificate secondo queste due famiglie, in quanto come si vedrà, appartengono a due processi differenti nella modellazione tramite il software GaBi: ciò che è stato considerato all'interno della produzione dell'atomizzato è stato definito come "ATM", mentre tutto ciò che non è compreso in questa classificazione, è classificato come "No ATM". Ad ognuno di questi flussi, è associata la quantità e l'incertezza, con le relative unità di misura; in particolare per alcune voci riferite alla produzione di atomizzato, è stata associato il valore di umidità perché il tipo di processo considerato è ad umido. Per ogni dato primario e relativo al flusso di materia ed energia sono stati identificati i relativi valori di incertezza legati alle misure, esclusivamente tramite percorso due come indicato

dalla Figura 14. Di seguito sono descritte le fonti utilizzate per determinare le incertezze dei dati primari.

Tabella 5-Fonti utilizzate per la determinazione delle incertezze riferite ai dati primari.

Tipologia dato primario	Fonte incertezza (percorso 2)
Consumi di materie prime (argilla, feldspati, etc.)	Certificati di taratura delle pese
Consumi idrici	Specifiche tecniche del costruttore del contatore a mulinello Woltmann
Emissioni in aria	Calcolate
Emissioni CO ₂ (ETS)	Specifiche tecniche da manuali
Consumi di energia elettrica	Certificati di taratura contatori
Consumi di gas metano	Certificati di taratura del contatore

Le materie prime speciali e il processo di produzione degli smalti sono entrambi stati inseriti in un unico processo nel modello LCA denominato Glaze, come si osserverà meglio in seguito.

3.1.4.1 Matrice acqua

Per quanto riguarda la matrice acqua, si deve porre attenzione ai contatori dell'acqua, dai quali è emerso che risulta necessario fare una scelta sull'incertezza da assegnare ai flussi poiché questi strumenti presentano prestazioni differenti in termini di portata oraria. In dettaglio è stato osservato che i contatori presentano quattro tipi di prestazioni idrauliche le quali sono indicate come:

- Q₁ = portata minima
- Q₂ = portata di transizione
- Q₃ = portata permanente
- Q₄ = portata di sovraccarico

si è obbligati a scegliere l'errore in quanto ognuna delle portate orarie, sulla base di quanto ogni strumento viene impiegato, mostra valori di incertezza differenti. Si è scelto quindi di tenere in considerazione Q₁ e Q₂ considerando che più il sistema è in uso e più è preciso e in modo tale da rimanere all'interno della portata di

transizione e non oltrepassare quella di sovraccarico, indicata con Q_4 . Per questi motivi l'incertezza assegnata all'interno della data collection risulta essere del $\pm 5\%$.

3.1.4.2 Energia

Dai dati a disposizione, si conosce la quantità di atomizzato totale prodotto che risulta essere una somma tra una certa frazione utilizzata internamente e una frazione utilizzata esternamente; sono inoltre note le quantità totali di energia termica ed elettrica impiegate ed anche la quantità di energia elettrica e termica necessarie a produrre atomizzato che viene impiegato esternamente. Si sono calcolate le quantità di energia elettrica e di energia termica necessarie alla produzione di atomizzato utilizzate internamente ed anche quelle riferite alla parte NO ATM poiché sono i dati che successivamente dovranno essere integrati nel modello GaBi; ad esempio il calcolo che si è impostato per ottenere l'energia elettrica per l'atomizzato prodotto internamente, risulta essere:

Equazione 13

$$EE\ ATM_{int} = \frac{EE\ ATM_{est} * kg\ ATM_{int}}{kg\ ATM_{est}}$$

Analogamente si svolge il calcolo per l'energia termica, indicata con ET. Per calcolare infine l'energia elettrica (EE) e termica (ET) riferite alla categoria NO ATM, si è fatta la differenza tra l'energia elettrica o termica consumata e l'energia elettrica o termica per l'atomizzato prodotto internamente appena calcolate, come ad esempio per l'energia elettrica:

Equazione 14

$$EE\ NO\ ATM = EE_{tot} - EE\ ATM_{int}$$

I passaggi riepilogativi di quanto appena detto, sono riportati negli schemi sottostanti:

Tabella 6-Passaggi riepilogativi dei calcoli per l'energia elettrica e termica delle due categorie considerate.

Dati noti	Quantità	Unità di misura
EE ATM _{int}	2,37E+07	MJ
ET ATM _{int}	7,24E+06	Sm ³
EE NO ATM	8,30E+07	MJ

ET NO ATM	7,26E+06	Sm ³
-----------	----------	-----------------

Si nota che l'unità di misura dell'energia termica viene mantenuta in Sm³ poiché la conversione a MJ viene effettuata all'interno del modello, conoscendo l'equivalenza tale per cui $1 \text{ Sm}^3_{\text{CH}_4} = 34,33 \text{ MJ}$.

3.1.4.3 Emissioni

Si è scelto di suddividere le emissioni, e in maniera analoga anche il modello su GaBi che si vedrà nella sezione successiva, in due categorie rispettivamente ATM e No ATM. Per quanto concerne la categoria ATM, l'acronimo vuole rappresentare tutti quei flussi utili alla produzione dell'atomizzato o comunque riconducibili a questa fase; al contrario tutto ciò che non è possibile assimilarlo alla categoria dell'atomizzato, come per esempio le fritte, il forno per la cottura o le linee per il packaging, viene indicato appartenere alla categoria No ATM. Sono inoltre specificate le emissioni ETS, cioè riferite all'Emission Trading System, che rappresentano il sistema di scambio di quote di emissione dell'Unione Europea (ETS UE) e su cui si fonda la sua politica per contrastare i cambiamenti climatici. Sono inoltre uno strumento essenziale per ridurre in maniera economicamente efficiente le emissioni di gas ad effetto serra. È il primo mercato mondiale della CO₂ e continua ad essere il più esteso.

L'incertezza associata alle emissioni, è frutto di calcoli e risulta adimensionale. Il calcolo dell'incertezza viene svolto tenendo in considerazione un camino dello stabilimento di produzione alla volta; in corrispondenza di ogni camino viene letto il valore di portata e della sua incertezza, e il valore di concentrazione e della sua incertezza. Successivamente si è proceduto calcolando l'errore relativo per ognuna delle due misurazioni, quindi per la misura di portata l'errore relativo è stato calcolato come il rapporto tra l'incertezza della misura riferito alla portata diviso la portata stessa. In modo analogo è stato calcolato l'errore relativo riferito alla misura della concentrazione. Sono stati poi addizionati questi due errori relativi appena ottenuti. Si nota però che le emissioni in uscita da ciascun camino interessano diverse sostanze, a titolo di esempio si citano il materiale particolato, i composti organici volatili (COV). Il passaggio immediatamente successivo per ottenere il valore di incertezza da assegnare ad ognuno dei flussi indicati nella data collection, è stato quello di sommare i valori delle sostanze in uscita da camini differenti; come

sopra citato, però, le emissioni sono state suddivise nelle due categorie ATM e No ATM quindi tale divisione è stata mantenuta anche in questa sezione. Quanto appena detto è possibile osservarlo di seguito:

Tabella 7-Calcolo delle incertezze relative alle emissioni.

Categoria	Sostanze	Camini	Portata (Nm3/h)	Incertezza misura (Nm3/h)	Concentrazione (mg/Nm3)	Inc (mg/Nm3)	E_rel = incertezza misura/portata	E_Rel = inc/conc	Incertezza= $\sum(E_rel)$
ATM	Dust	E8	27815	1220	0,48	0,09	0,0439	0,188	0,231
		E9	36925	1625	1,4	0,3	0,0440	0,214	0,258
		E34	50635	2230	2,6	0,5	0,0440	0,192	0,236
	Fluoro e composti	E34	50635	2230	0,51	0,05	0,0440	0,098	0,142
	COV	E34	50635	2230	12,8	1,5	0,0440	0,117	0,161
	Aldeidi totali	E34	50635	2230	2,6	0,7	0,0440	0,269	0,313
NO ATM	Dust	E3	27615	1215	1,3	0,2	0,0440	0,154	0,198
		E23	62360	2740	1,8	0,3	0,0439	0,167	0,211
		E36	35495	1560	0,89	0,16	0,0439	0,180	0,224
		E40	14925	660	0,61	0,11	0,0442	0,180	0,225
	Fluoro e composti	E23	56665	3973	8,7	0,9	0,0701	0,103	0,174
		E23	62360	2740	0,26	0,03	0,0439	0,115	0,159
	COV	E23	62360	2740	14,4	1,7	0,0439	0,118	0,162
	Aldeidi totali	E23	62360	2740	2,9	0,8	0,0439	0,276	0,320

3.1.5 Creazione del modello in GaBi 8

Per il presente lavoro di tesi il modello è stato realizzato mediante l'utilizzo del software GaBi 8.6 sviluppato da Thinkstep, è un software grazie al quale si realizza una valutazione ambientale a partire dalla creazione di un modello di ciclo di vita di un prodotto. Al suo interno contiene molteplici banche dati riferite a flussi e processi inerenti a diversi settori; ogni processo è caratterizzato dall'avere dati di input e di output grazie ai quali l'intero modello si può organizzare in piani in cui ricreare il sistema oggetto di studio. L'interfaccia di GaBi è organizzata in modo da selezionare i flussi opportuni che collegano uno o più piani o processi schematizzati in blocchi. Se il caso oggetto di studio lo prevede, si definisce l'unità funzionale grazie alla quale il software permette di scalare i dati e quindi riferirli a quella determinata quantità. Nel caso oggetto di questo studio, non si ha l'unità funzionale perché non è stata considerata la fase d'uso, è stata considerata come detto in precedenza l'unità dichiarata di 1 kg di piastrella, dunque per riportare tutti i dati a questo quantitativo è stato creato un processo dummy. Una volta terminata la costruzione del modello, GaBi permette di calcolare il bilancio, volto a quantificare i flussi e calcolarne gli impatti ambientali relativi che sono organizzati per le categorie di impatto che si selezionano, sulla base del metodo di valutazione scelto.

Il modello si costruisce basandosi su flussi, processi e piani che possono essere individuati all'interno del software o in alternativa creati. Nel presente studio è stata utilizzata la banca dati "GaBi Database 2018"; il modello semplificato è stato costruito partendo da un piano superiore chiamato "Tiles Production" contenente due diversi piani, rispettivamente "ATM production" e "Manufacturing" di cui il primo è considerato, insieme ad un processo aggregato denominato "Glaze", in input al piano Manufacturing. In output è considerato il dummy "Declared Unit" che è il processo fissato rispetto cui GaBi rielabora i dati inseriti per rapportarli al quantitativo fissato. Oltre a questi piani principali, il modello contiene altri piani e sotto-processi a diversi livelli, in modo da rendere migliore l'organizzazione e la comprensibilità. Il metodo di valutazione degli impatti che è stato applicato per il presente studio è quello del CML 2001-Jan.2016 il quale fornisce un insieme di categorie di impatto che offrono un approccio di tipo midpoint. I flussi in input e output si correlano agli impatti grazie ai flussi elementari dei quali sono noti i fattori

di caratterizzazione (CF-Characterisation Factors) che permettono di trasformare i flussi in contributi all'impatto per la categoria scelta e renderlo un contributo potenziale. Con questo metodo di valutazione, i risultati sono raggruppati in categorie midpoint secondo meccanismi comuni (come i cambiamenti climatici) o raggruppamenti comunemente accettati (ad esempio ecotossicità); il metodo è stato sviluppato dall'Istituto di Scienze Ambientali dell'Università di Leiden in Olanda e periodicamente i CF vengono aggiornati quando sono presenti novità dal punto di vista scientifico. La validità delle categorie di impatto della metodologia CML è globale, eccetto per il potenziale di acidificazione e la formazione di ozono fotochimico che sono basate su valori medi europei. Tra le categorie di impatto presenti in questo metodo di valutazione, quelle considerate nell'ambito di questo studio sono riportate di seguito:

- Global Warming Potential (GWP_{100 anni}), espressa in termini di kg CO_{2eq};
- Acidification Potential (AP), espressa in termini di kg SO_{2eq};
- Eutrophication Potential (EP), espressa in termini di kg PO₄³⁻;
- Ozone Layer Depletion Potential (ODP), espressa in termini di kg R-11_{eq}.

I risultati, sui quali si applica la norma UNI 11698 sull'incertezza, sono volti a quantificare le categorie di impatto ovvero quelle classi che rappresentano i problemi ambientali di interesse ai quali possono essere assegnati i risultati dell'analisi di inventario del ciclo di vita.

Di seguito è riportato il piano principale denominato "Tiles Production" al cui interno sono raccolti tutti i piani secondari e i sotto-processi.

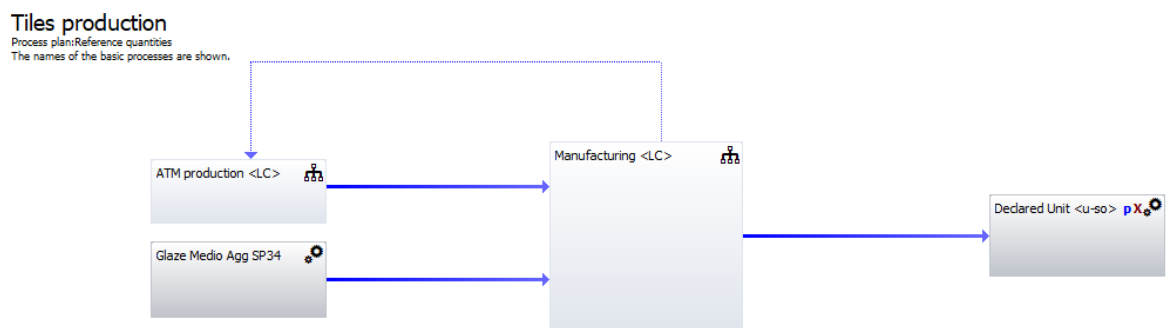


Figura 16-Piano "Tiles Production".

In linea generale, per il processo di produzione di piastrelle in grès porcellanato il cui metodo di formatura è la pressatura seguita da un processo ad umido, sostanzialmente vengono macinate le materie prime in ingresso allo stabilimento per creare un impasto. L'impasto viene fatto passare nella fase di atomizzazione in cui è presente uno spray drayer che ha il compito di far evaporare l'acqua presente, in un sistema ad alta temperatura (circa 300°C) e pressione, in modo da aumentarne il contenuto di secco circa al 95% e viene in questo modo garantita l'integrità del prodotto, salvaguardandolo da rotture. A questo punto, l'impasto atomizzato entra nella fase di pressatura dalla quale esce sotto forma di lastre, così che le lastre subiscono il processo di smaltatura. Il grezzo smaltato è pronto per la successiva fase di cottura (circa 1000°C) e conseguente taglio delle dimensioni volute; l'ultima fase è quella del confezionamento.

Considerando questo processo di produzione, grazie all'ausilio del software GaBi è stato deciso di creare due piani, che risultano essere quelli principali di tutto il processo, ovvero la produzione dell'atomizzato "ATM production" e la fase di produzione "Manufacturing" con cui si intende tutto ciò che non appartiene alle materie prime o al prodotto finito. È stata inoltre considerata un'unità di processo riferita ad un autocarro, nella quale è stata impostata una distanza pari a 500 km; questo dato è stato associato nel modello LCA a tutte le materie prime in entrata allo stabilimento di produzione ed anche agli output di rifiuti in quanto è stato assunto che, successivamente alla produzione, venga effettuato il trasporto di materiali di scarto ai differenti stabilimenti di recupero e trattamento di questi. Il Glaze medio è un processo aggregato che contiene la produzione degli smalti e delle materie prime speciali.

3.1.5.1 Piano ATM production

Il piano "ATM production", come si osserva in Figura 17, contiene i processi di produzione con cui si ottengono le materie prime, che sono state trasportate tramite autocarro fino allo stabilimento di produzione.

ATM production
Process plan/Reference quantities

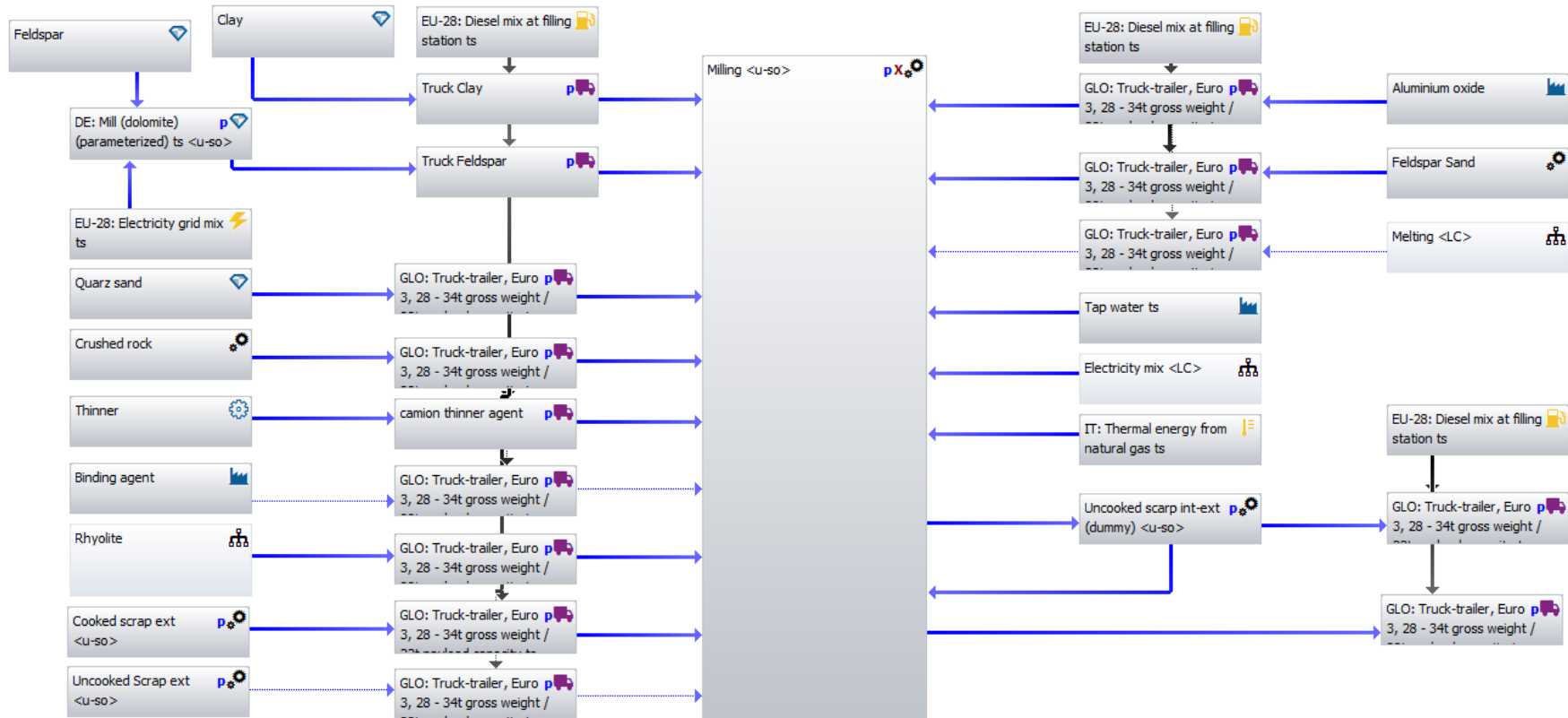


Figura 17-Piano “ATM production”.

Sono presenti due processi che rappresentano gli scarti di produzione, crudi e cotti, entrambi da provenienza esterna ma che si utilizzano internamente allo stabilimento; bisogna far presente che tutti i processi di produzione sono stati inseriti all'interno del modello, anche laddove la data collection non forniva il quantitativo, ma quanto appena detto è stato eseguito ai fini di una maggiore completezza del modello. In riferimento quindi a quei processi che in data collection contenevano quantità nulle, è stato assegnato un quantitativo nullo anche all'interno della modellazione. In data collection è presente il flusso fondente che, all'interno del modello è stato inserito come piano Melting, il quale contiene una determinata percentuale di feldspato e una di vetro fuso con stagno, utilizzati appunto per modellare il fondente.

Melting

Process plan: Mass [kg]
The names of the basic processes are shown.

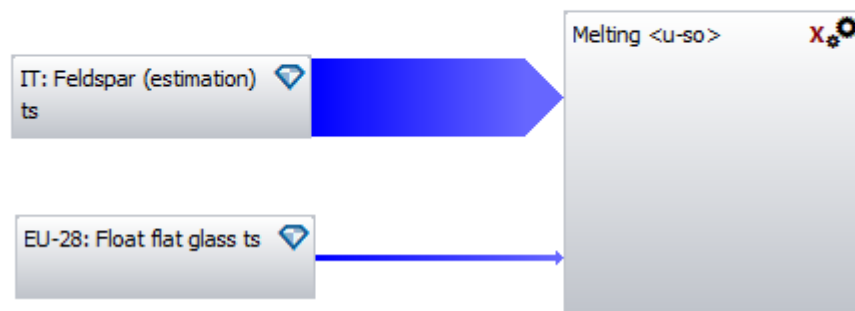


Figura 18-Piano “Melting”.

All'interno del piano ATM production è presente il piano della riolite, come si osserva in Figura 19, il quale per poterlo modellare è stato utilizzato il granito in quanto hanno circa lo stesso contenuto dei minerali principali, feldspato e quarzo. Il processo di riferimento è quello della dolomite “Natural stone slab”, ovvero è stata considerata una lastra di pietra naturale, poiché hanno circa la stessa durezza e pertanto è stato utilizzato il suo processo.

GLO: 1.3.08 Natural stone slab, rigid, indoor, 1m2

Process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.

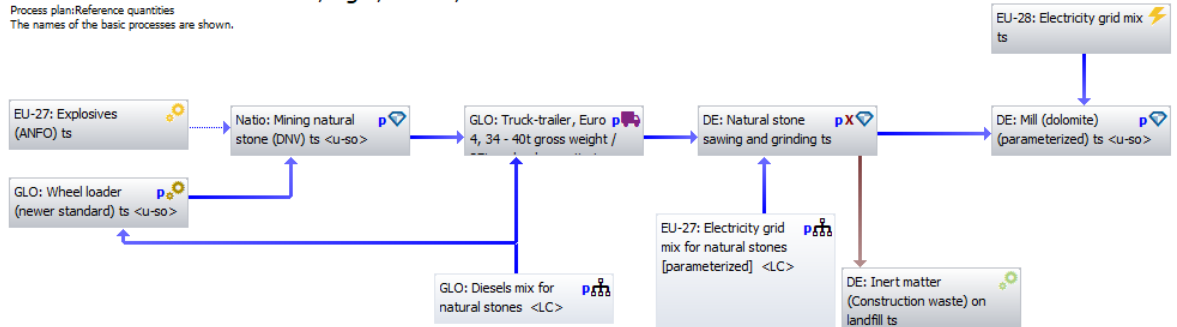


Figura 19-Piano “Rhyolite”.

Nel piano della riolite è presente il processo Mill Dolomite che è il processo di macinazione della dolomite, entro cui è stato aggiunto il parametro work index (WIM). In ambito LCA quello che interessa sapere in termini ambientali, è il costo riferito all'estrazione di un determinato materiale, in questo caso la riolite. L'indice WIM è tipico di un materiale, pertanto grazie al supporto di un manuale di ingegneria chimica è stato eseguito un calcolo per conoscere l'energia necessaria a ridurre una tonnellata del materiale preso in considerazione da una dimensione teoricamente infinita a quella corrispondente all'80% passante attraverso un vaglio di maglia pari a 100 µm. Conoscendo tale indice per diversi materiali, è possibile calcolare il dispendio energetico necessario per svolgere l'operazione di riduzione dimensionale e macinazione. Per la riolite è stato utilizzato l'indice della dolomite pari a 14,39; lo stesso processo è stato inserito nel piano ATM production per l'estrazione del feldspato, assumendo un indice pari a 11,67.

Il piano Electricity mix che si osserva in Figura 20, contiene l'energia termica e il grid mix elettrico; dalla raccolta dati viene fornita la quantità di gas naturale consumata nell'impianto di cogenerazione di calore ed elettricità (CHP) e l'energia elettrica prodotta da esso.

Electricity mix

Process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.

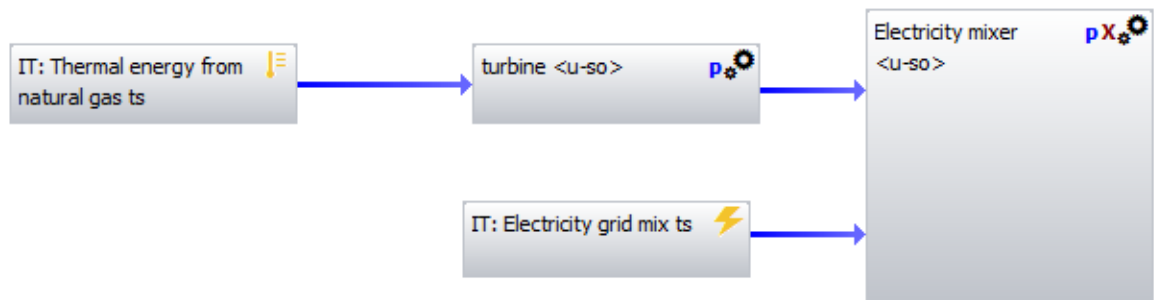


Figura 20-Piano “Electricity mix”.

È stato modellato il piano in modo tale che possa restituire gli impatti legati all’utilizzo di 1 kWh, poiché gli impatti sono dati dalla combustione del gas naturale, miscela contenente principalmente metano e in minor quantità anche altri idrocarburi gassosi quali etano, propano oltre ad anidride carbonica e azoto in frazioni ancor più esigue.

Per determinare il quantitativo di energia termica (TE) che viene utilizzato al fine di produrre energia elettrica, è stata impostata all’interno del processo “Turbine” un calcolo, come si osserva di seguito:

Tabella 8-Passaggi per il calcolo dell’energia termica (TE).

Parametro	Formula	Quantità	Unità di misura
EE_produced		1	MJ
Nat_Gas_CHP		6,5E06	Sm ³
TE	(Nat_Gas_CHP*34,33) * 1	2,23E08	MJ

I termini dell’equazione sono il gas naturale all’interno del CHP che viene bruciato che sono moltiplicati per una quantità di MJ che si ottiene bruciando 1 Sm³ di metano in modo da ottenere un determinato quantitativo di energia elettrica. Le tecnologie sono migliorate al punto da riuscire a recuperare tutto il calore di scarto, pertanto si considera una macchina termodinamicamente perfetta la cui resa è del 100%, considerata nell’equazione come valore assoluto. L’energia elettrica totale considerata nel processo Electricity mixer è quindi data dalla somma della energia elettrica (EE) proveniente dal cogeneratore sommata all’energia elettrica che proviene dal grid mix italiano.

Attuando tali operazioni, è stato così creato i grid mix dello stabilimento, che è il medesimo in ogni piano in cui viene considerato il piano Electricity mix.

3.1.5.2 Piano Manufacturing

Il piano “Manufacturing”, come si osserva in Figura 21, contiene gli imballaggi per il prodotto finito e il relativo processo di produzione di essi, contiene inoltre il trasporto tramite autocarro per i flussi di rifiuti, che all’interno del modello sono stati messi in evidenza grazie allo specifico impianto di fine vita. GaBi contiene, infatti, i processi di smaltimento, di riciclaggio, etc., ma i processi di fine vita non sono classificati tramite i codici CER poiché sono classificati per la tipologia di tecnologia impiegata, sulla base del tipo di rifiuto. Per questa ragione, per la modellazione sono stati uniti differenti tipi di rifiuti aventi però in comune la medesima tecnologia di trattamento.

In questo modo è stato deciso di non realizzare un piano di fine vita al cui interno inserire un piano di recupero ed uno di smaltimento, ma ogni rifiuto è stato inserito all'interno del piano Manufacturing.

All'interno di questo piano è stato inoltre inserito il piano Electricity mix spiegato nel paragrafo precedente ed infine sono state inserite le emissioni e le relative quantità, in particolare le emissioni legate all'Emission Trading System sono state inserite come flusso di anidride carbonica.

Con la creazione del processo Declared Unit, è stato possibile inserire nel modello le quantità reali, aggregate ed anonimizzate, riferite all'industria di settore. Il processo ha il ruolo di scalare queste quantità e riferirle alla unità dichiarata; all'interno del software GaBi, eseguendo il bilancio secondo il metodo di valutazione del CML, si potranno leggere i risultati riferiti agli impatti, secondo le categorie selezionate, di 1 kg di piastrella di ceramica.

3.1.6 Risultati del bilancio nel modello GaBi

In seguito alla realizzazione del modello è possibile eseguire il bilancio, scegliere il metodo di valutazione e di conseguenza leggere i risultati. Viene riportato di seguito il bilancio riferito al piano Tiles Production, per le quattro categorie di impatto che sono state scelte. Come detto in precedenza, il metodo di valutazione scelto è quello del CML 2001, versione Gennaio 2016; per ogni categoria di impatto viene indicata in parentesi l'unità di misura considerata.

Tabella 9-Risultati del bilancio per il piano "Tiles production" in uscita dal modello GaBi.

Categoria di impatto	Tiles Production
Acidification Potential (AP) [Kg SO _{2eq}]	1,23E-03
Eutrophication Potential (EP) [Kg PO ₄ ³⁻ eq]	1,47E-04
Global Warming Potential (GWP 100 years) [Kg CO _{2eq}]	6,29E-01
Ozone Layer Depletion Potential (ODP) [Kg R-11eq]	2,29E-11

Per capire quanto il modello e i risultati in uscita da esso fossero validi, questi sono stati confrontati con una EPD di settore riferita a un prodotto medio "piastrella di ceramica", ricercata in letteratura. Il confronto dei dati è stato possibile in quanto entrambe si riferiscono alla norma EN 15804 ed è preso in considerazione il

contesto edile. L'unità dichiarata della EPD (Confindustria Ceramica, 2016) è di 1 m², ma è presente un fattore di conversione per rapportare i dati ad 1 kg di piastrella; sono stati confrontati i risultati appartenenti ai confini di sistema A1-A3 e di questi solo le categorie che interessano questo lavoro di tesi. Dai risultati messi a confronto si evince che i valori sono simili e dello stesso ordine di grandezza, pertanto la costruzione del modello può essere considerata soddisfacente.

3.2 Fase II

Nel presente paragrafo sarà spiegato come è stata applicata la norma UNI 11698. La norma può essere applicata solo in seguito alla realizzazione del modello grazie al quale, eseguendone il bilancio riferito alla costruzione di piastrelle di ceramica, è stato possibile ottenere risultati parziali. I risultati ottenuti tramite software GaBi sono stati elaborati per essere inseriti all'interno della norma tramite passaggi. Inoltre sono state fatte assunzioni, necessarie al fine di applicare tale norma, la quale in alcuni passaggi risultava non chiara.

3.2.1 Applicazione Norma UNI 11698 al caso studio

Come descritto in precedenza e suggerito dalla norma, il primo step per stimare l'incertezza su una categoria d'impatto, è valutarne la completezza. La completezza viene valutata tramite l'analisi di gravità, una procedura statistica che identifica i dati aventi il maggior contributo per ogni indicatore. Questi elementi possono essere oggetto di indagine con crescente priorità per garantire che siano prese solide decisioni.

3.2.1.1 Analisi di gravità

La stima dell'incertezza su una categoria d'impatto deve includere un numero sufficiente di dati d'inventario ad essa relativi a garanzia della robustezza della dichiarazione d'incertezza; il numero minimo di dati d'inventario da includere è fissato dal criterio di completezza. Quest'ultimo, come spiegato nel capitolo precedente, impone che il grado di completezza dei dati di inventario corredati da incertezza, per ciascuna categoria di impatto, sia almeno del 70%. Inoltre, tutte le unità di processo che singolarmente contribuiscono per più del 10%, per ogni categoria di impatto, sono comunque state incluse nell'analisi di incertezza.

Tramite il software GaBi è stata effettuata questa analisi, in particolare tramite l'analisi dei contributi è stata messa in evidenza ogni unità di processo e il relativo contributo percentuale. Inizialmente è stata fissata l'analisi con la soglia al 10% in modo che il bilancio di GaBi mostrasse solamente risultati pari o maggiori a questo contributo per ogni unità di processo. In un secondo momento ci si è resi conto che la soglia impostata non era sufficiente a soddisfare il grado di completezza per ogni categoria di impatto. Si evidenzia come le sole unità di processo con contributo maggiore del 10%, non sempre sono state sufficienti a soddisfare tale criterio. Pertanto sono state considerate, in modo progressivo, anche le unità di processo minori del 10%. La norma non esplicita, per le unità di processo minori del 10%, quale sia il criterio da utilizzare per scegliere le unità da considerare. L'assunzione necessaria è stata quella di considerare unità di processo aventi un peso percentuale prossimo al 10%.

3.2.1.1.1 Acidification Potential

La Tabella 10 rappresenta le unità di processo significative per il potenziale di acidificazione (AP). Per soddisfare il criterio di completezza sono stati sommati i contributi percentuali delle unità di processo elencate di seguito. Sono state messe in evidenza quelle unità di processo con contributo inferiore al 10%, ma comunque necessarie a raggiungere la soglia minima dichiarata dalla norma.

Tabella 10-Analisi di gravità e criterio di completezza per la categoria AP.

Acidification Potential (Kg SO _{2eq})			
N	Unità di processo	Contributo (Kg SO _{2eq})	Analisi di gravità (%)
1	Feldspar	3,06E-04	24,90 %
2	Electricity grid mix	2,22E-04	18,10 %
3	Glaze production	1,47E-04	11,90 %
4	The_ATM	1,15E-04	9,37 %
5	The_MANU	7,86E-05	6,39 %
Contributo totale delle unità di processo considerate		8,69E-04	
Contributo totale di tutti i processi		1,23E-03	100%
Grado di completezza C %			70,66 %

Inoltre sono stati aggiunti i contributi per ogni unità di processo per la categoria del potenziale di acidificazione, la cui unità di misura sono kg di SO_{2eq}. Per una visione completa è stato inserito il contributo totale delle unità di processo considerate, dato dalla somma di ogni contributo. Il contributo totale di tutti i processi è la somma dei contributi di tutte le unità di processo presenti nello studio, quindi anche quelle aventi un peso inferiore al 10%.

3.2.1.1.2 Eutrophication Potential

La Tabella 11 raffigura le unità di processo significative per il potenziale di eutrofizzazione. Per soddisfare il criterio di completezza sono stati sommati i contributi percentuali delle unità di processo elencate di seguito. Anche in questo caso è stato necessario aggiungere unità di processo con peso percentuale inferiore al 10%, al fine di raggiungere la soglia minima dettata dal criterio di completezza.

Tabella 11- Analisi di gravità e criterio di completezza per la categoria EP.

Eutrophication Potential (Kg PO₄³⁻_{eq})			
N	Unità di processo	Contributo (Kg PO₄³⁻_{eq})	Analisi di gravità (%)
1	Feldspar	1,74E-05	11,80 %
2	Truck clay	1,90E-05	12,90 %
3	Electricity grid mix	2,44E-05	16,60 %
4	The_ATM	1,44E-05	9,79 %
5	Truck feldspar	1,38E-05	9,39 %
6	Glaze	1,13E-05	7,68 %
7	The_MANU	9,85E-06	6,68 %
Contributo totale delle unità di processo considerate		1,10E-04	
Contributo totale di tutti i processi		1,47E-04	100%
Grado di completezza C %			74,84 %

Sono stati aggiunti i contributi per ogni unità di processo per la categoria del potenziale di eutrofizzazione, la cui unità di misura sono kg di PO₄³⁻_{eq}. Per una visione completa è stato inserito il contributo totale delle unità di processo considerate e il contributo totale di tutti i processi, ovvero tutte le unità di processo

osservate nello studio, quindi anche quelle che singolarmente non contribuiscono per più del 10%.

3.2.1.1.3 Global Warming Potential

La Tabella 12 riproduce le unità di processo rilevanti per il potenziale di riscaldamento globale. Per soddisfare il requisito della norma, sono stati sommati i contributi percentuali delle unità di processo ritenute significative. Sono stati aggiunti i contributi per ogni unità di processo per la categoria del potenziale di riscaldamento globale, la cui unità di misura sono kg CO_{2eq}.

Tabella 12- Analisi di gravità e criterio di completezza per la categoria GWP.

Global Warming Potential (Kg CO _{2eq})			
N	Unità di processo	Contributo (Kg CO _{2eq})	Analisi di gravità (%)
1	Feldspar	7,47E-02	11,90 %
2	The_ATM	1,78E-01	28,26 %
3	Electricity grid mix	1,01E-01	16,10 %
4	The_MANU	1,21E-01	19,30 %
Contributo totale delle unità di processo considerate		4,75E-01	
Contributo totale di tutti i processi		6,29E-01	100%
Grado di completezza C %			75,56 %

Per una visione completa è stato inserito il contributo totale delle unità di processo considerate e il contributo totale di tutti i processi, ovvero tutte le unità di processo osservate nello studio, quindi anche quelle che singolarmente non contribuiscono per più del 10%. In questo caso non sono state aggiunte unità di processo con contributo percentuale inferiore al 10% poiché quelle prese in considerazione soddisfano a pieno il grado di completezza.

3.2.1.1.4 Ozone Layer Depletion Potential

La Tabella 13 raffigura le unità di processo rilevanti per la categoria della riduzione dell'ozono stratosferico. Per soddisfare il criterio di completezza sono stati sommati i contributi percentuali delle unità di processo elencate di seguito.

Tabella 13- Analisi di gravità e criterio di completezza per la categoria ODP.

Ozone Layer Depletion Potential (Kg R11_{eq})			
N	Unità di processo	Contributo (Kg CO_{2eq})	Analisi di gravità (%)
1	Feldspar	1,37E-11	59,70 %
2	Electricity grid mix	3,80E-12	16,60 %
3	Glaze	3,43E-12	15,00 %
Contributo totale delle unità di processo considerate		2,09E-11	
Contributo totale di tutti i processi		2,29E-11	100%
Grado di completezza C %			91,30 %

Sono inoltre stati aggiunti i contributi per ogni unità di processo per la categoria del potenziale di acidificazione, la cui unità di misura sono kg R11_{eq}. Anche in questo caso non sono state aggiunte unità di processo con contributo percentuale inferiore al 10% poiché quelle prese in considerazione soddisfano a pieno il grado di completezza.

3.2.1.2 Stima dei contributi all'incertezza

Dopo aver concluso l'analisi di gravità, la fase successiva consiste nell'individuazione del percorso più appropriato per poter stimare l'incertezza estesa, in base alla disponibilità dei dati. Il processo d'assegnazione delle informazioni di incertezza ai dati di inventario e la stima dell'incertezza estesa per ogni categoria di impatto deve essere gestito seguendo uno o più dei quattro percorsi riportati in Figura 14.

Non essendo disponibili serie di dati primari, è stato escluso il percorso 1. Per questo motivo, e come descritto nel secondo capitolo, è stato applicato solo il percorso 2. Per quanto riguarda i dati secondari, presenti all'interno della banca dati di GaBi, è stato utilizzato solo il percorso 4, poiché in tale software non esistono valori di incertezza quantitativi.

Durante il calcolo dei contributi all'incertezza, per individuare i flussi elementari sui quali applicare il percorso 4, è stata effettuata un'analisi dei flussi dominanti. La norma UNI 11698 non fornisce indicazioni di dettaglio in merito. Il valore soglia

indicato dalla norma per scegliere le unità di processo, è stato applicato anche nell'analisi dei flussi dominanti per scegliere i dati di inventario. Questo valore corrisponde al 10%: solo i flussi elementari che incidono con un peso maggiore o uguale a tale valore sono considerati nel percorso 4. Questa operazione viene eseguita per le quattro categorie di impatto oggetto di studio, all'interno delle quali sono indicate le unità di processo considerate rilevanti, entro cui sono stati ricercati i flussi elementari per valutare i contributi all'incertezza.

La fase successiva all'individuazione dei flussi elementari significativi per ogni unità di processo, calcolate per le quattro categorie di impatto, consiste nell'individuare i valori di incertezza dei flussi elementari. Per questa operazione, è stata utilizzata l'appendice A della norma in cui è presente il prospetto "scala di valutazione qualitativa" riportata in Tabella 2 congiuntamente alle incertezze U_b , riportate in Tabella 3. La scala di valutazione è costituita da quattro indicatori di qualità, ognuno dei quali presenta cinque livelli di qualità progressivi. Dalla tabella delle incertezze U_b e dalla scala di valutazione qualitativa, sono stati estrapolati i valori da utilizzare all'interno del presente caso studio. Bisogna precisare che nella norma non viene citata la presenza di dataset aggregati, quindi l'applicazione delle incertezze U_b è risultata difficoltosa. Ad esempio, all'interno di un dataset aggregato l'unico flusso di NO_x potrebbe riferirsi sia ad emissioni da combustioni che agricole e non è possibile disaggregarli. Per questo motivo si applicherà il medesimo valore a tutte le tipologie di emissioni.

Per scegliere il livello di qualità da associare ad ogni indicatore (completezza, rappresentatività temporale, etc.), è stata analizzata una unità di processo alla volta tramite software GaBi e documentazione collegata. I "quality indicators" presenti in GaBi, sono perlopiù i medesimi indicatori che si ritrovano nella norma e quindi sono stati sfruttati per assegnare il valore ritrovato in tabella. Inoltre, tutti i livelli di qualità riscontrati per ogni indicatore, risultavano essere buoni o ottimi. Per una migliore organizzazione, i passaggi sopraelencati sono stati eseguiti per ogni unità di processo significativa proveniente dall'analisi di gravità.

Nel quarto capitolo vengono presentate le unità di processo significative riferite alle categorie di impatto scelte, l'analisi dei flussi dominanti, i relativi contributi di

incertezza di base ed aggiuntivi per il computo dell'incertezza U_c^2 . Tale valore in uscita dalla formula è stato trasformato in U_c corrispondente alla GSD.

3.2.1.3 Valutazione dei contributi

La fase seguente consiste nell'applicare il prospetto 3 della norma, per valutare l'entità dei contributi all'incertezza.

Secondo tale metodo, il bilancio dell'incertezza deve essere effettuato tramite la stima dell'incertezza composta, poiché almeno il 50% dei dati di inventario presenta una incertezza inferiore o uguale al 10% del valore del dato. Questa operazione è stata applicata per tutte e quattro le categorie di impatto.

CAPITOLO 4. Risultati e discussioni

4.1 Stima dell'incertezza composta

Prima di procedere alla spiegazione della stima dell'incertezza composta, è rilevante fare una precisazione.

La revisione delle norme UNI può avvenire solo dopo un lasso temporale di cinque anni dalla loro pubblicazione. Per questo motivo, se nel frattempo vengono riscontrate delle incongruenze o risulta necessario modificare e/o variare quanto scritto all'interno della norma ufficiale, viene redatto un apposito rapporto tecnico. In collaborazione con thinkstep infatti, è stato redatto un documento tecnico all'interno del quale sono stati aggiunti alcuni passaggi necessari per l'applicazione della norma UNI. Inoltre, per lo svolgimento di questo lavoro di tesi, è stato fornito un parziale supporto da alcuni membri UNI i quali hanno fornito sia informazioni sia formule, necessarie al raggiungimento dei risultati.

Le incertezze ottenute tramite la scala di valutazione qualitativa per le incertezze U_2 , U_3 , U_4 e U_5 (Tabella 2, capitolo 2) e le incertezze U_b (Tabella 3, capitolo 2) sono state utilizzate nel computo dell'incertezza complessiva U_c^2 , come descritto nel capitolo 2. Successivamente, sono state trasformate in deviazione standard geometrica GSD corrispondente all'incertezza complessiva U_c , anche se questo passaggio non è indicato dalla norma, secondo la formula:

Equazione 15

$$U_c \equiv GSD = \sqrt{U_c^2}$$

Per esempio, per le emissioni di CO₂ legate all'unità di processo Feldspato per la categoria di impatto GWP, si è proceduto nel seguente modo:

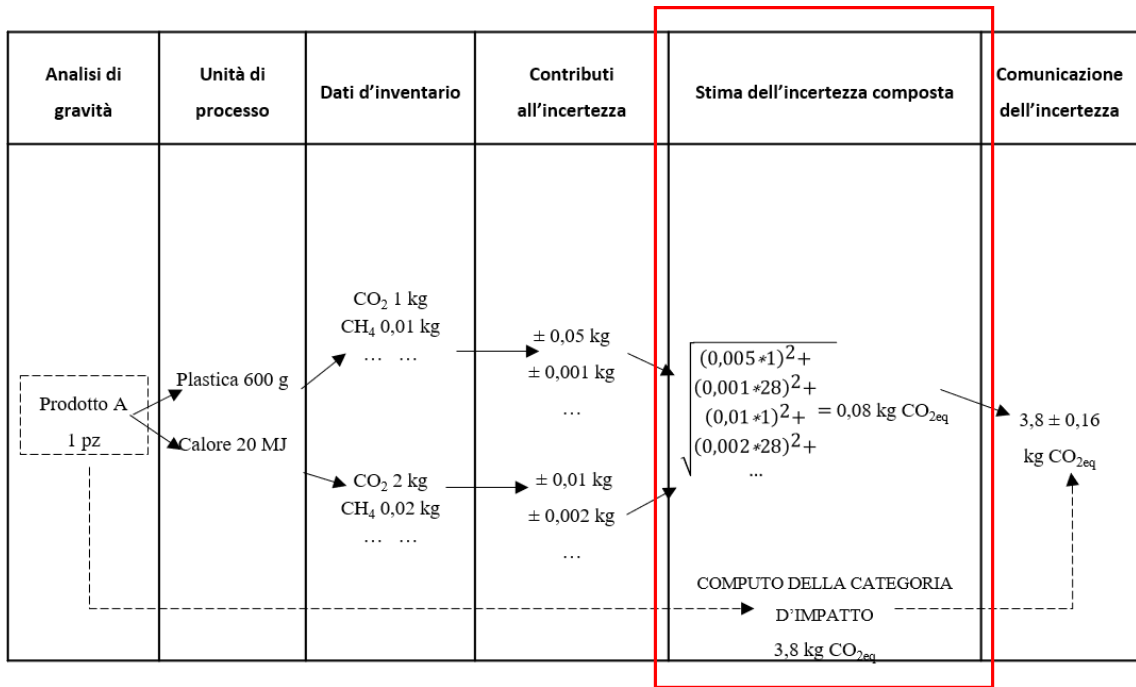
Tabella 14-Esempio per la procedura di assegnazione dei valori per l'incertezza di base e dei criteri di qualità per l'unità di processo feldspato nella categoria di impatto GWP.

Categoria di impatto: GWP		
Unità di processo: Feldspato		
Flusso elementare: CO₂		
U	Valore	Tipologia di emissione o Livello di qualità
U _b	1,05	Incertezza attribuita con “giudizio esperto” per la categoria “emissione da combustione” (vedi Tabella 3)
U ₂ ≡ Criterio di Completezza	1,02	Buona completezza compresa tra 80 e 90%
U ₃ ≡ Criterio di Rappresentatività Temporale	1,00	Meno di 4 anni dalla data di rilascio o revisione del dato
U ₄ ≡ Criterio di Rappresentatività Geografica	1,00	I processi inclusi nel dataset sono pienamente rappresentativi dell'area geografica di riferimento
U ₅ ≡ Criterio di Rappresentatività Tecnologica	1,05	Le tecnologie modellizzate sono incluse nel mix di tecnologie considerate dal dataset

in cui U_b è l'incertezza di base riferita al flusso elementare, in questo caso CO₂, mentre U₂, U₃, U₄, U₅ sono criteri riferiti all'unità di processo feldspato, ricavati dalla scala di valutazione qualitativa. Per assegnare un valore ad ognuno di questi criteri, è stata analizzata un'unità di processo alla volta, tramite software GaBi e documentazione allegata. All'interno della documentazione, il software presenta una sezione dedicata ai “quality indicators” che sono i medesimi criteri che si ritrovano nella norma e quindi sono stati sfruttati per assegnare il valore ritrovato in tabella. Nel software, per ogni criterio (quality indicators) è stata letta la qualità (ottima, buona, discreta, etc.) e in base a questa è stato individuato il fattore da assegnare per quel criterio.

Successivamente, per la stima dell'incertezza composta, le singole incertezze non sono state usate tal quali all'interno dell'algoritmo rappresentato in Tabella 4 e riportato di seguito.

Tabella 15-Schematizzazione del percorso per la stima dell'incertezza estesa e della sua dichiarazione, con focus sul passaggio della stima dell'incertezza composta.



Tra il calcolo dell'incertezza complessiva come GSD fino al calcolo dell'incertezza composta, ci si è discostati dalla norma e sono stati eseguiti degli ulteriori passaggi, concordati con i membri UNI. Uno dei maggiori problemi riscontrati è stato come poter passare da una deviazione standard geometrica all'errore assoluto.

Siccome la deviazione standard geometrica (corrispondente all'incertezza complessiva) è in scala logaritmica necessita di essere trasformata in scala lineare prima di ottenere l'errore assoluto. La distribuzione normale e log-normale sono strettamente correlate: se una variabile X è distribuita in modo log-normale con parametri μ e σ , allora il $\log(X)$ è distribuito normalmente con media μ e deviazione standard σ . La media e la varianza di una variabile casuale log-normale sono funzioni di μ e σ che possono essere calcolate come parametri, secondo le formule fornite dai membri UNI, da utilizzare all'interno della norma.

Il primo passaggio da effettuare è il calcolo di μ (Equazione 16) che si ottiene dal logaritmo naturale della mediana della distribuzione del valore di ogni flusso elementare relativo ad ogni unità di processo.

Equazione 16

$$\mu = \ln(\text{mediana})$$

Successivamente deve essere calcolata σ (Equazione 17) che si ottiene dal logaritmo naturale della deviazione standard geometrica corrispondente all'incertezza complessiva U_c .

Equazione 17

$$\sigma = \ln(GSD)$$

Dai due parametri appena calcolati, è possibile arrivare alla determinazione della media (Equazione 18), della deviazione standard (Equazione 19) e varianza (Equazione 20), la quale costituisce il valore del contributo all'incertezza:

Equazione 18

$$\text{media (m)} = e^{\left(\mu + \frac{1}{2}\sigma^2\right)}$$

Equazione 19

$$\text{Deviazione standard (u)} = \sqrt{m^2 * [e^{(\sigma^2)} - 1]}$$

Equazione 20

$$\text{Varianza} = (\text{Deviazione standard } u)^2$$

Il valore di deviazione standard è stato trasformato nell'unità di misura utilizzata per il computo della categoria di impatto relativa. Ad esempio, se si sta analizzando il GWP, ogni dato è stato riportato in termini di $\text{CO}_{2\text{eq}}$. Per fare ciò, è stata moltiplicata ogni deviazione standard, calcolata per ogni flusso elementare, per il proprio fattore di caratterizzazione. Il parametro da utilizzare all'interno della norma per il calcolo dell'incertezza composta è la varianza, quindi il quadrato della deviazione standard appena calcolato. La varianza è poi utilizzata nell'algoritmo di calcolo dell'incertezza composta.

Si riporta, un esempio di calcolo dall'equazione 15 all'equazione 20 per il flusso elementare CO_2 che si trova nell'unità di processo feldspato per la categoria di impatto GWP.

Tabella 16-Esempio di calcolo per il flusso elementare CO₂ contenuto nell'unità di processo feldspato per la categoria di impatto GWP.

Categoria di impatto: GWP	
Unità di processo: Feldspato	
Flusso elementare: CO₂	
Formule	Valore
U _c ≡ GSD	1,04E+00
Mediana	7,16E-02
$\mu = \ln(\text{mediana})$	-2,64E+00
$\sigma = \ln(\text{GSD})$	3,59E-02
Media (m) = $e^{\left(\mu + \frac{1}{2}\sigma^2\right)}$	7,17E-02
Deviazione standard (u) = $\sqrt{m^2 * [e^{(\sigma^2)} - 1]}$	2,57E-03
Varianza = (Deviazione standard u) ²	6,62E-06

in cui il valore dell'incertezza complessiva U_c che corrisponde alla deviazione standard geometrica GSD, è ottenuto applicando la radice quadrata di U²_c, come indicato nella Equazione 15. A sua volta, U²_c deriva dalla composizione delle incertezze, di base ed aggiuntive, secondo il giudizio di esperti come indicato dalla Equazione 6 (capitolo 2).

Nello schema esemplificativo per il calcolo dell'incertezza composta, la norma non cita le incertezze dei dati di attività (ad esempio l'incertezza legata ai consumi di energia elettrica, etc.), che secondo la letteratura reperita e in seguito alla conferma dei membri UNI, deve essere considerata. Anche questi valori sono stati trasformati nell'unità di misura utilizzata per il computo della categoria di impatto. Per trasformare il dato di attività nell'unità di misura della categoria di impatto sono stati utilizzati gli inventari della banca dati GaBi opportunamente scalati in base all'effettivo consumo espresso dal dato di attività. Per fare ciò, grazie al software è stata letta la quantità, in kg o MJ, della unità di processo presa in considerazione e ne è stato riportato il valore. Grazie a manuali tecnici e specifiche del costruttore è stato possibile assegnare l'errore percentuale associato, in seguito trasformato in errore relativo. In questo modo è stato possibile calcolarne l'errore assoluto. Per riportare i dati ad unità di misura coerenti e definite sulla base della categoria di

impatto studiata, è stato creato un inventario nel quale sono stati eseguiti i risultati rispetto ad 1 kg o 1 MJ delle principali unità di processo (1 kg di feldspato, 1 MJ proveniente dal grid mix elettrico, etc.). L'errore assoluto calcolato per ogni input di dato di attività, è stato moltiplicato per il corrispondente valore nell'inventario, scegliendo la categoria di impatto. Ad esempio per la categoria GWP, si ha come dato di attività l'input di feldspato adeguatamente trasformato in errore assoluto. Dall'inventario realizzato, è stato scelto quindi il valore di 1 kg di feldspato per la categoria di impatto GWP e questo valore è stato moltiplicato per l'errore assoluto calcolato, così da riportare le unità di misura ai kg di CO_{2eq}. Poiché per calcolare l'incertezza composta è necessario utilizzare il valore di varianza, l'errore assoluto appena calcolato è stato elevato al quadrato.

Anche in questo caso, si riporta un esempio di calcolo per l'elaborazione delle incertezze legate al dato di attività per la categoria di impatto GWP per l'input di feldspato e per l'input di energia termica.

Tabella 17-Esempio di calcolo per l'elaborazione delle incertezze legate al dato di attività per due input: feldspato ed energia termica.

Categoria di impatto: GWP										
Dato Attività										
Input	Valore	UdM	Errore %	Errore Relativo	Errore Assoluto	UdM	Errore Assoluto [kgCO _{2eq}]	(Errore Assoluto [kgCO _{2eq}]) ²	Consumo effettivo del dato di attività per 1 kg di feldspato [kgCO _{2eq}]	Consumo effettivo del dato di attività per 1 MJ di feldspato [kgCO _{2eq}]
Input Feldspato	3,95E-01	kg	0,2%	0,002	7,90E-04	kg	1,49E-04	2,23E-08	1,89E-01	--
Input En Termica ATM	2,39E+00	MJ	3,0%	0,03	7,18E-02	MJ	5,34E-03	2,85E-05	--	7,43E-02

4.2 Incertezza estesa e dichiarazione

Per il computo dell'incertezza estesa U , è stato seguito quanto scritto nella norma UNI. Viene ottenuta moltiplicando l'incertezza tipo composta $U_c(y)$ per un fattore di copertura k .

Equazione 21

$$U = kU_c(y)$$

Per ogni categoria di impatto è stato calcolato il fattore correttivo f e successivamente applicata la formula del fattore di copertura $k = 2*f$. In seguito è stata eseguita la sommatoria dei quadrati degli errori assoluti precedentemente calcolati. Per il computo dell'incertezza composta è stata eseguita la radice quadrata della sommatoria appena calcolata.

L'incertezza estesa U è il risultato del prodotto del fattore di copertura per l'incertezza tipo composta. L'incertezza estesa ottenuta corrisponde ad un intervallo di copertura del 95%. Il concetto dell'intervallo di copertura viene utilizzato in sostituzione al termine intervallo di confidenza in quanto, come definito nei capitoli precedenti, esprime il medesimo concetto ma questa definizione è maggiormente legata al concetto di incertezza di misura e quindi all'ambito della norma applicata nel presente lavoro, piuttosto che a concetti puramente statistici.

Di seguito vengono presentate le categorie di impatto analizzate contenenti le unità di processo significative risultanti dall'analisi di gravità, l'analisi dei flussi dominanti, i relativi contributi di incertezza sia di base ed aggiuntivi per il computo dell'incertezza U_c e i passaggi per il computo dell'incertezza composta.

4.2.1 Bilancio dell'incertezza per Acidification Potential

Nella Tabella 18 è mostrata la parte applicativa relativa ai calcoli per il bilancio di incertezza della categoria di impatto Acidification Potential, l'unità di misura sono $\text{kg SO}_{2\text{eq}}$.

Nella prima colonna sono indicati i termini dell'equazione per il computo dell'incertezza complessiva U_c e i relativi valori scelti o calcolati. La tabella è stata

suddivisa in cinque colonne in cui sono indicate le unità di processo significative risultate dall'analisi di gravità. Ognuna di queste, è suddivisa in altrettante colonne in cui sono mostrati i calcoli per ogni flusso elementare riferita alla determinata unità di processo. Il metodo di stima applicato è quello dell'incertezza composta; è stato messo in evidenza il fattore di copertura per ottenere il valore dell'incertezza composta estesa.

Tabella 18- Schematizzazione dei calcoli inerenti al bilancio di incertezza per la categoria di impatto Acidification Potential.

AP-Acidification Potential											
Giudizio degli esperti (Annex A)											
	Feldspato		Electricity grid mix			Glaze production		The_ATM		The_MANU	
	NOx	SO2	H2S	NOx	SO2	NOx	SO2	NOx	SO2	NOx	SO2
Ub	1,50	1,05	1,50	1,50	1,05	1,50	1,05	1,50	1,05	1,50	1,05
U1	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,00	1,00	1,02	1,02	1,02	1,02
U2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
U3	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,02	1,02	1,00	1,00	1,00	1,00
U4	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,20	1,20	1,05	1,05	1,05	1,05
[ln(Ub)] ²	0,1644	0,0024	0,1644	0,1644	0,0024	0,1644	0,0024	0,1644	0,0024	0,1644	0,0024
[ln(U2)] ²	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0000	0,0000	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004
[ln(U3)] ²	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
[ln(U4)] ²	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0004	0,0004	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
[ln(U5)] ²	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0332	0,0332	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024
U ² c	1,51E+00	1,07E+00	1,51E+00	1,51E+00	1,07E+00	1,56E+00	1,21E+00	1,51E+00	1,07E+00	1,51E+00	1,07E+00
Uc = GSD	1,23E+00	1,04E+00	1,23E+00	1,23E+00	1,04E+00	1,25E+00	1,10E+00	1,23E+00	1,04E+00	1,23E+00	1,04E+00

Flusso Elem (mediana)	1,01E-04	2,09E-04	3,27E-05	1,11E-04	8,69E-05	7,03E-05	8,90E-05	1,05E-04	4,97E-05	7,18E-05	3,39E-05
$\mu = \ln(\text{mediana})$	-9,20E+00	-8,47E+00	-1,03E+01	-9,10E+00	-9,35E+00	-9,56E+00	-9,33E+00	-9,16E+00	-9,91E+00	-9,54E+00	-1,03E+01
$\sigma = \ln(\text{GSD})$	2,04E-01	3,59E-02	2,04E-01	2,04E-01	3,59E-02	2,23E-01	9,49E-02	2,04E-01	3,59E-02	2,04E-01	3,59E-02
$m = \exp(\mu + \sigma^2/2)$	1,04E-04	2,09E-04	3,34E-05	1,14E-04	8,70E-05	7,21E-05	8,94E-05	1,08E-04	4,97E-05	7,33E-05	3,39E-05
Devstd. $u = \sqrt{m^2 * (\exp(\sigma^2) - 1)}$	2,14E-05	7,51E-06	6,91E-06	2,35E-05	3,12E-06	1,62E-05	8,51E-06	2,22E-05	1,79E-06	1,51E-05	1,22E-06

Dev std [kg SO2 eq]	1,07E-05	9,01E-06	1,10E-05	1,17E-05	3,75E-06	8,12E-06	1,02E-05	1,11E-05	2,14E-06	7,57E-06	1,46E-06
Varianza = Dev Std ²	1,15E-10	8,12E-11	1,22E-10	1,38E-10	1,41E-11	6,59E-11	1,04E-10	1,23E-10	4,59E-12	5,73E-11	2,13E-12

Dato Attività

	Valore	UdM	Err %	Err Relativo	Err Assoluto	UdM	Err Assoluto [kgSO2eq]	(Err Assoluto [kgSO2eq]) ²
Input Feldspato	3,95E-01	kg	0,2%	0,002	7,90E-04	kg	6,12E-07	3,75E-13
Input En Termica ATM	2,39E+00	MJ	3,0%	0,03	7,18E-02	MJ	3,46E-06	1,20E-11
Input En Termica Manufacturing	1,63E+00	MJ	3,0%	0,03	4,90E-02	MJ	2,36E-06	5,56E-12
Input Elettricità	8,09E-01	MJ	1,05%	0,011	8,49E-03	MJ	2,33E-06	5,45E-12
Input Glaze	2,67E-02	kg	0,2%	0,002	5,34E-05	kg	2,93E-07	8,59E-14

Incertezza Estesa

Fattore Copertura k=2f	2,430
Sommatoria Quadrati Err Ass	8,506E-10
Incertezza Composta	2,92E-05 kgSO2eq
Incertezza Composta Estesa	7,09E-05 kgSO2eq

4.2.2 Bilancio dell'incertezza per Eutrophication Potential

Nella Tabella 19 è mostrata la parte applicativa relativa ai calcoli per il bilancio di incertezza della categoria di impatto Eutrophication Potential, l'unità di misura sono $\text{kg PO}_4^{3-}\text{-eq}$.

Nella prima colonna sono indicati i termini dell'equazione per il computo dell'incertezza complessiva U_c e i relativi valori scelti o calcolati. La tabella è stata suddivisa in sette colonne in cui sono indicate le unità di processo significative risultate dall'analisi di gravità. Ognuna di queste, è suddivisa in altrettante colonne in cui sono mostrati i calcoli per ogni flusso elementare riferita alla determinata unità di processo. Il metodo di stima applicato è quello dell'incertezza composta, è stato messo in evidenza il fattore di copertura per ottenere il valore dell'incertezza composta estesa.

Tabella 19- Schematizzazione dei calcoli inerenti al bilancio di incertezza per la categoria di impatto Eutrophication Potential.

EP-Eutrophication Potential								
Giudizio degli esperti (Annex A)								
	Feldspato		Truck Clay	Electricity grid mix	The_ATM	Truck Feldspar	Glaze	The_MANU
	NOx	Oil	NO	NOx	NOx	NO	NOx	NOx
Ub	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
U2	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,00	1,02
U3	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
U4	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,02	1,00
U5	1,05	1,05	1,00	1,05	1,05	1,00	1,20	1,05
$[\ln(U_b)]^2$	0,1644	0,1644	0,1644	0,1644	0,1644	0,1644	0,1644	0,1644
$[\ln(U_2)]^2$	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0000	0,0004
$[\ln(U_3)]^2$	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
$[\ln(U_4)]^2$	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0004	0,0000
$[\ln(U_5)]^2$	0,0024	0,0024	0,0000	0,0024	0,0024	0,0000	0,0332	0,0024
U^2c	1,51E+00	1,51E+00	1,50E+00	1,51E+00	1,51E+00	1,50E+00	1,56E+00	1,51E+00
$U_c = GSD$	1,23E+00	1,23E+00	1,23E+00	1,23E+00	1,23E+00	1,23E+00	1,25E+00	1,23E+00
Flusso Elem (mediana)	1,01E-04	2,82E-05	9,04E-05	1,11E-04	1,05E-04	6,58E-05	7,03E-05	7,18E-05
$\mu = \ln(\text{mediana})$	-9,20E+00	-1,05E+01	-9,31E+00	-9,10E+00	-9,16E+00	-9,63E+00	-9,56E+00	-9,54E+00
$\sigma = \ln(GSD)$	2,04E-01	2,04E-01	2,03E-01	2,04E-01	2,04E-01	2,03E-01	2,23E-01	2,04E-01
$m = \exp(\mu + \sigma^2/2)$	1,04E-04	2,88E-05	9,22E-05	1,14E-04	1,08E-04	6,72E-05	7,21E-05	7,33E-05

Devstd. $u=\sqrt{m^2*(\exp(\sigma^2)-1)}$	2,14E-05	5,94E-06	1,89E-05	2,35E-05	2,22E-05	1,38E-05	1,62E-05	1,51E-05
Dev std [kg Phosphate eq]	2,78E-06	4,57E-07	3,78E-06	3,05E-06	2,89E-06	2,75E-06	2,11E-06	1,97E-06
Varianza = Dev Std ²	7,75E-12	2,08E-13	1,43E-11	9,31E-12	8,34E-12	7,59E-12	4,46E-12	3,87E-12

Dato Attività

	Valore	UdM	Err %	Err Relativo	Err Assoluto	UdM	Err Assoluto [kgPhosphate eq]	(Err Assoluto [kgPhosphate eq]) ²
Input Feldspato	3,95E-01	kg	0,2%	0,002	7,90E-04	kg	3,47E-08	1,20E-15
Input Truck Clay	5,43E-01	kg	7,0%	0,07	3,80E-02	kg	1,33E-06	1,77E-12
Input Elettricità	8,09E-01	MJ	1,05%	0,011	8,49E-03	MJ	2,56E-07	6,57E-14
Input En Termica ATM	2,39E+00	MJ	3,0%	0,03	7,18E-02	MJ	4,33E-07	1,88E-13
Input Truck Feldspar	3,95E-01	kg	7,0%	0,07	2,77E-02	kg	9,69E-07	9,39E-13
Input Glaze	2,67E-02	kg	0,2%	0,002	5,34E-05	kg	2,26E-08	5,12E-16
Input En Termica Manufacturing	1,63E+00	MJ	3,0%	0,03	4,90E-02	MJ	2,95E-07	8,73E-14

Incertezza Estesa

Fattore Copertura k=2f	2,337
Sommatoria Quadrati Err Ass	5,889E-11
Incertezza Composta	7,674E-06 kgPhosphate eq
Incertezza Composta Estesa	1,793E-05 kgPhosphate eq

4.2.3 Bilancio dell'incertezza per Global Warming Potential

Nella Tabella 20 è mostrata la parte applicativa relativa ai calcoli per il bilancio di incertezza della categoria di impatto Global Warming Potential, l'unità di misura sono kg CO_{2eq}.

Nella prima colonna sono indicati i termini dell'equazione per il computo dell'incertezza complessiva U_c e i relativi valori scelti o calcolati. La tabella è stata suddivisa in quattro colonne in cui sono indicate le unità di processo significative risultate dall'analisi di gravità. Ognuna di queste, è suddivisa in altrettante colonne in cui sono mostrati i calcoli per ogni flusso elementare riferita alla determinata unità di processo. Il metodo di stima applicato è quello dell'incertezza composta; è stato messo in evidenza il fattore di copertura per ottenere il valore dell'incertezza composta estesa.

Tabella 20- Schematizzazione dei calcoli inerenti al bilancio di incertezza per la categoria di impatto Global Warming Potential.

GWP-Global Warming Potential						
Giudizio degli esperti (Annex A)						
	Feldspato	The_ATM		Electricity grid mix	The_MANU	
	CO2	CO2	CH4	CO2	CO2	CH4
Ub	1,05	1,05	1,50	1,05	1,05	1,50
U2	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02
U3	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
U4	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
U5	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
$[\ln(Ub)]^2$	0,0024	0,0024	0,1644	0,0024	0,0024	0,1644
$[\ln(U2)]^2$	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004
$[\ln(U3)]^2$	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
$[\ln(U4)]^2$	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
$[\ln(U5)]^2$	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024
U^2c	1,07E+00	1,07E+00	1,51E+00	1,07E+00	1,07E+00	1,51E+00
$Uc = GSD$	1,04E+00	1,04E+00	1,23E+00	1,04E+00	1,04E+00	1,23E+00

Flusso Elem (mediana)	7,16E-02	1,57E-01	7,38E-04	9,22E-02	1,07E-01	5,03E-04
$\mu = \ln(\text{mediana})$	-2,64E+00	-1,85E+00	-7,21E+00	-2,38E+00	-2,23E+00	-7,59E+00
$\sigma = \ln(GSD)$	3,59E-02	3,59E-02	2,04E-01	3,59E-02	3,59E-02	2,04E-01
$m = \exp(\mu + \sigma^2/2)$	7,17E-02	1,57E-01	7,53E-04	9,22E-02	1,07E-01	5,14E-04
$Devstd. u = \sqrt{m^2 * (\exp(\sigma^2) - 1)}$	2,57E-03	5,64E-03	1,56E-04	3,31E-03	3,85E-03	1,06E-04

Dev std [kg CO2 eq]	2,57E-03	5,64E-03	4,36E-03	3,31E-03	3,85E-03	2,97E-03
Varianza = Dev Std ²	6,62E-06	3,18E-05	1,90E-05	1,10E-05	1,48E-05	8,83E-06

Dato Attività								
	Valore	UdM	Err %	Err Relativo	Err Assoluto	UdM	Err Assolu [kgCO2eq]	(Err Assol [kgCO2eq]) ²
Input Feldspato	3,95E-01	kg	0,2%	0,002	7,90E-04	kg	1,49E-04	2,23E-08
Input En Termica ATM	2,39E+00	MJ	3,0%	0,03	7,18E-02	MJ	5,34E-03	2,85E-05
Input En Termica Manufacturing	1,63E+00	MJ	3,0%	0,03	4,90E-02	MJ	3,64E-03	1,32E-05
Input Elettricità	8,09E-01	MJ	1,05%	0,011	8,49E-03	MJ	1,07E-03	1,13E-06

Incertezza Estesa	
Fattore Copertura k=2f	2,321
Sommatoria Quadrati Err Ass	1,349E-04
Incertezza Composta	1,16E-02 kgCO2eq
Incertezza Composta Estesa	2,70E-02 kgCO2eq

4.2.4 Bilancio dell'incertezza per Ozone Layer Depletion Potential

Nella Tabella 21 è mostrata la parte applicativa relativa ai calcoli per il bilancio di incertezza della categoria di impatto Ozone Layer Depletion Potential, l'unità di misura sono $\text{kg R11}_{\text{eq}}$.

Nella prima colonna sono indicati i termini dell'equazione per il computo dell'incertezza complessiva U_c e i relativi valori scelti o calcolati. La tabella è stata suddivisa in tre colonne in cui sono indicate le unità di processo significative risultate dall'analisi di gravità. Ognuna di queste, è suddivisa in altrettante colonne in cui sono mostrati i calcoli per ogni flusso elementare riferita alla determinata unità di processo. Il metodo di stima applicato è quello dell'incertezza composta; è stato messo in evidenza il calcolo del fattore f e quindi del fattore di copertura per ottenere il valore dell'incertezza composta estesa.

Tabella 21- Schematizzazione dei calcoli inerenti al bilancio di incertezza per la categoria di impatto Ozone Layer Depletion Potential.

ODP-Ozone Layer Depletion Potential				
Giudizio degli esperti (Annex A)				
	Feldspato	Electricity grid mix	Glaze	
	R 114	R 114	CH3Cl	R 114
Ub	1,50	1,50	2,00	1,50
U2	1,02	1,02	1,00	1,00
U3	1,00	1,00	1,00	1,00
U4	1,00	1,00	1,02	1,02
U5	1,05	1,05	1,20	1,20
$[\ln(Ub)]^2$	0,1644	0,1644	0,4805	0,1644
$[\ln(U2)]^2$	0,0004	0,0004	0,0000	0,0000
$[\ln(U3)]^2$	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
$[\ln(U4)]^2$	0,0000	0,0000	0,0004	0,0004
$[\ln(U5)]^2$	0,0024	0,0024	0,0332	0,0332
U ² c	1,51E+00	1,51E+00	2,05E+00	1,56E+00
Uc = GSD	1,23E+00	1,23E+00	1,43E+00	1,25E+00

Flusso Elem (mediana)	1,45E-11	3,95E-12	1,35E-10	7,58E-13
$\mu=\ln(\text{mediana})$	-2,50E+01	-2,63E+01	-2,27E+01	-2,79E+01
$\sigma=\ln(\text{GSD})$	2,04E-01	2,04E-01	3,58E-01	2,23E-01

$m = \exp(\mu + \sigma^2/2)$	1,48E-11	4,03E-12	1,44E-10	7,77E-13
Devstd. $u = \sqrt{m^2 * (\exp(\sigma^2) - 1)}$	3,06E-12	8,33E-13	5,35E-11	1,75E-13
Dev std [kg R11 eq]	2,88E-12	7,83E-13	1,07E-12	1,65E-13
Varianza = Dev Std ²	8,29E-24	6,13E-25	1,14E-24	2,71E-26

Dato Attività								
	Valore	UdM	Err %	Err Relativo	Err Assoluto	UdM	Err Assoluto [kg R11 eq]	(Err Assol [kg R11 eq]) ²
Input Feldspato	3,95E-01	kg	0,2%	0,002	7,90E-04	kg	2,74E-14	7,48E-28
Input Elettricità	8,09E-01	MJ	1,05%	0,011	8,49E-03	MJ	3,99E-14	1,59E-27
Input Glaze	2,67E-02	kg	0,2%	0,002	5,34E-05	kg	6,86E-15	4,71E-29

Incertezza Estesa	
Fattore Copertura k=2f	2,000
Sommatoria Quadrati Err Assoluto	1,008E-23
Incertezza Composta	3,17E-12 kg R11 eq
Incertezza Composta Estesa	6,35E-12 kg R11 eq

L'incertezza composta, ottenuta tramite l'applicazione dei precedenti passaggi, per ogni categoria di impatto risulta essere:

Tabella 22-Valori dell'incertezza composta per le quattro categorie d'impatto analizzate.

Categoria di impatto	Incertezza composta
AP [kg SO _{2eq.}]	3,4 E-05
EP [kg Phosphate _{eq.}]	7,7E-06
GWP [Kg CO _{2eq.}]	1,2E-02
ODP [kg R-11 _{eq.}]	3,2E-12

Viene di seguito riportata la tabella contenente, per ogni categoria di impatto, il valore di incertezza estesa U ottenuto moltiplicando l'incertezza composta per il fattore di copertura.

Categoria di impatto	Incertezza estesa U
AP [kg SO _{2eq.}]	7,1E-05
EP [kg Phosphate _{eq.}]	1,8E-05
GWP [Kg CO _{2eq.}]	2,7E-02
ODP [kg R-11 _{eq.}]	6,4E-12

Di seguito è riportata la tabella riassuntiva contenente il risultato ottenuto per ogni categoria di impatto, associato alla propria incertezza estesa, ottenuta applicando i passaggi dei capitoli precedenti. In questo caso è stato applicato il fattore correttivo *f* per tener conto del grado di completezza (C) raggiunto. Per una maggiore completezza è stato calcolato, per ogni categoria d'impatto, anche l'errore percentuale riscontrato sulla misura.

Tabella 23-Dichiarazione dell'incertezza composta estesa.

Categoria di impatto	Incertezza estesa U	Errore %
AP [kg SO _{2eq.}]	1,23E-03 ± 0,07E-03	5,8%
EP [kg Phosphate _{eq.}]	1,5E-04 ± 0,2E-04	12%
GWP [Kg CO _{2eq.}]	6,3E-01 ± 0,3E-01	4,3%
ODP [kg R-11 _{eq.}]	2,3E-11 ± 0,6E-11	28%

4.3 Criticità riscontrate e miglioramenti

Nel presente paragrafo è riportata una descrizione dei problemi riscontrati nell'applicazione della norma UNI.

Nella presente versione della norma non è chiaro come applicare il criterio di completezza e non sono definite le percentuali soglia da considerare per raggiungere il valore soglia di almeno il 70%. Infatti, l'assunzione che è stato necessario compiere nel presente lavoro è stata quella di considerare, per quelle unità di processo aventi un peso inferiore al 10%, quelle unità aventi un peso prossimo a tale soglia. Se non fossero state considerate tali unità, non sarebbe stato possibile raggiungere la soglia minima richiesta dalla norma e fissata dal criterio di completezza del 70%. Nella definizione dei flussi elementari da considerare non è esplicitata alcuna soglia minima. Anche in questo caso è stata necessaria un'assunzione, ovvero è stata fatta l'analisi dei flussi dominanti tramite software GaBi e sono stati presi in considerazione quelli aventi un peso percentuale uguale o superiore al 10%. Come si nota, è stata volutamente utilizzata la stessa soglia che è servita ad individuare le unità di processo significative.

Non è chiara l'unità di misura della formula per il computo dell'incertezza complessiva U_c e, grazie alla letteratura e a pareri forniti da alcuni membri UNI, è stata considerata come deviazione standard geometrica. Oltre all'incertezza di base U_b , le quattro incertezze aggiuntive saranno nominate, in una versione successiva a quella analizzata in questo studio, in ordine progressivo iniziando per semplicità di comprensione da U_1 e non più da U_2 . Bisogna tener presente che nella norma non viene citata la presenza di dataset aggregati, quindi l'applicazione del prospetto A2, ovvero la tabella riportante valori per le incertezze U_b , risulta difficile. Ad esempio, all'interno di un dataset aggregato l'unico flusso elementare di NO_x potrebbe riferirsi sia ad emissioni da combustione sia ad emissioni agricole e non è possibile disaggregarli. Per questo, non potendo scegliere tra le tipologie di emissioni (da combustione, di processo o da agricoltura), si andrà obbligatoriamente ad applicare il medesimo valore a tutte le tipologie di emissioni. L'algoritmo presentato nella norma, in cui schematicamente è possibile osservare i passaggi necessari al computo dell'incertezza estesa e della sua dichiarazione, non utilizza l'incertezza legata al dato di attività, che secondo la letteratura deve invece essere considerata.

Nel corso del lavoro di tesi sono stati riscontrati questi problemi e per questa ragione ci si è interfacciati con i membri UNI i quali hanno fornito spiegazioni e/o formule da utilizzare. Avendo una chiara difficoltà nell'espressione dei risultati, a causa di una norma poco chiara probabilmente perché molto recente e che tratta un argomento complesso, i membri UNI hanno fornito le corrette funzioni matematiche da utilizzare ai fini del computo dell'incertezza composta. Inoltre, sono stati fatti ragionamenti che hanno portato all'utilizzo dei fattori di caratterizzazione, così da trasformare ogni dato nella unità di misura corrispondente alla categoria di impatto.

Alcuni di questi problemi riscontrati nella fase di applicazione della norma, come ad esempio l'utilizzo del valore soglia del 10% in seguito all'analisi dei flussi dominanti per individuare i flussi elementari significativi, sono parzialmente risolti poiché è stato preso nota dell'operazione effettuata ed è stato ricevuto un parere positivo in merito a questa scelta. Pertanto, nella futura revisione della norma, si obbligherà ad utilizzare tale soglia per discriminare i flussi elementari. Un ulteriore miglioramento alla norma che sarà effettuato, sarà un test statistico di validazione poiché nella sua versione precedente non è stata effettuata la validazione.

Per ovviare ad alcuni dei problemi presentati, una soluzione possibile per applicare la norma pur discostandosi da essa, è stata raccogliere quanto detto in un rapporto tecnico, eseguito in collaborazione con thinkstep. All'interno di questo, sono stati riassunti i passaggi e le assunzioni per il computo dell'incertezza composta e di quella estesa, così da presentarli ai membri UNI e fornire loro un contributo alla successiva revisione della norma, in quanto, come già detto, quest'ultima viene eseguita dopo cinque anni.

CAPITOLO 5. Conclusioni

L'obiettivo del presente studio è stato quello di analizzare l'applicabilità della norma UNI 11698:2017, di recente pubblicazione, mediante un caso studio. Il caso studio ha preso in considerazione il processo di produzione di piastrelle ceramiche.

La norma, intitolata "Stima, dichiarazione e utilizzo dell'incertezza dei risultati di una Valutazione di Ciclo di Vita", consente di associare un valore di incertezza ai risultati prodotti mediante uno studio LCA. L'incertezza si applica ai risultati degli indicatori delle categorie di impatto adottate nella fase di valutazione dell'impatto del ciclo di vita (LCIA). L'incertezza considerata è quella derivante dai dati di inventario in entrata allo studio LCA. La norma non tratta gli elementi di variabilità derivanti da altre cause, quali incertezza stocastica sul metodo LCIA utilizzato per la fase di caratterizzazione e quella derivante da scelte e mancanza di conoscenza.

Uno studio LCA necessita di una significativa mole di dati di inventario e spesso richiede di utilizzare anche dati secondari. L'applicazione di tale norma, seppure complessa, è necessaria per rispondere a problematiche di comunicazione e di scelta in processi decisionali quando l'obiettivo è valutare la preferibilità ambientale di un prodotto. Nel caso in cui si abbiano i risultati finali di studi LCA relativi ad una stessa tipologia di prodotto, se non vengono forniti i valori di incertezza associati non è possibile comprendere a pieno se la differenza tra questi è significativa e, conseguentemente, prediligere il prodotto che presenta le migliori performance ambientali.

L'applicazione della norma UNI al caso studio della costruzione di piastrelle ceramiche ha permesso di valutare le principali criticità della norma stessa mettendo in evidenza problemi e limitazioni che saranno risolti nella successiva revisione. In particolare, questi limiti riguardano la valutazione dell'incertezza considerando i dati primari e secondari. Nel caso dei dati primari, non è sempre possibile avere una serie di misurazioni a disposizione, così da poter seguire il percorso 1, ovvero quello in cui si ha disponibilità della serie di dati. Per quanto riguarda i dati secondari, la difficoltà risiede nel fatto che non tutti i software per analisi LCA contengono, al loro interno, valori di incertezza sui dati. Pertanto il percorso 3, ovvero quello in cui sui dati secondari si ha disponibilità d'incertezza, risulta di difficile

applicazione. Nel caso in esame sono perciò stati applicati il secondo e il quarto percorso: il percorso 2 riguarda la disponibilità di una serie di dati primari, mentre il percorso 4 viene intrapreso quando per i dati secondari non si ha disponibilità d'incertezza; in questi due percorsi è necessario pertanto raccogliere informazioni disponibili circa la possibile variabilità sui dati. Per ogni dato primario e relativo flusso di materia ed energia sono stati identificati i relativi valori di incertezza legati alle misure, esclusivamente tramite percorso 2. Per quanto riguarda i dati secondari, presenti nella banca dati GaBi, è stato utilizzato solo il percorso 4, poiché in tale strumento non esistono valori di incertezza quantitativi. Durante il calcolo dei contributi all'incertezza, per individuare i flussi elementari su cui applicare il percorso 4 è stata effettuata un'analisi dei flussi dominanti. All'analisi dei flussi dominanti è stato applicato quindi un valore di soglia maggiore ed uguale del 10%: solo i flussi elementari che incidono oltre il 10% sono stati considerati nel percorso 4. In seguito, per determinare i valori di incertezza dei flussi individuati, è stata impiegata la scala di valutazione qualitativa. I valori in uscita sono stati trasformati in deviazione standard, in quanto il maggiore problema riscontrato è stato come passare da GSD all'errore assoluto, tale passaggio non è infatti riportato nella attuale versione della norma. La trasformazione da GSD a errore assoluto è stata possibile grazie all'applicazione di parametri e formule fornite direttamente da UNI.

Per presentare i risultati sono state riportate delle tabelle di calcolo, utilizzate in applicazione al percorso 4, per stimare infine l'incertezza composta e quella estesa, in seguito all'inserimento dei dati di attività anche questi trasformati nell'unità di misura utilizzata per il computo della categoria di impatto.

Il presente lavoro di tesi è stato utile per lo sviluppo futuro della norma UNI 11698 poiché ha messo in luce problematiche, ma anche soluzioni delle quali alcune già presentate ai membri UNI; questi ultimi hanno già preso in considerazione le proposte fatte.

CAPITOLO 6. Bibliografia

Bell, S. (1999). *Good Practice Guide No. 11 - The Beginner's Guide to Uncertainty of Measurement*. Teddington, Middlesex, United Kingdom: National Physical Laboratory.

Commission of the European Communities. (2001). Green Paper on Integrated Product Policy. *COM(2001)*. Bruxelles.

Commissione Europea. (2013, Aprile 9). Raccomandazioni della Commissione relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni. Tratto da <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013H0179&from=EN>

Commissione Europea. (2015). *COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS - Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy*. Bruxelles.

Commissione Europea. (2017). *REPORT FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS - on the implementation of the Circular Economy Action Plan*.

Confindustria Ceramica. (2016, Settembre 26). Ceramics of Italy. *Environmental Product Declaration as per ISO 14025 and EN 15804-Italian Ceramics Tiles*. Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU). Tratto da <https://epd-online.com/>

Contin, A. (2018, Novembre). Decisioni in condizioni d'incertezza-Propagazione degli errori e analisi di sensitività.

Ellen MacArthur Foundation. (2013). Towards the Circular Economy. Tratto da <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/>

- European Commission. (2010, Marzo). (ILCD) Handbook -General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Luxembourg.
- European Commission. (2017, Dicembre). PEFCR Guidance document - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.3. *Product Environmental Footprint Category Rules Guidance - Version 6.3*, 1-238.
- European Committee for Standardization-CEN. (2013). Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products-English Version. *EN 15804:2012+A1*.
- Frey, C., Penman, J., Hanle, L., Monni, S., & Ogle, S. (2006). *IPCC Guideline for National Greenhouse Gas Inventories - General Guidance and Reporting - Chapter 3: Uncertainties* (Vol. 1).
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., . . . Spielmann, M. (2005). The Ecoinvent database: Overview and Metodological Framework. *10(1)*, 3-9.
- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1990). *Uncertainty and quality in science for policy*. W. Leinfellner; G. Eberlein.
- Heijungs, R. (1996). Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *4(3-4)*, 159-166.
- Heijungs, R., & Huijbregts, M. A. (2004). A Review of Approaches to Treat Uncertainty in LCA. *Proceedings of the 2nd biennial meeting of the International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs)*. Switzerland.
- Huijbregts, M. (1998, 5). A General Framework for the analysis of uncertainty and variability in Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 273-280.
- Huijbregts, M., Norris, G., Bretz, R., Citroth, A., Maurice, B., von Bahr, B., . . . de Beaufort, A. (2001). Framework for modelling data uncertainty in Life

Cycle Inventories. *SETAC-Europe LCA Working group 'Data Availability and Data Quality'*, 127-132.

ISO. (2006). Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. *ISO 14044:2006*. The International Organization for Standardization. Tratto da <https://www.iso.org/standard/38498.html>

ISO. (2006). Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. *ISO 14040:2006*. The International Organization for Standardization. Tratto da <https://www.iso.org/standard/38498.html>

JCGM, J. C. (2008, September). Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement. *JCGM 100:2008-GUM 1995 with minor corrections*.

JCGM, J. C. (2008). Evaluation of measurement data - Supplement 1 to the "Guide to the expression of uncertainty in measurement"-Propagation of distributions using a Monte Carlo method. *JCGM 101:2008*.

JCGM, J. C. (2009). Evaluation of measurement data - An introduction to the "Guide to expression of uncertainty in measurement" and a related documents. *JCGM 104:2009*.

JCR, J. R. (2014). Normalisation method and data for Environmental Footprints. *JCR technical reports*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2014. doi:10.2788/16415

JRC, E. C., Manfredi, S., Allacker, K., Chomkamsri, K., Pelletier, N., & Souza, D. M. (2012). Product Environmental Footprint (PEF) Guide.

Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018, Gennaio). Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics*, p. 37-46.

Lloyd, S., & Ries, R. (2007). Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in Life-Cycle Assessment - A survey of quantitative approaches. *11(1)*, 161-179. Tratto da www.mitpressjournals.org/jie

- Muller, S., Lesage, P., Ciroth, A., Mutel, C., Weidema, B. P., & Samson, R. (2014). The application of the pedigree approach to the distributions foreseen inecoinvent v3. 1-19.
- Neumayer, E. (2003). Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms (second edition). *32(2), second edition*.
- Notten, P., & Petrie, J. (2003). AN INTEGRATED APPROACH TO UNCERTAINTY ASSESSMENT IN LCA.
- Thinkstep. (2018). Tratto da <https://www.thinkstep.com/>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2011, Settembre). Exposure Factors Handbook. Washington, DC. Tratto da https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/techoverview_efh-complete.pdf
- UNI. (2008, Agosto). UNI CEI 70099 - VIM. *Vocabolario Internazionale di Metrologia - Concetti fondamentali e generali e termini correlati (VIM)*.
- UNI. (2017, Dicembre). UNI 11698. *Gestione Ambientale di prodotto-Stima, dichiarazione e utilizzo dell'incertezza dei risultati di una valutazione di ciclo di vita-requisiti e linee guida*.
- Wei, W., Larrey-Lassalle, P., Faure, T., Dumoulin, N., Roux, P., & Mathias, J.-D. (2015). How to Conduct a Proper Sensitivity Analysis in Life Cycle Assessment: Taking into Account Correlations within LCI Data and Interactions within the LCA Calculation Model. *49, 377–385*.
- Willard, B. (2014, Ottobre 7). Tratto da <https://sustainabilityadvantage.com/2014/10/07/future-fit-business-benchmark-its-time/>

CAPITOLO 7. Ringraziamenti

Vorrei ringraziare innanzitutto la Prof.ssa Righi per avermi dato la possibilità di svolgere la tesi su questo argomento ed in questo ambito, che ho scoperto essere ciò che più mi interessa ed appassiona, per la fiducia dimostratami e per avermi supportata nei momenti di totale smarrimento.

Un grande riconoscimento devo rivolgerlo ad Andrea Morfino e ai membri di thinkstep per avermi ospitata nel periodo di preparazione alla tesi, ma soprattutto a lui per le innumerevoli chiamate Skype, per avermi fatto ragionare ed anche per avermi fatto sclerare, ma in realtà per i diversi aiuti che mi ha fornito.

Agli amici, quelli di sempre, siete stati ad ascoltare parole come LCA, incertezza e chi più ne ha più ne metta, senza sapere in realtà cosa io stessi dicendo. Mi siete stati sempre ad ascoltare, nonostante tutto.

Un grazie speciale va alle persone conosciute in università, in tutti questi anni. Con voi (e grazie a voi) sono cresciuta (non in altezza!), sono maturata ed ho imparato tante cose. Ai miei colleghi, per avermi permesso di passare due anni molto belli, che sono volati. Un grazie lo devo ad Emi, Cri, Yle e Cra per tutti i panzerotti mangiati, per ogni loro rassicurazione e per avermi fatto ridere e sorridere in ogni momento! Un ringraziamento speciale va anche a Gulli e Max, per ogni giornata e nottata passata sui libri, per ogni minestrone preparato, per ogni ripasso e per “le botte” promesse perché, tutti nella stessa barca, dovevamo arrivare in fondo al capitolo. E ai Kraken, a tutti loro, per ogni notte brava, per ogni birra bevuta, per ogni serata che rimarrà nel cuore, per ogni incoraggiamento a fare sempre meglio, di più.

A mia madre, la donna più forte che io conosco, che mi ha sempre sostenuta e per l'impegno che ha sempre messo, per farmi arrivare fino qui, nella persona che sono diventata. Grazie.

A Matteo, mio complice in tutto questo, mi ha sempre aiutata e ha sempre creduto in me, quando io non lo facevo; a lui che mi ha sempre incoraggiato a fare meglio, facendomi cercare il positivo e di trarre insegnamento da ogni cosa, da ogni situazione.

Quando si arriva ad un traguardo nella vita ci si guarda indietro per vedere il percorso fatto, e ci si accorge che a renderlo speciale non è il percorso in sé, ma le persone con cui hai condiviso, quelle che hanno camminato a fianco a te.

Grazie.