

國立成功大學

環境工程學系

碩士論文

回收物質再利用之碳足跡評估方法及不確定性  
分析研究—以台灣鋼鐵業廢鋼為例

Carbon Footprint Calculation Method and Uncertainty Analysis  
of Recycling: Cases Study of the Steel Industry in Taiwan

研究 生 鄭光利

指導教授 林素貞

中華民國一〇一年八月

國立成功大學

碩士論文

回收物質再利用之碳足跡評估方法及不確定性分析  
研究—以台灣鋼鐵業廢鋼為例

Carbon Footprint Calculation Method and  
Uncertainty Analysis of Recycling: Cases  
Study of the Steel Industry in Taiwan

研究生：鄭光利

本論文業經審查及口試合格特此證明

論文考試委員：

陳鴻文

吳英華

張淑玲

指導教授：林幸男

系(所)主管：林幸男

中華民國 101 年 7 月 12 日

## 摘要

近年來因永續發展觀念興起，目前社會趨向於將物質盡可能的回收再利用延長其效用時間，減少資源消耗，降低對環境的衝擊。生命週期評估(Life cycle assessment, LCA)是國際間常用於評估環境衝擊的方法，至今延伸許多相關應用，碳足跡(Carbon footprint of a product, CFP)便是其中之一。CFP 承襲 LCA 的概念，評估者需由產品之原料開採、製造、使用、棄置或回收各個階段評估其碳足跡。生命週期評估在產品原料開採、製造、使用棄置階段之計算方法大已確立，但於回收階段之評估方法仍尚未一致，隨著溫室氣體管理和資源永續回收再利用的風潮興起，建構一個合理的回收階段碳足跡估方法，使其更確實反應產品對 GWP 的影響，已成為刻不容緩的研究目標。

本研究以三間電弧爐廠家(A、B、C 廠)之盤查資料，進行電弧爐鋼胚之碳足跡評估，爾後對碳足跡以及應用不同回收方法之結果進行不確定性評估，瞭解各參數不確定性對碳足跡評估結果之影響及應用不同回收方法之不確定性，進而應用三種評估方法，包括 Cut-off approach(CF)、waste valuation method(WV)、pool method(PL)，以探討較合理、完整回收階段碳足跡之評估結果。本研究平均 1kg 電弧爐製程所產鋼胚之碳足跡為 0.56 kgCO<sub>2</sub>e，碳足跡貢獻最大者為電力(56%)，其次依序為廢鋼國外運輸進口(18%)、生石灰(7%)、焦炭(7%)及碳粉占(5%)。三廠家之不確定性排序為 A 廠>C 廠>B 廠，造成不確定性主要來源為電力、碳粉、焦炭及生石灰。應用三種不同方法之不確定性分析結果為 CF 不確定性最高，WV 及 PL 兩者相近；綜合三種不同回收方法之評估及相關不確定性分析之結果，本研究認為同時考慮回收物 credit 和 burden 的 WV 方法為較佳的回收評估方法，因其參數不確定性較低且可獲得較完整之碳足跡資訊，亦可間接帶動整體供應鏈生命週期盤查。

關鍵字：回收、碳足跡、不確定性、環境額度、環境負荷

## Abstract

This research is about the carbon footprint of a product (CFP) calculation method for recycled products. In recent years, many CFP reports have been published, but most of this research deals with the general life cycle assessment. The general life cycle includes mining, manufacturing, use, and disposal. For a friendly environment, there are many enterprises now using renewable resources as raw materials. However, the calculation method for the recycling part of this process is not definite. Therefore, this research chooses three steel plants in Taiwan as case studies case to compare the CFP with three different calculation methods. By comparing the differences and by employing uncertainty analysis, we try to find which method is most appropriate for the recycled product.

Results of this study show that average carbon footprint is 0.56 kgCO<sub>2</sub>e per kg of crude steel by EAF. The major contribution of CFP comes from electricity (56%). The other includes scrap imports (18%), quicklime (7%), coke (7%) and graphite powder (5%). The total uncertainty are ranked from highest to lowest as plant A> plant C> plant B, and the reasons for uncertainty are related to electricity, graphite powder, coke and quicklime. The results of uncertainty analysis for three different methods—Cut-off approach (CF), waste valuation method (WV), and pool method (PL), shows CF has the most uncertainty while WV and PL are close. Some conclusion of this study is that the WV method, which considers the credit and burden at same time, is a better method to calculate the CFP at the recycling stage, because it has lower uncertainty, more complete information of the CFP, and it can promote the supply chain for the life cycle inventory.

**Keywords:** Recycle, carbon footprint of a product (CFP), uncertainty, environmental credit, environmental burden

## 誌謝

曾經幻想過無數次撰寫誌謝的畫面，如今終於真的實現，學生能夠至此絕非一人一時一地所能完成；首先感謝恩師 林素貞教授兩年來悉心指導，不論是學術研究或是待人處事方面皆獲益良多，此本論文能如期付梓，歸功於老師諄諄教誨，導正學生的研究方向，在資料蒐集部分亦給予莫大的幫助，學生在此獻上最誠摯的謝意。

論文審查及口試期間，承蒙本校資源工程系 吳榮華、嘉南藥理科技大學溫泉產業研究所 張翊峰教授及東海大學環境科學與工程學系 陳鶴文教授給予學生許多寶貴的建議，使本論文更臻完善，由衷感謝。研究期間感謝中鋼陳組長與不便具名各廠家的葉組長、柯先生、蘇處長、張先生、劉先生及劉工程師，在資料蒐集的大力相助。

特別感謝 輝哥的深夜學堂， 龍哥在各階段生涯中的提攜，以及吳博時常不厭其煩的魚雁往返，您們的研究風範學生永銘於心；感謝大學專題指導教授 萬騰州教授，即使是畢業後，在學生遭遇困難時仍不吝給予關心及建議。

感謝孕育我的母校國立大里高中，賜給我不卑不亢的堅強靈魂，國立再造中心給我重生的機會，雲林科技大學賜予我血肉手腳，使我更加茁壯，成功大學給予我研究的舞臺，讓我在磨練中學習，更加成長。感謝在學生環境管理領域啓蒙的兩個實習單位，環境督察總隊及工研院，感謝總隊二科的各位前輩以及蘇隊長，感謝工研院 N000 及 N300 的各位先進。

感謝研究室的學長姊怡靜、家豪、宗憲、Nuk 於研究及學業上的指導與建議，感謝奕翔學長提供許多在地生活資訊，感謝學姐學妹時常當我的緊急出口，感謝研究夥伴洞洞、小鍾給予我與他們一同學習，互相切磋、幫助的機會，感謝研究室學弟種種、展展跟崑崙，在日常

事務的協助，亦感謝雲科大敬愛的學長姊阿滿、華穗等，及可愛的學弟妹薛薛、頭頭、菜菜、雅雅、絢庭、幸如、阿珠等，族繁不及備載。

感謝路邊小草的各位，感謝團長開闢這片淨土，讓我們這些老草在滾滾紅塵中玩累了，可以回去休息沉澱，感謝大哥大嫂、小花、蛙蛙；感謝我此生最好的朋友書書，在我徬徨時給我穩固的力量；感謝喜愛三隻的各位，讓我的碩士生活更加多采多姿。

感謝我最親愛的家人，感謝爸爸、媽媽常要忍受我無理的要求，感謝最不像雙胞胎的雙胞胎弟妹，屁岐、屁宏，從大學時代起，因課業繁重，不常回家，錯失許多與你們相處的機會，看著你們漸漸長大、成熟，開始懂得分擔家裡的事務，心裡非常以你們為榮，希望你們將來能成為有能力分享幸福予他人的人；因為有親愛的你們一直在背後默默支持與鼓勵，才能讓我無後顧之憂的完成碩士學位，在此奉上最深摯的感謝。

感謝妳，不然我不會在這裡。

感謝妳，陪我走過風雨險阻這一段路。

感謝妳。

紙短情長，要感謝的人還有很多，請容許我私下向您們表達感恩之意。終於，完成了生命中的一個里程碑，在此，將這份喜悅分享給曾和我有過交集的每個人，感謝你們。

鄭光利 謹識於  
國立成功大學環境工程學系 能源與環境研究室  
中華民國一〇一年八月

## 目錄

摘要.....	I
Abstract.....	II
誌謝.....	III
目錄.....	V
圖目錄.....	VII
表目錄.....	IX
第一章 緒論.....	1
1.1 研究背景.....	1
1.2 研究目的.....	2
第二章 文獻回顧 .....	3
2.1 碳足跡背景.....	3
2.2 碳足跡標準.....	5
2.2.1 英國 PAS 2050.....	5
2.2.2 日本 TS Q 0010 .....	9
2.2.3 WRI/WBCSD 產品生命週期標準 .....	12
2.2.4 ISO 14067(draft) .....	16
2.2.5 臺灣產品與服務碳足跡計算指引 .....	20
2.2.6 碳足跡評估相關文獻.....	25
2.3 不確定性分析.....	28
2.3.1 不確定性分類.....	28
2.3.2 參數機率不確定性分析評估方法 .....	30
2.3.3 不確定性相關文獻.....	32
2.4 產業概述.....	37
2.4.1 產業背景 .....	37
2.4.2 產業現況.....	39
2.4.3 製程概述.....	40
第三章 研究方法 .....	45
3.1 碳足跡評估.....	45
3.1.1 目的與範疇界定 .....	45
3.1.2 盤查分析 .....	46
3.1.3 衝擊評估 .....	47
3.1.4 結果與闡釋 .....	48
3.2 不確定性評估方法.....	49
3.3 不同回收評估方法.....	50
3.3.1 Cut-off approach .....	50
3.3.2 Waste valuation method .....	54
3.3.3 Pool method .....	57

<b>第四章 結果與討論 .....</b>	<b>65</b>
<b>4.1 碳足跡評估結果 .....</b>	<b>65</b>
<b>4.1.1 個案背景說明 .....</b>	<b>65</b>
<b>4.1.2 目的與範疇界定 .....</b>	<b>66</b>
<b>4.1.3 資料來源及處理 .....</b>	<b>69</b>
<b>4.1.4 衝擊評估結果 .....</b>	<b>71</b>
<b>4.1.5 結果與闡釋 .....</b>	<b>80</b>
<b>4.1.6 小結 .....</b>	<b>84</b>
<b>4.2 不同回收評估方法結果 .....</b>	<b>85</b>
<b>4.2.1 Cut-off approach .....</b>	<b>86</b>
<b>4.2.2 Waste valuation method .....</b>	<b>88</b>
<b>4.2.3 Pool method .....</b>	<b>93</b>
<b>4.2.4 不同回收評估方法之比較 .....</b>	<b>97</b>
<b>4.2.5 小結 .....</b>	<b>100</b>
<b>4.3 不確定性分析結果 .....</b>	<b>102</b>
<b>4.3.1 參數機率分布型式擬合 .....</b>	<b>102</b>
<b>4.3.2 參數設定 .....</b>	<b>105</b>
<b>4.3.3 A 廠不確定性分析結果 .....</b>	<b>107</b>
<b>4.3.4 B 廠不確定性分析結果 .....</b>	<b>110</b>
<b>4.3.5 C 廠不確定性分析結果 .....</b>	<b>113</b>
<b>4.3.6 各廠不確定性分析結果比較 .....</b>	<b>116</b>
<b>4.3.7 各廠應用 Waste valuation method 之不確定性分析 .....</b>	<b>118</b>
<b>4.3.8 各廠應用 Pool method 之不確定性分析 .....</b>	<b>121</b>
<b>4.3.9 各廠應用不同回收方法不確定性之比較 .....</b>	<b>124</b>
<b>4.3.10 不同回收方法應用於各廠不確定性之比較 .....</b>	<b>130</b>
<b>4.3.11 小結 .....</b>	<b>131</b>
<b>第五章 結論與建議 .....</b>	<b>132</b>
<b>5.1 結論 .....</b>	<b>132</b>
<b>5.1.1 碳足跡評估 .....</b>	<b>132</b>
<b>5.1.2 不同回收評估方法 .....</b>	<b>133</b>
<b>5.1.3 不確定性分析 .....</b>	<b>134</b>
<b>5.1.4 總結 .....</b>	<b>134</b>
<b>5.2 建議 .....</b>	<b>135</b>
<b>參考文獻 .....</b>	<b>136</b>
<b>附錄一、各溫室氣體之全球暖化趨勢 .....</b>	<b>143</b>
<b>附錄二、溫室氣體排放係數管理表 .....</b>	<b>145</b>
<b>附錄三、碳足跡盤查問卷 .....</b>	<b>146</b>
<b>附錄四、參數機率分布擬合檢定結果 .....</b>	<b>147</b>

## 圖 目 錄

圖 2- 1 完整生命週期 .....	6
圖 2- 2 部分生命週期 .....	6
圖 3- 1 鋼鐵工業之產業結構 .....	38
圖 3- 2 一貫作業煉鋼流程圖 .....	40
圖 3- 3 電弧爐煉鋼流程圖 .....	43
圖 3- 4 Plan-Do-Check-Act 之盤查流程示意圖 .....	47
圖 3- 5 衝擊評估之架構 .....	48
圖 3- 6 Cut-off approach.....	51
圖 3- 7 Cut-off approach 拆解示意圖 .....	52
圖 3- 8 Burden of waste valuation method 示意圖 .....	55
圖 3- 9 Credit of waste valuation method 示意圖 .....	56
圖 3- 10 Pool method 之 closed loop 示意圖 .....	58
圖 3- 11 $X_{pr}$ 理論值推估計算.....	60
圖 3- 12 $X_{pr}$ 線性規劃結果 .....	61
圖 3- 13 Pool method 計算範例 .....	62
圖 4- 1 電弧爐鋼胚系統邊界及主要原物料、能資源投入流程.....	68
圖 4- 2 A 廠年各投入產出項之貢獻趨勢 .....	72
圖 4- 3 B 廠年各投入產出項之貢獻趨勢 .....	73
圖 4- 4 C 廠年各投入產出項之貢獻趨勢 .....	75
圖 4- 5 各廢鋼進口國之 GWP 值比例 .....	79
圖 4- 6 各廠歷年平均各投入產出項之貢獻趨勢(未包含運輸) .....	81
圖 4- 7 三廠歷年平均各投入產出項之貢獻比例(未包含運輸) .....	82
圖 4- 8 三廠歷年平均各投入項之碳足跡貢獻比例(包含國外運輸) ...	83
圖 4- 9 Cut-off approach 系統邊界 .....	87
圖 4- 10 主要原物料投入產出概況 .....	88
圖 4- 11 BOF 热軋鋼捲 Waste valuation method 之系統邊界.....	90
圖 4- 12 EAF 鋼胚 Waste valuation method 之系統邊界 .....	91
圖 4- 13 BOF 热軋鋼捲 Pool method 之系統邊界 .....	94
圖 4- 14 EAF 鋼胚 Pool method 之系統邊界 .....	94
圖 4- 15 鋼胚最佳擬合分布結果 .....	103
圖 4- 16 電力最佳擬合分布結果 .....	104
圖 4- 17 焦炭最佳擬合分布結果 .....	104
圖 4- 18 生石灰最佳擬合分布結果 .....	105
圖 4- 19 A 廠碳足跡不確定性分析結果 .....	107
圖 4- 20 包含不確定性資訊之碳足跡最佳擬合結果 .....	108
圖 4- 21 A 廠碳足跡不確定性敏感度分析 .....	109

圖 4- 22 B 廠碳足跡不確定性分析結果 .....	110
圖 4- 23 B 廠包含不確定性資訊之碳足跡最佳擬合結果 .....	111
圖 4- 24 B 廠碳足跡不確定性敏感度分析 .....	112
圖 4- 25 C 廠碳足跡不確定性分析結果 .....	113
圖 4- 26 C 廠包含不確定性資訊之碳足跡最佳擬合結果 .....	114
圖 4- 27 C 廠碳足跡不確定性敏感度分析 .....	115
圖 4- 28 各廠碳足跡不確定性分析結果 .....	117
圖 4- 29 A 廠 WV 方法碳足跡不確定性分析結果 .....	118
圖 4- 30 B 廠 WV 方法碳足跡不確定性分析結果 .....	119
圖 4- 31 C 廠 WV 方法碳足跡不確定性分析結果 .....	120
圖 4- 32 A 廠 PL 方法碳足跡不確定性分析結果 .....	121
圖 4- 33 B 廠 PL 方法碳足跡不確定性分析結果 .....	122
圖 4- 34 C 廠 PL 方法碳足跡不確定性分析結果 .....	123
圖 4- 35 A 廠應用不同回收方法不確定性之機率分布 .....	125
圖 4- 36 A 廠應用不同回收方法不確定性之累積機率分布 .....	125
圖 4- 37 B 廠應用不同回收方法不確定性之機率分布 .....	127
圖 4- 38 B 廠應用不同回收方法不確定性之累積機率分布 .....	127
圖 4- 39 C 廠應用不同回收方法不確定性之機率分布 .....	129
圖 4- 40 C 廠應用不同回收方法不確定性之累積機率分布 .....	129
圖 4- 41 各廠 Cut-off approach 不確定性之機率分布 .....	130
圖 4- 42 各廠 Waste valuation method 不確定性之機率分布 .....	130
圖 4- 43 各廠 Pool method 不確定性之機率分布 .....	130

## 表目錄

表 2- 1 溫室氣體全球暖化潛勢簡表 .....	3
表 2- 2 量化各階段之活動與排放係數範例 .....	11
表 2- 3 WRI/WBCSD 聯產品分配方法 .....	15
表 2- 4 鋼鐵產業形貌 .....	39
表 2- 5 我國電弧爐工廠統計表 .....	39
表 3- 1 回收評估方法文獻回顧 .....	63
表 4- 1 個案背景資料 .....	65
表 4- 2 電弧爐鋼胚原物料投入產出情形 .....	69
表 4- 3 各項原物料於 SimaPro 對應之項目 .....	70
表 4- 4 A 廠歷年碳足跡(未包含國外運輸).....	72
表 4- 5 B 廠歷年碳足跡(未包含國外運輸).....	74
表 4- 6 C 廠歷年碳足跡(未包含國外運輸).....	76
表 4- 7 國外運輸部分之 GWP .....	78
表 4- 8 各廠歷年平均碳足跡(未包含國外運輸) .....	81
表 4- 9 三廠歷年平均碳足跡(未包含國外運輸) .....	82
表 4- 10 三廠歷年平均碳足跡(包含國外運輸) .....	83
表 4- 11 不同回收評估方法之參數說明 .....	85
表 4- 12 不同回收評估方法之參數設定 .....	86
表 4- 13 各廠 waste valuation method 計算結果 .....	92
表 4- 14 各廠 pool method 計算結果 .....	96
表 4- 15 不同回收評估計算結果整理 .....	98
表 4- 16 不同回收評估方法之比較 .....	99
表 4- 17 各廠不確定性分析之參數設定 .....	106
表 4- 18 A 廠碳足跡評估結果及其不確定性資訊之比較 .....	108
表 4- 19 B 廠碳足跡評估結果及其不確定性資訊之比較 .....	111
表 4- 20 C 廠電弧爐碳足跡評估結果及其不確定性資訊之比較 .....	114
表 4- 21 各廠碳足跡結果及其不確定性資訊之比較 .....	116
表 4- 22 A 廠 WV 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較 .....	118
表 4- 23 B 廠 WV 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較 .....	119
表 4- 24 C 廠 WV 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較 .....	120
表 4- 25 A 廠 PL 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較 .....	121
表 4- 26 B 廠 PL 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較 .....	122
表 4- 27 C 廠 PL 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較 .....	123
表 4- 28 A 廠應用不同回收方法不確定性之比較 .....	124
表 4- 29 B 廠應用不同回收方法不確定性之比較 .....	126
表 4- 30 C 廠應用不同回收方法不確定性之比較 .....	128

# 第一章 緒論

## 1.1 研究背景

近年來因永續發展觀念興起，為能妥善利用資源，目前社會趨向於將物質盡可能的回收再利用延長其效用時間，減少天然資源的消耗，降低對環境的衝擊。生命週期評估(Life cycle assessment, LCA)是國際間常用於評估環境衝擊的方法，其於 1997 年正式納入環境管理的國際標準，即 ISO 14040 系列，至今已發展出許多相關應用，碳足跡(Carbon footprint of a product, CFP)便是其中之一。

隨著全球暖化加劇，氣候變遷異常的影響，碳足跡成為國際間備受矚目，用來衡量一產品對全球暖化潛勢(Global warming potential, GWP)衝擊的方法。CFP 承襲 LCA 的概念，評估者需由產品之原料開採、製造、使用、棄置或回收各個階段評估其碳足跡；生命週期評估在產品原料開採、製造、使用棄置階段之計算方法大已確立，但於回收階段之評估方法仍尚未一致，隨著溫室氣體(Greenhouse gas, GHG)管理和資源永續回收再利用的風潮興起，建構一個合理的回收階段碳足跡估方法，使其得以更確實反應產品對 GWP 的影響，已成為刻不容緩的研究目標。

鋼鐵業為工業之母，亦是我國經濟力與競爭力的主要指標，鋼鐵產品回收率約 95 % 以上(經濟部工業局, 2011)，是少數回收率達 90 % 以上的產業。鋼鐵產品在生命週期過程中會產生多項有再利用價值副產物如：焦爐氣、高爐氣、轉爐氣、爐渣及廢鋼。因此鋼鐵業在進行鋼品碳足跡評估時，在回收部分亦會遇到相同問題；廢鋼亦是鋼鐵業很重要的投入原物料之一，因此本研究選擇以台灣鋼鐵業廢鋼回收為案例，探討不同回收評估方法的完整性。

然而在碳足跡源自生命週期評估的背景中，涉及人為的主觀判斷，在主觀推論與判斷過程中隱含大量不確定訊息，在使用生命週期評估時，決策者必須瞭解不確定性對評估結果的影響程度(羅時麒, 2005)，因此本研究將會針對碳足跡及不同回收方法之應用，進行參數不確定性分析，以瞭解各參數之不確定性對碳足跡評估結果之影響及應用不同回收方法之不確定性。

## 1.2 研究目的

本研究主要目的為探討不同回收物質之碳足跡評估方法，並對其結果進行不確定性分析，試圖找出較合理、完整之回收階段碳足跡評估方法，為達成此目的必須完成某些階段性之目標，首先必須瞭解不考慮廢鋼環境負荷(burden)及環境額度(credit)之一貫作業及電弧爐作業鋼胚碳足跡，之後應用其結果進行考量廢鋼 burden 及 credit 之不同回收評估方法分析比較；本研究一貫作業鋼胚之碳足跡為資料蒐集而得，電弧爐作業鋼胚之碳足跡為實際盤查計算而得，因此本研究就電弧爐鋼胚碳足跡以及其應用不同回收方法之結果進行不確定性評估，以瞭解各參數之不確定性對碳足跡評估結果之影響及應用不同回收方法之不確定性，期能找出較合理、完整之回收階段碳足跡評估方法；綜上所述，將本研究之目的整理如下：

1. 瞭解一貫作業及電弧爐作業之鋼胚對全球暖化現象的貢獻潛勢；
2. 瞭解不同回收碳足跡評估方法之差異；
3. 探討碳足跡評估及應用不同回收方法之相關不確定性資訊，以瞭解各參數之不確定性對碳足跡結果之影響，以及不同回收方法之不確定性；
4. 確認較合理、完整之回收階段碳足跡評估方法。

## 第二章 文獻回顧

### 2.1 碳足跡背景

近年來全球氣候變遷異常，科學家歸因於人類活動所排放的溫室氣體過多，導致全球暖化造成。爰此，國際間許多溫室氣體管理的研究應運而生，溫室氣體主要為二氧化碳，其餘尚包括：甲烷、一氧化二氮、蒙特婁議定書管制、氫氟碳化物、全氟化物、氟化醚、全氟聚醚以及其他如表 2-1 所示，其對全球暖化潛勢貢獻亦不容小覷。溫室氣體對全球暖化潛勢的貢獻大部分是以 CO<sub>2</sub> 當量表示，配合不同活動，要求在產品或企業的公開刊物揭露或交易溫室氣體的排放或減量(呂穎彬，2008)。

表 2-1 溫室氣體全球暖化潛勢簡表

溫室氣體名稱	縮寫或化學式	全球暖化潛勢 (CO <sub>2</sub> e)
二氧化碳	CO <sub>2</sub>	1
甲烷	CH <sub>4</sub>	25
一氧化二氮	N <sub>2</sub> O	298
蒙特婁議定書管制	CFCs, HCFCs, Halon...	5-14400
氫氟碳化物	HFCs	124-14800
全氟化物	PFCs	7390-22000
氟化醚，全氟聚醚， 其它	CHF <sub>2</sub> OCF <sub>3</sub> , PFPMIE, CH <sub>3</sub> OCH <sub>3</sub>	1-14900

資料來源：碳足跡與碳標示簡介，呂穎彬，工研院能環所，2008

溫室氣體評估可分為三個範疇來盤查(呂穎彬，2008；本研究整理)：

- 國家或地區的能源燃燒排放統計，如 IPCC 或 IEA 等出版之國家溫室氣體報告書。
- 針對企業或組織自身與相關的溫室氣體排放，如企業組織層級溫室氣體盤查，即 ISO 14064 系列
- 針對個別產品生命週期的溫室氣體排放，如產品碳足跡 ISO 14067。

其中第三點即為本研究之評估範疇，主要針對個別產品生命週期中所排放的溫室氣體，即一般所謂的碳足跡。國家或地區的能源燃燒排放統計主要是評估該國家或地區相關能源使用所直接排放之溫室氣體，不包含其它非能源使用物料所排放之溫室氣體，其相關書件如國家能源平衡表、IPCC 或 IEA 等出版之國家溫室氣體報告書。企業或組織的排放，通常係指產品製造部分及組織邊界內相關人員活動所產生的溫室氣體排放，其相關書件如企業組織層級溫室氣體盤查、國家溫室氣體登錄平台、溫室氣體盤查議定書計算工具、ISO 14064-1，而碳足跡的排放係包含產品原物料的開採與製造，產品本身的製造與組裝，產品使用時產生的排放，產品廢棄或回收時所產生的排放。因此其範圍是整個產品的生命週期，不包含與產品生命週期無直接關聯之過程，如人力、行政管理與維護及員工的私人運輸等，相關人員活動所排放之溫室氣體(環保署，2010b)，其相關書件如 Product category rule(PCR)-產品類別規則、Environmental product declarations(EPD)-產品環境宣告、ISO 14040, 14044, 14067。

易言之，國家的溫室氣體排放主要為考量國內相關能源使用情形所產生的溫室氣體排放；企業的溫室氣體排放是包含所有的活動、產品及服務，但並不包括對上游的原料開採、製造與下游的使用、棄置所產生的溫室氣體排放；而產品的碳足跡主要個別產品，包含產品上游的原料開採、製造與下游的使用、棄置所產生的溫室氣體排放，但不包括生命週期過程中相關人員活動所排放之溫室氣體(呂穎彬，2008)。

關於「碳足跡」國際間有諸多定義，本研究引用 ISO 14067(draft) 將碳足跡定義為「在生命週期評估的基礎下，產品(包含服務)系統中所有溫室氣體排放和移除的總和，以 CO<sub>2</sub> 當量表示」。

## 2.2 碳足跡標準

目前國際間流通許多碳足跡計算準則，本研究將針對英國 PAS 2050、日本 TS Q 0010、尚於擬訂過程之國際標準 ISO 14067(draft)以及世界資源協會(WRI)與世界永續發展商業委員會(WBCSD)所發展的產品生命週期標準(Product Life Cycle Standard)進行整理回顧。

### 2.2.1 英國 PAS 2050

PAS 2050 「產品與服務溫室氣體排放生命週期評估規範」(Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services)乃由英國標準協會(BSI)制定並集合碳信託(Carbon Trust)與英國環境、食品與農村事務部(Defra)之力發展而成，於 2008 年首次公布，每兩年審查一次，審查中若有任何修正將公布為新標準，目前最新版本為 PAS 2050: 2011，本研究就最新版本 PAS 2050: 2011 及參考產基會(2010)之報告進行彙整，詳述如後。

#### 1. 適用範圍

PAS 2050 適用於所有的產品與服務(後文以產品簡稱，包含服務)。產品例如：食品、電子產品、服飾、汽車等；服務則如：汽車維修、運輸服務等。各種行業無論規模大小皆適用。

#### 2. 引用標準

ISO 14021:環境標誌與宣告—自行宣告之環境訴求(第二類環境標誌)

ISO 14044:環境管理—生命週期評估—要求事項與指導綱要

IPCC 2006:國家溫室氣體清冊準則

IPCC 2007:氣候變遷之科學基礎報告<sup>1</sup>

<sup>1</sup>由第一工作小組完成，附屬第四份跨政府氣候變遷小組評估報告。

標準引用，於碳足跡溝通宣告方面主要參考 ISO 14021，產品碳足跡量化方面參考 ISO 14044，產品碳足跡評估範疇內之溫室氣體盤查準則主要參考 IPCC 2006，碳足跡特徵化之係數主要參考 IPCC 2007 Group I 所提出之科學基礎報告。

### 3. 評估對象

評估對象包含 IPCC 2007 所羅列之溫室氣體，包括 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、蒙特婁議定書管制之物質、HFCs、PFCs、SF<sub>6</sub>、氟化氫、全氟聚氫及其它，如附錄一所示。

### 4. 評估範疇

PAS 2050 評估的範疇包括產品完整的生命週期，即搖籃到墳墓 (Cradle-to-grave)，企業與消費者之間的服務及商業行為 (Business-to-customer, B2C) 多採用此範疇，如圖 2-1 所示，及部分生命週期，即搖籃到大門 (Cradle-to-gate)，企業之間的商業活動 (Business-to-business, B2B) 多採用此範疇，如圖 2-2 所示，其間所有溫室氣體的排放。

若為搖籃到墳墓之生命週期，則包含從大自然原料之取得，經製造、批發/零售至消費者使用，及最終處置使產品回到大自然之階段；若為搖籃到大門之生命週期，則僅包含產品原料之取得、製造及運輸至另一個企業之階段。

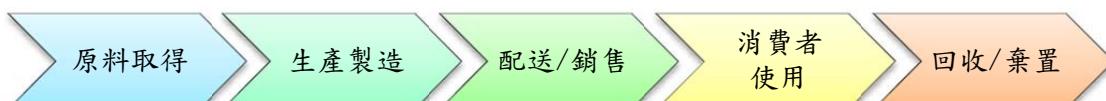


圖 2-1 完整生命週期

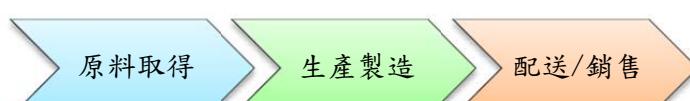


圖 2-2 部分生命週期

## 5. 量化方法

PAS 2050 評估範疇包含產品生命週期過程中所排放及儲存之溫室氣體；首先必須將系統邊界內所有溫室氣體相關排放及儲存之活動進行數據盤查，將活動數據轉換為每功能單位 GHG 排放及儲存，設定 GHG 排放為正值，儲存為負值。再將各溫室氣體之排放及儲存乘上相對應之 GWP 因子，如附錄一所示，加總而得該產品每功能單位之碳足跡，將量化方法以計算式表示如下(PAS 2050, 2011；產基會，2010；本研究整理)：

$$\text{碳足跡} = \sum_i^n \sum_j^n \text{活動數據}_i \times \text{GHG排放或儲存係數}_{ij} \times \text{GWP因子}_{ij}$$

碳足跡：massCO<sub>2</sub>e，如 gCO<sub>2</sub>e、kgCO<sub>2</sub>e、tCO<sub>2</sub>e

i：生命週期中的各種活動

j：各種溫室氣體

活動數據：mass, volume, kWh, km 等

GHG 排放或儲存係數：每單位活動量 GHG，如 kgCH<sub>4</sub>/kg

GWP 因子：CO<sub>2</sub>e/GHG，如 kgCO<sub>2</sub>e /kgCH<sub>4</sub>

由於 PAS 2050 考量產品碳儲存之效應，故活動碳排放量加總後應扣除碳儲存之量，即為產品的生命週期溫室氣體排放量。此外，PAS 2050 要求計算時應注意質量平衡，亦即總流入製程之質量應等於總流出之質量，若質量不平衡，則表示過程中有部分項目未被計算(通常為廢棄物排放)，據此檢視該產品之碳足跡評估是否完整。

## 6. 關於數據之要求

PAS 2050 對於碳足跡計算數據品質之要求，採用自 ISO 14044 之數據品質要求事項一節，要求事項包含：

- (1) 與時間相關之涵蓋範圍：對於有時間性的資料較佳，例如具有年份以及最低蒐集時間長度。
- (2) 地理特性：具地理性資料較佳，例如：區、國別、地域等。

- (3) 技術涵蓋範圍：資料是否與一特定技術或混合技術相關，與該評估中產品特定技術相關之資料較為理想。
- (4) 數據的正確性：以較精確的資料較佳。
- (5) 精準性：針對每一項資料衡量資料值的變異性(例如：變異數)，較為精準之資料(亦即：擁有較低統計變異數)較為理想。
- (6) 完整性：資料測量之百分比，以及資料代表母體之程度(樣本大小是否足夠，週期性測量是否足夠等等)。
- (7) 一致性：質性評估，此分析中不同組成部分的資料選擇方式是否一致。
- (8) 再現性：質性評估，方法與數據的訊息允許另一獨立從業者重製此份研究報告之結論的程度。
- (9) 數據來源：關於此數據的一級或二級數據性質。

## 7. 分配規則

根據 PAS 2050 溫室氣體排放分配規則，當產品生命週期的某一製程產出一個以上之可使用產品(亦即有聯產品或副產品之情況)，則須進行排放分配。分配之方法首推將製程區分成子製程，使得這些子製程各自造成一產出，並蒐集子製程相關之投入與產出數據。若無法區分成子製程，則將系統擴大以涵蓋聯產品的相關附加功能。若將系統擴大之方法亦不可行，則以聯產品的物理量、經濟價值或其它具代表性之量值按比例分配溫室氣體排放。

## 8. 溝通方法

PAS 2050 未明文規定產品碳足跡應如何溝通或提出碳足跡減量聲明，但其規範三種符合聲明之特定格式，如下所示：

- (1) 經獨立第三者驗證
- (2) 經其它者查證
- (3) 自行查證

產品生命週期溫室氣體排放計算結果若經獨立第三者驗證，其結果較能取信於消費者；而自行查證之聲明則較容易被消費者質疑且較不受信賴。

## 2.2.2 日本 TS Q 0010

TS Q 0010「產品碳足跡評估與標示之一般原則」(General principles for the assessment and labeling of Carbon Footprint of Products)為由日本經濟產業省(METI)及工業標準委員會(JISC)於2009年編製出版，日本政府業已完成為期三年(FY2009-FY2011)之碳足跡先導計畫，自2012年4月起碳足跡的相關計畫已由財團法人產業環境管理協會(JEMAI)接手(CFP-JP)。本研究就TS Q 0010(2009)及參考產基會(2010)之報告進行彙整，詳述如後。

### 1. 適用範圍

TS Q 0010 適用於所有的產品與服務(後文以產品簡稱，包含服務)。

### 2. 引用標準

ISO 14040:環境管理—生命週期評估—原則與架構

TS Q 0010 標準引用部分，於產品碳足跡量化方面參考 ISO 14040，部分用語及定義引用 ISO 14021(環境標誌與宣告—自行宣告之環境訴求)與 ISO 14064-1(溫室氣體—第1部：組織層級溫室氣體排放與移除之量化及報告附指引之規範)。

### 3. 評估對象

評估對象為京都議定書所規範的六種溫室氣體： $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、HFCs、PFCs 以及  $\text{SF}_6$ 。未來可能視國際研究趨勢採用 IPCC SAR (Second Assessment Report)所明列之氣體作為評估對象。

#### 4. 評估範疇

TS Q 0010 評估的範疇為完整的生命週期，包含功能單位產品的製程，以及生命週期上下游過程所排放的溫室氣體皆應納入計算，TS Q 0010 將產品的生命週期分為五個階段：原料取得、生產、配送/銷售、使用/維設及丟棄/回收。

#### 5. 量化方法

該標準碳足跡的量化方法為依據評估範疇所設定的系統邊界進行活動數據盤查，再將各活動數據乘上 GHG 排放係數，可得各項活動所排放的溫室氣體，活動與排放係數的範例如表 2- 2 所示，活動數據的量由評估者決定，如材料消耗量、電力使用量，或由情境假設決定，如假設產品使用時間，推估期間的耗電量作為活動量的依據。將各溫室氣體乘上其全球暖化潛勢係數(GWP 因子)，則可得到該產品對全球暖化潛勢的貢獻以 CO<sub>2</sub> 當量表示，即為該產品的碳足跡；GWP 因子採用 IPCC SAR 中以 100 年為基期之全球暖化潛勢係數，將量化方法以計算式表示如下(TS Q 0010, 2009；產基會，2010；本研究整理)。

$$\text{碳足跡} = \sum_i^n \sum_j^n \text{活動數據}_{ij} \times \text{GHG排放係數}_{ij} \times \text{GWP因子}_{ij}$$

碳足跡：massCO<sub>2</sub>e，如 gCO<sub>2</sub>e、kgCO<sub>2</sub>e、tCO<sub>2</sub>e

i：生命週期中的各種活動

j：各種溫室氣體

活動數據：mass, volume, kWh, km 等

GHG 排放係數：每單位活動量 GHG，如 kgCH<sub>4</sub>/kg

GWP 因子：CO<sub>2</sub>e/GHG，如 kgCO<sub>2</sub>e /kgCH<sub>4</sub>

原則上，評估者應使用通用資料的 GHG 排放係數，若非使用通用資料的排放係數進行計算，則應說明其合理性；當排放係數需經計算得到時，應優先使用一級數據，僅於一級數據取得不易之情況下才可二級數據。

表 2-2 量化各階段之活動與排放係數範例

量化階段	活動範例	排放係數範例
原料取得	原料使用量	生產 1kg 原料的 GHG 排放係數
生產	用於組裝的材料重量	1kg 組合材料的 GHG 排放係數
	電力消耗量	生產 1kWh 電的 GHG 排放係數
配送/銷售	每車負載量( $\text{kg} \cdot \text{km}$ )= 運輸距離×負荷率× 卡車負載量	運輸 $\text{kg} \cdot \text{km}$ 產品的 GHG 排放係數
使用/維護	使用時的電力消耗量	生產 1kWh 電的 GHG 排放係數
丟棄/回收	再生量/回收量	再生 1kg 物料的 GHG 排放係數/回收 1kg 的 GHG 排放係數

資料來源：「碳足跡計算準則與低碳會議推動策略專案計畫期末報告」，產基會，2010；本研究整理

## 6. 分配規則

根據 TS Q 0010 分配相關準則，當產品生命週期的某一製程或配送/銷售階段包含一個以上類別的產品，應將排放總量分配予各產品，依據產品與製程特性，其分配方法將於產品類別規範(Product Category Rules, PCR)中建立，不同產品類別將有其分配之特殊規範，如可能依重量率、市場價值比例、或樓地板面積進行分配。

## 7. 溝通方法

將碳足跡標示於產品上時應注意以下規則：

- (1) 原則上，產品所標示者為經完整生命週期評估而得之碳足跡。
- (2) 排放單位應為「 $\text{gCO}_2$ 」、「 $\text{kgCO}_2$ 」、「 $\text{tCO}_2$ 」，然實際標示時係採用「 $\text{g}$ 」、「 $\text{kg}$ 」、「 $\text{t}$ 」。
- (3) 將碳足跡標示於產品上之組織應持續努力減少溫室氣體排放。

### **2.2.3 WRI/WBCSD 產品生命週期標準**

WRI/WBCSD 「產品生命週期標準」(Product Life Cycle Standard Accounting and Reporting Standard)為世界資源協會(WRI)與世界永續發展商業委員會(WBCSD)針對產品溫室氣體的計算與報告發展的標準，後簡稱產品標準，本研究就 WRI/WBCSD 2011 年出版之產品生命週期評估標準及參考產基會(2010)之報告進行彙整，詳述如後。

#### **1. 適用範圍**

此產品標準適用於所有的產品與服務(後文以產品簡稱，包含服務)。

#### **2. 引用標準**

ISO 14040:環境管理—生命週期評估—原則與架構

ISO 14044:環境管理—生命週期評估—要求事項與指導綱要

PAS 2050：產品與服務溫室氣體排放生命週期評估規範

此產品標準是建立於 ISO LCA 相關標準(ISO 14040, 14044)及 PAS 2050 的架構之上，亦有參考隸屬歐盟聯合研究中心(Joint Research Centre, JRC)的環境與永續發展研究所(Institute of Environment and Sustainability, IES)所出版的國際生命週期參考數據系統手冊(International Reference Life Cycle Data System Handbook, ILCD Handbook)。

#### **3. 評估對象**

該標準所評估的對象應包括京都議定書所規範的6種溫室氣體， $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{SF}_6$ 、PFCs 及 HFCs；但評估可視報告使用情形，將非京都議定書所規範之溫室氣體納入計算。

#### 4. 評估範疇

WRI/WBCSD 的產品標準將產品分為中間產品(intermediate products)與最終產品(final products)，最終產品之評估範疇為完整的生命週期，即為搖籃到墳墓，如為中間產品則評估範疇可為部分生命週期，即為搖籃到大門。

#### 5. 量化方法

將製程或最終活動數據收集完成之後，將其乘上相對應之 GHG 排放係數及 GWP 因子可得該產品的全球暖化潛勢，即為該產品之碳足跡，以 CO<sub>2</sub>e 為單位呈現，以計算式表示如下(WRI/WBCSD, 2011；本研究整理)：

$$\text{碳足跡} = \sum_i^n \sum_j^n \text{活動數據}_i \times \text{GHG排放或儲存係數}_{ij} \times \text{GWP因子}_{ij}$$

碳足跡：massCO<sub>2</sub>e，如 gCO<sub>2</sub>e、kgCO<sub>2</sub>e、tCO<sub>2</sub>e

i：生命週期中的各種活動

j：各種溫室氣體

活動數據：mass, volume, kWh, km 等

GHG 排放或儲存係數：每單位活動量 GHG，如 kgCH<sub>4</sub>/kg

GWP 因子：CO<sub>2</sub>e/GHG，如 kgCO<sub>2</sub>e /kgCH<sub>4</sub>

若為直接排放之溫室氣體，則直接相對應之 GWP 因子即可得直接排放之全球暖化潛勢，以計算式表示如下(WRI/WBCSD, 2011；本研究整理)：

$$CO_2e = \sum_i^n \text{直接排放數據}_i \times \text{GWP因子}_i$$

CO<sub>2</sub>e：massCO<sub>2</sub>e，如 gCO<sub>2</sub>e、kgCO<sub>2</sub>e、tCO<sub>2</sub>e

i：各種溫室氣體

直接排放數據：mass，如 g、kg、t

GWP 因子：CO<sub>2</sub>e/GHG，如 kgCO<sub>2</sub>e /kgCH<sub>4</sub>

## 6. 數據品質

在結果報告中應闡明主要之評估製程、數據來源、數據品質及如何提升數據品質；WRI/WBCSD 產品標準將數據品質分為五項指標進行描述，如下所示(WRI/WBCSD, 2011；產基會, 2010；本研究整理)：

- (1) 技術代表性(Technological representativeness)：該數據對於真實技術使用情形之反應程度。
- (2) 時間代表性(Temporal representativeness)：該數據對於實際時間或活動期間之表示程度。
- (3) 地理區域代表性(Geographical representativeness)：該數據對於實際活動發生地理區域之代表程度。
- (4) 完整性(Completeness)：該數據在統計上的代表程度。
- (5) 可靠度(Reliability)：數據來源、數據收集方法及驗證過程的可靠程度。

## 7. 分配規則

一般製程通常會輸出數個具有價值的產品，除主要的評估產品(studied product)外，其它稱為聯產品(co-product)，聯產品排出評估的系統邊界後會投入至另一個生命週期，因此在評估時應將總溫室氣體排放或儲存量分配予聯產品；其它無經濟價值的產物則視為廢棄物，代表其無溫室氣體的排放或儲存。在評估聯產品之溫室氣體排放或儲存量時有兩類方法，分別為避免使用分配的方法及使用分配的方法，WRI/WBCSD 將方法整理如表 2- 3 所示。

表 2-3 WRI/WBCSD 聯產品分配方法

避免分配的方法	
方法	定義
區分子製程(Process subdivision)	將共同製程區分成數個子製程以避免分配。
重新定義分析單位(Redefining the unit of analysis)	重新定義功能單位，使其包含聯產品之相關功能。
系統擴張(System expansion)	藉由擴大產品系統以涵蓋與聯產品相關之其它功能。
使用分配的方法	
方法	定義
物理性質分配(Physical allocation)	依據主要評估產品與聯產品間既存的物理關係進行分配。
經濟價值分配(Economic allocation)	依據主要評估產品與聯產品間既存的經濟價值關係進行分配。
其它關係(Other Relationships)	依據既定且合理的關係進行主要評估產品與聯產品之分配，而非使用物理性質或經濟價值分配。

資料來源：「碳足跡計算準則與低碳會議推動策略專案計畫期末報告」，產基會，2010；本研究整理

## 8. 溝通方法

企業必須公開揭露溫室氣體清冊的摘要報告與詳細報告。此兩份報告必須同時揭露且易於為大眾取得。摘要報告只敘明重點資訊及結果，包含產品名稱、產品敘述、功能單位(研究基礎)、時間邊界(產品生命週期的時間幅度、產品消費的國家/地區、建立清冊的時間、總溫室氣體排放量、生命週期各階段的排放量與保證等級等等)。而詳細的報告須包含更多的資訊，如方法學的假設、計算所使用的數據、系統邊界、數據分配與回收資訊等等(產基會，2010)。

## 2.2.4 ISO 14067(draft)

ISO 14067「產品碳足跡—量化與溝通要求事項與指導綱要(本研究暫譯)」(Carbon footprint of products-Requirements and guidelines for quantification and communication)為國際標準組織(ISO)負責制定環境管理系列標準的第 207 技術委員會(ISO/TC 207)之下的第 7 子委員會(SC 7)所擬訂，ISO 14067 結合生命週期評估系列(ISO 14040 系列)及環境宣告系列(ISO 14020 系列)提供更詳細的碳足跡量化過程，及溝通程序，其量化方法亦可適用於評估其它種類的環境衝擊，目前該標準尚在發展階段，本研究就 ISO 14067(draft, 2012)及參考產基會(2010)之報告進行彙整，詳述如後。

### 1. 適用範圍

ISO 14067 適用於所有的產品與服務(後文以產品簡稱，包含服務)。ISO 14067 建議將產品分為以下幾個類別：

- 服務，例如：運輸、事件的執行、電力；
- 軟體，例如：電腦程式；
- 硬體，例如：機械引擎部分零件；
- 製程用料，例如：潤滑劑、礦物、燃料；
- 非製程用料，例如：農產品。

### 2. 引用標準

ISO 14025: 環境標誌與宣告—第三類環境宣告—原則與程序

ISO 14044:環境管理—生命週期評估—要求事項與指導綱要

ISO 14067 標準引用部分，於碳足跡溝通宣告方面主要參考 ISO 14025，產品碳足跡量化方面參考 ISO 14044，部分用語及定義引用 ISO 14050(環境管理—詞彙)與 ISO 14064-1(溫室氣體—第 1 部：組織層級溫室氣體排放與移除之量化及報告附指引之規範)。

### 3. 評估對象

評估對象包含 IPCC 2007 所羅列之溫室氣體，包括 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、蒙特婁議定書管制之物質、HFCs、PFCs、SF<sub>6</sub>、氟化氫、全氟聚氫及其它，如附錄一所示。

### 4. 評估範疇

ISO 14067 之碳足跡評估依據不同用途有不同的範疇設定，若此產品碳足跡目的是向消費大眾溝通，則應包含完整的生命週期；若是應用於 B2B 供應鏈則為部分搖籃到大門(Cradle-to-gate)的生命週期；若為內部應用，如企業內部使用、供應鏈最佳化或設計輔助等，則可採用部分生命週期階段；若是於決策設定之用，則應包含完整生命週期及考量其它衝擊，如安全與衛生方面之衝擊，及其它環境相關衝擊項目等。

### 5. 量化方法

碳足跡之生命週期衝擊評估(LCIA)部分即為碳足跡量化方法，評估的環境議題為產品排放或儲存的溫室氣體對全球暖化潛勢的影響，量化方法為計算期間內該產品所排放或儲存的 GHG，將其轉換為以 100 年為基期的 GWP 因子，加總後可得該產品的碳足跡，以「CO<sub>2</sub>e」表示；100 年基期的 GWP 因子來自 IPCC 2007 之評估報告，如附錄一所示，原則上應使用 IPCC 最新公布之 GWP 因子，若非使用最新版本之 GWP 因子應於碳足跡報告中敘明其合理性，將量化方法以計算式表示如下(ISO 14067, 2012；產基會，2010；本研究整理)：

$$\text{碳足跡} = \sum_i^n \sum_j^n \text{活動數據}_i \times \text{GHG排放或儲存係數}_{ij} \times \text{GWP因子}_{ij}$$

碳足跡：massCO<sub>2</sub>e，如 gCO<sub>2</sub>e、kgCO<sub>2</sub>e、tCO<sub>2</sub>e

i：生命週期中的各種活動

j：各種溫室氣體

活動數據：mass, volume, kWh, km 等

GHG 排放或儲存係數：每單位活動量 GHG，如 kgCH<sub>4</sub>/kg

GWP 因子：CO<sub>2</sub>e/GHG，如 kgCO<sub>2</sub>e /kgCH<sub>4</sub>

## 6. 數據品質

ISO 14067 關於數據品質之主要要求，一級數據(primary data)應自進行碳足跡評估之營運或財務組織邊界內，所有各別製程蒐集而得，並應具來源製程之代表性。ISO 14067 將一級數據定義為「由產品系統中之一製程單元或活動，直接量測或基於其原始數據計算而得之量值」。一級數據<sup>2</sup>包含：

- (1) 場址特定數據(site-specific data)，亦即數據來自一場址中某特定單元程序
- (2) 場址平均數據(site-average data)，亦即自組織相同製程中所蒐集之場址特定數據的代表性平均值

在一級數據不易取得時，可使用二級數據(secondary data)，其包含文獻數據、非由原始資料來源計算而得之數據或其它具代表性數據。ISO 14067 將二級數據定義為「由其它非直接量測或基於其原始數據計算之資料來源而得，如資料庫、已發表之文獻、國家盤查資料或其它來源」。

決定數據品質時得考慮下列面向：

- (1) 時間相關範圍：數據的年份與所須蒐集數據之最短時程完整性
- (2) 地理範圍：為滿足作業目的，針對單元過程所須蒐集數據之地理區域
- (3) 技術範圍：特定技術或技術之綜合
- (4) 精密度：每一表示的數據所展現的數值變異性之量度(如變異)
- (5) 完整性：量測或估計的質能流之百分比

---

<sup>2</sup>一級數據可能包含直接溫室氣體排放、活動數據或排放係數；藉由使用完整定義之係數（例如排放係數）而蒐集的數據亦可稱為一級數據。

- (6) 代表性：數據組反應真正關注母體(亦即地理範圍、時間期程及技術範圍)的程度之定性評估
- (7) 再現性：有關作業方法及數值之資訊，能使獨立專業人員重現研究報告結果的程度之定性評估
- (8) 數據來源
- (9) 數據(如數據、模組及假設)之不確定性

## 7. 分配規則

ISO 14067 的分配規則係採用 ISO 14044 的規則；共有 3 個步驟，以第一步驟為優先以避免分配：

- (1) 步驟 1：將欲分配之單元過程分成兩個或多個次製程，並蒐集與這些次製程有關之投入與產出數據，或擴大產品系統以涵蓋與聯產品相關之其它功能。
- (2) 步驟 2：如無法避免分配，系統之投入項與產出項在其不同之產品或功能作分配時，須以能反應產品與功能間之基本物理關係的方式為之；即是，它們須能使得系統所交付予產品或功能上數量改變，改變投入與產出項目
- (3) 步驟 3：如僅以物理關係無法建立或作為分配之基礎，在產品及功能間之投入分配，須能反應彼此間之關係。例如：投入與產出的數據可依聯產品相對於聯產品經濟價值之比例分配之。

## 8. 溝通方法

報告的形式與格式應於產品碳足跡研究範疇階段定義。產品碳足跡的結果與結論應完整並無偏差地向預期讀者報告。評估結果、數據、假設與限制應透明化並呈現足夠細節使得讀者能了解其中之複雜性以及碳足跡研究之權衡取捨。報告應使得結果與闡釋能以與研究目標一致之型式所使用。

除上述項目，在準備第三者報告時可考慮以下項目：

- (1) 初期範疇之修正與修正理由

(2) 系統邊界，包含：

A. 系統基本流投入與產出之類別

B. 決定準則

(3) 單元程序之描述，包含：分配之決定

(4) 數據，包含

A. 數據之決定

B. 各別數據之細節

C. 數據品質要求

(5) 衝擊類別之選擇與類別指標

### 2.2.5 臺灣產品與服務碳足跡計算指引

我國「產品與服務碳足跡計算指引」，後簡稱為指引，為環保署編制完成，於 2010 年出版，由於國際標準組織(ISO)之碳足跡計算標準，即 ISO 14067，預計於 2012 年完成，在其正式公布之前為使國人計算碳足跡時有所依循特制訂該指引。未來該指引將根據正式公布之 ISO 14067 內容進行修訂，本研究就該指引(環保署, 2010b)進行彙整，詳述如後。

#### 1. 適用範圍

本指引應用生命週期評估方法(LCA)，評估適用範圍為產品與服務(後文以產品簡稱，包含服務)在整個生命週期中的溫室氣體排放。

#### 2. 引用標準

CNS 14025: 環境標誌與宣告—第三類環境宣告—原則與程序

CNS 14040: 環境管理—生命週期評估—原則與架構

CNS 14044: 環境管理—生命週期評估—要求事項與指導綱要

CNS 14064-1：溫室氣體—第 1 部：組織層級溫室氣體排放與移除之量化及報告附指引之規範

PAS 2050：產品與服務溫室氣體排放生命週期評估規範

上列標準中所包含之條款，被引用作為此指引之部分條款。當本指引公布時，所標示之版本皆為有效版本。由於所有標準皆會修改，故凡依據本指引執行產品碳足跡的組織，應盡可能查明採用上列標準之最新版本。

### 3. 評估對象

本指引之生命週期溫室氣體排放評估應包含 IPCC 第四版(the Fourth Assessment Report)所列之所有溫室氣體，如附錄一所示。

### 4. 評估範疇

本指引適用於任何組織進行產品的「企業對消費者」、「企業對企業」以及其它應用(如其它企業對企業、內部企業使用、供應鏈最佳化、輔助設計等)之溫室氣體排放評估。

對於「企業對消費者」之應用，評估範疇應包含生命週期的所有階段；於「企業對企業」之應用，評估範疇可為部分生命週期，即為搖籃到大門之排放，包含被要求揭露溫室氣體資訊的組織；於其它應用應採用在產品生命週期中的資訊模組造成的排放；對於決策應用應採用完整生命週期，凡因特殊理由不包括所有生命週期階段，應述明原因。

### 5. 量化方法

該指引溫室氣體排放量化方法如下所示(環保署，2010b)：

- (1) 一級活動數據以及二級數據應以該活動的排放係數，乘上活動數據，轉換成溫室氣體排放。此部分應記錄為產品每功能單位之溫室氣體排放。

- (2) 溫室氣體排放數據應將相對之全球暖化潛勢(GWP)，乘上個別溫室氣體排放數據，轉換成二氧化碳當量排放。
- (3) 該產品碳儲存以及按照抵換規則計算出的影響，應以二氧化碳當量表示，並自上述步驟(2)所計算出之總量扣除。
- (4) 應加總結果以獲得二氧化碳當量表示之每功能單位的溫室氣體排放。

## 6. 數據品質

在數據品質要求方面，當在考量使用一級活動數據與二級數據於溫室氣體排放評估時，應考量下列要求：

- (1) 與時間相關之涵蓋範圍：時間的年份以及最低蒐集時間長度，應儘可能取得對於評估中產品有時間特定性之數據；
- (2) 地理特性：數據蒐集的地理範圍(例如區、國別、地域)等，應儘可能取得具有該產品地理特殊性的數據；
- (3) 技術涵蓋範圍：數據是否與一特定技術或混合技術相關，應儘可能取得與該評估中產品特定技術相關之數據；
- (4) 資訊的正確性(例如數據、模型以及假設等)，應儘可能取得更精確之數據；
- (5) 精準性：針對每一項數據衡量數據值的變異性(例如：變異數)，應儘可能取得更精準之數據(亦即擁有較低統計變異數)；
- (6) 完整性：數據測量之百分比，以及數據代表母體之程度(樣本大小是否足夠，週期性測量是否足夠等等)；
- (7) 一致性：質性評估，此分析中不同組成部分的數據選擇方式是否一致；
- (8) 重現性：質性評估，方法與數據的訊息允許另一獨立從業者重製此份評估報告之結論的程度；
- (9) 數據來源：關於此數據的一級或二級數據性質。

## 7. 分配規則

作業應鑑別與其他產品系統共用的過程，並依據下列程序逐步加以處理。

(1) 步驟 1：須盡可能藉由以下方法來避免分配

A. 將欲分配之單元過程分成兩個或多個次製程，並蒐集與這些次製程有關之投入與產出數據。

B. 擴大產品系統以涵蓋與聯產品相關之其它功能。

(2) 步驟 2：如分配無可避免，系統之投入項與產出項在其不同之產品或功能做分配時，須以能反應產品與功能間之基本物理關係的方式為之；即是，它們須能使因系統所交付予產品或功能在量之改變，反應在投入項與產出項之改變。

(3) 步驟 3：如僅以物理關係無法建立或作為分配之基礎，在產品及功能間之投入分配，須能反應彼此間之關係。例如，投入與產出的數據可依聯產品相對於聯產品經濟價值之比例分配之。

## 8. 溝通方法

產品生命週期溫室氣體排放的結果與結論應無偏差、完整地並準確地報告給預期使用者。結果、數據、方法、假設及限制應透明化，且充分詳實地呈現，使預期使用者得以瞭解生命週期評估的複雜性存有的妥協。報告亦應使結果與闡釋之應用能與作業目的一致。

當產品生命週期溫室氣體排放的結果欲向任何第三者(即作業的委託者或執行者除外之利害相關者)溝通時，不論溝通形式為何，應準備第三者報告。第三者報告可依據包含機密性資訊之作業文件，其得不涵括於第三者報告中。

第三者報告包含參考文獻，並應使欲進行溝通的任何第三者可取得。第三者報告應涵蓋下列事項：

(1) 一般事項

- A. 生命週期評估委託者、生命週期評估之執行者
- B. 報告日期
- C. 作業係依據本指引要求事項進行之聲明

(2) 評估目的

- A. 執行此作業之原因
- B. 預期應用
- C. 標的讀者

(3) 評估範疇

- A. 功能
- B. 功能單位
- C. 系統界限

(4) 生命週期盤查分析

- A. 數據蒐集程序
- B. 單元過程之定性與定量描述
- C. 發表的文獻來源
- D. 計算程序
- E. 數據之確認
- F. 分配原則及程序

(5) 生命週期闡釋

- A. 結果
- B. 與結果闡釋有關的假設與限制，兩者均與方法與數據相關
- C. 數據品質評估

(6) 查證與聲明

- A. 查證的型態
- B. 聲明的內容

## 2.2.6 碳足跡評估相關文獻

### 2.2.6.1 國內之文獻回顧

黃偉銓(2011)分析舊衣回收系統 1. 舊衣打包後販售到第三世界、2. 舊衣服重製成抹布及 3. 焚化三種作業模式之碳足跡，其結果顯示舊衣焚化模式對地球環境之衝擊最大。

林容瑋(2011)使用 LCA 方法選擇碳足跡為衝擊評估項目，探討一社區內家用洗衣機一次買斷及商用自助式洗衣機共享兩種洗衣模式之減碳效益，分析結果顯示在時間範疇為 7 年及 21 年的兩種情境，傳統家用買斷模式之 CFP 皆較商用共享模式高，因此提高社區內商用共享洗衣模式的使用率，其溫室氣體的總排放量會隨之減少。

楊雅妃(2010)針對冷陰極管廠依據 ISO 14064-1 進行組織型溫室氣體盤查，盤查結果顯示冷陰極管廠之溫室氣體排放總量為 6521 公噸，溫室氣體種類主要以 CO<sub>2</sub> 最多，占整體的 99.9%；以評估範疇分類而言，主要以範疇 2 為多，占 98.2%，範疇 1 占 1.8%，範疇 3 因資料取得不易僅以定性盤查；該研究另依 PAS 2050 對冷陰極管進行產品碳足跡評估，評估結果以 42 吋液晶電視之冷陰極管而言，碳足跡為 15.1 kgCO<sub>2</sub>e，若參照北部某面板廠完整生命週期 42 吋液晶電視的碳足跡，冷陰極管約占液晶電視碳足跡的 7.1 %。

王彬墀(2009)以物質流分析為基礎，結合投入產出分析探討國內資源回收再利用相關產業部門之碳物質流，以獲得完整的投入端的碳足跡估算，該研究將產業簡化歸類為農業、工業、服務業與環境衛生服務業進行產業關聯分析，探討環境衛生服務部門直接與間接的碳足跡及檢視資源回收再利用與廢棄物清理過程中之 CO<sub>2</sub> 排放強度，結果顯示，農業、工業、服務業及環境衛生服務業百萬元產值之隱含碳分別為 16、27、7 及 11 公噸二氧化碳當量。

陳姿蓉(2008)因綠建築概念興起，利用 LCA 進行木質地板的環境衝擊評估，其所採用的衝擊評估模式為 Eco-Indicator 95 與 Eco-Indicator 99，在溫室氣體相關議題中，Eco-Indicator 95 是以溫室效應為評估項目，單位為  $\text{kgCO}_2$ ，Eco-indicator 99 則是以氣候變遷為評估項目，單位為 DALY，研究評估結果顯示一功能單位木質地板對溫室效應的衝擊為  $2.7 \text{ kgCO}_2$ ，氣候變遷的衝擊為  $5.64\text{E-}7 \text{ DALY}$ 。

陳新欣(2007)經由探討辦公大樓設備管線二氧化碳的排放量，推算出建築物設備管線二氧化碳排放量之計算公式，以瞭解其對環境的衝擊，可作為辦公建築生命週期評估管線環境衝擊評估方法之參考，研究結果顯示，以管線材料作為分類依據，鋼管材料的  $\text{CO}_2$  排放量為多為  $9.9 \text{ kg- CO}_2/\text{fl} \cdot \text{area} \cdot \text{m}^2$ ，占總設備管線的 59.5%；電線電纜材料次之，占總設備管線的 29.0%；其餘開關箱體管線及 PVC 管各占 8.5% 及 3.0%。

黃國倉(2006)以辦公建築為對象進行生命週期節能與二氧化碳減量評估之研究，該研究針對辦公建築生命週期各個階段進行完整的  $\text{CO}_2$  排放量評估，並以日常節能觀點提出  $\text{CO}_2$  減量之對策，此外該研究亦建構辦了公建築生命週期  $\text{CO}_2$  評估系統；研究結果顯示標準辦公大樓經 40 年之模擬 10 層樓 RC 辦公建築其  $\text{CO}_2$  減量指標約為  $124.45 \text{ kg-CO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{year}$ ，其中以日常使用階段所占比例最大，為 79.0%，以日常能源使用之  $\text{CO}_2$  排放而言，空調系統比例最大，占 42.1%，照明系統占 34.1% 次之。

## 2.2.6.2 國外之文獻回顧

Muthu et al. (2011)研究了三種不同材質(塑膠、紙、不織布)購物袋的碳足跡，其結果顯示最終處置方式選擇再利用方式會較回收及掩埋有更低的 CFP 排放，若購物袋已經無法再利用則選擇回收是較佳的最終處置方式；因此消費者的行為或政府對購物袋的政策對其 CFP 有大的大的影響。

Espinoza-Orias et al. (2011)進行不同小麥來源、麵粉種類及包裝之白土司及全麥土司碳足跡研究，其結果顯示紙包裝的白土司的 CFP 最高，主要是源自小麥耕種及使用階段(冰箱儲存及烤麵包)的溫室氣體排，若避免冰箱儲存及烤麵包，可減少 25% 的碳足跡。

Boguski (2010)利用 LCA 計算國家地理雜誌之 CFP，結果顯示該雜誌之 CFP 為 0.82 kgCO<sub>2</sub>e，此排放量相當於一台車(8.5 km/liter gasoline)行駛 3 km 所排放之溫室氣體總量。

Johnson (2009)比較使用木炭或液化石油氣(LPG)進行燒烤的碳足跡，評估結果顯示使用木炭進行燒烤其碳足跡為 998 kgCO<sub>2</sub>e，是選用 LPG 進行燒烤的三倍，LPG 燒烤的碳足跡為 349 kgCO<sub>2</sub>e；從燃料的角度而言，LPG 在其生產製造過程或是烹煮食物階段也有較好的效益，且使用 LPG 進行燒烤不需另外添加火種，因此該研究可提供消費者在燒烤燃料的選擇上更多資訊。

Johnson (2008)對於使用不同燃料電力及 LPG 的鏟車進行碳足跡的研究，其研究結果顯示若無明確、公平且健全碳足跡評估方法，則產品間的碳足跡比較相當具有爭議性，此研究使用兩種燃料的碳足跡看似相近，實際上 LPG 較小於電力，因此不同的碳足跡定義將使產品間的比較複雜化。

Counsell and Allwood (2007)應用生命週期評估概念制訂各項策略以減低辦公室用紙對氣候變遷的衝擊，其擬訂的策略有：縮減辦公室用紙的尺寸；以焚化代替掩埋降低最終處置階段的環境衝擊；改變地點的相對位置關係，以降低運輸階段的環境衝擊；其它尚有使用一年生之植物代替砍伐多年生的木本植物；以電子書的形式代替列印等。

Mil i Canals et al. (2006)運用 LCA 評估紐西蘭蘋果生產的環境衝擊，在全球暖化部分的結果顯示，其衝擊主要來自能源使用，約占 34-50%，另一個貢獻相當顯著者為肥料使用，約占 25-51%，而  $N_2O$  的排放會隨時間及肥料的成分改變。

## 2.3 不確定性分析

不確定性(Uncertainty)常隨各科學領域所關注的焦點不同而改變，如風險管理者著重於決策過程、決策誤差評價及成本之不確定性；毒理學家將不確定視為模式中毒性因子的風險，與評估模式的選擇、有機體的變化及量測誤差有關；統計學家則視不確定性為數據蒐集及分析的方法(羅時麒, 2005)；而生命週期評估所涉及的不確定性種類將於後節詳述。

### 2.3.1 不確定性分類

碳足跡評估是架構於生命週期評估之上，LCA 是用來評估一產品或服務從搖籃到墳墓整個生命過程的環境衝擊，然在評估過程中會面臨許多問題及限制，包含供應鏈盤查資料取得不易、資訊不足，或衝擊評估方法的選擇與環境資料庫無相對應的項目，需將盤查數據進行篩選、簡化、轉換或刪除等，皆會對評估的結果產生影響，因此建議在執行 LCA 時，應對其結果的不確定性進行評估(謝景峯, 2011；王慧茹, 2009；林素貞, 2004)。

Owens(1996)認為生命週期評估的不確定性是源自生命週期盤查分析及其基本假設，部分學者 Hendrickson and Arpad (1998)、羅時麒(2005)與 Yang et al.(2009)將 LCA 的不確定性來源分為六類，包括：(1)參數不確定性(Parameter uncertainty)，模式輸入數據之不確定性；(2)模式不確定性(Model uncertainty)，與評估模式本身假設有關之不確定性；(3)選擇產生之不確定性(Uncertainty due to choices)，如分配方法、衝擊評估方法選擇主觀判斷所造成的不確定性；(4)空間變異性(Spatial variability)，各國家或區域情形不同造成評估結果不同；(5)時間變異性(Temporal variability)，某些物質對環境的衝擊會隨時間呈非線性的改變；(6)物體及來源間的變異性(Variability between objects/sources)，相同的來源可能因製程不同，所產出的物體會有所差異。

而美國環保署(EPA, 1997)、Smith(2002)及 WRI/WBCSD(2010)將不確定性綜合彙整為參數不確定性、模式不確定性及情境不確定性等三類，其來源說明如下：

## 1. 參數不確定性

參數不確定性包括量測誤差、取樣誤差、參數之變異性及二級數據之使用，量測誤差可分為隨機誤差及系統誤差；取樣誤差為所取樣本不具代表性等；異質(Heterogeneity)數據包括時間變化、地點區域變化、人類活動型態改變等導致之變異性；二級數據指當一級數據不易取得時所採用之替代數據。

## 2. 模式不確定性

模式不確定性包括：模式結構、模式詳細度、驗證(Validation)、推斷(Extrapolation)等。模式的不確定性通常是由於現實條件的簡化及假設所造成，而模式本身的完整性與其能反應真實情況的程度有關，然所有模式的建立都避免不了對實際情形的簡化。

### 3. 情境不確定性

情境不確定性，包含因資訊缺乏所產生的描述誤差；來自時間、空間近似或同質假設(Homogeneity assumption)所產生的綜合誤差(Aggregation errors)，以及經由專業判斷選擇不適當的模式或決定不具代表性條件的誤差與排除或納入特定情境之不完整分析。

#### 2.3.2 參數機率不確定性分析評估方法

參數不確定性分析，是最常進行之不確定性分析，其方法包括：統計方法、敏感度分析、不確定性傳播分析(Analytical uncertainty propagation)、機率不確定性分析(Probability uncertainty analysis)等，以下說明機率不確定性分析之評估方法等(羅時麒，2005)。

與點估計相比，機率不確定性分析能提供較完整之不確定性資訊。機率不確定性分析常採用蒙地卡羅模擬(Monte Carlo simulation)進行分析，其為一種隨機抽樣技術。近年來蒙地卡羅模擬常用於評估風險分析之不確定性。蒙地卡羅模擬最後常伴隨敏感度分析，藉此瞭解輸入參數對不確定性的貢獻程度。常用之蒙地卡羅模擬程式：MOUSE, TAM3, PRISM, Crystal Ball, @RISK, ORMONTE, GENII/SUNS 等(羅時麒，2005)。

### 2.3.2.1 蒙地卡羅模擬原理

蒙地卡羅模擬是在已知數據之機率分布及相關參數時，產生亂數的一種方法。其基本理論主要是建立在隨機獨立變數的產生，並根據模擬結果進行統計方法估算其平均數、中位數、變異係數及在合理信賴區間範圍內之數值範圍，以作為目標值之不確定性分析(楊英賢，2008；林素貞，2009)。將蒙地卡羅模擬應用於生命週期不確定性分析時之基本假設如下(楊英賢，2008)：

1. 環境排放清單及參數來源為同質性製程。
2. 原物料供給投入及環境排放清單產出與功能單位呈現線性關係。
3. 環境參數以統計檢定出適合的機率密度函數或進行合理的機率密度函數假設，如常態分佈、對數常態分佈等假設。
4. 參數之間為統計獨立，即假設沒有交互作用。

### 2.3.2.2 蒙地卡羅模擬程序

本小節就使用 Crystal ball 11.1.2 進行蒙地卡羅模擬不確定性分析程序之說明，其模擬過程如下(羅時麒，2005；楊英賢，2008；李珮蓓，2010；本研究整理)：

1. 數據蒐集：蒐集相關盤查資料及參數，包括能資源投入清單、環境排放清單等，並將資料以功能單位估算投入量與排放係數。
2. 參數機率分布型式設定：參數機率分布型式可由相關研究文獻取得，或蒐集該參數至少 15 筆數據進行機率分布型式擬合，選取抽樣次數 5000 次能有較高的穩定度(羅時麒，2005)，10000 次有較佳的結果(楊英賢，2008；李珮蓓，2010)。
3. 隨機參數產生：執行蒙地卡羅模擬，計算出相關不確定性資訊，如平均值、中位數、變異係數及信賴區間，以對模擬結果進行分析與討論。
4. 敏感度分析：將模擬結果進行敏感度分析，以瞭解各參數對生命週期評估結果總不確定性之貢獻。

### 2.3.3 不確定性相關文獻

#### 2.3.3.1 國內之文獻回顧

謝景峯(2011)，利用 LCA 探討兩種規格(28W 及 14W)T5 燈具生命週期各階段之溫室氣體排放，評估結果顯示此二種規格之 T5 燈具在使用階段對溫室氣體的貢獻最大占比約為 95% 以上，運輸次之(約 1-2%)，原料約占 1% 而製造階段則小於 1%。T5-14W 燈具生命週期溫室氣體總排放量為 579.894 kgCO<sub>2</sub>e，T5-28W 為 879.4342 kgCO<sub>2</sub>e；文中亦提供定性的不確定性資訊，該研究在電力資料的引用上是選擇歐美國家電力的背景數據；在軟體資料庫中，電子資料相對不足無法取得適當的數據因而須從原物料的特性進行篩選、簡化、轉換或刪除；再者該研究的盤查項目中缺少空氣、水的污染物及固體廢棄物的資料，前述皆是造成該研究不確定性的來源。

林素貞等人(2011)，結合投入產出分析進行半導體業的生命週期評估，並針對 PFCs 進行不確定性分析，結果顯示 7 類 PFCs 氣體對 PFCs 總排放量之不確定性皆為正向影響，其中以 NF3 的貢獻最大。

李珮蓓(2010)，以我國 IC 製造業為例，使用 Crystal Ball 軟體及蒙地卡羅模擬進行三家個廠民國 93-97 之碳足跡參數不確定性評估，並以敏感度分析探討造成個案不確定性之重要參數；在碳足跡個案研究部分，A、B、C 三廠家碳足跡主要貢獻來源為電力及 PFCs 使用；不確定性排序為 C 廠>A 廠>B 廠，而其不確定性來源主要參數為電力、SF<sub>6</sub> 與 PFCs。

林素貞等人(2010)，應用生命週期評估法量化火力發電廠燃料與機組之環境衝擊，並將評估結果運用蒙地卡羅模擬進行不確定性分析，結果顯示 CO<sub>2</sub> 排放之不確定性遠較燃料不確定性大，在燃料種類相同時，容量因數較小的機組其 CO<sub>2</sub> 排放量的不確定性亦較大。

魏佩如(2010)，透過問卷調查方式來瞭解運用 LCA 軟體工具計算產品碳足跡計算時，其參數不確定性的人為影響因素。並利用描述性與分析性的統計分析方法，結合蒙地卡羅模擬嘗試分析與量化產品碳足跡計算人為因素的參數不確定性；並藉由獨立樣本 t 檢定與單因子變異數分析，瞭解不同背景特徵對於產品碳足跡計算結果與回收樣本之正確機率之差異性；並利用複迴歸分析方式來做敏感性分析，了解影響產品碳足跡計算的敏感性因子之背景特徵為何；根據敏感度分析之結果「年齡」、「職業」、「翻譯工具」為主要人為影響不確定性因素來源。

王慧茹(2009)，使用不同生命週期評估軟體 VHK EcoReport v5、SimaPro 7.0、GaBi 4、DoItPro 進行 TFT-LCD 產品模組第三類產品環境宣告差異性比較之研究，衝擊評估結果顯示 DoItPro 在全球暖化、優養化、以及酸沉降上明顯高於其它軟體，而光化學煙霧則以 SimaPro 的評估結果最高，其研究結果最後亦提供相關定性之不確定性資訊，顯示該研究之不確定性來源有評估模式在產品對水資源的衝擊方面較難呈現，另外在電力及電子材料數據的選擇上，部分是採用國外資料或使用其它方法簡化。

王俊傑(2008)，對台灣產業進行環境衝擊關聯分析與永續消費型態的探討，並運用蒙地卡羅模擬及 Crystal ball 軟體，評估不同消費型態對環境衝擊影響的不確定性，其研究結果說明，優良與劣等縣市在各項環境衝擊影響程度有落差，藉由不確定性分析，突顯出不同消費型態上的環境差異變動。

陳彥全(2007)，結合機率方法與模式比較方法探討參數不確定性、模式不確定性及情境不確定性之主要不確定性來源，研究結果顯示利用模式的篩選可降低模式之不確定性，並藉由不同的情境與不同的模式，加上參數不確定性分析方法，建立總不確定性樹狀分析流程圖後，

不僅可以量化風險評估中各類不確定性，還可以進一步分析模式選擇後，對總不確定性降低的影響。

陳起鳳(2007)，該研究建立一套包含定性及定量之不確定性分析方法，用以評估集水區總量管制制度(TMDL)中不確定性的影響；定性不確定性分析可用於檢視整體系統之不確定性程度，以信任度表示；定量不確定性評估方面，以變異度表示集水區總量管制制度污染分配的影響；定量不確定性方面特別針對模式使用參數不確定性對於最佳化結果的影響進行分析，最後得到 TMDL 分布曲線作為決策參考，其中模擬模式參數以及設計流量的不確定性分別以蒙地卡羅法以及年流量延時法分析。最後建立不確定性診斷圖來判斷其決策品質，若需進一步降低不確定性，則以不確定性價值來量化不確定性降低對決策影響的價值。

楊為凱(2006)，進行固體廢棄物處理場中溫室氣體排放計算及減量方案的評估，其固廢處理場溫室氣體排放量是依據 IPCC 所公布之方法論進行評估計算，並且利用蒙地卡羅模擬及誤差傳播方法探討排放清冊的準確性及各個參數不確定性對溫室氣體排放量結果之影響。分析結果顯示甲烷之反應速率常數( $k$ )對溫室氣體排放量結果之不確定有相當顯著的影響，也因此在固體廢棄物的焚化方面亦造成很大的不確定性。

羅時麒(2005)，建立系統性機率不確定性分析方法，以解決傳統生命週期評估缺少不確定性資訊之缺點。研究方法以機率分析(蒙地卡羅模擬)為基礎，分別結合敏感度分析、貝氏推論及整合分析架構等理論，有系統地鑑定、量化、減低及整合生命週期評估之不同型式不確定性。以一般廢棄物管理之生命週期評估為研究個案，結果顯示：決策者可依兩替代方案之評估結果機率分布之重疊大小，判斷不確定性對生命週期評估結果之影響程度。

### 2.3.3.2 國外之文獻回顧

Deng et al. (2011)，結合經濟資料進行膝上型電腦 hybrid LCA 及不確定性之研究，結果顯示膝上型電腦於製造階段所需要的初級能源為 3010-4340 MJ 較桌上型電腦初級能源使用少 52-67%，其生命週期過程中會排放 227-270 kgCO<sub>2</sub>；而在不確定性分析部分，該研究進行價格、產品使用壽命及時間的不確定性評估，其結果顯示價格在 hybrid LCA 有較低的敏感度，相對於 EIO LCA。

Roos et al. (2010)，對食品碳足跡之參數進行不確定性之研究，其應用蒙地卡羅模擬量化評估結果之不確定性，並以馬鈴薯作物為例，應用情境分析的方式探討不同型式碳足跡系統之相關性。分析結果顯示，在 95% 的信賴區間裡變異程度約為-17%-30%，顯示不確定性分析對於提供數據品質之重要性，其結果可應用於產品碳足跡標籤設計並增加計算評估結果之公平性與可比較性。

De Koning and Schowanek (2010)，進行相同功能單位之洗衣精及洗衣粉之碳足跡評估，並運用蒙地卡羅模擬與敏感度分析探討評估結果之不確定性，其結果顯示對於具有相同功能之產品碳足跡評估，不確定性分析可提供更完整的數據資訊，使兩個產品之比較更具公平性。

Meisterling et al. (2009)，以傳統和有機小麥為案例，應用 LCA 進行農業及產品運輸溫室氣體排放減量的決策，結果顯示 1 kg 有機小麥製造的麵包全球暖化潛勢為 30 gCO<sub>2</sub>，較使用傳統小麥製造的麵包較少，不確定性的資訊是以誤差線(error bar)形式呈現，其中以土壤碳儲存的不確定性最高。

Yang et al. (2009)，應用蒙地卡羅模擬進行火力發電廠與燃料選擇生命週期評估之不確定性分析，其以變異係數做為個廠不確定性之比較依據，研究結果顯示傳統汽力發電廠之不確定性較低，尤其是能

源投入與二氧化碳排放方面；而複循環發電之操作時程較短，氣渦輪發電與柴油發電規模較小，因此兩者之不確定性較高。該研究並應用蒙地卡羅進行發電廠燃料使用因素對酸雨效應最佳化模擬，結果顯示當燃料成本提升約 15% 時，可獲得最大之酸雨效應減量；若同時考量酸雨效應與二氧化碳減量，則減少燃煤汽力之發電配比，並將燃料價格提高 12.5~12.8%，可獲得最大之減量效果。

Benetto et al. (2008)，整合模糊多準則及不確定性量化於生命週期評估，以電力生產為範例進行探討，研究結果顯示修正後的 NAIADE(Novel approach to imprecise assessment and decision environment)多準則方法對於 LCA 評估結果的闡釋有所幫助，包括對不確定性的量化。

Basson(2007) Basson and Petrie (2007)，將不確定性納入使用生命週期評估進行決策制定的考量，其研究的關鍵是在於應用可辨性分析(distinguishability analysis)決定各活動間是否有不確定性，爾後運用多變量分析之中的主成份分析(PCA)進行不確定性的量化。

Sugiyama (2006) Sugiyama et al. (2006)，在生命週期評估的基礎下進行多層次活動模型(Hierarchical Activity Model)的化學製程設計，以 PET 保特瓶為研究案例，在不確定性分析部分以多目標評估法(Mult-objective evaluation)進行量化。

Monni et al. (2004)，計算芬蘭 1990-2001 年之溫室氣體排放，並應用蒙地卡羅模擬進行排放清單數據之不確定性。其不確定性是根據現有之測量數據、國內外文獻、專家判斷及 IPCC 的建議。結果顯示 2001 年排放量的總不確定性為 -5 至 6%，約為 75-84Mt CO<sub>2</sub>。國家型的溫室氣體盤查執行不確定性估算可瞭解不確定性之來源，以進行盤查之改善。

## 2.4 產業概述

### 2.4.1 產業背景

根據我國行政院主計處發佈之行業名稱及定義(行政院主計處, 2011)，鋼鐵製造業定義為「凡從事金屬及合金之冶煉以生產錠、胚或其它冶鑄基本產品，或再經軋延、擠型、伸線等加工，以製造板、條、棒、管、粗細線等之行業均屬之。同時從事基本金屬製造及粗鍛者亦歸入本類。」，包含鋼鐵冶鍊業、鋼鐵鑄造業、鋼鐵軋延及擠型業和鋼鐵伸線業等四者；此外，若於一廠同時從事冶煉以外之行為，亦將其產業歸納為鋼鐵冶鍊業，如一貫作業煉鋼廠即為此類。

依照鋼鐵產品生產流程之特性，進而區分出原料、煉鋼及軋延與一次及多次加工等三類，如圖 3-1 所示。原料包含鐵礦石、煤炭或廢鋼之投入，煉鋼及軋延則涉及生鐵、粗鋼、與冷熱軋製程之生產，包含一貫作業(高爐/轉爐)和電爐兩種煉鋼模式，而一次及多次加工為各類鋼鐵初級製品之製造。獨立而論的軋鋼廠，乃是本身無煉鋼廠的軋鋼產業，其鋼胚來源由國內外之煉鋼廠購入。鋼鐵初級製品為依據鋼鐵關聯產業之需求，將粗鋼經過軋鋼程序製造出棒鋼、線材、鋼板、型鋼與塗鍍鋼品等下游產品，再進行裁剪或切割成細項產品。

鋼鐵工業之上下游產業緊密相關，產業關聯效果為所有產業之冠(經濟部工業局, 2011)。下游關聯產業種類眾多且廣泛，一次及多次加工後的鋼鐵初級製品，用以供應鋼材耗量大的業別，如交通機具製造業、軍事工業、機械製造業、零件製造業與營建業等，涵蓋民生所需與國家安全建設。而上游關聯產業則可溯至礦業、運輸業，甚至於資源回收業等，此乃因我國天然資源缺乏，鐵礦石、煤礦和部分廢鋼鐵等資源需仰賴進口所致。

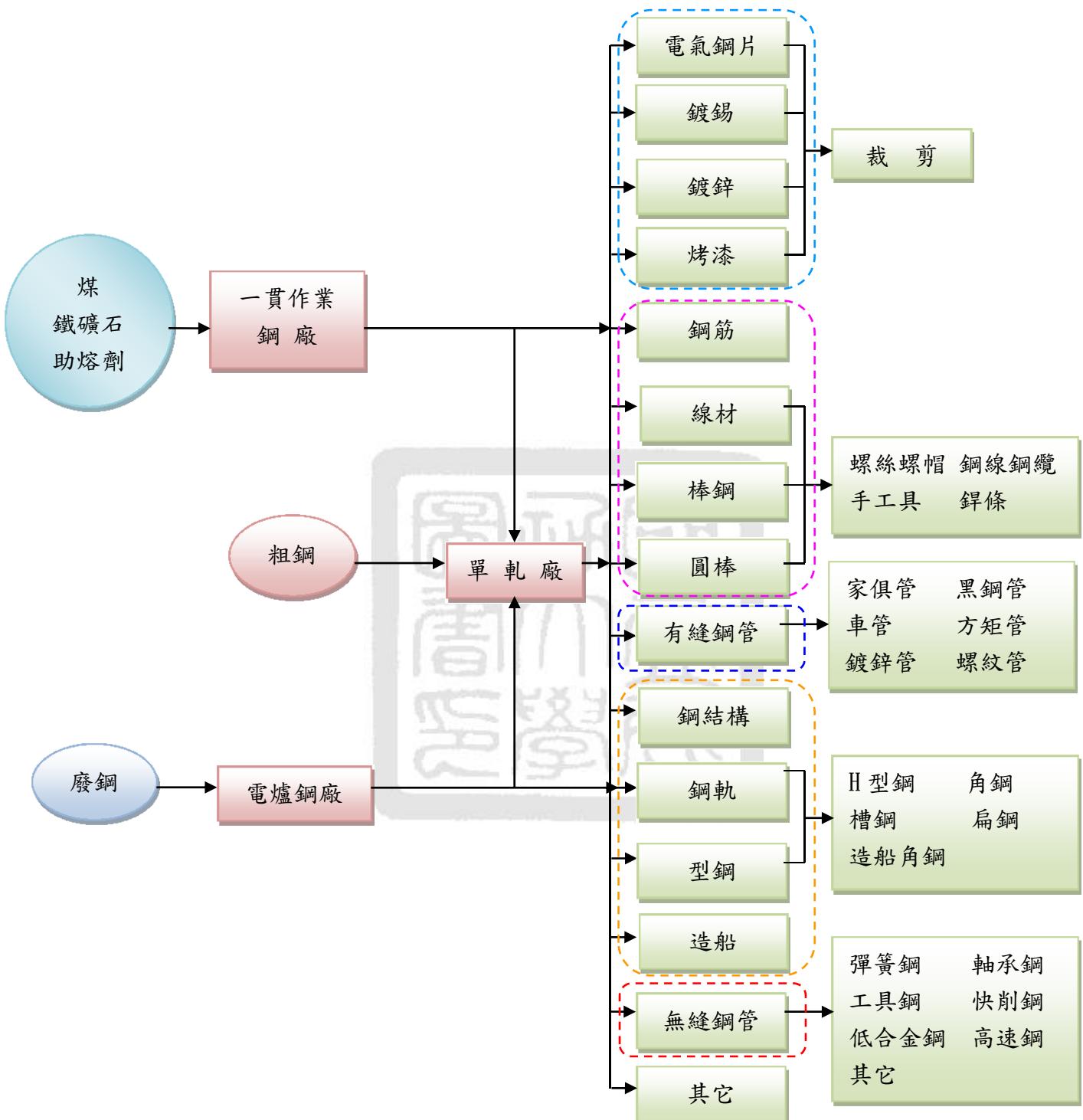


圖 3-1 鋼鐵工業之產業結構

資料來源：中鋼，2010；鋼鐵業原物料耗用通常水準，2009；林偉凱，2009；李學均，2010

## 2.4.2 產業現況

2011 年我國鋼鐵業粗鋼生產量共 2,017 萬公噸，其中由一貫作業煉鋼生產有 1,029 萬公噸，電弧爐煉鋼生產有 988 萬公噸，如表 2-4 所示；廠商結構一貫作業煉鋼有中鋼及中龍兩家，電弧爐煉鋼則有 19 家，茲整理如表 2-5 所示。

表 2-4 鋼鐵產業形貌

項目	一貫作業煉鋼	電弧爐煉鋼
產量規模	粗鋼 1,029 萬公噸	粗鋼 988 萬公噸
主要原料	鐵礦、石灰石、煉焦煤	廢鋼
產品種類	普通鋼	普通鋼、特殊鋼
廠商結構	2 家	19 家
前三大應用產業	金屬品製造業、營造業、化工業	

資料來源：台灣鋼鐵公會，2012；本研究整理

表 2-5 我國電弧爐工廠統計表

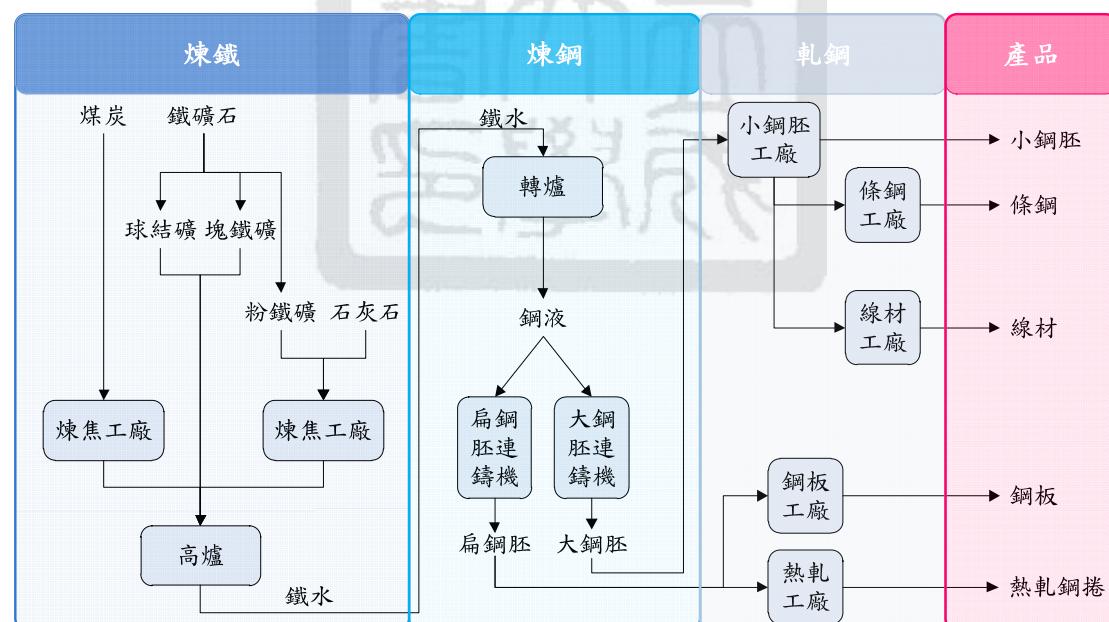
工廠名稱	區域	電爐		備註
		容量	爐數	
聯成	桃園新屋	50	1	
漢華	桃園市	20	1	
東和-桃園	桃園觀音	50	2	
羅東	宜蘭羅東	80	1	
工廠：4廠	-	250	5	北區
東和-苗栗	苗栗西湖	110	1	直流電
慶欣欣	彰化伸港	140	1	直流電
豐興	台中后里	100	1	直流電
		70	1	
建順	苗栗通霄	50	2	
中龍	台中龍井	150	1	
工廠：5廠	-	670	7	中區
威致	台南官田	100	1	直流電
海光	高雄小港	50	1	
		50	1	
龍慶	高雄小港	70	1	
協勝發	高雄鹽埕	75	1	
世家	高雄小港	55	1	
易昇	台南永康	50	1	
工廠：6廠	-	450	7	南區
工廠：15廠	-	1370	19	電爐碳鋼
燁聯	高雄岡山	100	2	不鏽鋼
華新麗華	台南鹽水	60	1	不鏽鋼
唐榮-不鏽鋼廠	高雄小港	44	2	不鏽鋼
榮剛	台南新營	35	1	合金鋼
日嘉	高雄永安	5	1	合金鋼
工廠：5廠	-	388	7	特殊鋼
公司：19家	-	1758	26	全部
工廠：20廠				

資料來源：台灣鋼鐵公會，2010；本研究整理

## 2.4.3 製程概述

### 2.4.3.1 一貫作業煉鋼

一貫作業煉鋼廠主要製程包括原料儲存輸送、煉焦、燒結、煉鐵、煉鋼、連續鑄造、軋鋼等作業，如圖 3-2 所示，先將原料進行前處理，石灰石及粉鐵礦石送至燒結工廠製成燒結礦，部分塊鐵礦及球結礦可直接應用於高爐；煤炭送至煉焦工廠製成焦炭，原料前處理完後送入高爐煉成鐵水，鐵水出爐後經脫硫、脫磷、脫矽程序送至轉爐製成鋼液，鋼液經連續鑄造過程即可產出大鋼胚及扁鋼胚，再經由不同軋鋼程序製成小鋼胚、條鋼、鋼板、熱軋鋼捲等各式鋼品運送至下游工廠進行二次加工，茲將部分製造程序詳述如(財政部國稅局, 2009; 經濟部工業局, 2006a, b)：



資料來源：WSA, 2011a, 中鋼, 2010, 經濟部工業局, 2006b

圖 3-2 一貫作業煉鋼流程圖

## 1. 原料儲存及運輸

煉製鋼鐵所需的原料可分為四大類：第一類是含有鐵質元素的礦石原料，第二類是煤和焦炭，第三類為冶煉過程中以產生爐渣方式來分離雜質的助熔劑，第四類是各種的配合原料，如廢鋼、氧氣、合金鐵、造渣劑及製程回收料等。一貫作業煉鋼廠之原料均由卸料碼頭送至原料貯存區堆置，需料時再由料堆輸送至煉焦工廠及燒結工廠，主要的料堆包括鐵礦砂、煤碳、助熔劑(石灰石、蛇紋石或白雲石)。

## 2. 煉焦

煉焦的目的為製作煉鐵時所需的還原劑及熱源，也就是焦炭。焦炭因具無煙、火力強、價廉等特性，所以成為煉鐵時最常被使用的熱源，它除了具有還原作用能使鐵之氧化物還原為金屬鐵外，還能供給熱能使還原之鐵熔化成鐵水而與爐渣(雜質)分離。

## 3. 燒結

燒結鐵礦在成為鋼鐵之前必需經過燒結焙製。燒結工廠乃是以鐵礦砂、細焦炭、助熔劑(石灰石、蛇紋石或白雲石)及其它製程所產生之含鐵固雜料在高溫下進行燒結反應，藉由高溫將鐵礦砂與助熔劑結合，形成堅硬之塊狀燒結礦，以避免這些物料在高爐餵料時被強烈鼓風氣流吹至集塵設備，而細焦炭除可作為燒結過程所需之熱量外，也可進行初步之還原作用，以利後續之煉鐵程序。

#### 4. 高爐煉鐵

高爐煉鐵作業是將鐵礦石、燒結礦、及球結礦等處理礦、焦炭、及助熔劑(石灰石及矽石)由高爐頂部加入爐內，再由爐下部的風口用鼓風機將預先在熱風爐中加熱之高壓高溫熱空氣送入，產生還原氣體一氧化碳(CO)向上昇，將由爐頂降下的鐵礦石還原，產生熔融鐵水與熔渣。

#### 5. 轉爐煉鋼

因此生鐵中含有 2%以上的碳以及熔融過程被還原的其它元素，如錳、矽、磷、硫等雜質，此部分金屬鐵缺乏韌性與可鍛造性，較不適合加工，僅適於鑄造物之製造(低熔點、流動性佳)，因此稱為鑄造用銑鐵。為供應更普遍的各種用途加工之需要，必須將所含雜質去除到某一度以下，使它具有壓延性與鍛造性，轉爐運用鹼性氧氣煉鋼法將碳含量縮小至 1%左右，將鐵轉化為鋼此精煉步驟稱為煉鋼，所得產物稱為鋼鐵。

##### 2.4.3.2 電弧爐煉鋼

電弧爐煉鋼廠之鋼鐵生產，係利用在高電壓情況下，電流通過人造石墨電極與廢鋼時，產生高溫電弧而熔融廢鋼，以達成冶煉鋼鐵之目的。為符合產品規格之要求，於電弧爐冶煉過程中，可加入少量矽鐵、錳鐵、焦炭、生石灰及脫硫劑等副原料，並通入純氧助燃。電弧爐煉鋼均為批次式作業，通常每一批次時間約在 1 小時以內，冶煉過程可依其化學反應分成 3 個階段，分別為熔解期、氧化期、還原期，出鋼時由盛鋼桶轉運至連續鑄造機，碳鋼廠通常精煉步驟也在電爐中完成，或是在盛鋼桶中進行精煉。典型之碳鋼電弧爐煉鋼流程如圖 3- 3 所示。茲將一般電弧爐煉鋼製造程序之製程特性說明如下(財政部國稅局, 2009; 經濟部工業局, 2006b)：

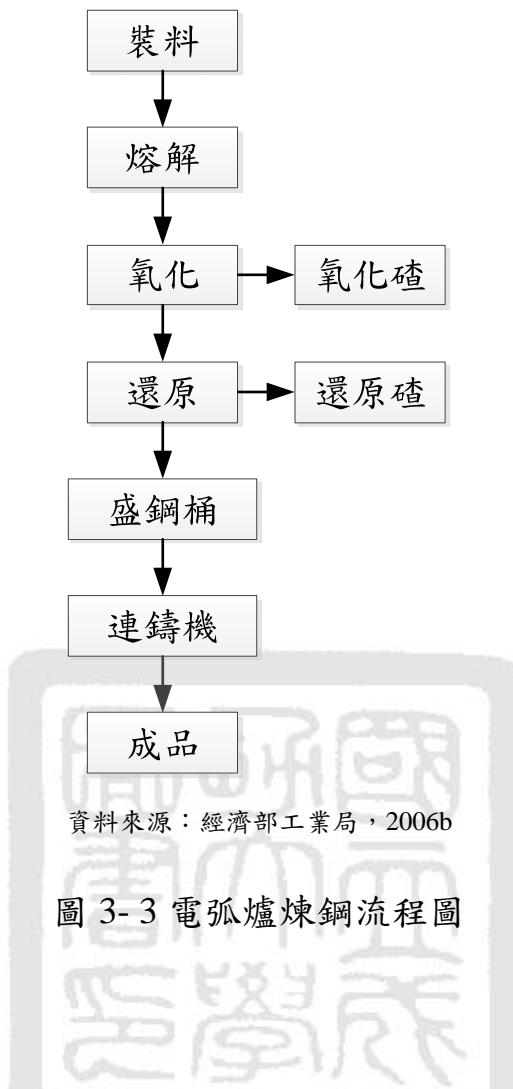


圖 3-3 電弧爐煉鋼流程圖

## 1. 裝料

原料經初步之分類、秤重後，以天車操作由爐頂加料，將廢鋼裝入爐內。為求縮短煉鋼時間，廢鋼原料應預先加以切細，使爐內廢鋼密度加大，減少裝料次數。裝料要領為含碳較高者應先裝入，因其熔點低，可提早熔解成鋼液池以保護爐床。

## 2. 通電熔解

當廢鋼裝入爐內後，即可開始通電。此時由於電極與廢鋼間發生的電弧接近爐蓋，為避免爐蓋灼傷過劇，故觸擊電壓不應過大，應採用中等電壓，當電極鑽入廢鋼中之深度與電極直徑相等時，即可改換最高電壓，輸入最大電力，加速廢鋼熔解，以迄完全熔落。此時溫度已可達  $1550^{\circ}\text{C}$  以上。

### 3. 氧化精煉

當廢鋼熔落後，即加入氧化劑，以使熔鋼內之雜質氧化與加入之熔劑(如石灰)結成複雜的鹽類爐渣而與熔鋼分離。氧化精煉期中，如熔鋼含磷高，應在較低溫度下進行脫磷作用，所生成高磷爐渣應分離之，以避免復磷。氧化精煉兼有調整鋼液含碳量作用，通常係將碳氧化脫除至略低於目標成分。脫碳作業溫度愈高愈快速。氧化精煉尚有一脫硫作用，此種反應必須在高溫始能進行。

### 4. 還原精煉

投入石灰、焦炭粉、螢石及少量錳鐵於爐內進行還原精煉，以去除熔鋼含氧及非金屬之介在物，同時也具有脫硫作用。此時視熔鋼成分及鋼種進行造渣。如含硫量高，且計劃生產的是中碳以上鋼種時，就應造碳化鈣爐渣，其要領為加較多量的焦炭與石灰混合，投入爐內，在高溫下加以攪拌而使之快速形成碳化鈣爐渣。當爐內脫氧作用達某一程度而溫度也適於出鋼時，即應投入矽鐵或鋁條攪拌而出鋼。

## 第三章 研究方法

### 3.1 碳足跡評估

本節為參考 ISO 14067(draft)碳足跡量化方法之內容，結合前人執行生命週期評估研究之經驗，整理出本碳足跡評估之研究方法。

#### 3.1.1 目的與範疇界定

進行碳足跡評估之目的為藉由量化該產品生命週期過程中所排放及移除的溫室氣體，來計算該產品對全球暖化現象的貢獻潛勢，即為 Global warming potential, GWP，以 mass CO<sub>2</sub>e 為單位表示。

##### 3.1.1.1 碳足跡評估之目的

在界定 CFP 之目的時，應明確陳述下列項目：

1. 本評估預期之應用，如供其它企業生命週期評估應用、內部企業使用、供應鏈最佳化、輔助設計等。
2. 實施本評估之理由，如企業社會責任、建立綠色供應鏈、學術研究、發表相關環境宣告等。
3. 本評估結果預期溝通之對象，如社會大眾、產品購買者、上下游供應鏈廠商、內部企業主管。

##### 3.1.1.2 碳足跡評估之範疇

在界定 CFP 之範疇時，應考量並明確陳述下列項目：

1. 欲評估之產品系統及其功能，以 ISO 14049 為例，如欲評估產品為燈泡，其功能有提供照明、產生熱及其它。
2. 功能單位，承上例，如選擇提供照明之功能進行評估，其功能單位為於 5600 K 日照光譜下達 300 1X 使用 50000 hr。

3. 系統邊界，說明系統邊界為完整的生命週期，搖籃到墳墓或部分生命週期，搖籃到大門或其它。
4. 分配程序，說明主要分配方法，如重量分配、體積分配；若該生命週期有聯產品將如何分配。
5. 本 CFP 評估之限制等，如資料盤查限制、本評估使用限制或所採用環境資料庫的限制等。

### 3.1.1.3 功能單位

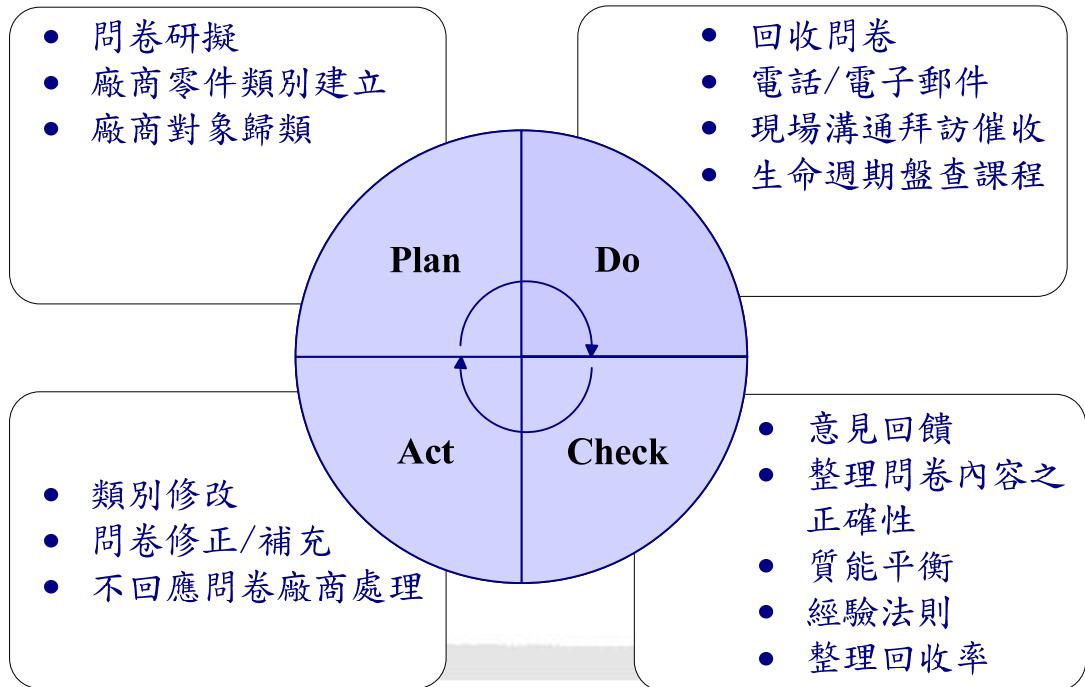
功能單位為 CFP 評估中相當重要的參數，在研究過程中需明確訂定；功能單位確立後有助產品參考流之設定及相關投入產出資料之計算，在不同產品進行比較時，亦需要有相同的功能單位；最終 CFP 結果應以每功能單位之質量 CO<sub>2</sub>e 呈現。

### 3.1.2 盤查分析

目的與範疇界定後即可進行生命週期盤查分析(life cycle inventory analysis, LCI)。盤查分析作業包含資料搜集與計算程序，以量化一個產品系統的相關投入與產出—這些投入與產出項包括資源、能源的使用以及對系統相關的空氣、水體及土地等之污染排放。

通常，進行 LCI 的過程應該是反覆的(iterative)—亦既需要隨著資料搜集之進行與對系統的進一步瞭解，逐漸將新的資料要求與限制鑑別出來及進行調整，並依照需要而考量改變資料搜集程序，以達到數據完整之目的。

從事 LCI 作業時，對系統界限內的每一單位程序，皆應搜集包含於盤查清單的定性與定量資料。資料搜集之程序得依研究的範圍、單元程序與預期應用不同而異，而搜集資料之作業通常乃是一個資源密集的過程—因為其可能包括數百以迄數千個有關各種原料、能源及污染排放數據的蒐集。林馨如(2007)透過供應鏈建立 PDCA 之生命週期盤查模式，如圖 3-4 所示。

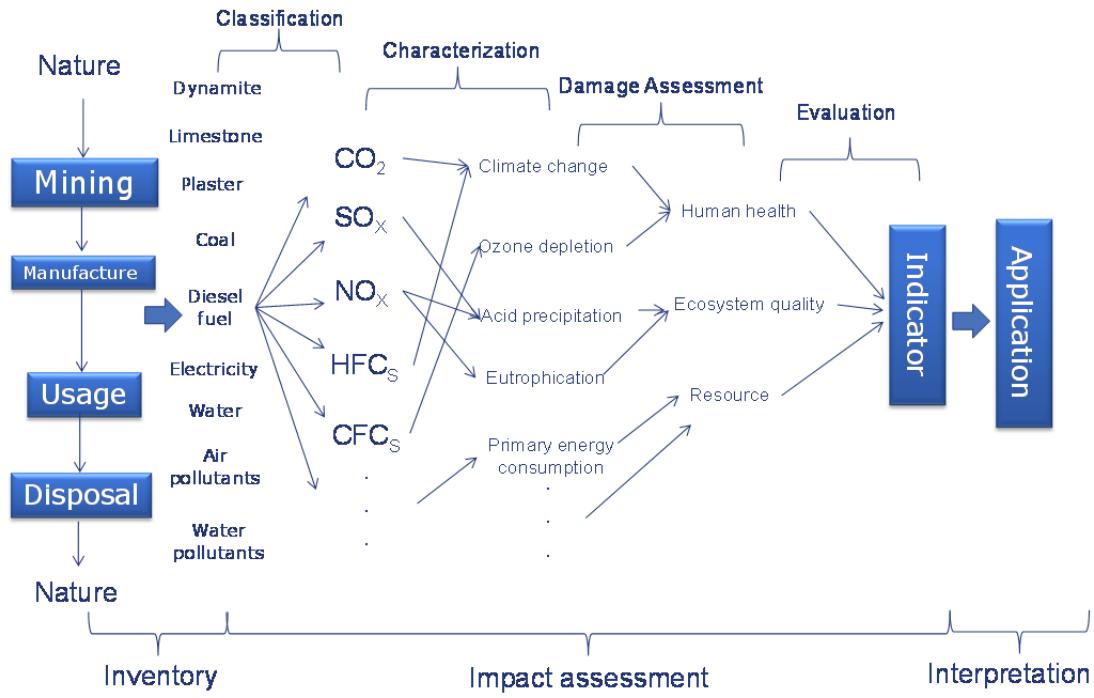


資料來源：林馨如，2007

圖 3- 4 Plan-Do-Check-Act 之盤查流程示意圖

### 3.1.3 衝擊評估

生命週期評估之衝擊評估階段為將生命週期盤查分析之結果轉換為對特定環境議題之衝擊，本研究之特定環境議題為對全球暖化現象的貢獻潛勢，即為碳足跡。衝擊評估大致分為分類、特徵化、評價三個步驟如圖 3- 5 所示，本研究只至特徵化步驟，評估方法為將盤查分析得到之數據(raw date)輸入至生命週期評估軟體，本研究為 SimaPro7.3，該軟體即可將 raw date 分類為基礎流(LCI data)，之後再乘上特徵化因子，在此為 IPCC 2007 100a 之全球暖化潛勢因子(附錄一)，即可得該產品之碳足跡。



資料來源：Goedkoop and Spriensma，2000；黃文輝，2009；本研究重繪

圖 3-5 衝擊評估之架構

### 3.1.4 結果與闡釋

結果與闡釋階段主要為將生命週期評估之盤查分析及衝擊評估結果，整合成與目的範疇一致之結果，並進行闡釋，得以結論與建議之形式予決策者，闡釋階段得包括審查與改訂 LCA 範疇之反覆性過程；闡釋階段的觀察結果須反映任何已執行的敏感度分析之結果；後續的決策與行動得納入由闡釋觀察結果中鑑別出之連帶環境事項，但已超出 LCA 作業之範疇(楊致行，2000)。

### 3.2 不確定性評估方法

本研究主要為運用蒙地卡羅模擬進行碳足跡參數不確定性之評估，蒙地卡羅模擬是在已知數據之機率分布及相關參數時，產生亂數的一種方法，配合統計方法的運算可得評估參數的平均數、中位數、變異係數及在合理信賴區間範圍內之數值範圍，本研究假設環境排放清單及參數來源為同質性製程、原物料供給投入及環境排放清單產出與功能單位呈現線性關係、參數之間為統計獨立，即假設沒有交互作用(楊英賢，2008；李珮蓓，2010)。可執行蒙地卡羅模擬的程式有很多如：MOUSE, TAM3, PRISM, Crystal Ball, @RISK, ORMONTE, GENII/SUNS 等(羅時麒，2005)。本研究所採用的軟體是 Crystal Ball 11.1.2.，其分析的步驟與方法如下所述(羅時麒，2005；楊英賢，2008；李珮蓓，2010；本研究整理)：

1. 數據蒐集：本研究蒐集 A、B、C 三廠家 2006-2010 年之盤查數據，各投入產出項目之排放係數是取自 SimaPro7.3 之環境資料庫，將其依功能單位整理好後至 Crystal Ball 軟體中。
2. 參數機率分布型式設定：本研究之參數機率分布型式設定是以三廠家各五年，共 15 筆數據進行參數機率分布型式擬合；選取抽樣次數選擇 10000 次。
3. 隨機參數產生：在軟體中設定完各參數之機率分布型式，將參數依碳足跡量化方法建立方程式，接進行蒙地卡羅模擬，計算出包含參數不確定性資訊如平均值、中位數及變異係數，和在 90% 信賴區間內之碳足跡。
4. 敏感度分析：將模擬結果進行敏感度分析，以瞭解各參數對碳足跡結果總不確定性之貢獻。

### 3.3 不同回收評估方法

#### 3.3.1 Cut-off approach

Cut-off approach 是將原生生命週期(first life, virgin product)，與再生生命週期(second life, recycled product)視為兩個系統(Shen et al., 2010)，評估時只考慮自身產品生命週期中的環境衝擊，不考慮回收物的 burden 及 credit；換句話說，當回收物做為原料投入時，沒有環境負荷(burden)，視為類似基本流的投入，環境衝擊值為「0」；當回收物回收時亦未考慮其產生之環境額度(credit)，如圖 3- 6 所示。Cut-off approach 之“cut-off”與 ISO 14040 cut-off criteria (截斷準則)之“cut-off”定義不同，使用時應避免混淆；前者純粹指將兩個生命週期「切斷」，後者為在生命週期評估過程中，該物料之質量、能源或環境顯著性之投入量或貢獻低於設定百分比(通常為 1-5%)時可予以 cut-off 不用納入計算。

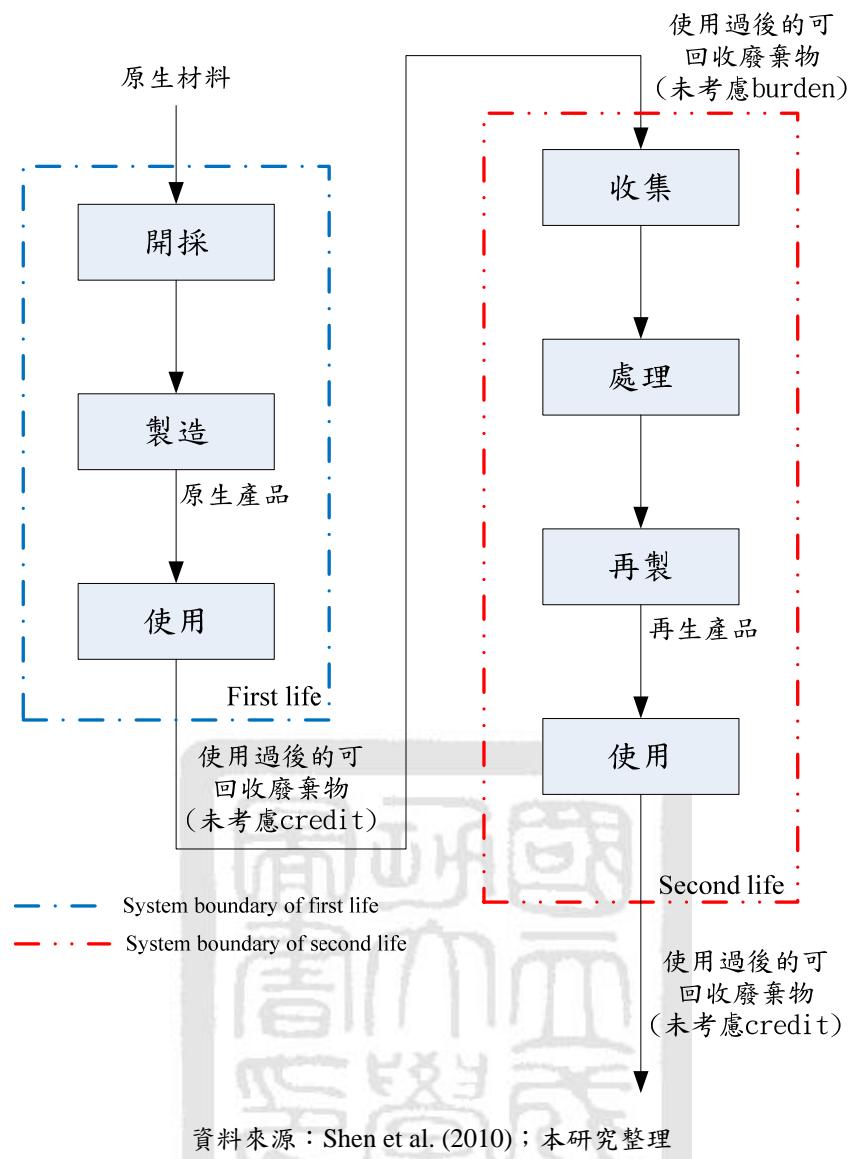
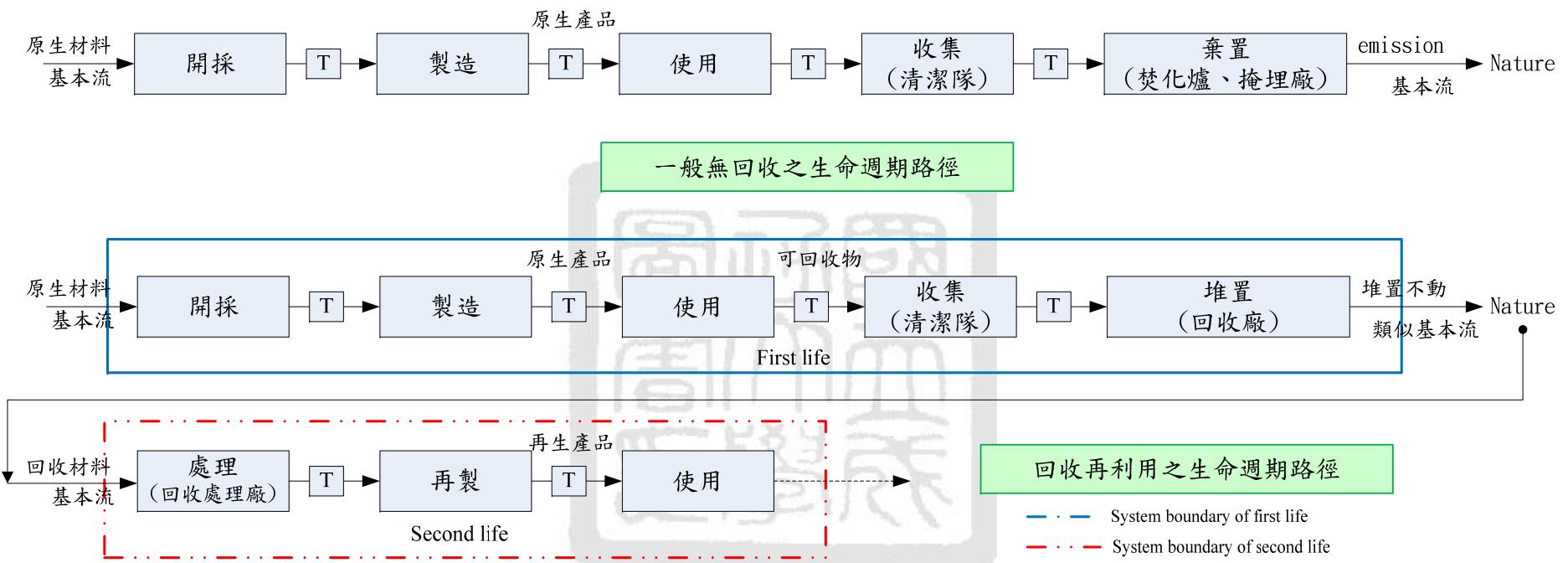


圖 3-6 Cut-off approach

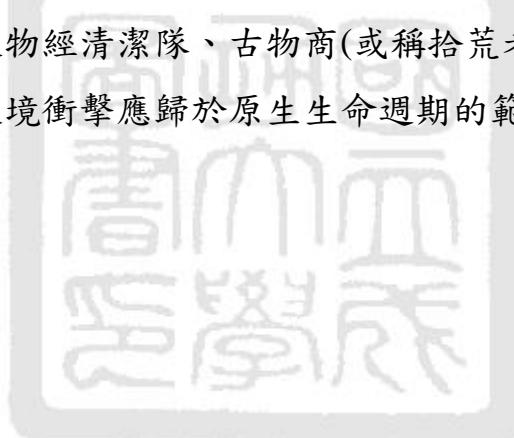
Cut-off approach 是最廣為用來評估回收物環境衝擊的方法(Shen et al., 2010)。但關於切點的選擇根據文獻回顧結果(表 3- 1)有兩種方式，一是以廢棄物收集為切點(Arena et al., 2003; Hong and Li, 2012; Shen et al., 2010; Williams et al., 2010)，另一是以回收廠為切點，不包含由收集者送到回收廠之運輸(EPD, 2008)，兩者之爭議點為「使用過後可回收的廢棄物(後簡稱回收物)，經清潔隊、古物商(或稱拾荒者)收集，運送至回收商」，此階段之環境衝擊應歸屬於哪個生命週期；本研究將cut-off approach方法之系統邊界進一步拆解如圖 3- 7所示，以便解析。



資料來源：環保署，2011；本研究整理

圖 3-7 Cut-off approach 拆解示意圖

一般廢棄物處置流程中，從使用者手中丟棄之廢棄物「經由清潔隊運送至廢棄物處理廠」，這段運輸是歸於此生命週期；對照廢棄物回收再製流程，從使用者手中丟棄之廢棄物「經由清潔隊運送至回收廠」，此段運輸之歸屬即可明顯觀察出係屬於上一個生命週期(原生週期)的範疇，回收物被運送到回收廠堆置(未再處理)，就不再移動了，因此可視為類似基本流的概念，回收物又回到自然界中，而回收物處理者再由回收廠取得回收物進行處理、再製；由另一個角度來看，回收處理階段就等同於原生週期中，原料開採之階段，回收物為從自然界取得之資源(基本流)，與前述切點相同，若將兩者之分界線切於廢棄物收集，即清潔隊與古物商收集階段，則此時的回收物不能視為基本流，因其尚未到達原生生命週期之終點(最終處置部分)；綜上所述，本研究認為「回收物經清潔隊、古物商(或稱拾荒者)收集，運送至回收商」此階段之環境衝擊應歸於原生生命週期的範疇之內。



### 3.3.2 Waste valuation method

Waste valuation method 是以系統擴張(system expansion)賦予回收物環境負荷值(burden)或環境額度(credit)的方法，對使用回收物做為投入原料的生命週期評估研究而言，只考慮投入回收物之 burden，未考慮最終回收的 credit；對於傾向將最終將廢棄物進行回收再製的系統而言，只考慮投入於下一個生命週期所產生的 credit，未考慮回收物投入的 burden。

許多研究(Chen et al., 2010; Shen et al., 2010)認為他們在進行生命週期評估時，於進料投入的回收物，應分擔部分來自上一個生命週期的環境衝擊，做為該回收物的 burden，其計算方法大致可分為依回收物的經濟價值或重量比例分配，Shen et al. (2010)以經濟價值比例方式分配 32% 的環境衝擊至下一個生命週期(圖 3-8)，其計算方式如式 3-1、3-2 所示；對於最終將廢棄物進行回收再製的生命週期評估研究(Kim et al., 2001; Lee and Park, 2005; Manfredi et al., 2011; Noon et al., 2011)而言，當回收物投入於下一個生命週期時，可避免原生物料的使用，其產生之 credit 應回饋予上一個生命週期，ISO 14049 以鋁包裝之生命週期評估為例(圖 3-9)，鋁包裝的生命週期過程將會產生可回收的鋁廢棄物(回收鋁)，將回收鋁投入至下一個鋁建材的生命週期，以系統擴張方法，加入原生鋁製造鋁建材之參考系統，計算兩者差異即為鋁包裝將鋁廢棄物回收的 credit，。

$$E_{WV} = E_{cut-off} + AF \times E_{vPET\ resin} \quad \text{式 3-1}$$

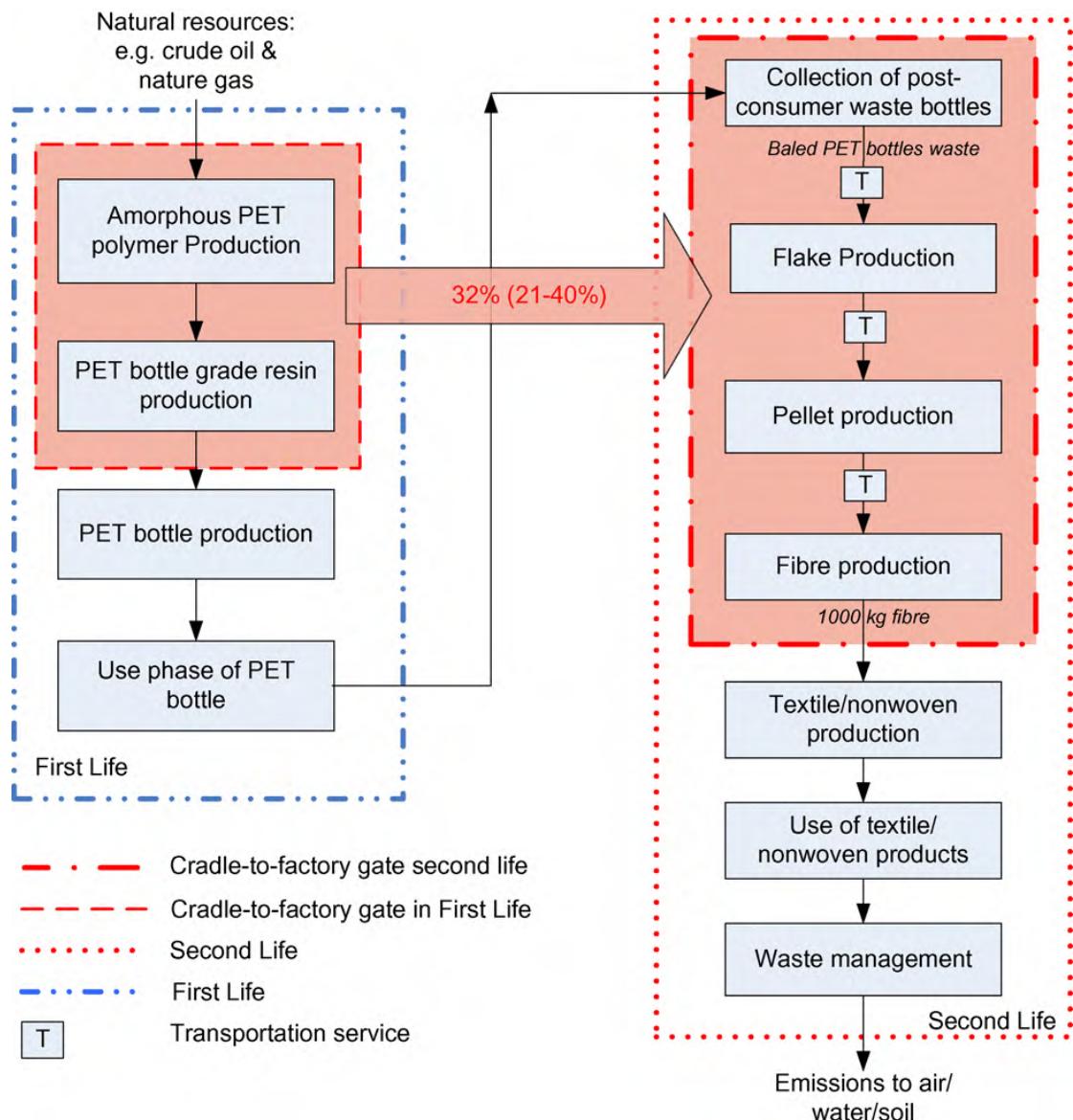
$$AF = \frac{\text{Price of baled bottle waste}}{\text{Price of virgin PET bottle grade resin}} \quad \text{式 3-2}$$

$E_{WV}$ ：由回收 PET 纖維製成 PET 保特瓶的環境衝擊

$E_{cut-off}$ ：由回收 PET 纖維製成 PET 保特瓶，基於 cut-off 邊界設定的環境衝擊

AF：分配係數，計算方法如式 3-2 所示

$E_{vPET\ resin}$ ：由原生料纖維製成 PET 保特瓶的環境衝擊



資料來源：Shen et al. (2010)

圖 3- 8 Burden of waste valuation method 示意圖

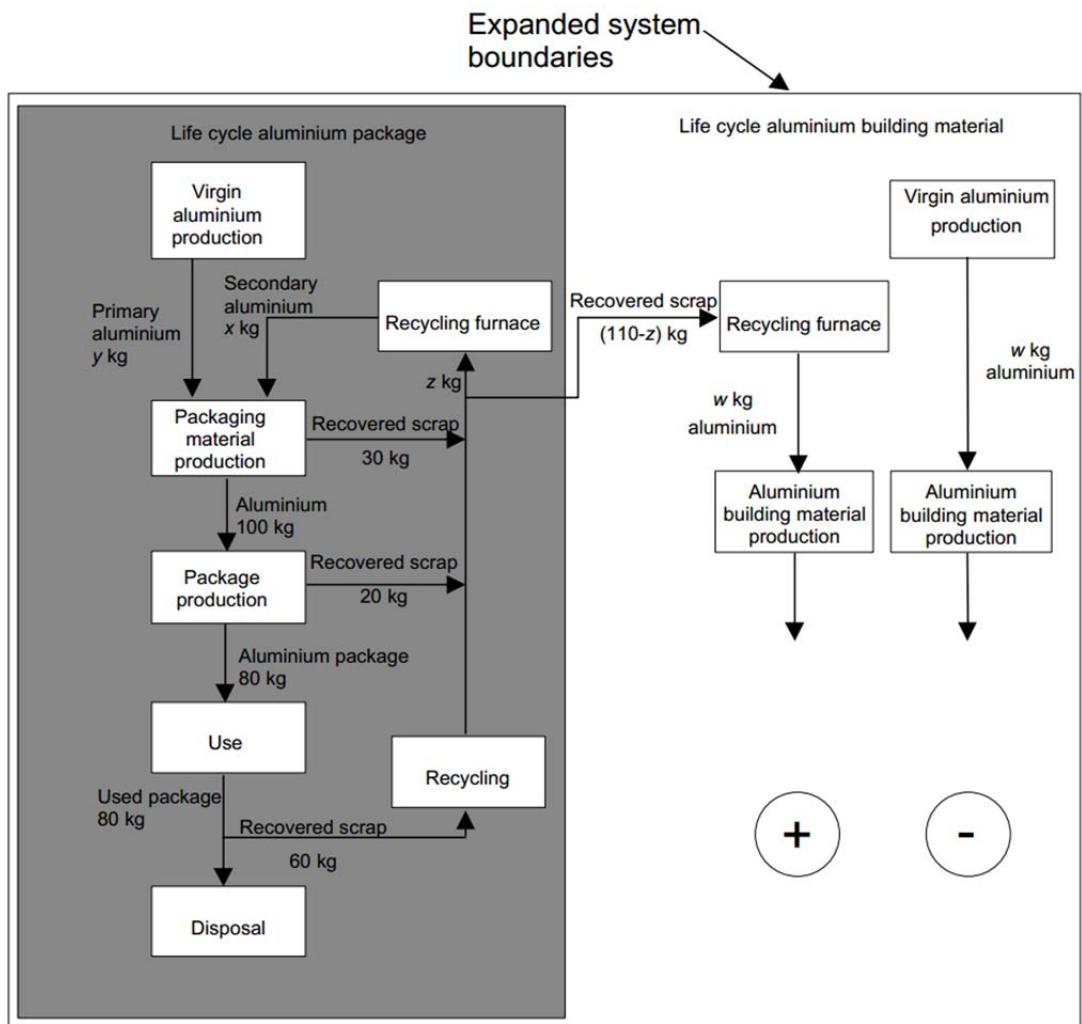


圖 3-9 Credit of waste valuation method 示意圖

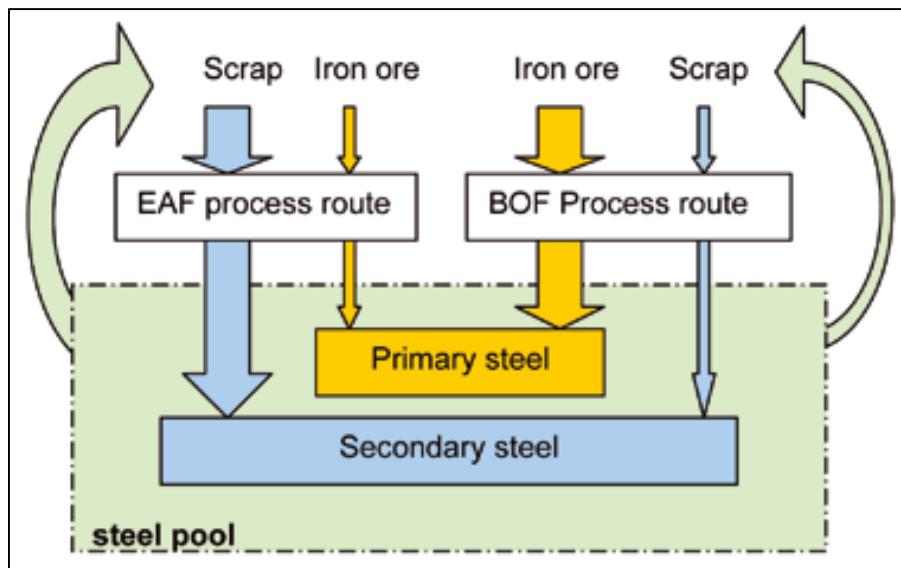
### 3.3.3 Pool method

Cut-off approach 系統內只包含一個生命週期，所需盤查資料少，易於操作，但未考慮回收物的 burden 及 credit 有過於簡化之疑慮；Waste valuation method，以系統擴張方法包含原生及再生週期，範疇較完整，但需盤查資料較多，不易於操作(Shen et al., 2010)，且只考慮單方面之 burden 及 credit，在回收物的評價上可能不夠周全；爰此，世界鋼鐵協會(World Steel Association, WSA)融合前述兩方法之核心概念，發展出 Pool method (本研究暫為命名)，用以評估鋼鐵業考慮廢鋼回收及投入情形之環境衝擊(WSA, 2011a)，其詳細評估方法內容說明如下。回收評估方法之相關文獻回顧整理如表 3-1 所示。

Pool method 為利用 waste valuation 的概念賦與回收物(在此為廢鋼) burden 及 credit，並採用 cut-off approach 思維使系統邊界內只包含一個生命週期，免去系統擴張所需之龐大盤查資料。

#### 3.3.3.1 背景及假設

在進行廢鋼評價前，需對於相關背景及設定進行說明，首先假想所有鋼品為一個 steel pool，所有鋼品生產出工廠大門後，即進入到此 pool 內，再從此 pool 拿取廢鋼進行再利用，因此形成「closed loop」的循環，如圖 3-10 所示。Primary steel 係指經由原生週期路徑，完全以鐵礦製成的鋼鐵，如經由氧化轉爐煉鋼法(Basic Oxygen Furnace, BOF)煉製而成的鋼品；Secondary steel 係指經由再生週期路徑，完全以廢鋼為原料製成的鋼鐵，如電弧爐煉鋼法(Electric Arc Furnace, EAF)藉由高熱電弧將廢鋼重新融熔製成新的鋼品。但實際上 BOF 路徑不會只生產 primary steel，相同地 EAF 路徑也不會只產生 secondary steel；通常 BOF 會添加 10-30% 的廢鋼，EAF 亦會投入些許鐵礦作為原料，因此，EAF 及 BOF 皆會產生 primary 和 secondary steel。



資料來源：WSA, 2011a

圖 3- 10 Pool method 之 closed loop 示意圖

在上述背景前提之下，應先選擇一項產品做為基準，選取原則為愈上游且具代表性的產品愈好、應為兩者皆有之產物，選擇完後進行以下假設：

1. Primary 產品和 secondary 產品性質相同，亦即 primary 製程與 secondary 製程視為相同製程，彼此可相互取代。
2. 所有的廢鋼(以下皆視同為回收物)等級是一樣的；廢鋼做為原料投入的 burden 和回收的 credit 相等。
3. 藉由廢鋼投入的使用可避免原生料使用。
4. 實際上並無 100% 使用鐵礦(以下皆視同為原生料)進行煉製的 BOF 製程，皆需添加部分廢鋼，因此需以數學計算方法推估 100% 使用鐵礦之理論環境衝擊值。

實廠操作上，投入於 EAF 製程的鐵礦比例非常少，因此假設 EAF 製程為 100% 使用廢鋼作為原料投入。

### 3.3.3.2 參數設定(WSA, 2011a)

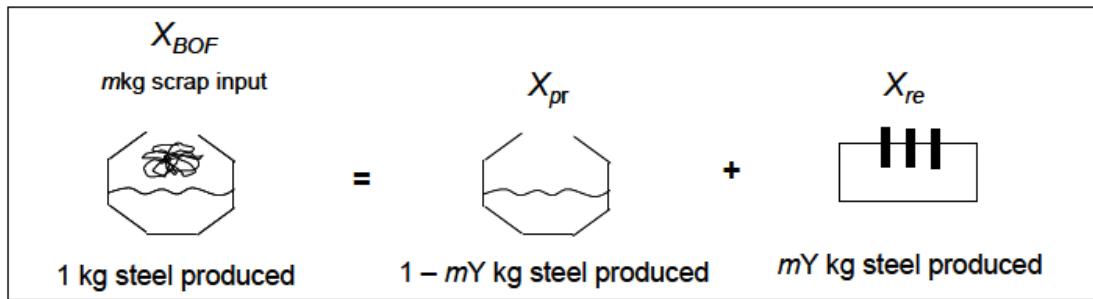
1. RR(Recovery rate)：係指鋼品在整個生命週期過程中回收的廢鋼與鋼品的比例，包括鋼品製造時所產生的任何廢鋼，以及使用過程中或使用後最終階段經清潔隊或古物商所回收的廢鋼。
2. Y(Metallic yield)：係指電弧爐製程的產率，即鋼品產出量與廢鋼投入量之比值，製造 1 kg 鋼品時需投入 1 kg 以上的廢鋼。
3.  $X_{pr}$ ：係指針對初級鋼(primary steel)的製程而言，100% 使用原生料投入製造的理論 LCI，以 BOF 為例，即假設 0% 的廢鋼投入。
4.  $X_{re}$ ：係指針對二級鋼(secondary steel)的製程而言，100% 使用原生料投入製造的 LCI，以 EAF 為例，即假設廢鋼投入量為 100%。
5. X：代表任何 LCI 參數，例如天然氣，二氧化碳，水及石灰石等。
6. S：係指在鋼品煉製過程的廢鋼投入量。

### 3.3.3.3 廢鋼評價

廢鋼的 credit 是來自於避免使用原生料的環境衝擊，計算方法是將 100% 使用原生料做為投入的 primary 製程的環境衝擊(即為  $X_{pr}$ , 相當於系統擴張中的參考系統)扣掉 secondary 製程的環境負荷(即為  $X_{re}$ , 相當於系統擴張中的回收再製系統)，此為廢鋼完全轉換為鋼鐵的 credit，考量產率無法 100%，如再乘上產率(Y)，即為廢鋼的 credit 如下所示：

$$\text{ScrapLCI} = (X_{pr} - X_{re})Y$$

其中  $X_{pr}$  無法由實廠獲得需由理論推估，方法如圖 3-11 所示：



資料來源： WSA, 2011a

圖 3- 11  $X_{pr}$  理論值推估計算

$$X_{BOF} = (1 - mY)(X_{pr}) + mYX_{re}$$

$X_{BOF}$  = 在此為 BOF 製成 1 功能單位鋼品時的 LCI

$X_{pr}$  = 為 BOF 100% 使用原生料製造鋼品之理論 LCI

$X_{re}$  = 為 EAF 100% 使用廢鋼製造鋼品之理論 LCI

$Y$  = 為 EAF 的產率，即製造單位鋼品時需投入之廢鋼量

$m$  = scrap input to the BOF route ( $Scrap_{BOF}$ ) and  $Y = \frac{1}{Scrap_{re}}$

$$\Rightarrow mY = \frac{Scrap_{BOF}}{Scrap_{re}}$$

$$X_{BOF} = \left(1 - \frac{Scrap_{BOF}}{Scrap_{re}}\right)(X_{pr}) + \left(\frac{Scrap_{BOF}}{Scrap_{re}}\right)X_{re}$$

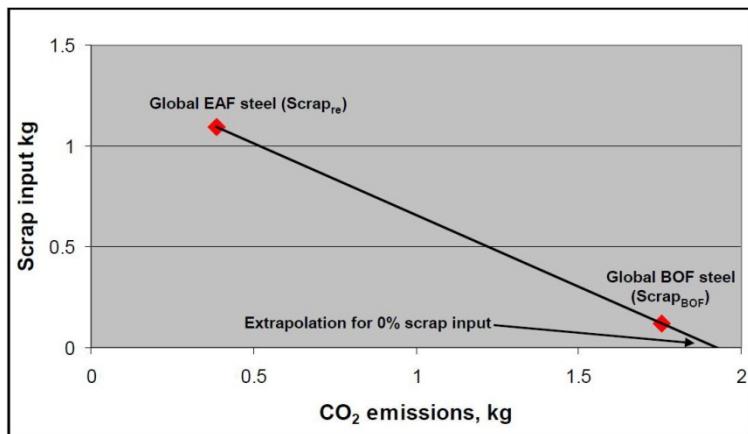
$$X_{pr} = \frac{X_{BOF} - \left(\frac{Scrap_{BOF}}{Scrap_{re}} X_{re}\right)}{1 - \frac{Scrap_{BOF}}{Scrap_{re}}}$$

代入基準產品之 LCI 值，WSA 選擇以扁鋼胚(Slab)為基準產品。

$$X_{pr} = \frac{1.7558 - \left(\frac{0.119}{1.092} 0.386\right)}{1 - \frac{0.119}{1.092}}$$

$$X_{pr} = 1.92 \text{ kg CO}_2$$

或因假設 primary 製程與 secondary 製程相同，可利用線性迴歸方式計算  $X_{pr}$ ，如圖 3- 12 所示：



資料來源：WSA, 2011a

圖 3- 12  $X_{pr}$  線性規劃結果

X 軸為  $\text{CO}_2$  排放量，Y 軸為廢鋼投入量

代入扁鋼胚  $EAF=(1.092, 0.386)$ ，扁鋼胚  $BOF=(0.119, 1.7558)$  得廢鋼投入量與  $\text{CO}_2$  排放量之線性關係式，求與 X 軸交點，即  $(X_{pr}, 0)$ ，得  $X_{pr}=1.92 \text{ kgCO}_2$ ，與前方法之結果相同。

將  $X_{pr}=1.92 \text{ kgCO}_2$  代入廢鋼計算式(如下所示)，得廢鋼  $\text{CO}_2$  credit 與 burden 值為  $1.405 \text{ kgCO}_2$ 。

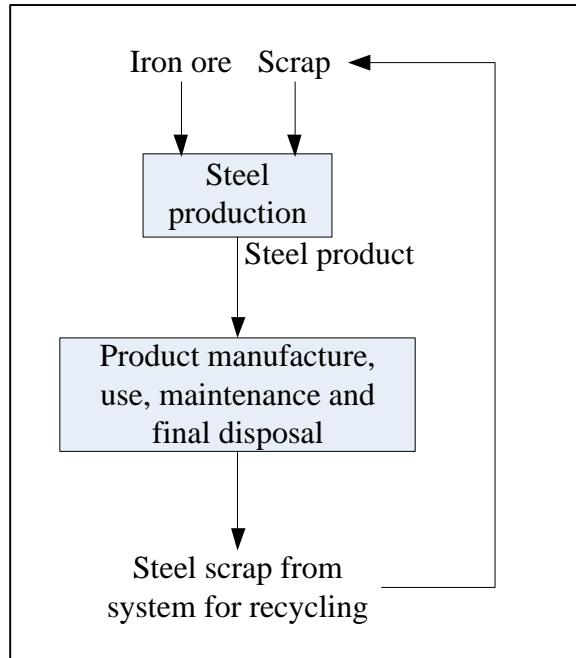
$$\text{ScrapLCI} = (X_{pr} - X_{re})Y$$

$$\text{ScrapLCI} = [1.92 - 0.386] \frac{1}{1.092}$$

$$\text{ScrapLCI} = 1.405 \text{ kg CO}_2$$

### 3.3.3.4 計算結果

Pool method 的系統邊界擷取 cut-off approach 的想法，將原生與再生生命週期切開，並考慮回收物(廢鋼)的 credit 與 burden，如圖 3-13。



資料來源：WSA，2011a；本研究重繪

圖 3- 13 Pool method 計算範例

此生命週期之衝擊計算方法為：

$$LCI_{\text{including recycling}} = X - (RR - SS)(X_{\text{pr}} - X_{\text{re}})Y$$

以圖 3- 13 為例，代入熱軋鋼捲相關數值<sup>3</sup>(Scrap=0.121kg，Steel parodut=1 kg 热轧钢捲， $X_{\text{热轧钢捲}}=1.889 \text{ kgCO}_2$ ，recycled scrap=0.85 kg)可得其環境衝擊：

$$LCI_{\text{including recycling}} = 1.889 - (0.85 - 0.121) \times 1.405$$

$$LCI_{\text{including recycling}} = 0.86 \text{ kg CO}_2$$

<sup>3</sup> 热轧钢捲相關數值參考自 WSA(2011a)

表 3-1 回收評估方法文獻回顧

方法	文獻	重點說明	備註
Cut-off approach 未考慮 burden 和 credit	Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system(Arena et al., 2003).	為使用再生塑膠纖維製造之塑膠盒生命週期評估；回收部分包含廢棄物收集至回收廠的運輸。	以廢棄物收集為起點
	Supporting annexes for an international EPD® system for environmental product declarations(EPD, 2008).	為國際 EPD 組織發布針對提出產品環境宣告之支援文件；回收部分不包含廢棄物收集至回收廠的運輸。	以回收廠為起點
	Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling(Shen et al., 2010).	以再生 PET 瓶為研究案例，探討 open-loop 回收系統之生命週期評估方法；回收部分包含廢棄物收集至回收廠的運輸。	以廢棄物收集為起點
	A case study of the open-loop recycling of mixed plastic waste for use in a sports-field drainage system(Williams et al., 2010).	為探討塑膠廢棄物再生應用於運動場排水系統填充物之環境效益；回收部分包含廢棄物收集至回收廠的運輸。	以廢棄物收集為起點
	Environmental assessment of recycled printing and writing paper: A case study in China (Hong and Li, 2012).	為原生紙及再生紙之環境衝擊評估；包含廢棄物收集至回收廠的運輸。	以廢棄物收集為起點
Waste valuation 單方面考慮 burden 或 credit	Life cycle assessment study of color computer monitor(Kim et al., 2001).	為彩色電腦螢幕之生命週期評估；回收部分考慮回收物的 credit。	避免下一個生命週期原生料使用產生的 credit
	Estimation of the environmental credit for the recycling of granulated blast furnace slag based on LCA(Lee and Park, 2005).	探討高爐石再生利用為各式水泥之環境額度；回收部分考慮回收物的 credit。	避免下一個生命週期原生料使用產生的 credit

	Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling(Shen et al., 2010).	以再生 PET 瓶為研究案例，探討 open-loop 回收系統之生命週期評估方法；回收部分考慮回收物的 burden。	藉由回收物的經濟價值分配
	LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete(Chen et al., 2010).	為廢棄物再生應用於混凝土之生命週期評估，主要探討原生生命週期之環境負荷分配；回收部分考慮回收物的 burden。	藉由回收物的經濟價值和質量分配
	Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling(Manfredi et al., 2011).	為利用生命週期評估探討不同最終階段處理方式，回收、焚化、掩埋之環境衝擊；回收部分考慮回收物的 credit。	避免下一個生命週期原生料使用產生的 credit
	A life cycle assessment of end-of-life computer monitor management in the Seattle metropolitan region(Noon et al., 2011).	為電腦螢幕之生命週期評估，主要探討最終處置階段回收之環境效益；回收部分考慮回收物的 credit。	避免下一個生命週期原生料使用產生的 credit
Pool method 同時考慮 burden 和 credit	Life cycle assessment methodology report(WSA, 2011a).	為世界鋼鐵協會出版之鋼品生命週期評估報告，文中探討鋼品最終階段回收部分之評估方法；考慮回收物的 burden 和 credit。	選擇一個基準賦與回收物 burden 和 credit

## 第四章 結果與討論

### 4.1 碳足跡評估結果

本小節為電弧爐碳鋼胚碳足跡之評估；原物料投入產出資料主要來自國內電弧爐廠盤查問卷回收，問卷內容詳見附錄，無法取得一級數據的部分參考其它廠家或相關文獻資料(財政部, 2009；中龍鋼鐵，2008；東和鋼鐵，2008；葉利全，2007)按比例換算之。將上述資料收集完成後將其輸入至 SimaPro7.3 軟體中，應用軟體中之環境盤查資料庫及 IPCC 2007 全球暖化因子計算出 1kg 電弧爐碳鋼胚之碳足跡。爾後，應用蒙地卡羅模擬探討盤查數據之不確定性，並以敏感度分析瞭解各參數對碳足跡不確定性結果之貢獻量。

#### 4.1.1 個案背景說明

本研究經由台經院產經資料庫選定電弧爐煉鋼業近五年(2006-2010)擁有鋼胚持續生產及產量於前四大之列之 A、B、C 廠為評估對象，三者皆為直流式電弧爐，A 廠之電爐總容量為 150 公噸，主要產品種類有鋼胚、型鋼及鋼板，平均年產量約為 85 萬噸；B 廠電爐總容量為 170 公噸，主要產品種類有鋼胚、扁鋼及鋼筋等，平均年產量約為 128 萬噸；C 廠電爐總容量為 100 公噸，主要產品種類有鋼胚、鋼筋及圓鋼棒等，平均年產量約為 52 萬噸，如表 4-1 所示。

表 4-1 個案背景資料

廠家名稱	A 廠	B 廠	C 廠
總電爐容量	150 公噸	170 公噸	100 公噸
電爐種類	直流電	直流電	直流電
產品種類	鋼胚、型鋼、鋼板	鋼胚、扁鋼、角鋼、盤元、鋼筋	鋼胚、鋼筋、圓棒鋼
主要原料	廢鋼	廢鋼	廢鋼
鋼胚年產量	48-103 萬噸	112-145 萬噸	31-68 萬噸

資料來源：台灣鋼鐵公會，2010；本研究整理

## 4.1.2 目的與範疇界定

碳足跡為生命週期評估的一環，進行碳足跡評估時亦包含：目的與範疇界定、盤查分析、衝擊評估、結果與闡釋；本研究評估對象為經電弧爐製程之普通碳鋼胚，功能單位為 1kg 鋼胚，目的為評估 1kg 鋼胚之碳足跡，以瞭解其對全球暖化現象的貢獻潛勢，並將其值應用於後續不同回收評估方法計算之探討；範疇邊界為 cut-off approach 設定即不考慮廢鋼的 burden 及 credit(參見 3.3.1)，包含廢鋼由國外進口運輸部分之 GWP、WV 及 PL 方法為考慮計算廢鋼的 burden 及 credit，其評估結果於 4.2 節詳述。

### 4.1.2.1 碳足跡評估之目的

於界定 CFP 之目的時，應載明之項目如下所述。

1. 本評估預期之應用：做為不同回收評估方法研究之計算參數。
2. 實施本評估之理由：欲瞭解該產品對全球暖化現象的貢獻潛勢。
3. 本評估結果預期溝通之對象：進行不同碳足跡回收評估方法探討之學術研究。

### 4.1.2.2 碳足跡評估之範疇

於界定 CFP 之範疇時，應載明之項目如下所述。

1. 欲評估之產品系統及其功能：本產品系統為普通碳鋼電弧爐煉鋼製程，產品為鋼胚，係鋼鐵製品供應鏈之上游半成品，經一次加工後可製成各式鋼品，如：型鋼、棒鋼、鋼筋、鋼板等。
2. 功能單位：經由電弧爐煉鋼製程產出之 1 kg 鋼胚，最終結果以 kgCO<sub>2</sub>e/kg 呈現。
3. 系統邊界：於後節詳述。
4. 分配程序：依重量分配為原則。

## 5. 本碳足跡評估之限制：

- (1) 本評估所使用之 SimaPro 軟體其資料庫為國外盤查數據，因此在資料庫數據選擇部分，僅能依國內及評估對象情形，盡量選擇相近之對應項目，各原物料開採階段之 LCI 亦是採用 SimaPro 環境資料庫之數據。
- (2) 本評估部分盤查項目無法於 SimaPro 環境資料庫中尋找到適當的對應項目，因此引用環保署公布之溫室氣體排放係數管理表 6.0 (如附錄二所示)自行建立，此份管理表為組織型溫室氣體盤查所用，僅包含原物料直接排放部分的溫室氣體，可能會造成碳足跡結果低估。
- (3) 本評估之範疇未包含消費者使用及最終棄置階段，廢鋼運輸部分，國內廢鋼產生地點分散，盤查不易，因此本研究僅針對國外廢鋼進口運輸部分進行評估。
- (4) 本研究最終將進行不同廠家之碳足跡比較，其僅為各廠家於本研究範疇內之比較結果，尚有其它項目未列入盤查或係以文獻參考值代替，不代表三廠家實際完整碳足跡之比較結果，因此本研究結果不得用於公開的比較性主張；若必須要進行比較，則應符合 ISO 14067 產品碳足跡之比較規範。

#### 4.1.2.3 系統邊界

本研究之系統邊界設定為原料開採至鋼胚製造階段，即電弧爐煉製過程，包含廢鋼由國外進口之運輸過程，不包含廢鋼由使用者手中丟棄至回收廠之過程，原因請參閱 3.3.1 節所述，亦不考慮產品使用及棄置等後續階段。由於本研究之目的為進行不同回收評估方法之探討，故盤查項目主要包含為電弧爐煉鋼時所需之主要原物料及能資源投入與末端排放，本研究之系統邊界及主要原物料、能資源投入流程如圖 4-1，圖中數據為 3 廠歷年平均。

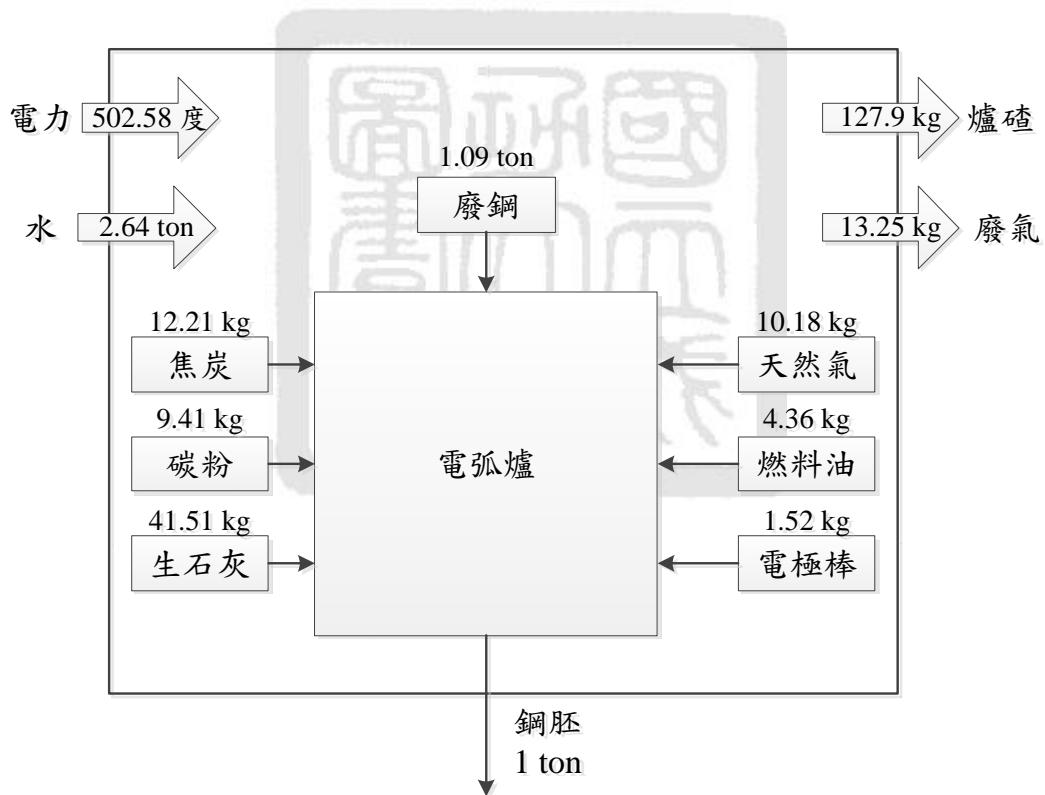


圖 4-1 電弧爐鋼胚系統邊界及主要原物料、能資源投入流程

### 4.1.3 資料來源及處理

本研究之系統邊界主要為鋼鐵產品之生產製造階段，資料來源盤查問卷項目部分，因涉及商業機密，經由多次與廠家溝通協商及參閱相關鋼鐵業溫室氣體盤查規範(中技社，2004)，篩選出重要的溫室氣體排放原物料，建立盤查表單，如附錄三所示。各廠家因其公司政策所能提供之資料不盡相同，本研究所得之實際盤查資料為 A、B、C 各廠家之鋼胚年產量、廢鋼及相關重要能源和原料投入，如電力、焦炭、碳粉、生石灰，以及 A 廠電極棒、天然氣、燃料油、爐渣，其它無法獲得一級數據之部分，則參考相關文獻 (財政部，2009；中龍鋼鐵，2008；東和鋼鐵，2008；葉利全，2007) 或其它廠家資料按比例換算之；運輸部分之 GWP 計算於後節詳述，三廠歷年平均電弧爐鋼胚數據投入產出情形如表 4- 2。將相關數據收集整理完後，輸入至 SimaPro 軟體中，尋找適當對應項目，如表 4- 3 所示，若資料庫中無相對應之數據，則參考環保署公布之溫室氣體排放係數管理表 6.0 (如附錄二所示)自行建立之，此部分只包含該物料之直接排放部分，可能會造成碳足跡評估結果低估；爾後選擇 IPCC 2007 100a 為衝擊評估方法，計算出該產品之碳足跡值。

表 4- 2 電弧爐鋼胚原物料投入產出情形

原物料名稱	數量	單位
廢鋼	1.09	ton
電極棒	1.52	kg
電力	502.58	kwh
水	2.64	ton
天然氣	10.18	m <sup>3</sup>
燃料油	4.36	l
焦炭	12.21	kg
碳粉	9.41	kg
生石灰	41.51	kg
爐渣	127.90	kg
廢氣	13.25	kg
per ton 鋼胚		

表 4-3 各項原物料於 SimaPro 對應之項目

原物料投入		
盤查項目	SimaPro 對應項目	
廢鋼	Iron, 46% in ore, 25% in crude ore, in ground	
電極棒	依環保署公布之溫室氣體排放係數管理表 6.0 自行建立	
電力	依能源局公布之 95-99 年度電力排放係數自行建立	
水	Process water, from surface water RER S	
天然氣	Natural gas, processed, at plant/US	
燃料油	Heavy fuel oil, at refinery/RER S	
焦炭	依環保署公布之溫室氣體排放係數管理表 6.0 自行建立	
碳粉	依環保署公布之溫室氣體排放係數管理表 6.0 自行建立	
生石灰	Quicklime, in pieces, at plant/CH S	
末端排放		
盤查項目	SimaPro 對應項目	
爐渣	SiO <sub>2</sub>	Silicon
	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Aluminium oxide
	CaO	Calcium
	MgO	Magnesium
	Fe	Iron
	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Iron
廢氣	TSP	TSP
	硫氧化物	Sulfur oxides
	氮氧化物	Nitrogen oxides
	二氧化碳	Carbon dioxide

#### 4.1.4 衝擊評估結果

##### 4.1.4.1 各廠未包含國外進口之碳足跡

本研究利用 SimaPro 7.3 中之 IPCC 2007 100a 衝擊評估方法，計算 2006-2010 年 A、B、C 廠使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡；盤查項目廢鋼部分，由於系統預設為採用 cut-off approach 方法，即廢鋼投入無環境負荷，因此僅呈現電力、燃料、其它原物料投入及末端排放之碳足跡評估結果，茲將各廠家之評估結果分述如後，本節結果尚未包含廢鋼由國外進口運輸部分之碳足跡。

##### 1. A 廠

A 廠家之電弧爐容量為 150 噸，2006-2010 年間平均鋼胚年產量約為 85 萬噸；於資料盤查期間，A 廠家使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.31-0.56 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.45 kgCO<sub>2</sub>e/kg，如表 4- 4 所示，A 廠鋼胚之碳足跡於 2006-2009 呈現逐年成長之趨勢，2010 年碳足跡最低，其原因為 A 廠於 2010 年開始於原料端加入鐵水，連帶降低電力、焦炭等使用量，導致碳足跡評估結果較往年低。2006 年燃料油使用量因資料年代久遠數據遺失無法追溯，故以 2007-2010 年之燃料油平均使用量代替之。A 廠歷年碳足跡各投入產出項貢獻最大者為電力，平均占 65.6%；由圖 4- 2 顯示對鋼胚碳足跡主要貢獻來自電力使用、焦炭、碳粉及生石灰，共占鋼胚碳足跡約 91 % 以上；各年度貢獻比例前三者皆為電力、生石灰及碳粉，僅 2005 年為電力、焦炭及生石灰；碳粉與焦炭主要為還原劑，為增加鋼品碳含量之用，兩者可互相替代，A 廠基於成本及製程考量逐年調高碳粉使用比例，因此造成焦炭 2005 年碳足跡貢獻量最高，後年漸減。

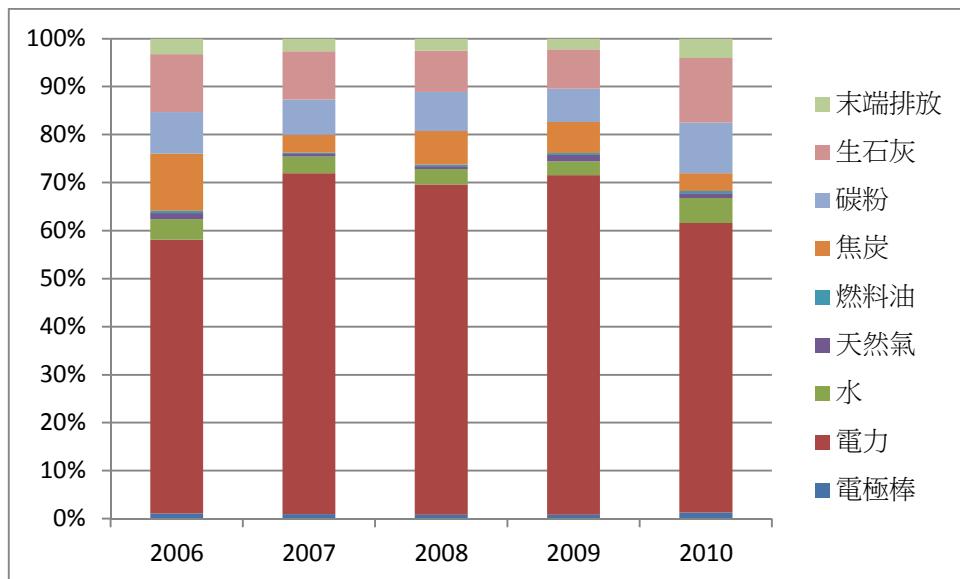


圖 4-2 A 廠年各投入產出項之貢獻趨勢

表 4-4 A 廠歷年碳足跡(未包含國外運輸)

項目	2006	2007	2008	2009	2010
電極	4.29E-03 1.11%	4.47E-03 0.95%	4.17E-03 0.82%	4.77E-03 0.85%	3.96E-03 1.27%
	1.11%	0.95%	0.82%	0.85%	1.27%
外購電力	2.20E-01 57.03%	3.34E-01 71.02%	3.48E-01 68.78%	3.99E-01 70.67%	1.87E-01 60.30%
	57.03%	71.02%	68.78%	70.67%	60.30%
水	1.63E-02 4.23%	1.63E-02 3.46%	1.63E-02 3.22%	1.63E-02 2.89%	1.63E-02 5.24%
	4.23%	3.46%	3.22%	2.89%	5.24%
天然氣	4.96E-03 1.29%	2.50E-03 0.53%	2.87E-03 0.57%	7.41E-03 1.31%	2.98E-03 0.96%
	1.29%	0.53%	0.57%	1.31%	0.96%
燃料油	1.74E-03 0.45%	1.13E-03 0.24%	1.66E-03 0.33%	2.54E-03 0.45%	1.62E-03 0.52%
	0.45%	0.24%	0.33%	0.45%	0.52%
焦炭	4.59E-02 11.92%	1.75E-02 3.73%	3.55E-02 7.01%	3.63E-02 6.43%	1.13E-02 3.63%
	11.92%	3.73%	7.01%	6.43%	3.63%
碳粉	3.33E-02 8.64%	3.47E-02 7.37%	4.13E-02 8.16%	3.93E-02 6.97%	3.29E-02 10.57%
	8.64%	7.37%	8.16%	6.97%	10.57%
生石灰	4.65E-02 12.07%	4.72E-02 10.04%	4.37E-02 8.63%	4.63E-02 8.21%	4.19E-02 13.47%
	12.07%	10.04%	8.63%	8.21%	13.47%
末端排放	1.25E-02 3.25%	1.25E-02 2.66%	1.25E-02 2.48%	1.25E-02 2.22%	1.25E-02 4.03%
	3.25%	2.66%	2.48%	2.22%	4.03%
CFP	<b>0.39</b>	<b>0.47</b>	<b>0.51</b>	<b>0.56</b>	<b>0.31</b>

## 2. B 廠

B 廠家之電弧爐總容量為 170 噸，2006-2010 年間平均鋼胚年產量約為 128 萬噸；於資料盤查期間，B 廠家使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.53-0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.53 kgCO<sub>2</sub>e/kg，如表 4-5 所示；B 廠鋼胚 2006-2010 年之碳足跡無較大的差異，在原料部分 B 廠考量製程與成本，未使用碳粉作為還原劑，因此碳粉歷年投入量為 0。

B 歷年碳足跡各投入產出項貢獻最大者為電力，平均占 77.6%；由圖 4-3 顯示對鋼胚碳足跡主要貢獻來自電力使用、焦炭及生石灰，共占鋼胚碳足跡約 93 % 以上。各年度貢獻比例前三者皆為電力、焦炭及生石灰；B 廠完全使用焦炭未使用碳粉作為還原劑，因為焦炭之碳足跡貢獻比例較高，平均為 13.5 %。

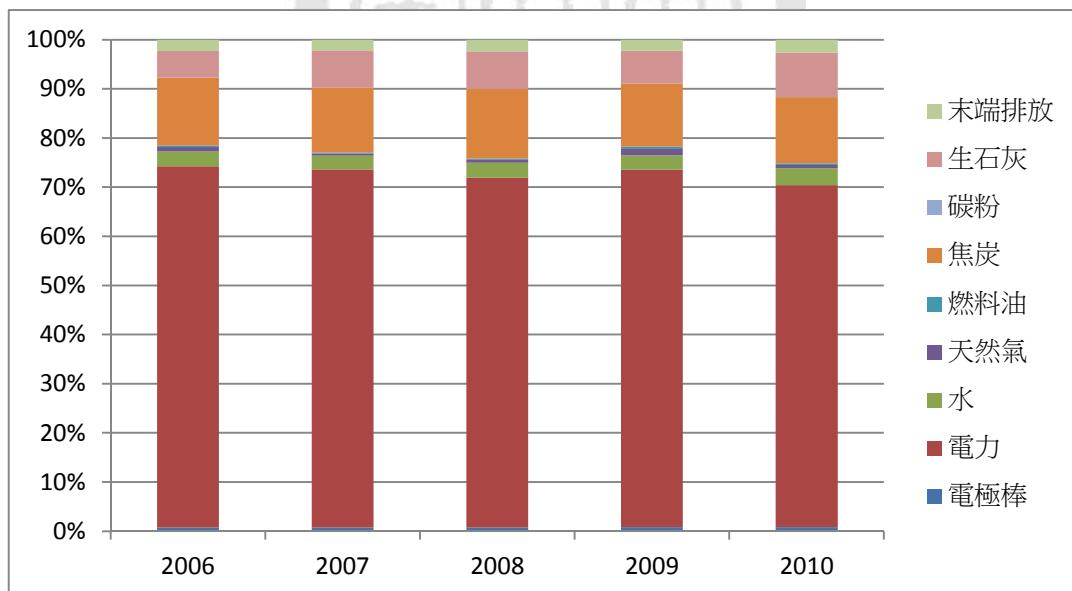


圖 4-3 B 廠年各投入產出項之貢獻趨勢

表 4-5 B 廠歷年碳足跡(未包含國外運輸)

項目	2006	2007	2008	2009	2010
電極	4.14E-03	4.05E-03	4.26E-03	4.50E-03	4.44E-03
	0.79%	0.77%	0.79%	0.85%	0.84%
外購電力	3.87E-01	3.83E-01	3.83E-01	3.83E-01	3.69E-01
	73.50%	72.86%	71.11%	72.67%	69.60%
水	1.56E-02	1.47E-02	1.66E-02	1.54E-02	1.82E-02
	2.97%	2.80%	3.08%	2.93%	3.44%
天然氣	4.78E-03	2.26E-03	2.92E-03	7.02E-03	3.33E-03
	0.91%	0.43%	0.54%	1.33%	0.63%
燃料油	1.88E-03	1.02E-03	1.69E-03	2.40E-03	1.81E-03
	0.36%	0.19%	0.31%	0.46%	0.34%
焦炭	7.26E-02	6.94E-02	7.61E-02	6.75E-02	7.15E-02
	13.79%	13.20%	14.11%	12.81%	13.48%
碳粉	0	0	0	0	0
	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
生石灰	2.84E-02	4.00E-02	4.14E-02	3.53E-02	4.79E-02
	5.40%	7.60%	7.68%	6.69%	9.03%
末端排放	1.21E-02	1.13E-02	1.28E-02	1.19E-02	1.40E-02
	2.29%	2.15%	2.37%	2.25%	2.64%
CFP	<b>0.53</b>	<b>0.53</b>	<b>0.54</b>	<b>0.53</b>	<b>0.53</b>

### 3. C 廠

C 廠家之電弧爐容量為 100 噸，2006-2010 年間平均鋼胚年產量約為 52 萬噸於資料盤查期間，C 廠家使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.40-0.45 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.40 kgCO<sub>2</sub>e/kg，如表 4- 6 所示；C 廠鋼胚於 2006-2009 年之碳足跡無較大的差異，2010 年有較大輻度的上升，其碳足跡較 2009 年增加約 9.8 %，其原因為 2010 年單位鋼胚所投入之廢鋼量較其它年度增加約 39.3 %，連帶提高單位鋼胚電極棒、焦炭、碳粉、生石灰及水之使用量，導致碳足跡增高。

C 廠歷年碳足跡各投入產出項貢獻最大者為電力，平均占 68.5 %；由圖 4- 4 顯示對鋼胚碳足跡主要貢獻來自電力使用、碳粉、生石灰及水，共占鋼胚碳足跡約 91 %以上；各年度貢獻比例前三者皆為電力、碳粉及生石灰，C 廠主要使用碳粉作為還原劑，焦炭為輔，因此碳粉之碳足跡貢獻比例較高，平均為 13.1 %。

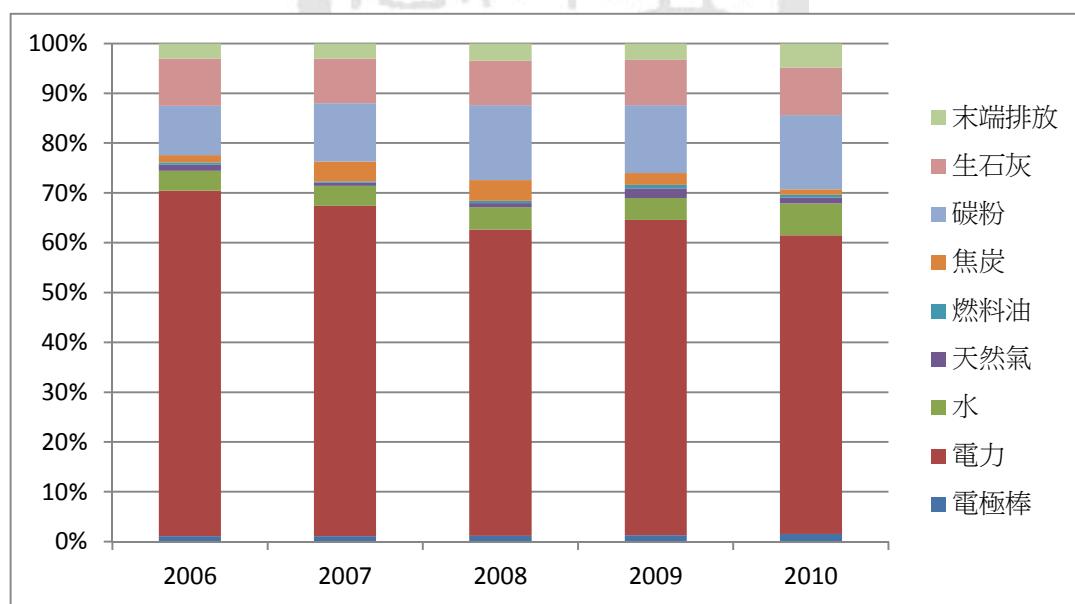


圖 4- 4 C 廠年各投入產出項之貢獻趨勢

表 4-6 C 廠歷年碳足跡(未包含國外運輸)

項目	2006	2007	2008	2009	2010
電極	4.29E-03	4.47E-03	4.56E-03	5.13E-03	6.87E-03
	1.05%	1.09%	1.15%	1.27%	1.54%
外購電力	2.84E-01	2.72E-01	2.43E-01	2.56E-01	2.68E-01
	69.38%	66.35%	61.47%	63.33%	59.97%
水	1.63E-02	1.63E-02	1.78E-02	1.75E-02	2.83E-02
	3.98%	3.97%	4.52%	4.33%	6.33%
天然氣	4.96E-03	2.50E-03	3.14E-03	7.98E-03	5.17E-03
	1.21%	0.61%	0.80%	1.97%	1.16%
燃料油	1.95E-03	1.13E-03	1.82E-03	2.73E-03	2.81E-03
	0.48%	0.27%	0.46%	0.68%	0.63%
焦炭	6.08E-03	1.64E-02	1.64E-02	9.70E-03	4.62E-03
	1.49%	3.99%	4.16%	2.40%	1.04%
碳粉	4.04E-02	4.81E-02	5.96E-02	5.53E-02	6.68E-02
	9.87%	11.74%	15.07%	13.67%	14.97%
生石灰	3.88E-02	3.65E-02	3.52E-02	3.65E-02	4.24E-02
	9.48%	8.91%	8.90%	9.02%	9.49%
末端排放	1.25E-02	1.25E-02	1.37E-02	1.35E-02	2.18E-02
	3.06%	3.05%	3.47%	3.34%	4.87%
CFP	<b>0.41</b>	<b>0.41</b>	<b>0.40</b>	<b>0.40</b>	<b>0.45</b>

#### 4.1.4.2 各廠包含國外進口之碳足跡

進行生命週期評估或產品碳足跡，運輸部分之環境衝擊往往也是其中一部分的關鍵，有時相似的產品或製程會有類似的評估結果，加入運輸部分的考量後，可能因個案所在地、運輸模式、運輸距離不同，造成結果有很大的差異；有鑑於此，為保留研究討論的彈性，本研究將合併運輸部分之碳足跡獨立於此章節進行結果與討論。

台灣鋼鐵公會累積統計 2009 年我國鋼鐵業廢鋼供給其中 50.30 %來自內購，40.44 %由國外進口，其餘部分為工廠自發(台灣鋼鐵公會，2010)；國內運輸部分由於地點分散，盤查不易，因此本研究僅考慮國外進口運輸部分之碳足跡；本研究參考相關文獻資料(台灣鋼鐵公會，2010)將我國廢鋼主要進口國家/地區及進口量整理如表 4- 7 所示；進口港口及運輸距離為參考相關文獻資料及利用 Searates 網站建置之港口距離計算工具彙整而得(中華日報；商橋網；吳兆衡，2009)。假設進口廢鋼均由載重 50000 dwt 專門運輸大量散裝乾貨之貨船作為運輸工具，其 GWP 因子為 0.01 kgCO<sub>2</sub> e/tkm (Ecoinvent database & IPCC 2007 GWP 100a)<sup>4</sup>，將運輸距離經單位換算(1 海里=1.852 km)乘上進口量(噸)及 GWP 因子可得各國廢鋼運輸之 GWP 值。由圖 4- 5 顯示，國外運輸部分之 GWP 值以美國進口之貢獻量最大，占 67%；將各國 GWP 結果加總除以總進口量即可得平均 1kg 廢鋼運輸之 GWP 值為 0.102 kgCO<sub>2</sub>e，由盤查資料得 A、B、C 各廠歷年平均廢鋼投入量為 1.04、1.02、1.21 kg，與廢鋼運輸之 GWP 因子相乘，加上前節碳足跡計算之結果可得 A、B、C 各廠包含國外進口運輸之碳足跡為 0.55、0.63、0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，本研究後續不同回收評估方法計算之電弧爐鋼胚碳足跡參數，及不確定性分析即以此為據。

<sup>4</sup> 運輸工具對應 Ecoinvent database 項目：

Transoceanic freight ship /OCE (~ 50'000 dwt dry bulk carrier; average of slow speed engine and steam turbine propulsion)

表 4-7 國外運輸部分之 GWP

進口國家/地區 <sup>1</sup>	廢鋼來源				
	中文名稱	英文名稱	運輸距離 <sup>3</sup>	進口量 <sup>4</sup>	GWP <sup>5</sup>
美國	西雅圖	Seattle	5478	3144681	319035938
香港	香港	Hong Kong	342	327220	2072559
澳大利亞	達爾文	Darwin	2250	124705	5196457
墨西哥	曼沙尼羅	Manzanillo	7268	110225	14836655
加拿大	溫哥華	Vancouver	6175	104393	11938488
菲律賓	馬尼拉	Manila	1621	97234	2919054
英國	倫敦	London	9874	84543	15460081
智利	科金博	Coquimbo	10113	78716	14742937
哥斯大黎加	卡德拉斯港	Caldera	8473	69903	10969176
多明尼加	聖多明哥	Santo Domingo	9915	68223	12527503
牙買加	京斯頓	Kingston	9430	67954	11867731
波多黎各	聖胡安	San Juan	9993	67540	12499652
巴拿馬	克里斯托波	Cristobal	9000	66593	11099721
宏都拉斯	庫特斯	Puerto Cortes	9570	47004	8330820
尼加拉瓜	科林多	Corinto	8221	45282	6894317
紐西蘭	奧克蘭	Auckland	4768	44075	3891971
巴西	里約熱內盧	Rio De Janeiro	13750	43786	11150105
中國大陸	大連	Dalian	1043	37478	723938
日本	神戶	Kobe	1130	31491	659031
參考資料來源			合計	4661046	476816134
1, 4 : 台灣鋼鐵公會, 2010 2, 3 : 中華日報；商橋網；吳兆衡, 2009 5 : Ecoinvent database & IPCC 2007 GWP 100a			平均單位廢鋼運輸 GWP (kgCO <sub>2</sub> e/kg)		0.102

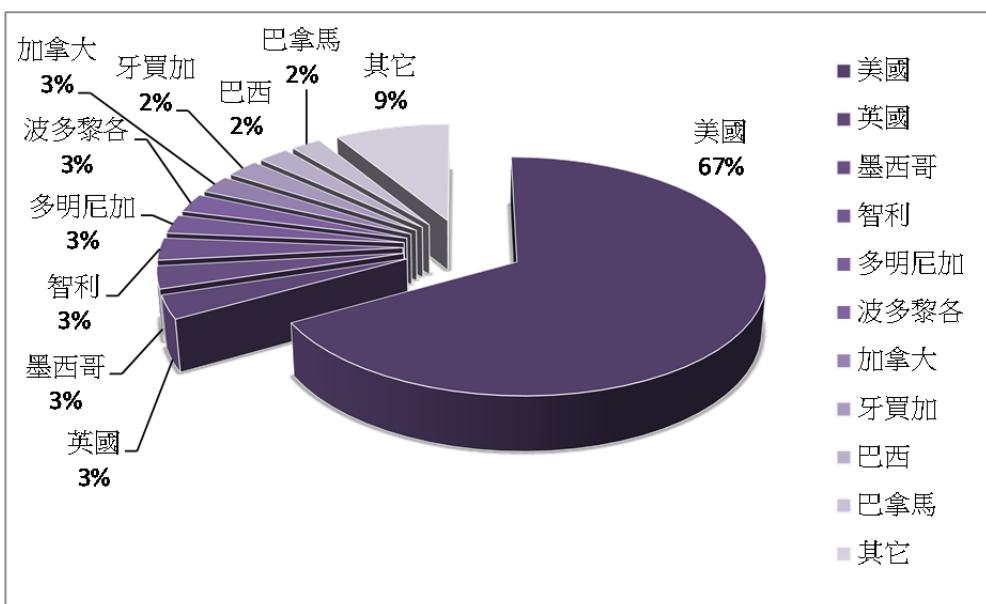


圖 4-5 各廢鋼進口國之 GWP 值比例



## 4.1.5 結果與闡釋

### 4.1.5.1 三廠未包含國外進口之碳足跡分析結果

A、B、C 三廠家之歷年平均碳足跡分別為 0.45、0.53、0.41 kgCO<sub>2</sub>e/kg，如表 4- 8 所示，B 廠家之碳足跡高於 A、C 廠家，在各投入產出項之碳足跡貢獻比例部分，各廠家碳足跡貢獻量最大者皆為電力，其次為還原劑(焦炭或碳粉)及生石灰；各廠家因製程或成本考量採用之還原劑有所不同，因此對碳足跡的貢獻亦不同，如圖 4- 6，A 廠家早期使用焦炭為主，碳粉為輔，後碳粉比例逐漸升高，貢獻量也相對提高；B 廠家主要使用焦炭作為還原劑，無使用碳粉，因此焦炭對碳足跡之貢獻量為三者之最；C 廠家是以碳粉為主，焦炭為輔，因此碳粉貢獻量較高。

總體而言，平均 1kg 經電弧爐製程之鋼胚碳足跡為 0.46 kgCO<sub>2</sub>e，如表 4- 9 所示，其 90 % 以上之貢獻來自電力(68 %)、生石灰(9 %)、焦炭(8 %)及碳粉(6 %)，如圖 4- 7 所示；電弧爐設備以電力方式進行驅動，為製程所需能源之主要來源；天然氣為煉鋼吹氧過程使用之氧化劑，非主要能源利用形式且 GWP 因子較電力低，因此對鋼胚碳足跡之貢獻較小；燃料油主要為預熱機具之用，投入量少，貢獻量相對較小。

生石灰為電弧爐煉鋼過程之主要造渣劑，主要作用為與氧化物反應生成鹼性爐渣，避免爐壁侵蝕，並去除製程中產生有害之磷、硫(財政部，2009；經濟部，2001)，其生命週期始於石灰石採礦，GWP 因子較高，且使用量較大因此對鋼胚碳足跡之貢獻僅次於電力；焦炭及碳粉主要作為還原劑增加鋼品碳含量之用，為鋼鐵業主要溫室氣體排放源之一，具有較高的 GWP 潛勢，因此對鋼胚碳足跡之貢獻度較高。

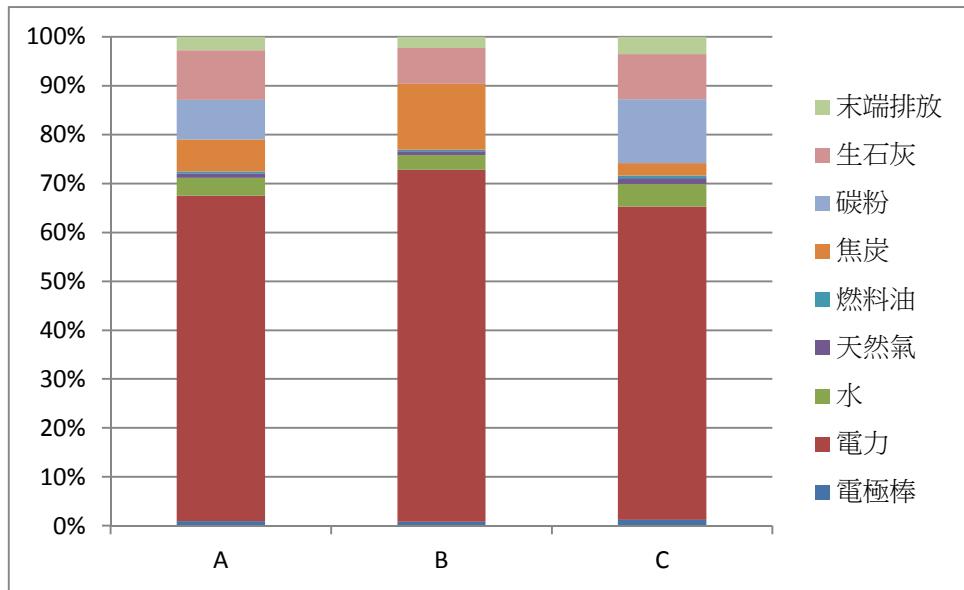


圖 4-6 各廠歷年平均各投入產出項之貢獻趨勢(未包含運輸)

表 4-8 各廠歷年平均碳足跡(未包含國外運輸)

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

項目	A 廠	B 廠	C 廠
電極	4.33E-03	4.28E-03	5.06E-03
	0.97%	0.81%	1.23%
外購電力	2.98E-01	3.81E-01	2.64E-01
	66.53%	71.94%	64.05%
水	1.63E-02	1.61E-02	1.92E-02
	3.64%	3.04%	4.66%
天然氣	4.15E-03	4.06E-03	4.75E-03
	0.93%	0.77%	1.15%
燃料油	1.74E-03	1.76E-03	2.09E-03
	0.39%	0.33%	0.51%
焦炭	2.93E-02	7.14E-02	1.06E-02
	6.55%	13.48%	2.58%
碳粉	3.63E-02	0.00E+00	5.40E-02
	8.11%	0.00%	13.08%
生石灰	4.51E-02	3.86E-02	3.79E-02
	10.08%	7.28%	9.17%
末端排放	1.25E-02	1.24E-02	1.48E-02
	2.80%	2.34%	3.58%
CFP	<b>0.45</b>	<b>0.53</b>	<b>0.41</b>

表 4-9 三廠歷年平均碳足跡(未包含國外運輸)

項目	GWP 值	%
電極	4.56E-03	0.98%
外購電力	3.14E-01	67.85%
水	1.72E-02	3.72%
天然氣	4.32E-03	0.93%
燃料油	1.86E-03	0.40%
焦炭	3.71E-02	8.01%
碳粉	3.01E-02	6.50%
生石灰	4.05E-02	8.75%
末端排放	1.32E-02	2.86%
CFP	4.63E-01	kgCO <sub>2</sub> e/kg

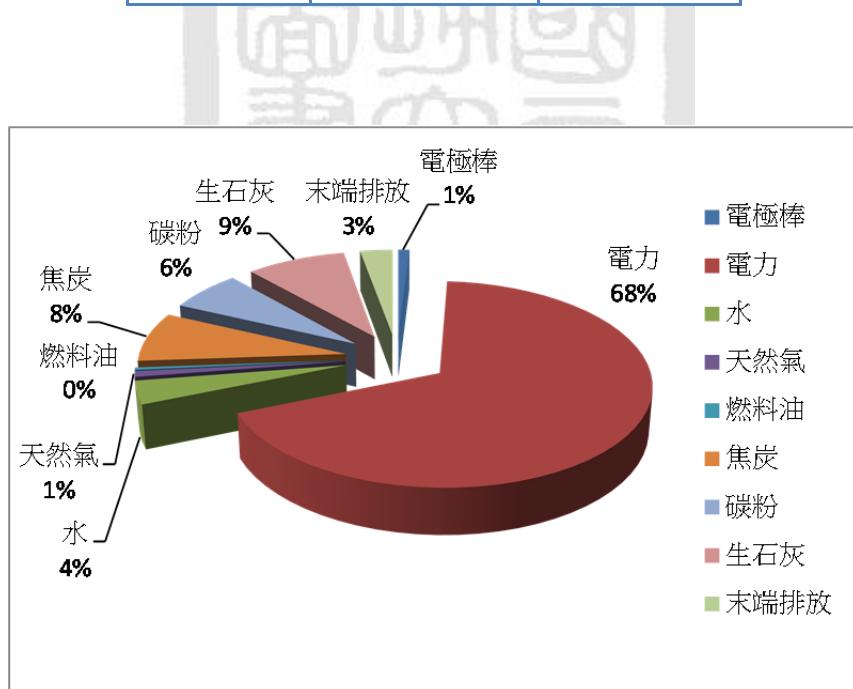


圖 4-7 三廠歷年平均各投入產出項之貢獻比例(未包含運輸)

#### 4.1.5.2 三廠包含國外進口之碳足跡分析結果

將考慮國外運輸之碳足跡評估結果整理於表 4- 10，每單位鋼胚之碳足跡為 0.56 kgCO<sub>2</sub>e，電弧爐鋼胚碳足跡貢獻依然以電力使用為最大宗，占總量之 56%，國外進口運輸部分占 18%，生石灰及焦炭各占 7%，碳粉占 5%，如圖 4- 8 所示；運輸部分為使用大型貨船進行跨洋運送，GWP 潛勢相當高，貢獻比例僅次於電力使用。

表 4- 10 三廠歷年平均碳足跡(包含國外運輸)

項目	GWP 值	%
電極	4.56E-03	0.81%
外購電力	3.14E-01	55.92%
水	1.72E-02	3.06%
天然氣	4.32E-03	0.77%
燃料油	1.86E-03	0.33%
焦炭	3.71E-02	6.60%
碳粉	2.70E-02	4.80%
生石灰	4.05E-02	7.21%
末端排放	1.32E-02	2.36%
國外運輸	1.02E-01	18.14%
CFP	0.56	kgCO <sub>2</sub> e/kg

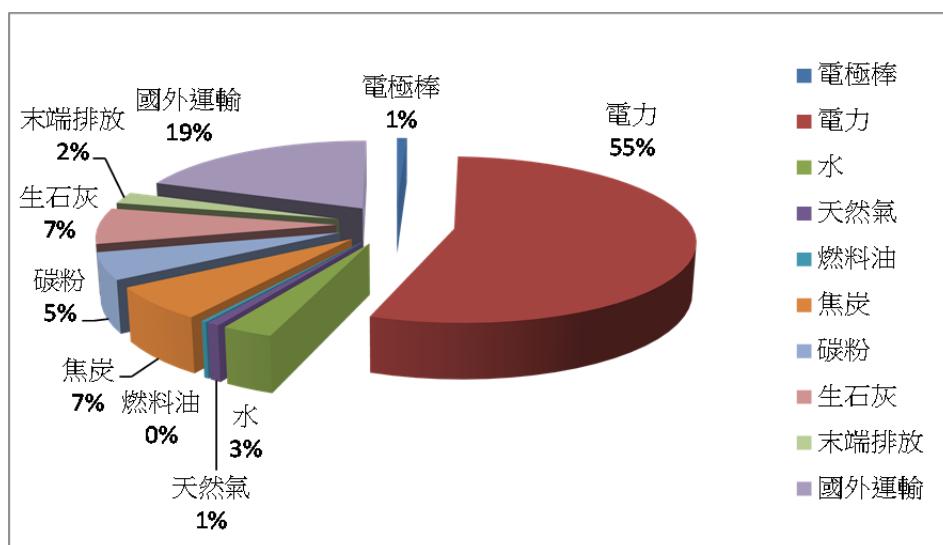


圖 4- 8 三廠歷年平均各投入項之碳足跡貢獻比例(包含國外運輸)

#### 4.1.6 小結

本小節為進行 A、B、C 三廠家 2006-2010 年間，電弧爐碳鋼胚之碳足跡評估，所使用的功能單位為 1kg 鋼胚，評估範疇為原料開採至鋼胚製造階段，不包含消費者使用及最終棄置階段，將所搜集之盤查資料輸入至 SimaPro7.3 軟體，無法取得一級數據的部分參考其它廠家或相關文獻資料按比例換算之，應用軟體中之環境盤查資料庫及 IPCC 2007 全球暖化因子計算出 1kg 電弧爐碳鋼胚之碳足跡，茲將本小節之結果整理如下：

1. 未包含國外進口運輸之部分，A 廠家歷年使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.31-0.56 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.45 kgCO<sub>2</sub>e/kg；B 廠歷年家使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.53-0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.53 kgCO<sub>2</sub>e/kg；C 廠家歷年使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.40-0.45 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.40 kgCO<sub>2</sub>e/kg；依各廠家歷年平均碳足跡排序為 B 廠>A 廠>C 廠，各廠碳足跡主要貢獻者，最高為電力，其餘為生石灰、焦炭及碳粉。
2. 綜合 A、B、C 三廠家未包含國外進口運輸部分，歷年碳足跡之結果，平均 1kg 電弧爐製程所產之鋼胚，對全球暖化現象的貢獻潛勢為 0.46 kgCO<sub>2</sub>e，其中 90 % 以上之貢獻來自電力(68 %)、生石灰(9 %)、焦炭(8 %)及碳粉(6 %)。
3. 國外進口運輸部分，平均 1kg 廢鋼運輸之 GWP 值為 0.102 kgCO<sub>2</sub>e，以美國進口之貢獻量最大，占 67%，將廢鋼運輸之 GWP 值與各廠廢鋼量相乘加總得 A、B、C 各廠包含國外進口運輸之碳足跡為 0.55、0.63、0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均為 0.56 kgCO<sub>2</sub>e，貢獻最大宗者依然為電力(56 %)，國外進口運輸部分，為使用大型貨船進行跨洋運送，貢獻比例僅次於電力使用，占 18 %，其餘貢獻量較大者為，生石灰(7 %)、焦炭(7 %)及碳粉占(5%)。

## 4.2 不同回收評估方法結果

本章節為進行不同回收評估方法之結果計算與討論，本研究所選擇之原生生命週期(First life)產品為經一貫作業煉鋼製程產生之熱軋鋼捲；再生生命週期(Second life)產品為經電弧爐煉鋼製程產生之鋼胚；基準產品的選擇依據為，初級製程(primary process)和二級製程(secondary process)皆有製造之產品，且共同產品於供應鏈中愈上游愈好(WSA, 2011a)，因此本研究選擇 BOF 及 EAF 皆有生產的鋼胚為基準產品；回收再利用物質為廢鋼，相關方法之參數說明及設定如表 4- 11、表 4- 12 所示。熱軋鋼捲之碳足跡為粗鋼產量於世界排名前 25 (WSA, 2011b) 之某一貫作業煉鋼廠(後以 D 廠代稱之)，於 2011 年進行之碳足跡評估結果。

表 4- 11 不同回收評估方法之參數說明

方法名稱	所需參數	參數說明
Cut-off approach	$X_{BOF}$	為使用 cut-off approach 方法計算之熱軋鋼捲碳足跡。
	$X_{EAF}$	為使用 cut-off approach 方法計算之電弧爐鋼胚碳足跡。
Waste valuation method	$X_{pr}$	為使用 cut-off approach 方法計算之 BOF 鋼胚碳足跡，其原料 100% 使用鐵礦，為理論計算值。
	$X_{base}$	為計算 $X_{pr}$ 所選擇之基準產品碳足跡，本研究為經 BOF 製程之鋼胚碳足跡，其原因如上文所述。
	$Scrap_{base}$	為製造基準產品所投入之廢鋼量，本研究為製造 BOF 鋼胚之廢鋼投入量。
	$E_{BOF}$	為一貫作業煉鋼每單位鋼品所需之能源。
	$E_{EAF}$	為電弧爐煉鋼每單位鋼品所需之能源。
Pool method	$Scrap_{BOF}$	為製造熱軋鋼捲時所投入之廢鋼量。
	$Scrap_{EAF}$	為製造電弧爐鋼胚之所投入之廢鋼量。
	$ScrapLCI$	廢鋼之 credit 與 burden 值。
	$X_{re}$	$X_{re}=X_{EAF}$ 。
	RR	回收率，recycling rate。

表 4-12 不同回收評估方法之參數設定

方法名稱	所需參數	參數設定	資料來源
Cut-off approach	X <sub>BOF</sub>	2.3 kgCO <sub>2</sub> e/kg	D 廠
	X <sub>EAF (A)</sub>	0.55 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	X <sub>EAF (B)</sub>	0.63 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	X <sub>EAF (C)</sub>	0.54 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
Waste valuation method	X <sub>pr (A)</sub>	2.17 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	X <sub>pr (B)</sub>	2.17 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	X <sub>pr (C)</sub>	2.16 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	E <sub>BOF</sub>	24.77 GJ/ton	吳兆衡(2009)
	E <sub>EAF</sub>	4.27 GJ/ton	吳兆衡(2009)
Pool method	Scrap <sub>BOF</sub>	0.045 kg	D 廠
	Scrap <sub>EAF (A)</sub>	1.04 kg	A 廠
	Scrap <sub>EAF (B)</sub>	1.02 kg	B 廠
	Scrap <sub>EAF (C)</sub>	1.21 kg	C 廠
	ScrapLCI (A)	1.56 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	ScrapLCI (B)	1.50 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	ScrapLCI (C)	1.34 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	X <sub>re (A)</sub>	0.55 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	X <sub>re (B)</sub>	0.63 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	X <sub>re (C)</sub>	0.54 kgCO <sub>2</sub> e/kg	本研究計算
	RR <sup>5</sup>	87.90%	SRI(2011)

#### 4.2.1 Cut-off approach

Cut-off approach(後簡稱 CF 方法)是將原生生命週期與再生生命週期視為兩個獨立的系統各自計算，本研究評估之原生產品為經一貫作業煉鋼製程之 1kg 热軋鋼捲，再生產品為經電弧爐煉鋼製程之 1kg 鋼胚；其系統邊界圖如圖 4-9 所示。Cut-off approach 中，BOF 热軋鋼捲及 EAF 鋼胚系統投入之廢鋼環境衝擊值為 0，即未考慮廢鋼投入之 burden，而兩者廢鋼回收之 credit 亦未考慮。BOF 热軋鋼捲之碳足跡為 2.3 kgCO<sub>2</sub> e/kg，資料來源 D 廠提供，其主要原物料投入產出概況如圖 4-10 所示<sup>6</sup>；EAF 鋼胚 A、B、C 三廠家包含國外運輸之碳足跡分別為 0.55、0.63、0.54 kgCO<sub>2</sub> e/kg，資料來源為 4.1 節計算之結果。

<sup>5</sup> RR : Recovery rate

<sup>6</sup> 因涉及廠商機密，僅列出主要原物料投入部分。

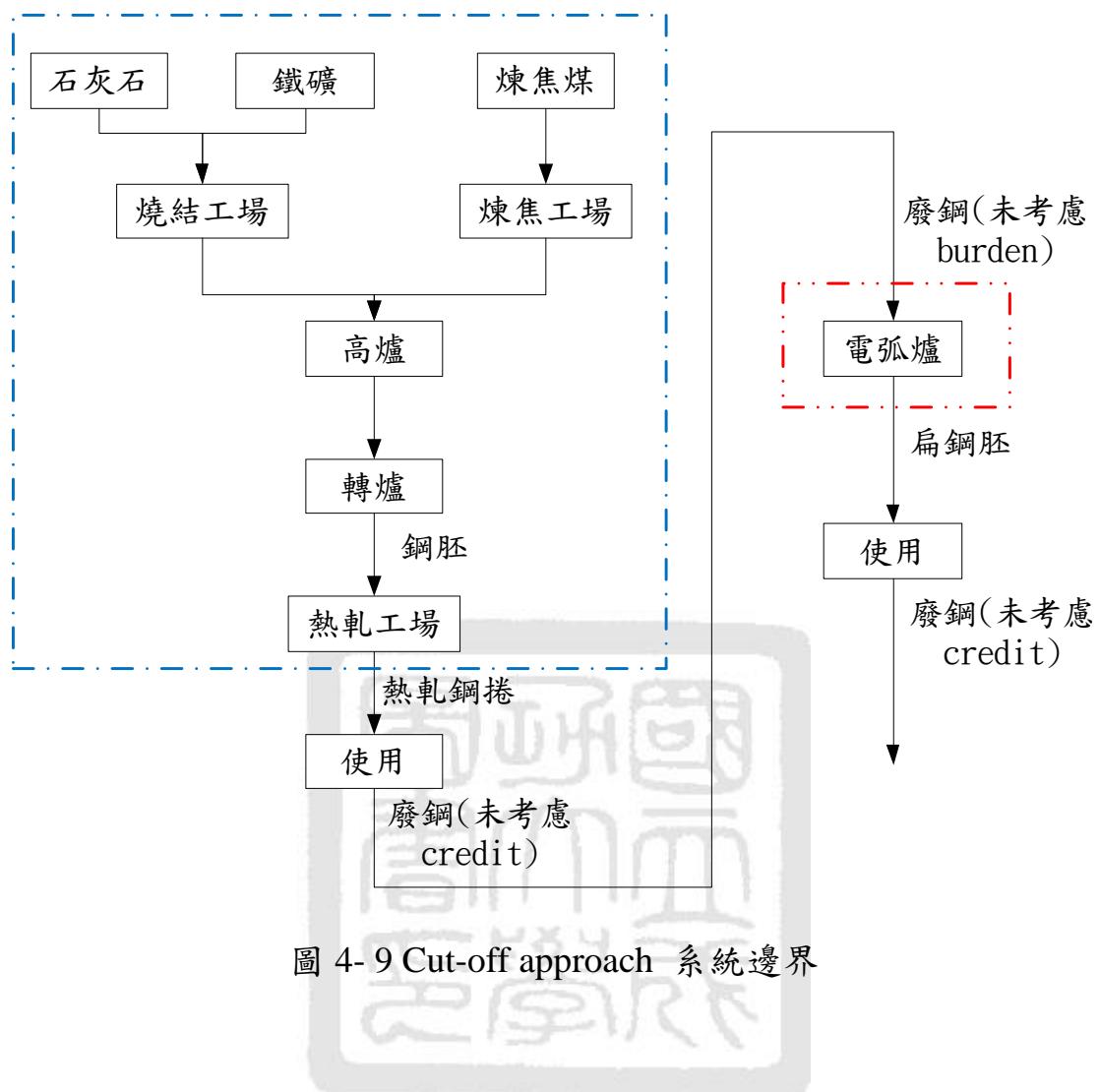


圖 4-9 Cut-off approach 系統邊界

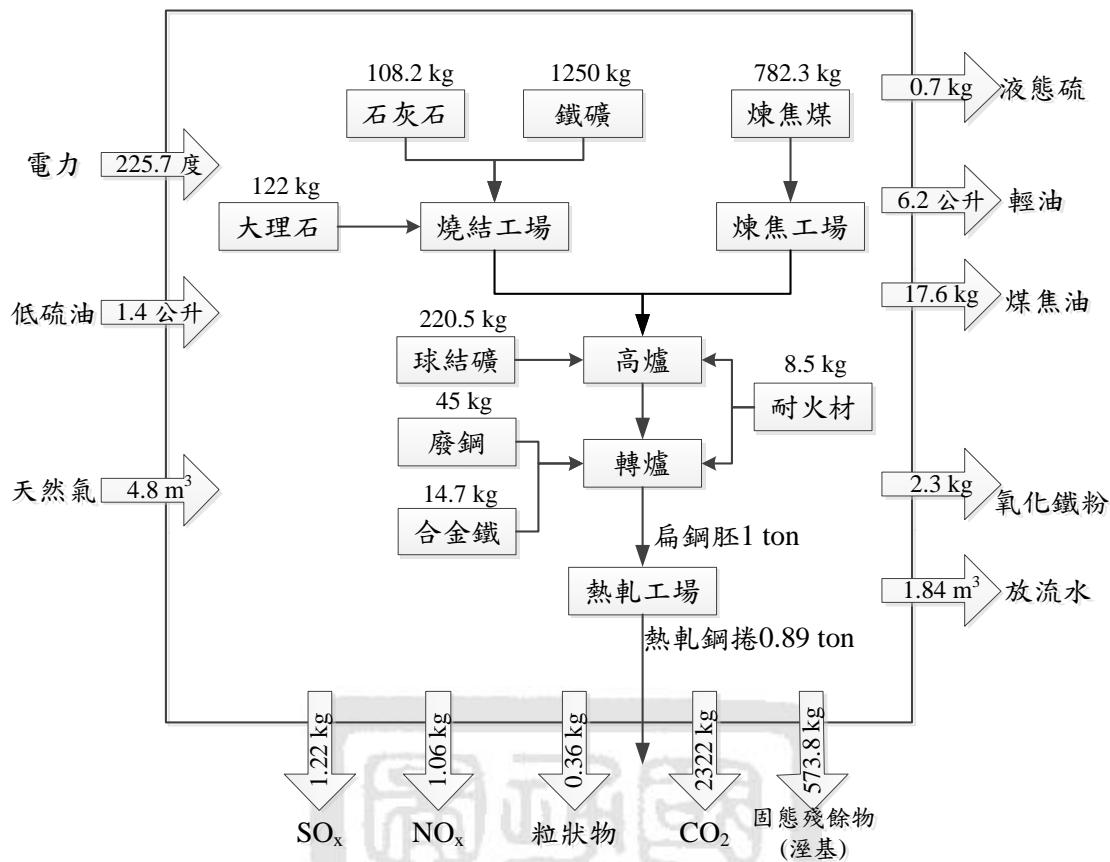


圖 4-10 主要原物料投入產出概況

#### 4.2.2 Waste valuation method

Waste valuation method(後簡稱 WV 方法)是以系統擴張(system expansion)賦予回收物 burden 或 credit 的方法。BOF 热轧钢卷之系统邊界如圖 4-11 所示，僅考慮廢鋼回收產生 credit，credit 之計算方式為將系統擴張納入一 100% 使用鐵礦之參考系統評估其碳足跡( $X_{pr}$ )，參考系統與 EAF 鋼胚系統碳足跡之差異即為 BOF 热轧钢卷系統回收廢鋼所產生之 credit，將利用 Cut-off approach 方法計算之  $X_{BOF}$  扣掉 credit 即可得熱轧钢卷碳足跡值(CFP 热轧钢卷)。實廠操作過程中並無 100% 使用鐵礦做為原料投入之一貫作業煉鋼製程，因此  $X_{pr}$  需由數學方式進行理論計算，參照 3.3.3.3 節。

## 1. 計算步驟

### (1)一貫作業煉鋼製程 $X_{pr}$ 計算

$$X_{pr} = \frac{X_{base} - \left( \frac{\text{Scrap}_{base}}{\text{Scrap}_{re}} X_{re} \right)}{1 - \frac{\text{Scrap}_{base}}{\text{Scrap}_{re}}}$$

代入相關數值(以 A 廠數據為例)：

$$X_{pr} = \frac{2.1 - \left( \frac{0.045}{1.04} 0.55 \right)}{1 - \frac{0.045}{1.04}}$$

$$X_{pr} = 2.17 \text{ kg CO}_2$$

### (2) CFP 热軋鋼捲計算

$$\text{Credit} = X_{pr} - X_{re} = 2.17 - 0.55 = 1.62 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

$$\text{CFP}_{\text{熱軋鋼捲}} = X_{BOF} - \text{Credit} = 2.3 - 1.62 = 0.68 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

對於使用廢鋼做為原料投入之 EAF 鋼胚系統而言，僅考慮廢鋼做為原料投入之 burden，其系統邊界如圖 4- 12 所示。分配比例 (Allocation factor, AF) 文獻中多選擇以市場價值或物理量為分配基礎，考量鋼品市場價值較不穩定，原生生命週期鋼品之物理量與再生生命週期之廢鋼較無顯著差異，考量鋼鐵業的溫室氣體排放與能源使用情形有相當密切的相係，因此本研究選擇以每單位鋼品所消耗之能源使用為分配基礎。

## 1. 計算步驟(以 A 廠為例)

### (1) CFP 鋼胚計算

單位 EAF 鋼胚能源使用量：4.27 GJ/ tS

單位 BOF 鋼胚能源使用量：24.77 GJ/tS

$$AF = \frac{\text{單位 EAF 鋼胚能源使用量}}{\text{單位 BOF 鋼胚能源使用量}} = \frac{4.27 \text{ GJ/tS}}{24.77 \text{ GJ/tS}} = 17.2\%$$

$$\text{Burden} = 2.3 \times 17.2\% = 0.40 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

$$\text{CFP}_{\text{鋼胚}} = 0.55 + 0.40 = 0.95 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

擴張的系統界線

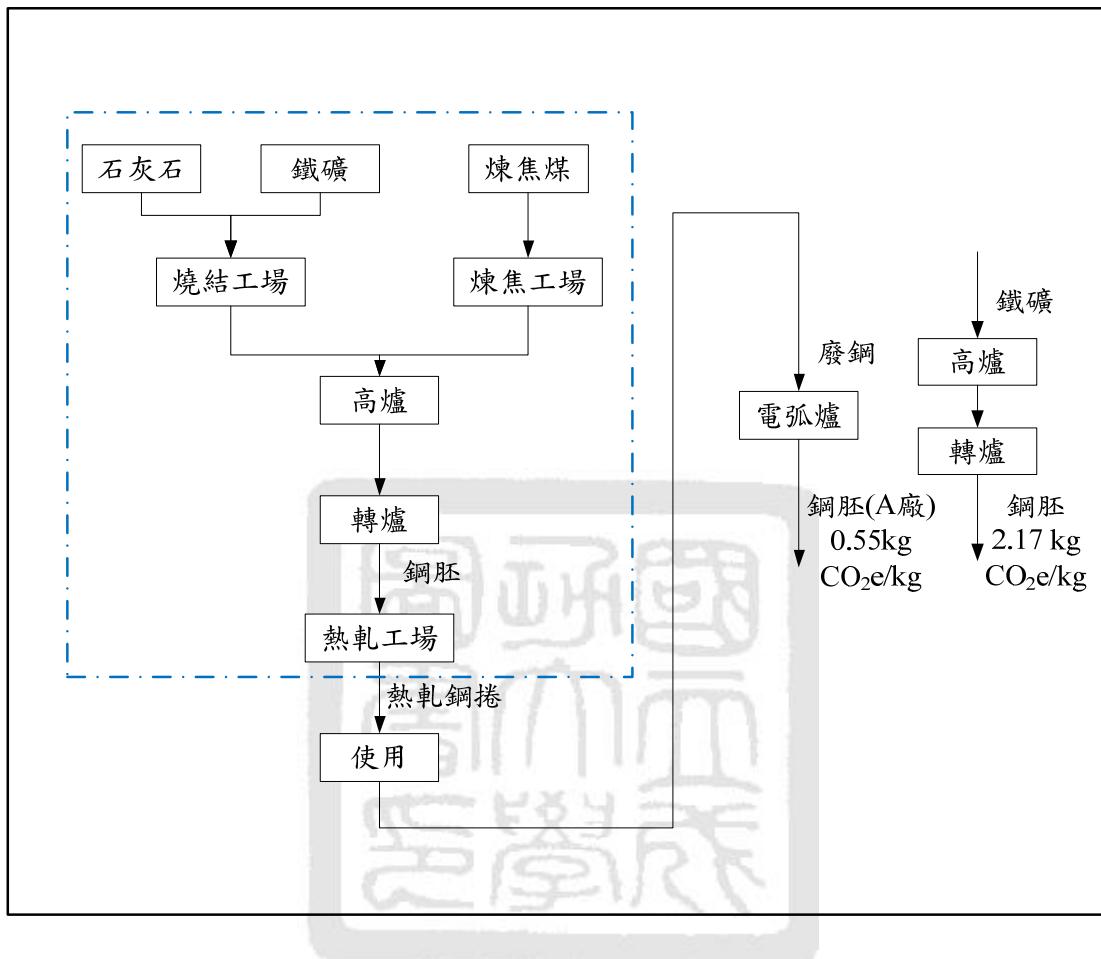


圖 4-11 BOF 热轧钢捲 Waste valuation method 之系統邊界

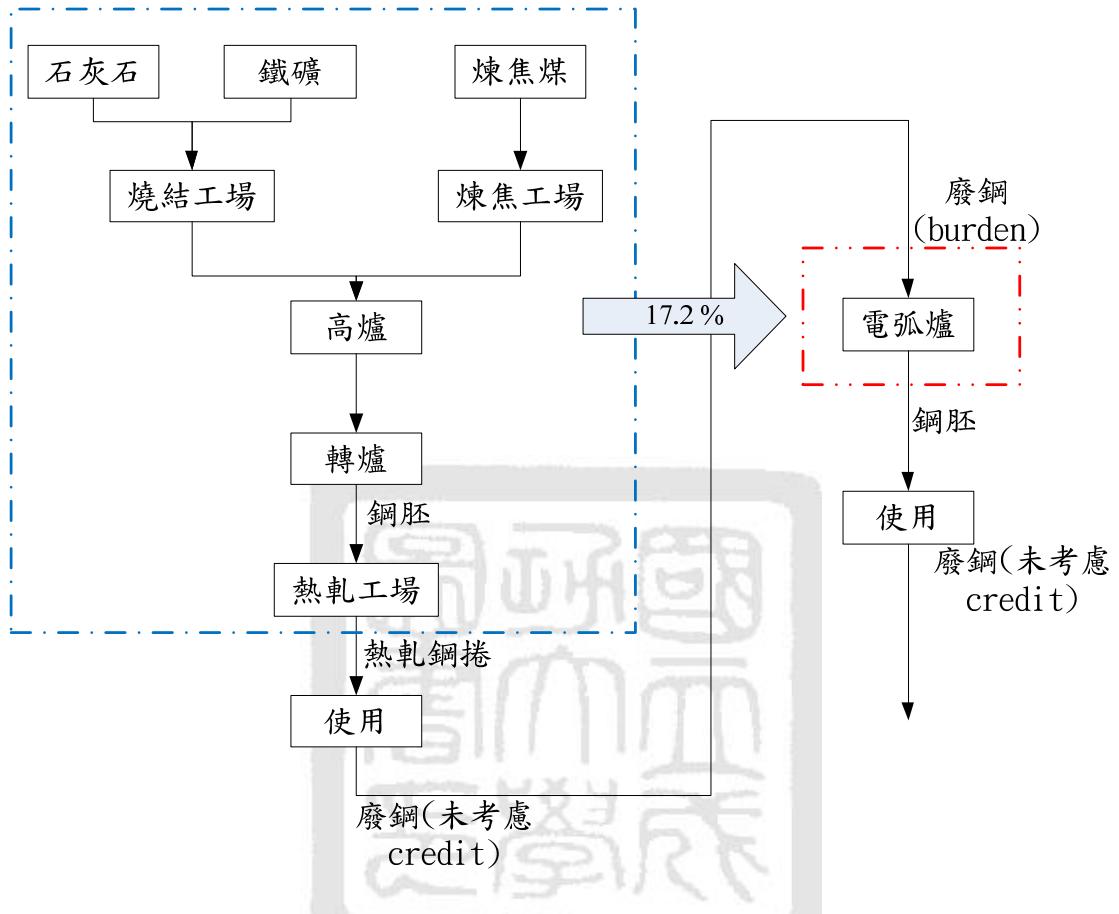


圖 4-12 EAF 鋼胚 Waste valuation method 之系統邊界<sup>7</sup>

<sup>7</sup> 圖中 17.2% 為由原生生週期(在此為 BOF 流程)環境衝擊，轉移至再生生命週期(在此為 EAF 流程)的比例，本研究係以單位 BOF 及 EAF 鋼胚能源使用量作為分配基礎，其詳細計算過程如前頁 1. 計算步驟所示。

A、B、C 三廠家應用 WV 方法之計算結果如表 4- 13 所示。對熱軋鋼捲而言，WV 方法僅計算回收廢鋼的 credit，因此 CFP 下降；熱軋鋼捲的 credit 來自於避免下一個生命週期原生料的使用，由表 4- 13 結果顯示將廢棄的熱軋鋼捲投入至 C 廠所產生的 credit 最高，A 廠其次，B 廠較低，其原因為三廠之碳足跡 B 廠>A 廠>C 廠；應用 WV 方法對 BOF 業者而言，將廢棄物回收至不同工廠會有不同的碳足跡結果，如此可能會使 BOF 業者傾向於將廢棄物投入至碳足跡(或擴大範圍的稱之為環境衝擊)較低的下游工廠，或者可以促使既有的供應鏈下游工廠降低自廠產品的環境衝擊，以增加回收物的 credit；對 EAF 鋼胚而言，WV 方法僅計入廢鋼投入產生之 burden，因此 CFP 上升；EAF 鋼胚的 burden 來自於分攤上一個原生生命週期的環境衝擊，因此三家廠商之 burden 皆相同，此結果可能有助於 EAF 廠商選擇環境衝擊較小的回收物供應商。

表 4- 13 各廠 waste valuation method 計算結果

單位 kgCO <sub>2</sub> e/kg	A 廠		
	Credit	Burden	Value
<b>BOF 熱軋鋼捲</b>	1.62	-	0.68
<b>EAF 鋼胚</b>	-	0.40	0.95
單位 kgCO <sub>2</sub> e/kg	B 廠		
	Credit	Burden	Value
<b>BOF 熱軋鋼捲</b>	1.54	-	0.76
<b>EAF 鋼胚</b>	-	0.40	1.03
單位 kgCO <sub>2</sub> e/kg	C 廠		
	Credit	Burden	Value
<b>BOF 熱軋鋼捲</b>	1.62	-	0.68
<b>EAF 鋼胚</b>	-	0.40	0.93

### 4.2.3 Pool method

Pool method(後簡稱 PL 方法)為利用 Waste valuation method 的概念賦與回收物(在此為廢鋼) burden 及 credit，並採用 cut-off approach 思維使系統邊界內只包含一個生命週期，免去系統擴張所需之龐大盤查資料。Pool method 之系統邊界如圖 4- 13、圖 4- 14 所示。需先進行廢鋼評價再進行 BOF 热軋鋼捲及 EAF 鋼胚之碳足跡評估，詳細計算過程如下。

#### 1. 計算步驟

##### (1) 廢鋼評價(參照 3.3.3.3 節)

$$\text{ScrapLCI} = (X_{\text{pr}} - X_{\text{re}})Y$$

$$X_{\text{pr}} = 2.17 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg (參照 4.2.2 節)}$$

代入相關數值(以 A 廠數據為例)：

$$\text{ScrapLCI} = [2.17 - 0.55] \frac{1}{1.04} = 1.56 \text{ kg CO}_2 \text{ e/kg}$$

##### (2) CFP 热軋鋼捲計算

$$\text{Scrap LCI} = 1.56 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

$$\text{Credit} = \text{Scrap}_{\text{recycled}} \times \text{Scrap LCI} = 0.879 \times 1.56 = 1.37 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

$$\text{Burden} = \text{Scrap}_{\text{BOF}} \times \text{Scrap LCI} = 0.045 \times 1.56 = 0.07 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

$$\text{CFP}_{\text{熱軋鋼捲}} = X_{\text{BOF}} - \text{Credit} + \text{Burden} = 2.3 - 1.37 + 0.07 = 1 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

##### (3) CFP 鋼胚計算

$$\text{Scrap LCI} = 1.56 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

$$\text{Credit} = 0.879 \times 1.56 = 1.37 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

$$\text{Burden} = 1.04 \times 1.56 = 1.62 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

$$\text{CFP}_{\text{鋼胚}} = X_{\text{EAF}} - \text{Credit} + \text{Burden} = 0.55 - 1.37 + 1.62 = 0.8 \text{ kgCO}_2 \text{ e/kg}$$

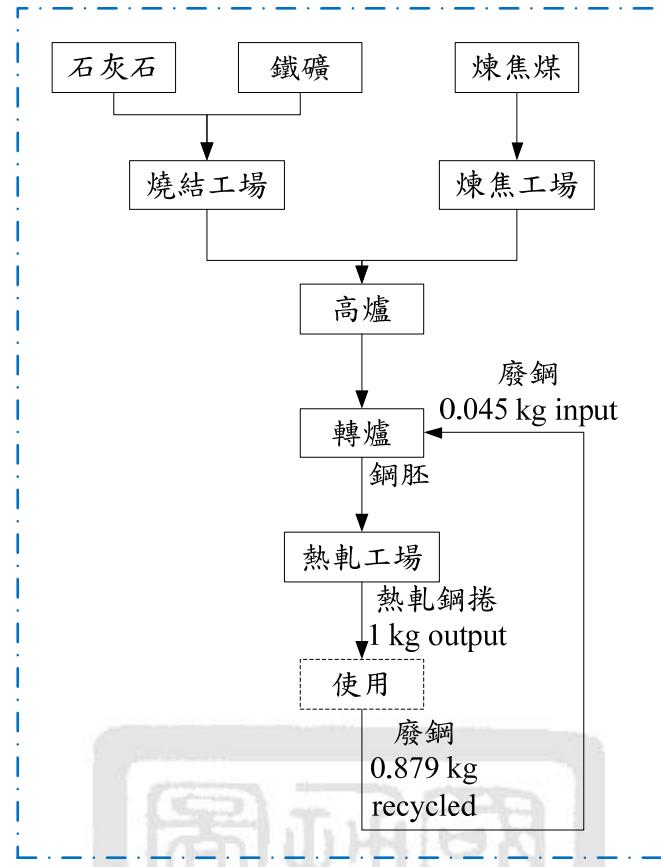


圖 4- 13 BOF 热轧钢捲 Pool method 之系統邊界

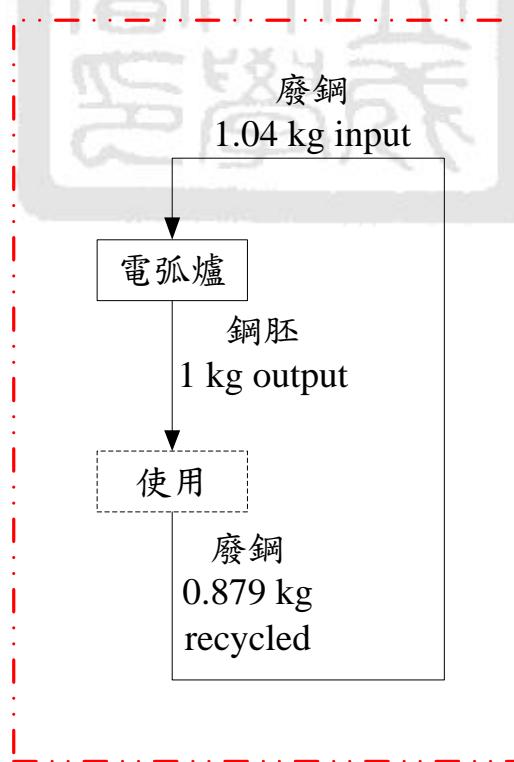


圖 4- 14 EAF 鋼胚 Pool method 之系統邊界

A、B、C 三廠家應用 PL 方法之計算結果之計算結果如表 4- 14 所示。PL 方法考慮回收物的 credit 和 burden，其評估方法為先定義出廢鋼的價值(ScrapLCI)再分別乘上其回收量和投入量即可得到廢鋼的 credit 和 burden；廢鋼(或廣泛的稱之為回收物)的價值 ScrapLCI 和選擇之基準產品有關，本研究皆假設基準產品為經 BOF 製程之鋼胚，除基準產品外 ScrapLCI 亦和 EAF 鋼胚採用 cut-off approach 計算之碳足跡及 EAF 製程的產率有關，產率即生產每噸鋼品所需投入的廢鋼；應用 cut-off approach 計算之碳足跡愈小，每噸鋼品所需投入的廢鋼愈少，即產率愈高，ScrapLCI 愈高，因此 A、B、C 三廠家之 ScrapLCI 為 A 廠>B 廠>C 廠，參照表 4- 12。

PL 方法的 credit 來自廢鋼的回收，burden 則來自廢鋼的投入，本研究假設熱軋鋼捲及 EAF 鋼胚之回收率皆相同，因此各廠熱軋鋼捲及 EAF 鋼胚之 credit 皆相同，熱軋鋼捲 burden 部分與廢鋼投入量及廢鋼價值有關，熱軋鋼捲廢鋼投入量皆相同，C 廠 ScrapLCI 較低，因此應用 C 廠數據計算 burden 之結果較低，其次為 B 廠，最高為 A 廠；綜合 credit 和 burden 之計算結果熱軋鋼捲 CFP 下降，EAF 鋼胚 CFP 上升，其主要原因為 BOF 製程之熱軋鋼捲廢鋼投入量較少，回收階段所產生的廢鋼量較多(credit>burden)，而 EAF 製程之鋼胚情形則相反，廢鋼投入量較多，回收階段產生的廢鋼量相對製程之初的投入較少(burden>credit)；因此對 BOF 廠商的決策者而言，應用 PL 方法會促使自廠致力於提升回收率；對 EAF 的業者而言，將更精準的使用廢鋼資源及提升鋼品的回收率。

表 4- 14 各廠 pool method 計算結果

單位 kgCO <sub>2</sub> e/kg	A 廠		
	Credit	Burden	Value
<b>BOF 热軋鋼捲</b>	1.37	0.070	1.00
<b>EAF 鋼胚</b>	1.37	1.62	0.80
單位 kgCO <sub>2</sub> e/kg	B 廠		
	Credit	Burden	Value
<b>BOF 热軋鋼捲</b>	1.32	0.067	1.05
<b>EAF 鋼胚</b>	1.32	1.54	0.85
單位 kgCO <sub>2</sub> e/kg	C 廠		
	Credit	Burden	Value
<b>BOF 热軋鋼捲</b>	1.21	0.061	1.16
<b>EAF 鋼胚</b>	1.21	1.66	0.96

#### 4.2.4 不同回收評估方法之比較

各廠家應用不同回收評估方法之計算結果整理如表 4- 15 所示，Cut-off approach 為最基礎、簡易及廣為人使用之評估方法，與 Cut-off approach 評估結果相比，應用各廠家數據計算之 BOF 热軋鋼捲碳足跡皆下降，EAF 鋼胚之碳足跡皆上升；除 C 廠家外，其它廠商於使用 WV 評估方法時出現極值，推測原因為使用 WV 評估方法會得到較高的 credit 及 burden 值，反應於評估的產品系統上，而 C 廠商 EAF 鋼胚碳足跡之極值出現於應用 PL 方法，推測原因為 C 廠家單位鋼品所投入的廢鋼較其它廠家較多，相差約 18 %，導致應用 PL 方法所計算之 burden 較高，造成碳足跡結果提高。使用 Pool method 之熱軋鋼捲與鋼胚值最為接近，符合 steel pool 概念之假設，primary 產品和 secondary 產品性質相同，彼此製程可相互取代，因此 BOF 热軋鋼捲與 EAF 鋼胚兩者之碳足跡相近。

三種不同回收評估方法之比較整理如表 4- 16 所示，Cut-off approach 系統邊界涵蓋範圍較小，所需盤查資料較少，系統邊界完整性較低，使用時有切點問題需考量，未考慮 credit 和 burden 較難反應回收物質內含環境衝擊之概念，操作使用上較為容易，對 BOF 業者而言，無計入回收物 credit，對於物質回收之態度可能趨於被動；對 EAF 業者而言，使用廢鋼做為原料投入，不需考量廢鋼之環境負荷，廢鋼用量的精準度可能會降低。

Waste valuation method 系統邊界範圍較完整，依據選擇之分配方式及參考系統需收集較多之盤查數據；相同產品不同人進行評估時，可能選擇之分配基礎或參考系統不同，導致評估結果差異較大，有情境不確定性的問題，可再進一步討論；WV 方法只單方面考慮 credit 和 burden，本研究認為應同時考慮回收物質之 credit 和 burden，WV 評估方法因系統範圍較大，所需資料較多，若非對產品系統相當瞭解，

操作使用難度較高。Pool method 系統邊界較完整，在評價回收物質時所需之盤查資料較多，評價後操作使用較為容易，其它相關產品系統亦可以此回收物質之評價為依據進行評估；在基準物質選擇上亦有情境不確定性之問題，需對該產品之上下游供應鏈有相當程度的瞭解；Pool method 假設 credit=burden，但回收物質之 credit 係來自於避免掉參考產品系統原生生命週期原生料之使用，burden 係來自上一個生命週期環境衝擊之轉移，兩者來源並不相同，且在廢鋼評價方面，投入廢鋼量增加，合理造成 credit 減少，但因其假設 credit 與 burden 相等，意即投入廢鋼量增加 burden 亦減少，似乎有些違反常理，因此本研究認為回收物質之 credit 與 burden 應分別評估。

表 4-15 不同回收評估計算結果

A 廠	CF	WV	PL
<b>BOF 热軋鋼捲</b>	2.3	0.68	1.00
<b>EAF 鋼胚</b>	0.55	0.95	0.80
B 廠	CF	WV	PL
<b>BOF 热軋鋼捲</b>	2.3	0.76	1.05
<b>EAF 鋼胚</b>	0.63	1.03	0.85
C 廠	CF	WV	PL
<b>BOF 热軋鋼捲</b>	2.3	0.68	1.18
<b>EAF 鋼胚</b>	0.54	0.93	0.98

單位 : kgCO<sub>2</sub> e/kg

表 4-16 不同回收評估方法之比較

	<b>Cut-off approach</b>	<b>Waste valuation method</b>	<b>Pool method</b>
系統邊界範圍	較小	較大	較大
系統邊界完整性	較不完整	較完整	較完整
盤查資料	較少	較多	較多
決策影響	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 對 BOF 業者而言，無計入回收物 credit，對於物質回收之態度較為被動。</li> <li>- 對 EAF 業者而言，使用廢鋼做為原料投入，不需考慮其環境負荷，廢鋼用量的精準度可能會降低。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 對 BOF 業者而言，傾向於將廢棄物投入至碳足跡(環境衝擊)較低的下游廠商，或者可以促使既有的供應鏈下游工廠降低自廠產品的碳足跡(環境衝擊)。</li> <li>- 對 EAF 業者而言，有助於其選擇碳足跡(環境衝擊)較小的回收物供應商。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 對 BOF 業者而言，會促使自廠致力於提升回收率。</li> <li>- 對 EAF 業者而言，將更精準的使用廢鋼資源及提升鋼品的回收率。</li> </ul>
其它	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 切點問題。</li> <li>- 未考慮 credit 和 burden。</li> <li>- 較易操作。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 單方面考量 credit 或 burden。</li> <li>- 系統範圍較大，需較多資料，操作較不易。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 選擇基準，賦與回收物值，後續評估以此值為據。</li> <li>- 假設 credit=burden。</li> <li>- 選擇基準評價回收物時，需較大的系統範圍及資料，後續以此值評估時系統範圍及資料較少，較易操作。</li> </ul>

資料來源：WSA，2011a；本研究整理

#### 4.2.5 小結

綜合前述三種方法之評估結果，本研究認為合理、完整的回收評估方法應符合下列條件：

1. 使用回收物做為原料投入時，應考慮環境負荷(burden)，即回收物應分擔部分來自上一個生命週期的環境衝擊；
2. 最終處置階段，將廢棄物回收時應有環境額度產生(credit)，即避免之下一個生命週期使用原生物料的環境衝擊，應回饋於上一個生命週期，作為 credit；
3. 原生產品系統邊界應包含「回收物經清潔隊、古物商(或稱拾荒者)收集，運送至回收商」此階段之環境衝擊評估；
4. 回收物質之 credit 及 burden 應各別評估。

綜上所述，本研究認為若評估者之盤查資料來源足夠，對產品上下游供應鏈有相當程度的瞭解，建議使用 waste valuation method 做為回收物質之碳足跡評估方法，且回收物之 credit 及 burden 皆應考慮，如此不僅可獲得較完整之碳足跡資訊，亦可帶動整體供應鏈之生命週期盤查。

本小節為將 4.1 節 A、B、C 三廠家之碳足跡結果，進行三種不同回收方法 cut-off approach、waste valuation、pool method 之分析比較，茲將結果整理如下：

1. WV、PL 方法與 CF 方法評估結果相比，應用各廠家數據計算之 BOF 热軋鋼捲碳足跡皆下降，EAF 鋼胚之碳足跡皆上升；除 C 廠家外，其它廠商於使用 WV 評估方法時出現極值，其原因為 C 廠家單位鋼品所投入的廢鋼較其它廠家較多，相差約 18 %，導致其應用 PL 方法之碳足跡較高。
2. 三種不同回收方法部分，Cut-off approach 系統邊界涵蓋範圍較小，所需盤查資料較少，系統邊界完整性較低，使用時有切點問題需考量，未考慮 credit 和 burden 較難反應回收物質內含環境衝擊之

概念，操作使用上較為容易；Waste valuation method 系統邊界範圍較完整，依據選擇之分配方式及參考系統需收集較多之盤查數據；有情境不確定性的問題，可再進一步討論；本研究認為使用 WV 方法應同時考慮回收物質之 credit 和 burden，其操作使用難度較高；Pool method 系統邊界較完整，在評價回收物質時所需之盤查資料較多，評價後操作使用較為容易，亦有情境不確定性之問題，對產品供應鏈要有相當程度的瞭解，本研究認為使用 PL 方法，credit 和 burden 應分別評估。

3. 三種不同回收方法在決策影響部分，對 BOF 業者而言，應用 CF 方法其對於物質回收之態度較為被動；應用 WV 方法可使其傾向於將廢棄物投入至碳足跡(環境衝擊)較低的下游廠商，或者可以促使既有的供應鏈下游工廠降低自廠產品的碳足跡(環境衝擊)；應用 PL 方法會促使自廠致力於提升回收率；而對 EAF 業者而言，應用 CF 方法廢鋼用量的精準度會降低；應用 WV 方法有助於其選擇碳足跡(環境衝擊)較小的回收物供應商；應用 PL 方法將更精準的使用廢鋼資源及提升鋼品的回收率。

## 4.3 不確定性分析結果

本研究利用問卷方式進行電弧爐煉鋼業鋼胚製造之個案盤查，並運用 SimaPro 7.3 環境資料庫與 IPCC 2007 全球暖化潛勢因子進行 A、B、C 各廠鋼胚之碳足跡評估。然而在碳足跡評估過程中存在許多不確定性，如參數不確定性、模式不確定性及情境不確定性，本研究所探討的為參數不確定性；一般生命週期評估案例並未進行不確定性分析，未提供評估結果之信賴度範圍，當相同兩產品 A、B 進行決策分析時，若兩者之變異度很小，顯示產品 A 與產品 B 有差別，但當變異數大時，產品 A 與 B 間之峰值差異實際上可能等於沒有差別(羅時麒，2005)；因此，為正確傳達該評估結果數據品質之相關資訊，應進行不確定性評估。

本小節主要目的為探討電弧爐鋼胚個案廠商盤查數據之參數不確定性，首先將進行參數機率分布型式進行擬合，決定分布型式與參數設定，後配合 Crystal ball 軟體運用蒙地卡羅模擬進行各廠原物料投入產出項之不確定性評估，並以敏感度分析瞭解各投入項對碳足跡不確定性之貢獻程度，爾後再進行不同回收方法的不確定性分析。

### 4.3.1 參數機率分布型式擬合

執行碳足跡之不確定性分析，首先要進行參數機率分布之設定，因此本研究收集國內電弧爐鋼胚年產量前四名中之 A、B、C 三家電弧爐廠商，將其歷年(2006-2010)鋼胚年產量以及關鍵 CO<sub>2</sub> 排放項目：電力、焦炭、生石灰年投入量輸入至 Crstal ball 軟體，進行參數機率分布型式之擬合，以做為電力、焦炭、碳粉以及其他原物料投入參數之機率分布型式，隨機模擬次數為 10000 次，經分布檢定結果，鋼胚最佳擬合分布為 Beta distribution 見圖 4- 15；分布參數設定， $\alpha$  值為 1.16， $\beta$  值為 1.18。電力最佳擬合分布為 Triangular distribution 見圖

4- 16；焦炭最佳擬合分布為 Lognormal distribution 見圖 4- 17；生石灰最佳擬合分布為 Beta distribution 見圖 4- 17；分布參數設定， $\alpha$  值為 3.77， $\beta$  值為 1.91；各參數機率分布檢定結果參照附錄四。

參數機率分布型式擬合的結果顯示，鋼胚及生石灰皆為 Beta 分布，電力、焦炭分別為 Triangular、Lognormal 分布，推測原因可能為鋼胚及生石灰相對電力及焦炭而言，產(用)量較大且穩定，生石灰為電弧爐製程中相當重要的造碴劑，因此趨向於 uniform 及 normal 分布；在電弧爐煉鋼過程中作焦炭還原劑之用，且會依製程或成本考量與碳粉交替使用，而電弧爐業者會視當年或當季電價波動對電力進行調整，因此造成焦炭及電力之機率分布型式與其它兩者不同。

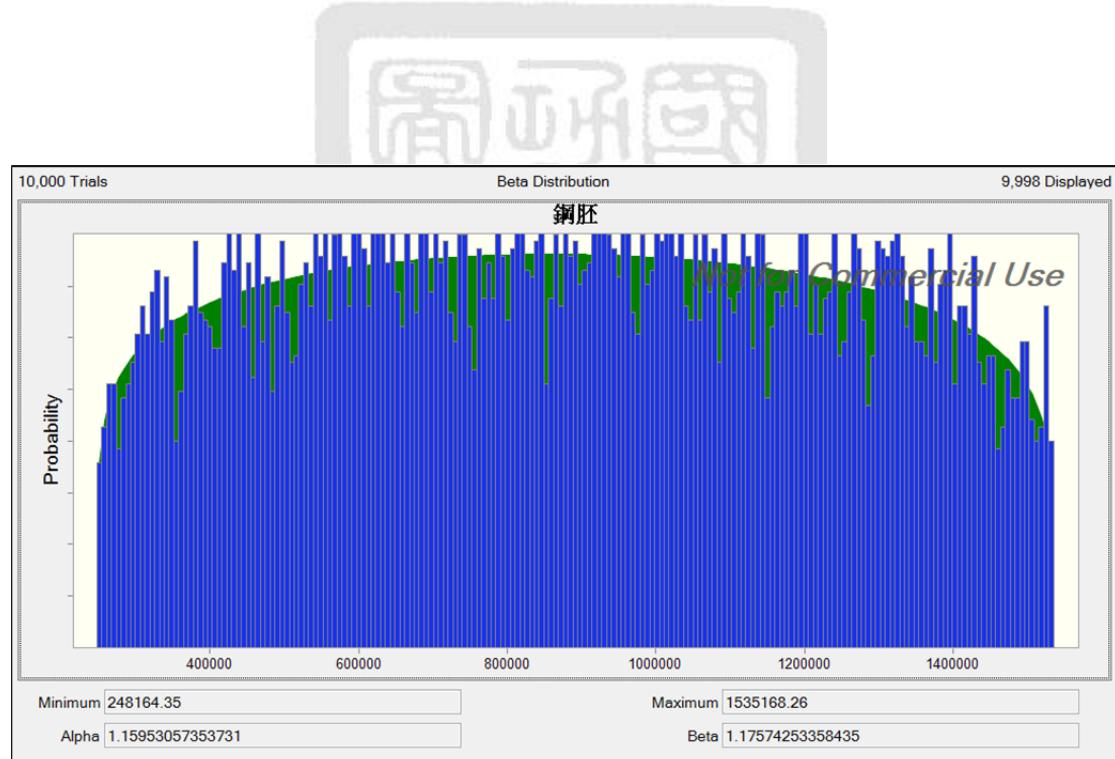


圖 4- 15 鋼胚最佳擬合分布結果

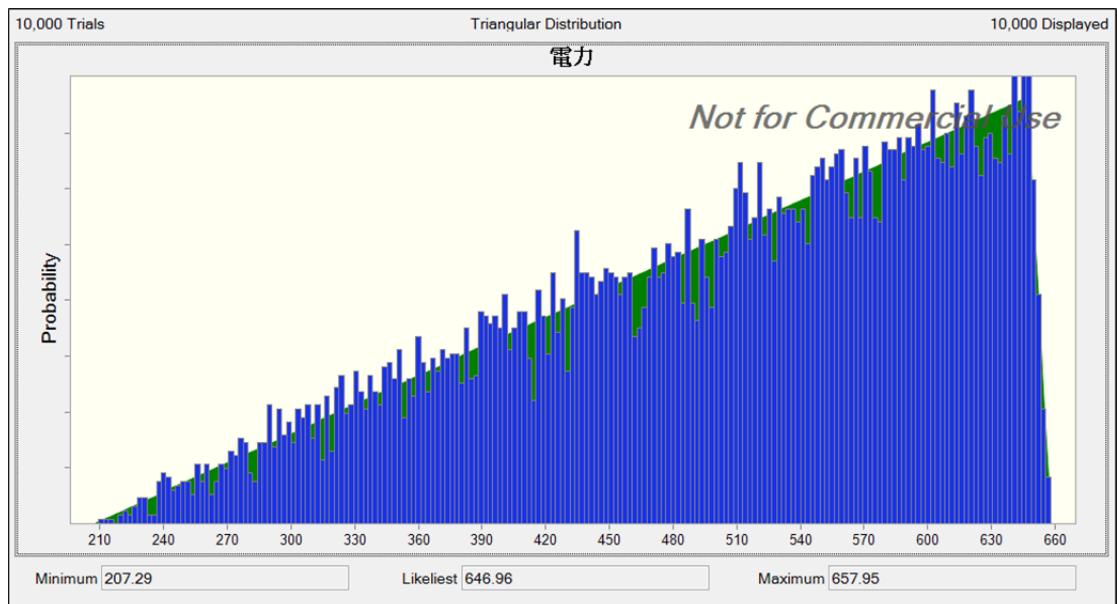


圖 4- 16 電力最佳擬合分布結果

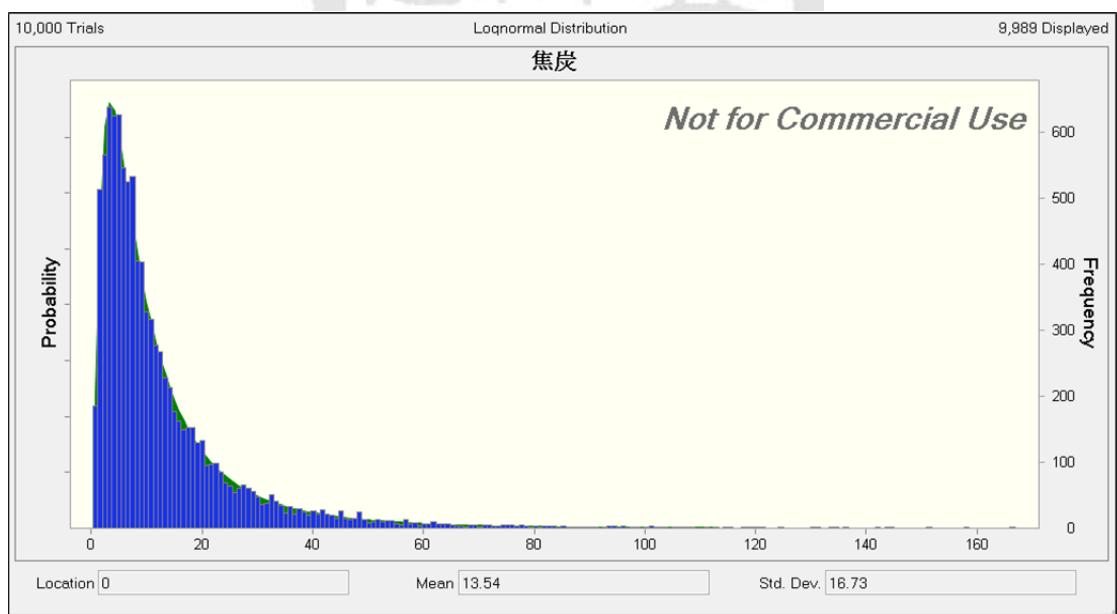


圖 4- 17 焦炭最佳擬合分布結果

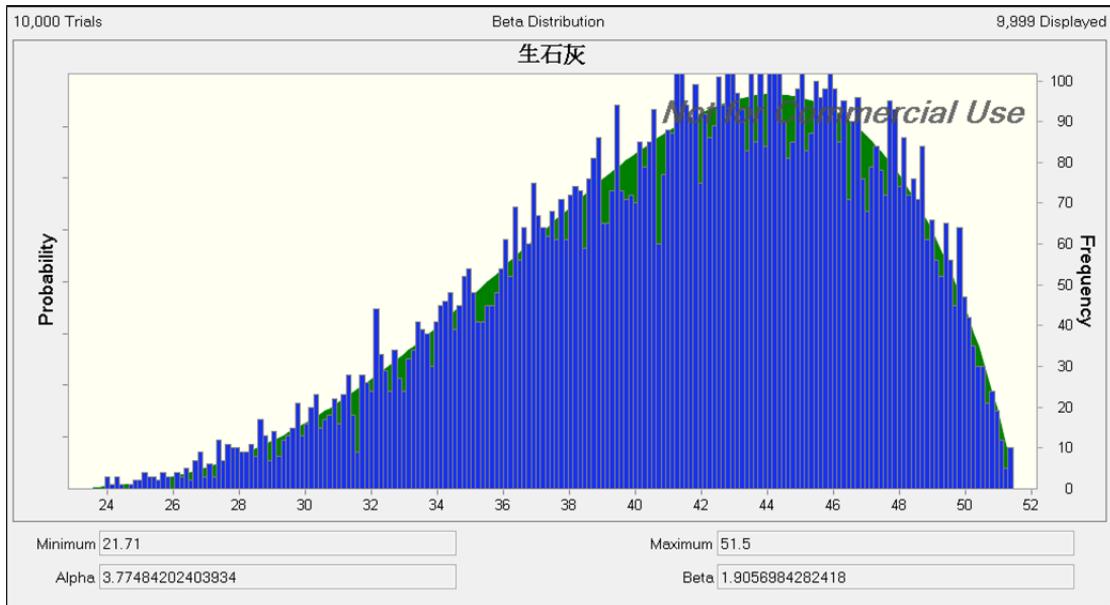


圖 4-18 生石灰最佳擬合分布結果

#### 4.3.2 參數設定

本小節以蒙地卡羅模擬 A、B、C 三廠家 2006-2010 年原物料投入情形，進行不確定性信賴區間之評估，後以敏感度分析探討各參數對不確定性的貢獻；不確定性分析參數設定部分，由前節分布擬合結果得電力及焦炭之參數之機率分布型式為 Triangular 及 Lognormal，生石灰為 Beta 分布，參數設定  $\alpha$  值為 3.77， $\beta$  值為 1.91；電極棒、天然氣、燃料油等，因盤查資料數不足且非碳足跡主要貢獻項目，因此本研究假設前述投入項目與鋼胚年產量呈正相關，其分布型式與鋼胚相同，為 Beta 分布，參數設定  $\alpha$  值為 1.16， $\beta$  值為 1.18；水及廢氣部分為參考文獻依比例推估，無實際之數值範圍故假設其為定值，其它相關參數設定如表 4-17 所示。

表 4- 17 各廠不確定性分析之參數設定

	項目	Mean	分布設定
A 廠	電極棒	4.33E-03	Beta (3.96E-03, 4.77E-03)
	電力	2.98E-01	Triangular (1.87E-01, 3.99E-01)
	水	1.63E-02	Constant
	天然氣	4.15E-03	Beta (2.50E-03, 7.41E-03)
	燃料油	1.74E-03	Beta (1.13E-03, 2.54E-03)
	焦炭	2.93E-02	Lognormal (2.93E-02, 1.44E-02)
	碳粉	3.63E-02	Beta (3.29E-02, 4.13E-02)
	生石灰	4.51E-02	Beta (4.19E-02, 4.72E-02)
	廢氣	1.25E-02	Constant
B 廠	電極棒	4.28E-03	Beta (4.05E-03, 4.50E-03)
	電力	3.81E-01	Triangular (3.69E-01, 3.87E-01)
	水	1.63E-02	Constant
	天然氣	4.06E-03	Beta (2.26E-03, 7.02E-03)
	燃料油	1.76E-03	Beta (1.02E-03, 2.40E-03)
	焦炭	7.14E-02	Lognormal (7.14E-02, 3.27E-03)
	碳粉	-	-
	生石灰	3.79E-02	Beta (3.52E-02, 4.24E-02)
	廢氣	1.25E-02	Constant
C 廠	電極棒	4.95E-03	Beta (4.29E-03, 6.87E-03)
	電力	2.62E-01	Triangular (2.43E-01, 2.84E-01)
	水	1.92E-02	Constant
	天然氣	3.78E-03	Beta (2.50E-03, 5.17E-03)
	燃料油	1.91E-03	Beta (1.13E-03, 2.81E-03)
	焦炭	1.20E-02	Lognormal (1.20E-02, 6.07E-03)
	碳粉	3.60E-02	Beta (1.24E-02, 6.68E-02)
	生石灰	3.79E-02	Beta (3.52E-02, 4.24E-02)
	廢氣	1.48E-02	Constant

Beta (min, max),  $\alpha_{\text{生石灰}}=3.77$ ,  $\beta_{\text{生石灰}}=1.91$ ;  $\alpha_{\text{其它}}=1.16$ ,  $\beta_{\text{其它}}=1.18$ ;

Triangular (min, max), likeliest=mean; Lognormal (mean, standard deviation)

### 4.3.3 A 廠不確定性分析結果

A 廠商鋼胚歷年碳足跡結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析結果在 90 % 信賴區間內為 0.47 -0.62 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 0.55 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0832，如圖 4- 19 所示，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 18 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相同，顯示其值具代表性，兩者比較之結果顯示，不確定性分析可提供更多數據品質資訊予決策者參考；本研究將加入不確定性資訊之碳足跡結果進行擬合，可得 A 廠鋼胚各原物料不確定性對碳足跡之影響，其結果為 Beta 分布，其參數設定極小值為 0.39，極大值為 0.73， $\alpha$  值為 6.08， $\beta$  值為 6.47，如圖 4- 20 所示；其機率分布檢定結果參照附錄四。

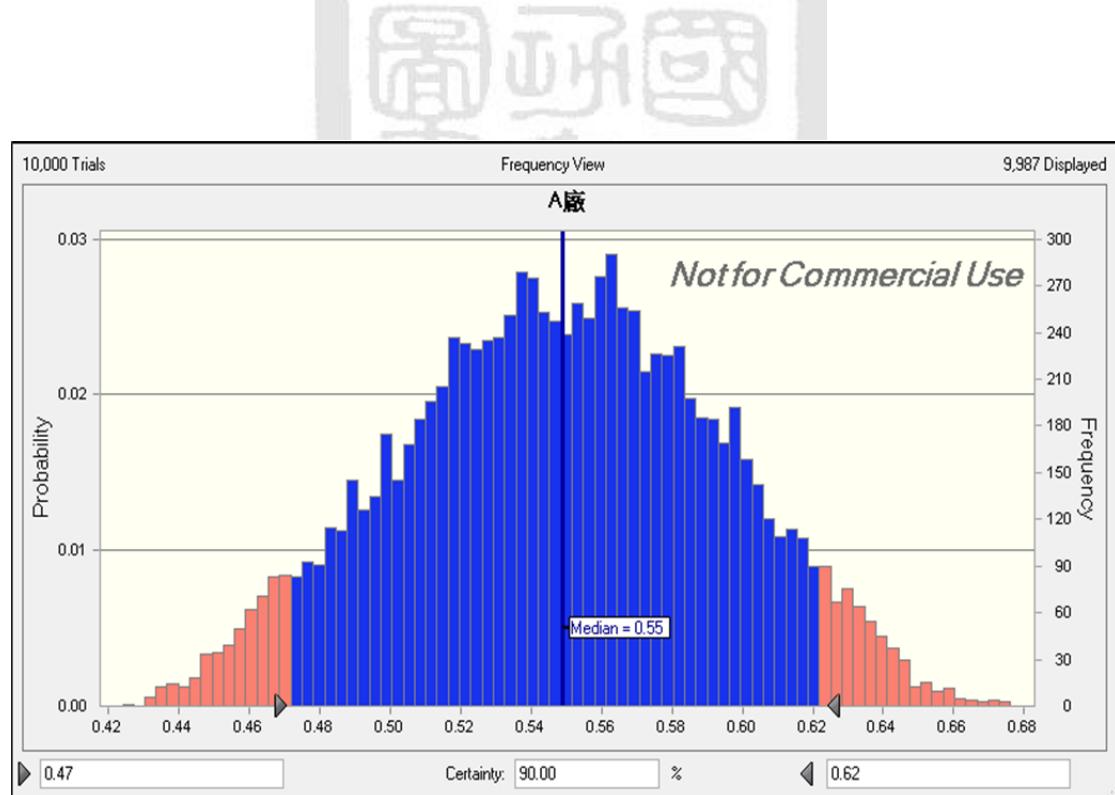


圖 4- 19 A 廠碳足跡不確定性分析結果

表 4- 18 A 廠碳足跡評估結果及其不確定性資訊之比較

<b>CFP results without uncertainty</b>	0.55
<b>CFP results with uncertainty</b>	
<b>5<sup>th</sup>%</b>	0.47
<b>50<sup>th</sup>%(Median)</b>	0.55
<b>95<sup>th</sup>%</b>	0.62
<b>Standard deviation</b>	0.05
<b>Coefficient of variation(CV)</b>	0.0832

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

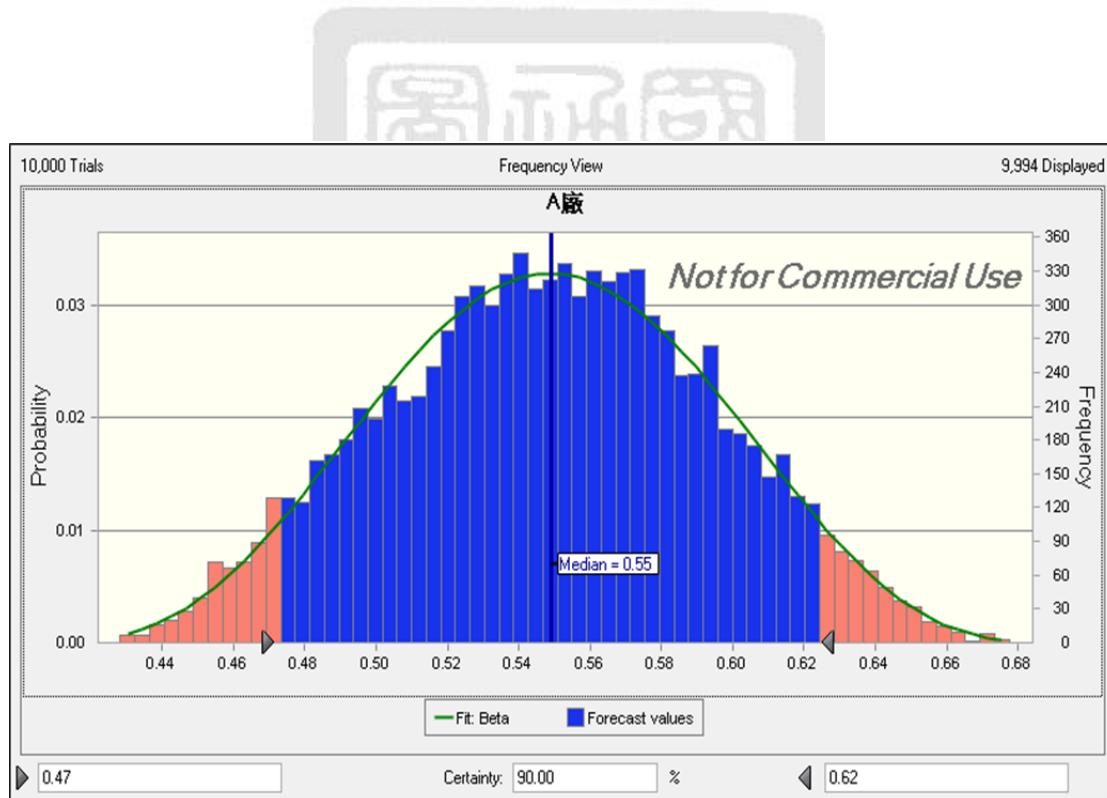


圖 4- 20 包含不確定性資訊之碳足跡最佳擬合結果

#### 4.3.3.1 A 廠敏感度分析

結合蒙地卡羅模擬之敏感度分析可瞭解各參數對整體碳足跡不確定性輸出之相對貢獻；A 廠家結合蒙地卡羅模擬之敏感度分析如圖 4- 21 所示，個別參數之不確定性致總變異性大於 5 % 者為電力及焦炭，其中以電力對總不確定性之貢獻度最高，約占 91.7 %；電弧爐製程主要能量來源為電力，電弧爐業者會依據當年或當季電價的波動對製程進行調整，因此可能造成電力不確定性較高之原因；另外，電力亦為碳足跡最主要之貢獻者，故對電弧爐煉鋼業者而言，電力使用為相當關鍵之因素。

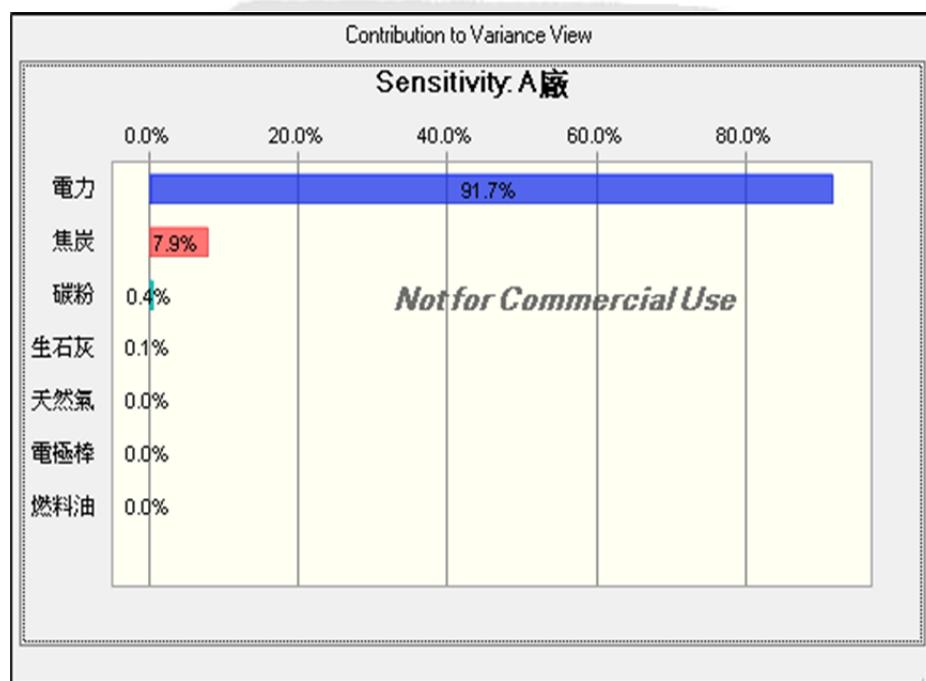


圖 4- 21 A 廠碳足跡不確定性敏感度分析

#### 4.3.4 B 廠不確定性分析結果

B 廠商鋼胚歷年碳足跡結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析結果在 90 % 信賴區間內為 0.62 -0.64 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 0.63 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.00624，如圖 4- 22，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 19 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相同，顯示其值具代表性，不確定性分析可提供更多數據品質資訊予決策者參考；本研究將加入不確定性資訊之碳足跡結果進行擬合，可得 B 廠鋼胚各原物料不確定性對碳足跡之影響，其結果為 Beta 分布，其參數設定極小值為 0.59，極大值為 0.67， $\alpha$  值為 23.8， $\beta$  值為 16.9，如圖 4- 23 所示；其機率分布檢定結果參照附錄四。

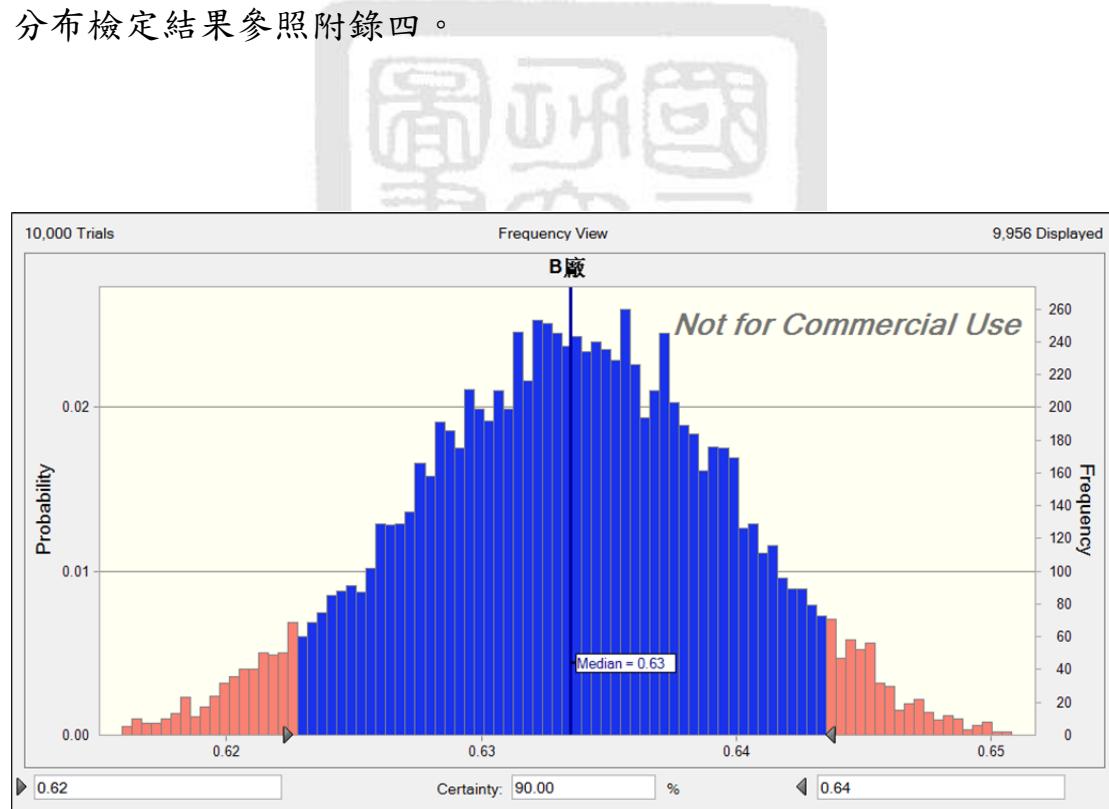


圖 4- 22 B 廠碳足跡不確定性分析結果

表 4- 19 B 廠碳足跡評估結果及其不確定性資訊之比較

<b>CFP results without uncertainty</b>	0.63
<b>CFP results with uncertainty</b>	
<b>5<sup>th</sup>%</b>	0.62
<b>50<sup>th</sup>%(Median)</b>	0.63
<b>95<sup>th</sup>%</b>	0.64
<b>Standard deviation</b>	0.00624
<b>Coefficient of variation(CV)</b>	0.0098

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

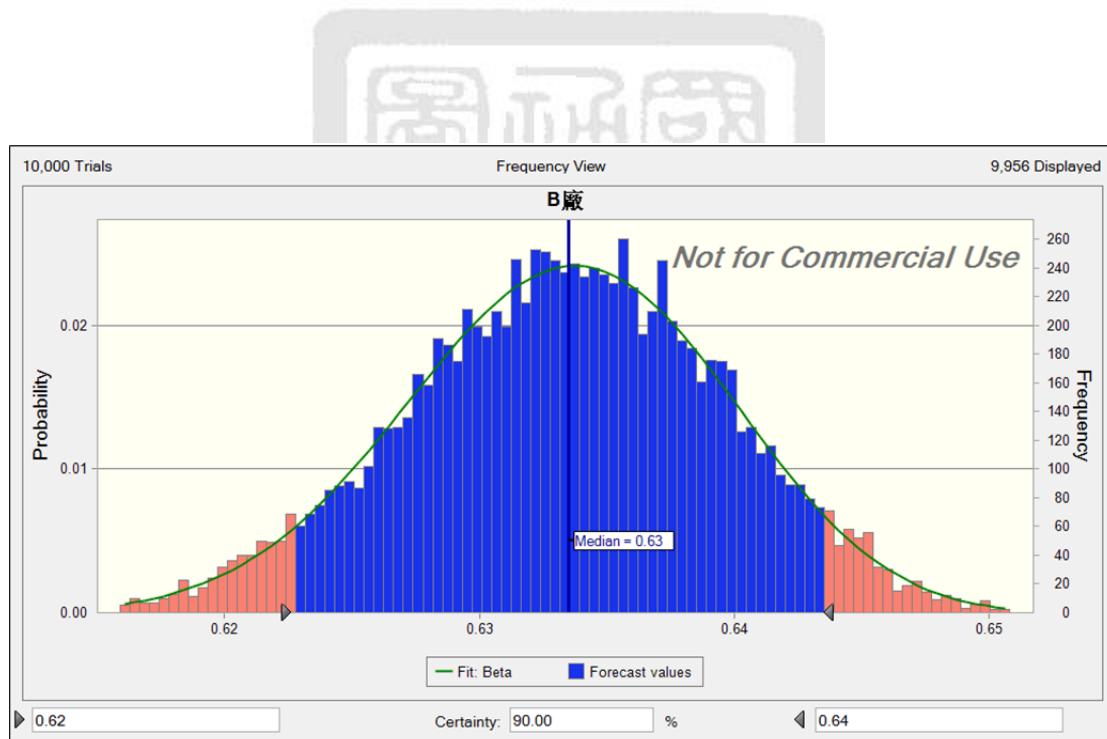


圖 4- 23 B 廠包含不確定性資訊之碳足跡最佳擬合結果

#### 4.3.4.1 B 廠敏感度分析

B 廠家結合蒙地卡羅模擬之敏感度分析如圖 4- 24 所示，個別參數之不確定性致總變異性大於 5 %者為電力、生石灰及焦炭，天然氣占 4 %，其中依然以電力對總不確定性之貢獻度最高，約占 38.0 %；其它原物料如生石灰及焦炭亦占有相當程度之比重，分別為 31.4 %、25.9 %，除電力之外的其它參數不確定性貢獻比例較 A 廠高出許多，參照 B 廠不確定性分析之結果(表 4- 19)，可知 B 廠家之不確定性相當小，推測參數間差異之貢獻效果因此被放大。

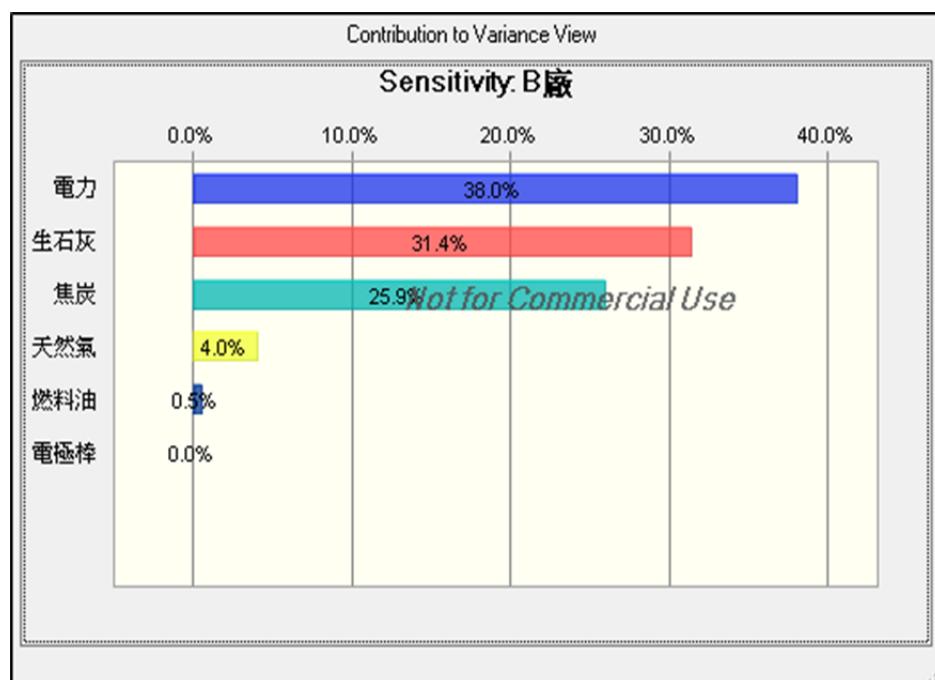


圖 4- 24 B 廠碳足跡不確定性敏感度分析

### 4.3.5 C 廠不確定性分析結果

C 廠商鋼胚歷年碳足跡結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析結果在 90 % 信賴區間內為 0.50 -0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 0.52 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0243，如圖 4- 25 所示，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 20 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相近，顯示其值具代表性，不確定性分析可提供更多數據品質資訊予決策者參考；本研究將加入不確定性資訊之碳足跡結果進行擬合，可得 C 廠鋼胚各原物料不確定性對碳足跡之影響，其結果為 Beta 分布，其參數設定極小值為 0.47，極大值為 0.65， $\alpha$  值為 19.7， $\beta$  值為 32.1，如圖 4- 26 所示。

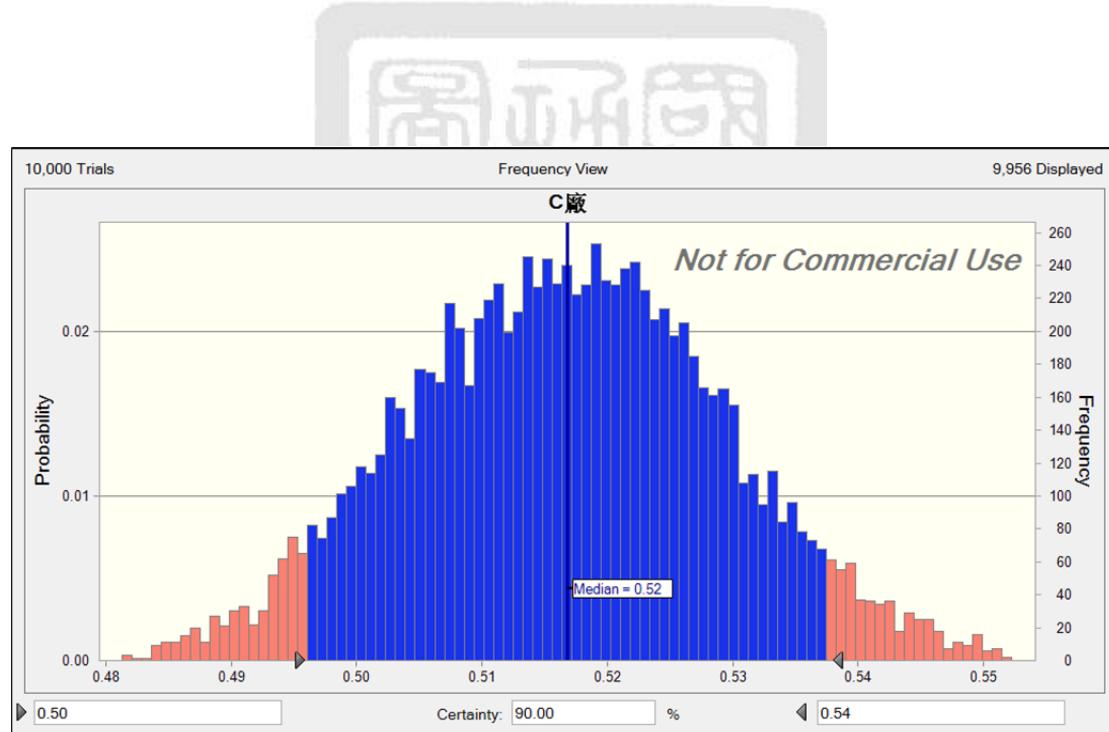


圖 4- 25 C 廠碳足跡不確定性分析結果

表 4- 20 C 廠電弧爐碳足跡評估結果及其不確定性資訊之比較

<b>CFP results without uncertainty</b>	0.54
<b>CFP results with uncertainty</b>	
<b>5<sup>th</sup>%</b>	0.50
<b>50<sup>th</sup>% (Median)</b>	0.52
<b>95<sup>th</sup>%</b>	0.54
<b>Standard deviation</b>	0.01
<b>Coefficient of variation(CV)</b>	0.0243

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

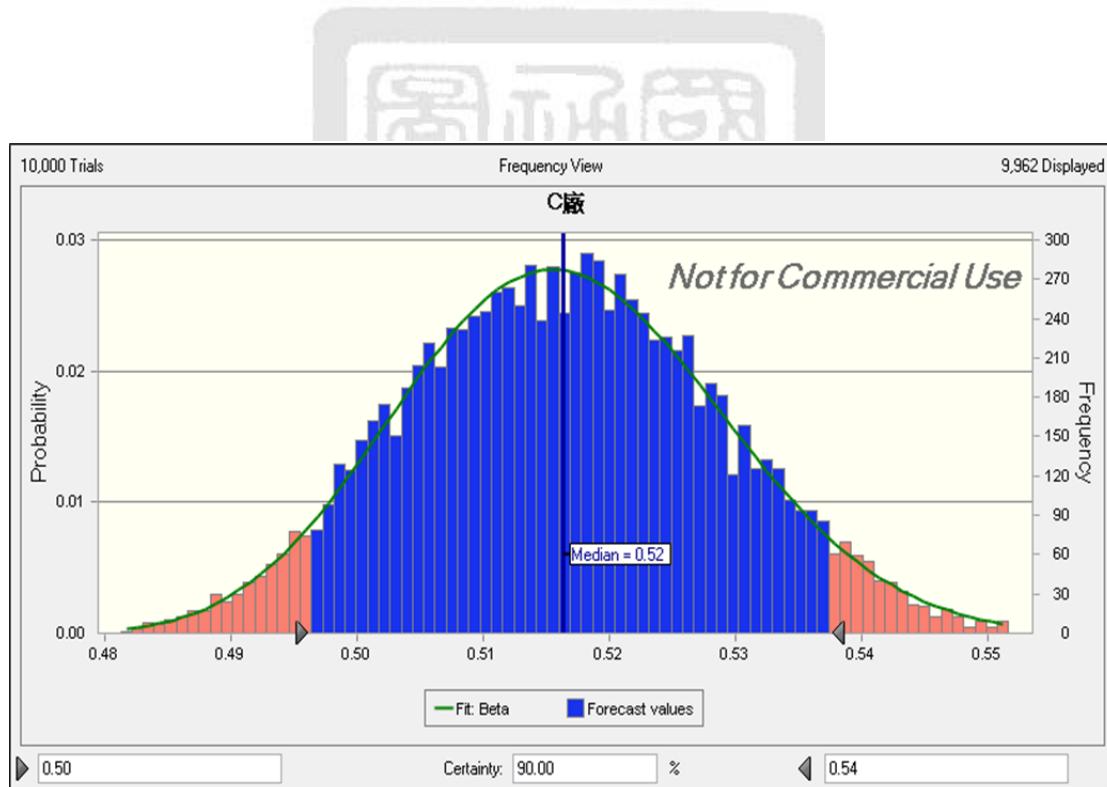


圖 4- 26 C 廠包含不確定性資訊之碳足跡最佳擬合結果

#### 4.3.5.1 C 廠敏感度分析

C 廠家結合蒙地卡羅模擬之敏感度分析如圖 4- 27 所示，個別參數之不確定性致總變異性大於 5 % 者為電力、碳粉及焦炭，天然氣約占 1.3 %，生石灰約占 1.0 %，其中依然以電力對總不確定性之貢獻度最高，約占 45.2 %；其它原物料如生石灰及焦炭亦占有相當程度之比重，分別為 34.8 %、17.0 %，推測可能為 C 廠家之還原劑是採用碳粉及焦炭相互調度，導致兩參數之不確定性貢獻量高於電力以外之參數，然而碳粉之 GWP 因子較焦炭高，使用量也較焦炭大，因此碳粉之貢獻量高於焦炭。

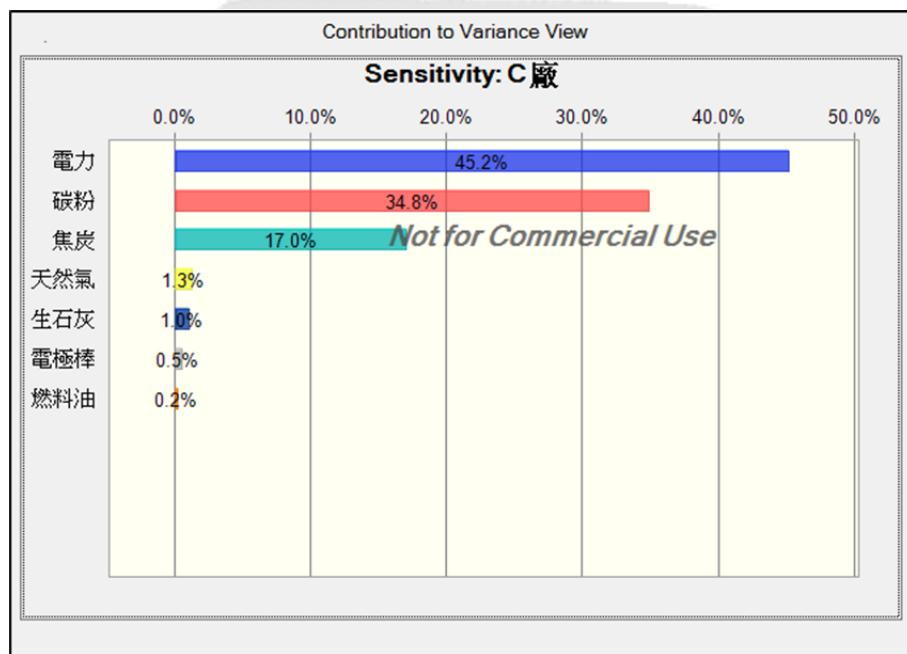


圖 4- 27 C 廠碳足跡不確定性敏感度分析

#### 4.3.6 各廠不確定性分析結果比較

比較傳統點估計與參數機率性分布評估結果，顯示加入參數機率性評估具有較多不確定性特徵資訊，各廠之點估計與包含不確定性資訊之碳足跡結果整理如表 4- 21 所示；由表中變異係數(CV)結果可知，A、B、C 三廠家碳足跡之不確定性大小排序為 A 廠 > C 廠 > B 廠，三廠家中不確定性最小者為 B 廠家，推測可能為 B 廠家每年產量大而穩定 2006-2010 年各年產量均達 100 萬噸以上，製程參數變化程度小，因此不確定性較低；A 廠年產量變動幅度較大，2006-2010 年間年產量最高達 103 萬噸，最低為 48 萬噸，另 A 廠家於 2010 年進行大規模製程調整，連帶影響其它原物料投入產出之情形，因此 A 廠家之不確定性較大。C 廠家之總年產量雖無 A、B 廠家多，但歷年產量變動幅度較 A 廠小，年產量最高為 68 萬噸，最低為 31 萬噸，因此不確定性介於 A、B 兩廠家之間。

表 4- 21 各廠碳足跡結果及其不確定性資訊之比較

	A 廠	B 廠	C 廠
<b>CFP results without uncertainty</b>	0.55	0.63	0.54
<b>CFP results with uncertainty</b>			
<b>5<sup>th</sup>%</b>	0.47	0.62	0.50
<b>50<sup>th</sup>% (Median)</b>	0.55	0.63	0.52
<b>95<sup>th</sup>%</b>	0.62	0.64	0.54
<b>Standard deviation</b>	0.05	0.00624	0.01
<b>Coefficient of variation(CV)</b>	0.0832	0.0098	0.0243

單位：kgCO<sub>2</sub>e/kg

由各廠家不確定性之機率分布(圖 4-28)可觀察出 B、C 兩廠變異度較小，A 廠變異度較大且與其它兩廠之機率分布有部分重疊，當重疊部分較多時，代表不確定性將影響生命週期評估的結果(羅時麒，2005)，故在使用 A 廠家之碳足跡結果時應依其不確定性資訊仔細分析再作判斷，因此在相同情境下，點估計及機率不確定性模式之分析，可能會造就不同的決策結果(羅時麒，2005)。

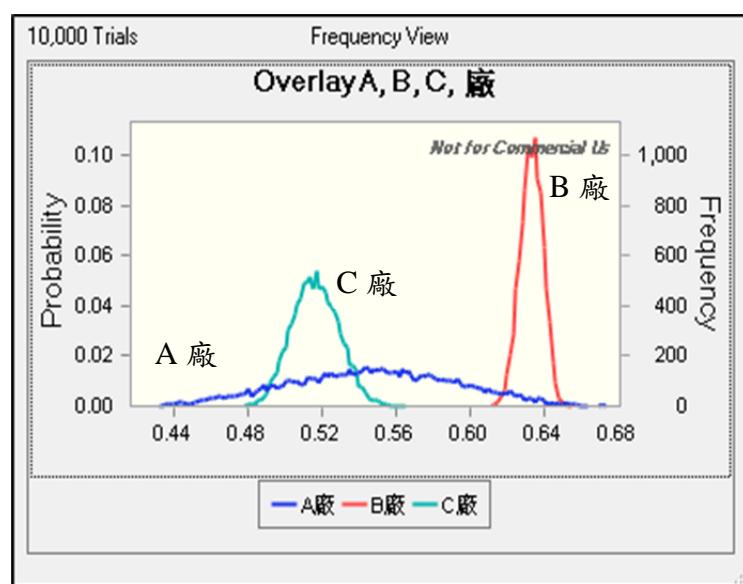


圖 4-28 各廠碳足跡不確定性分析結果

### 4.3.7 各廠應用 Waste valuation method 之不確定性分析

#### 1. A 廠

將 A 廠家利用 WV 方法計算之結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析在 90 % 信賴區間內為 0.88-1.03 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 0.95 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.048，如圖 4- 29 所示，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 22 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相同，顯示其值具代表性。

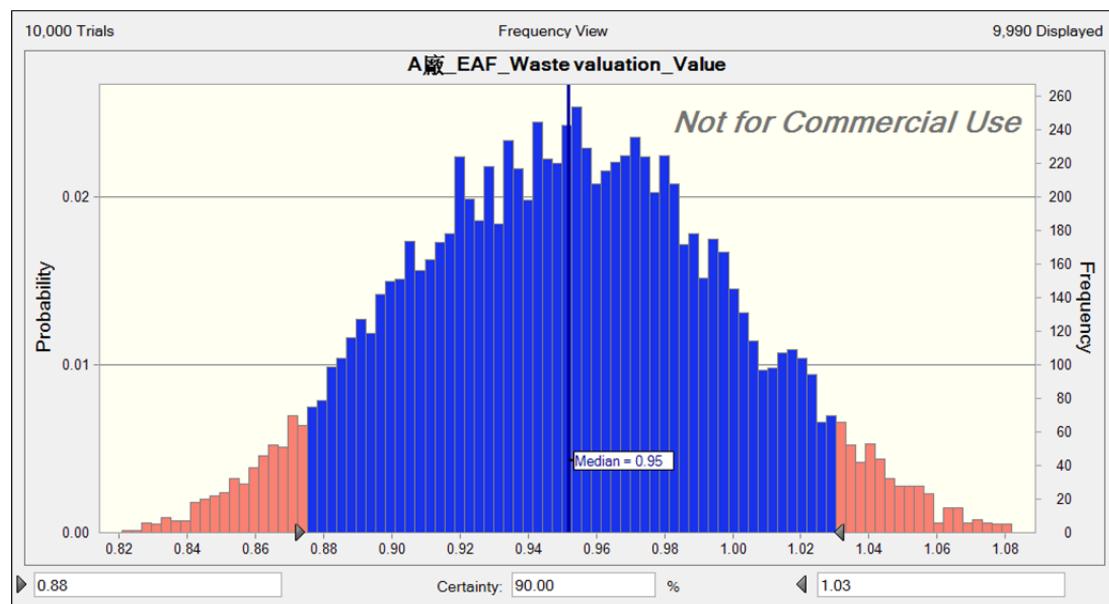


圖 4- 29 A 廠 WV 方法碳足跡不確定性分析結果

表 4- 22 A 廠 WV 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較

<b>CFP results without uncertainty</b>	0.95
<b>CFP results with uncertainty</b>	
5 <sup>th</sup> %	0.88
50 <sup>th</sup> %(Median)	0.95
95 <sup>th</sup> %	1.03
<b>Standard deviation</b>	0.05
<b>Coefficient of variation(CV)</b>	0.048

單位：kgCO<sub>2</sub>e/kg

## 2. B 廠

將 B 廠家利用 WV 方法計算之結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析在 90 % 信賴區間內為 1.02-1.04 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 1.03 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.006，如圖 4- 30 所示，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 23 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相同，顯示其值具代表性。

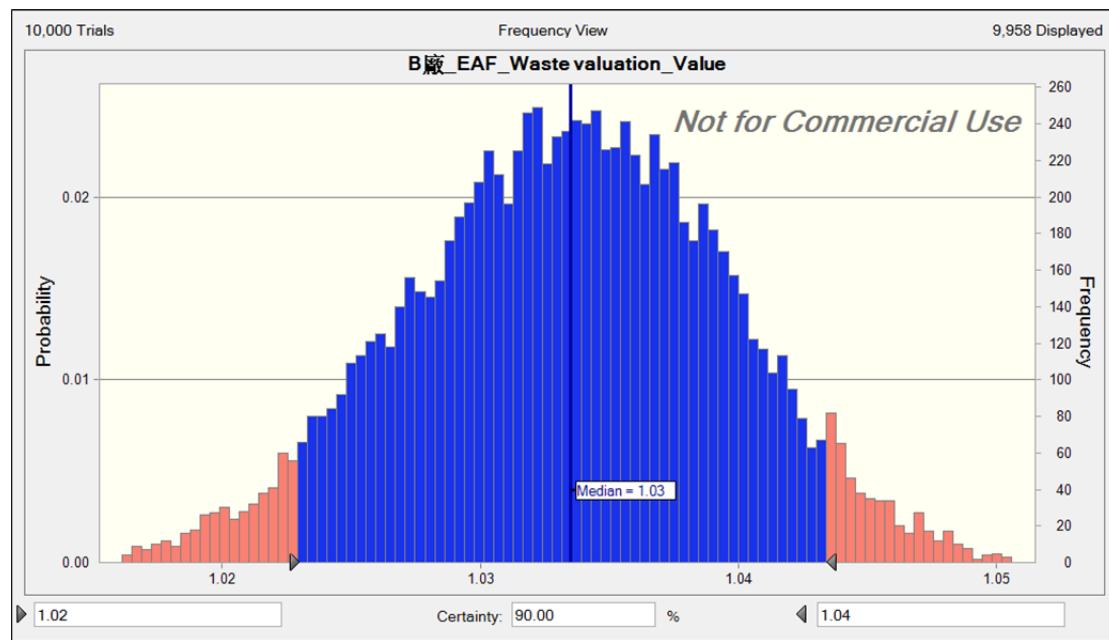


圖 4- 30 B 廠 WV 方法碳足跡不確定性分析結果

表 4- 23 B 廠 WV 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較

CFP results without uncertainty	1.03
<b>CFP results with uncertainty</b>	
5 <sup>th</sup> %	1.02
50 <sup>th</sup> %(Median)	1.03
95 <sup>th</sup> %	1.04
Standard deviation	0.01
Coefficient of variation(CV)	0.006

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

### 3. C 廠

將 C 廠家利用 WV 方法計算之結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析在 90 % 信賴區間內為 0.90-0.95 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 0.92 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0146，如圖 4- 31 所示，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 24 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相近，顯示其值具代表性。

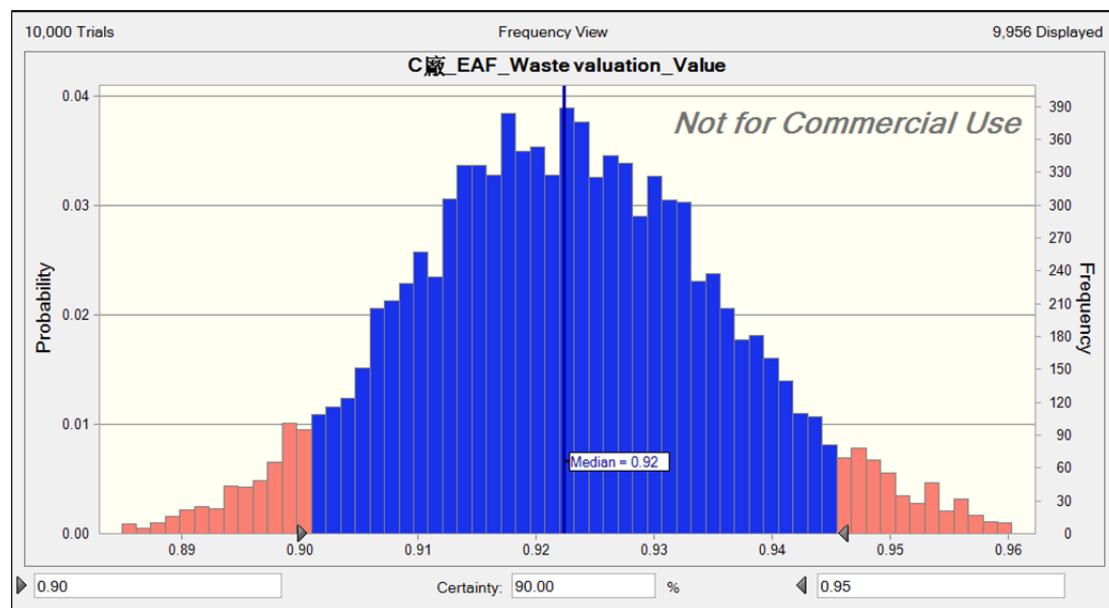


圖 4- 31 C 廠 WV 方法碳足跡不確定性分析結果

表 4- 24 C 廠 WV 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較

CFP results without uncertainty	0.93
CFP results with uncertainty	
5 <sup>th</sup> %	0.90
50 <sup>th</sup> %(Median)	0.92
95 <sup>th</sup> %	0.95
Standard deviation	0.01
Coefficient of variation(CV)	0.0146

單位：kgCO<sub>2</sub>e/kg

#### 4.3.8 各廠應用 Pool method 之不確定性分析

##### 1. A 廠

將 A 廠家利用 PL 方法計算之結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析在 90 % 信賴區間內為 0.74-0.87 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 0.81 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0485，如圖 4- 32 所示，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 25 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相近，顯示其值具代表性。

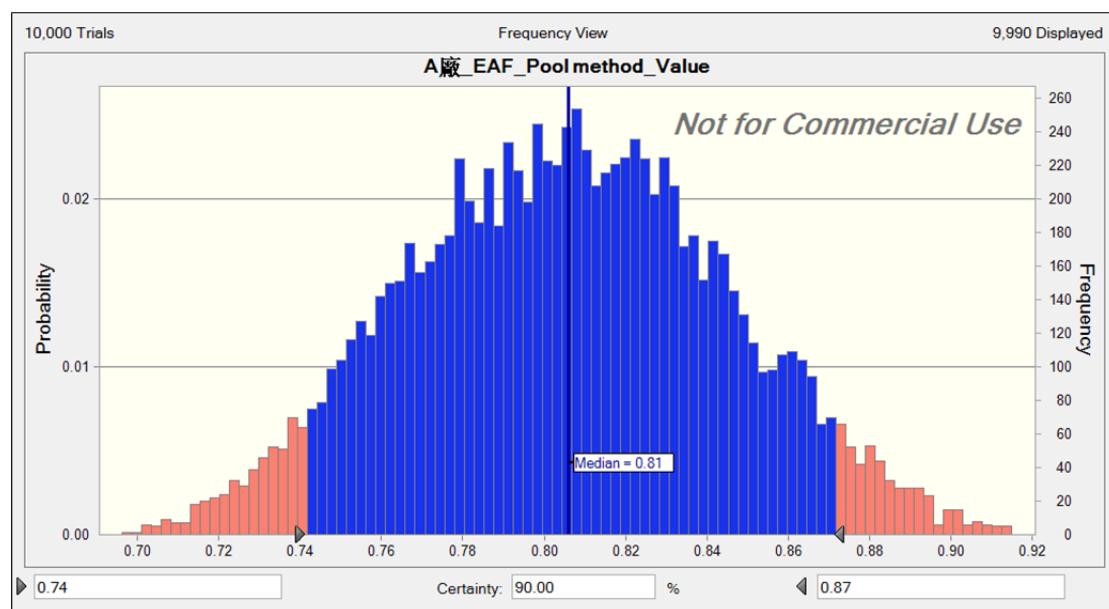


圖 4- 32 A 廠 PL 方法碳足跡不確定性分析結果

表 4- 25 A 廠 PL 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較

<b>CFP results without uncertainty</b>	0.80
<b>CFP results with uncertainty</b>	
5 <sup>th</sup> %	0.74
50 <sup>th</sup> %(Median)	0.81
95 <sup>th</sup> %	0.87
<b>Standard deviation</b>	0.04
<b>Coefficient of variation(CV)</b>	0.0485

單位：kgCO<sub>2</sub>e/kg

## 2. B 廠

將 B 廠家利用 PL 方法計算之結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析在 90 % 信賴區間內為 0.85-0.86 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 0.85 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0061，如圖 4- 33 所示，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 26 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相同，顯示其值具代表性。

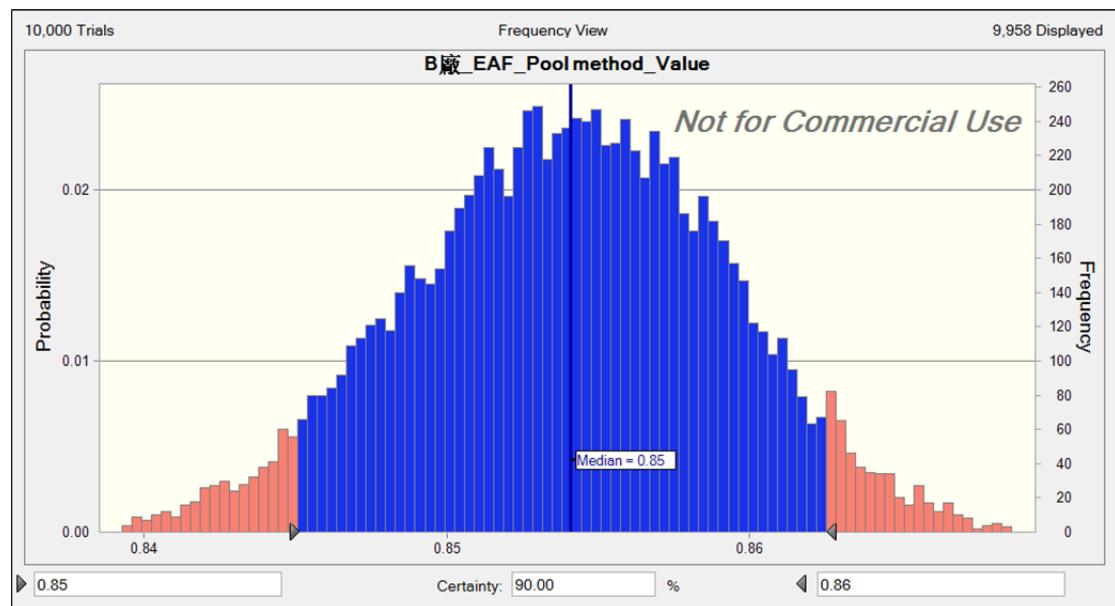


圖 4- 33 B 廠 PL 方法碳足跡不確定性分析結果

表 4- 26 B 廠 PL 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較

CFP results without uncertainty	0.85
<b>CFP results with uncertainty</b>	
5 <sup>th</sup> %	0.85
50 <sup>th</sup> %(Median)	0.85
95 <sup>th</sup> %	0.86
Standard deviation	0.01
Coefficient of variation(CV)	0.0061

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

### 3. C 廠

將 C 廠家利用 PL 方法計算之結果，經蒙地卡羅機率參數不確定性分析在 90 % 信賴區間內為 0.96-0.99 kgCO<sub>2</sub>e/kg，中位數(Median)為 0.97 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.01，如圖 4- 34 所示，比較傳統點估計與加入不確定性資訊碳足跡評估之結果如表 4- 27 所示，傳統點估計值與不確定性分析結果之中位數相近，顯示其值具代表性。

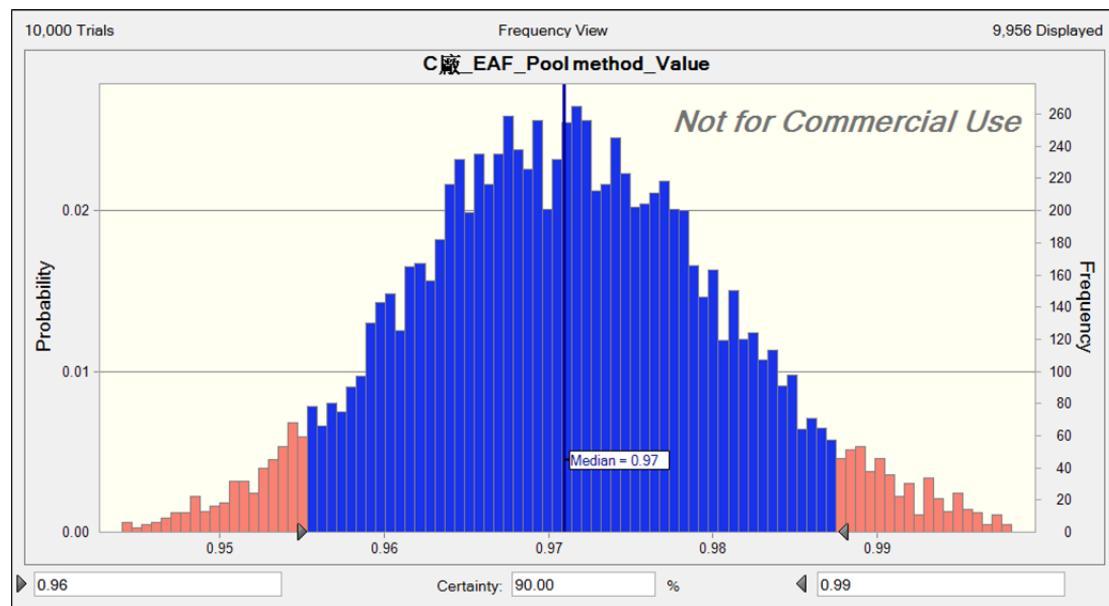


圖 4- 34 C 廠 PL 方法碳足跡不確定性分析結果

表 4- 27 C 廠 PL 方法碳足跡及其不確定性資訊之比較

CFP results without uncertainty	0.98
<b>CFP results with uncertainty</b>	
5 <sup>th</sup> %	0.96
50 <sup>th</sup> %(Median)	0.97
95 <sup>th</sup> %	0.99
Standard deviation	0.01
Coefficient of variation(CV)	0.01

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

#### 4.3.9 各廠應用不同回收方法不確定性之比較

##### 1. A 廠

A 廠應用三種不同回收方法之碳足跡評估與不確定性分析結果如表 4- 28 所示，WV 及 PL 方法之變異係數皆小於 CF 方法，而 WV 及 PL 方法兩者之變異程度非常相近，三種方法於 90% 信賴區間之碳足跡為 0.47-0.62、0.88-1.03、0.74-0.87 kgCO<sub>2</sub>e/kg，WV 及 PL 方法有部分重疊，如圖 4- 35 所示，推測可能始因於 A 廠本身未考慮回收物時之碳足跡，即使用 CF 方法評估時之不確定性較高，導致後續應用其它回收方法之不確定性影響也較大；由累積機率分布(圖 4- 36)可觀察出 WV 及 PL 方法之分布斜率較 CF 方法大，表示兩種方法之不確定性小於 CF 方法。

表 4- 28 A 廠應用不同回收方法不確定性之比較

項目	Cut-off approach	Waste valuation method	Pool method
CFP results without uncertainty	0.55	0.95	0.80
<b>CFP results with uncertainty</b>			
5 <sup>th</sup> %	0.47	0.88	0.74
50 <sup>th</sup> %(Median)	0.55	0.95	0.81
95 <sup>th</sup> %	0.62	1.03	0.87
Standard deviation	0.05	0.05	0.04
Coefficient of variation(CV)	0.0832	0.048	0.0485

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

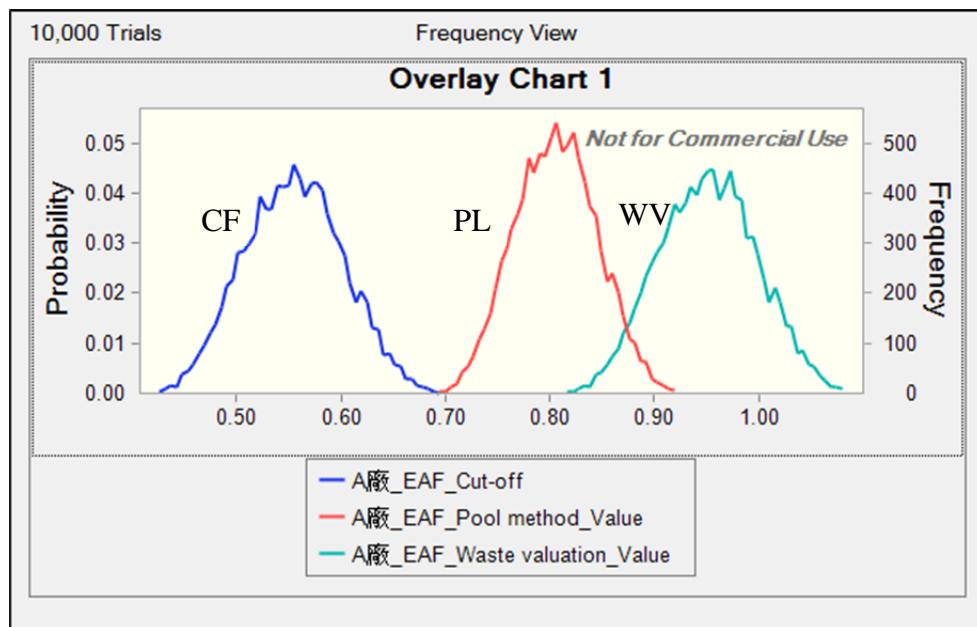


圖 4- 35 A 廠應用不同回收方法不確定性之機率分布

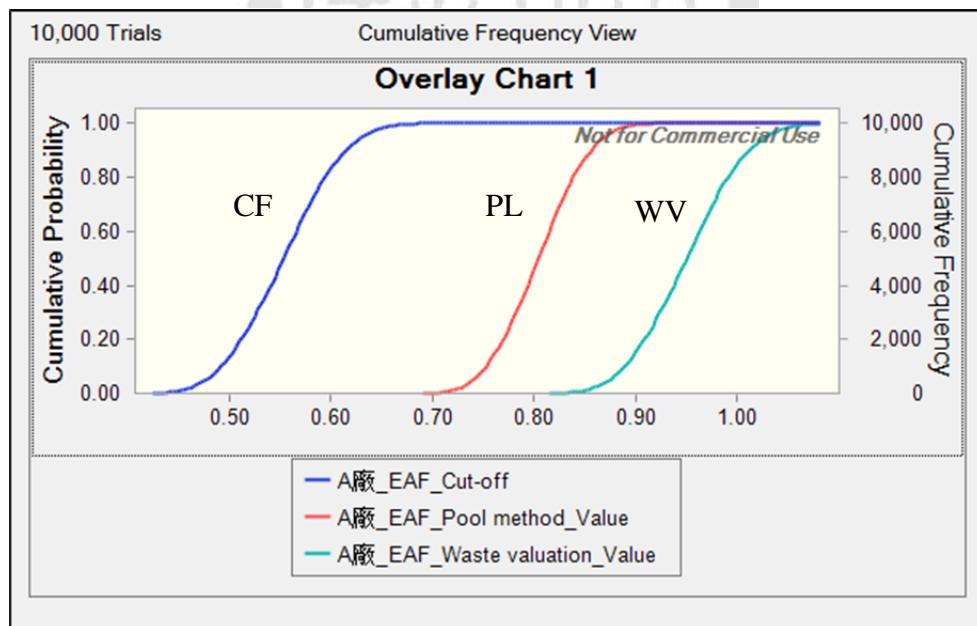


圖 4- 36 A 廠應用不同回收方法不確定性之累積機率分布

## 2. B 廠

B 廠應用三種不同回收方法之碳足跡評估與不確定性分析結果如表 4- 29 所示，WV 及 PL 方法之變異係數皆小於 CF 方法，而 WV 及 PL 方法兩者之變異程度非常相近，三種方法於 90% 信賴區間之碳足跡為 0.62-0.64、1.02-1.04、0.84-0.86 kgCO<sub>2</sub>e/kg，B 廠三種方法之參數機率分布皆未重疊，如圖 4- 37 所示，推測可能原因為 B 廠本身未考慮回收物時之碳足跡，即使用 CF 方法評估時之不確定性較小，對後續應用其它回收方法之不確定性影響也較小；由累積機率分布(圖 4- 38)可觀察出 B 廠三種回收方法之不確定性皆較低。

表 4- 29 B 廠應用不同回收方法不確定性之比較

項目	Cut-off approach	Waste valuation method	Pool method
CFP results without uncertainty	0.63	1.03	0.85
<b>CFP results with uncertainty</b>			
5 <sup>th</sup> %	0.62	1.02	0.84
50 <sup>th</sup> %(Median)	0.63	1.03	0.85
95 <sup>th</sup> %	0.64	1.04	0.86
Standard deviation	0.0064	0.01	0.01
Coefficient of variation(CV)	0.0098	0.006	0.0061

單位：kgCO<sub>2</sub>e/kg

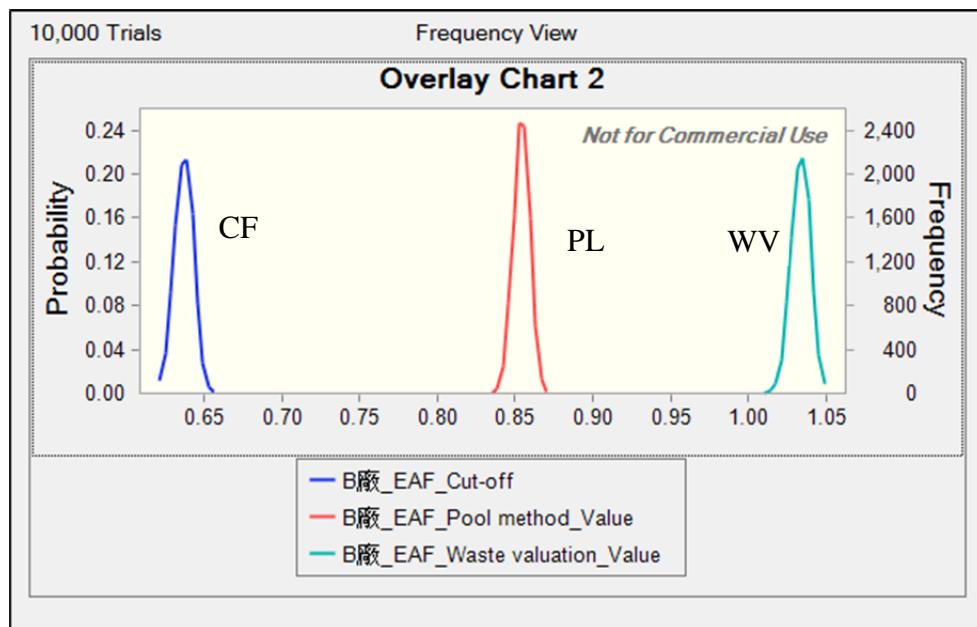


圖 4- 37 B 廠應用不同回收方法不確定性之機率分布

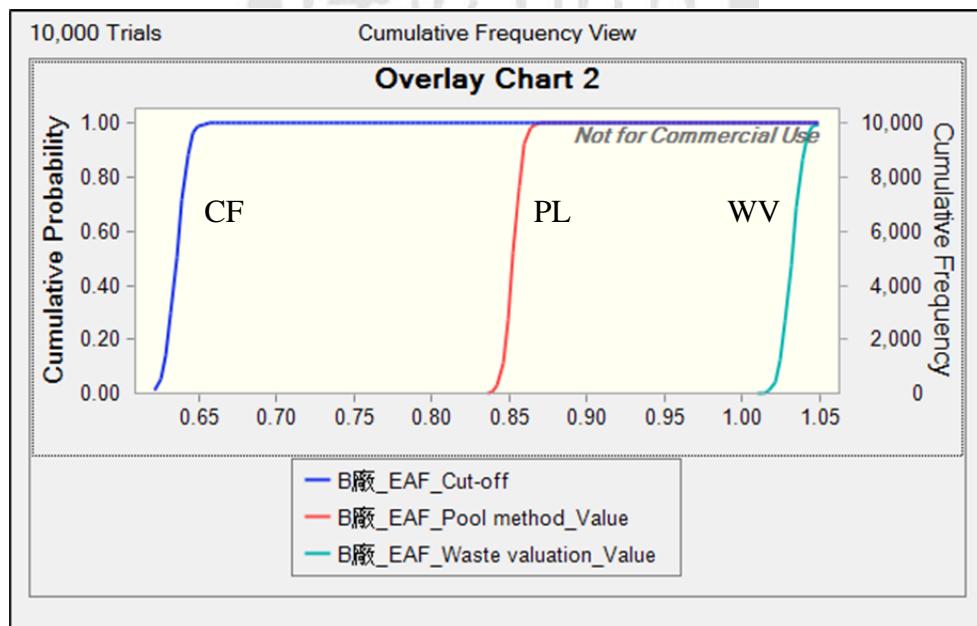


圖 4- 38 B 廠應用不同回收方法不確定性之累積機率分布

### 3. C 廠

C 廠應用三種不同回收方法之碳足跡評估與不確定性分析結果如表 4- 30 所示，WV 及 PL 方法之變異係數皆小於 CF 方法，而 WV 及 PL 方法兩者之變異程度較 A、B 廠家多，推測原因可能為 C 廠廢鋼投入情形變動較大導致，三種方法於 90% 信賴區間之碳足跡為 0.50-0.54、0.90-0.95、0.96-0.99 kgCO<sub>2</sub>e/kg，C 廠 WV 及 PL 方法有部分重疊，如圖 4- 39 所示，推測可能始因於 C 廠本身未考慮回收物時之碳足跡，即使用 CF 方法評估時之不確定性較高，影響後續應用其它回收方法之不確定性；由累積機率分布(圖 4- 40)可觀察出 WV 及 PL 方法之分布斜率較 CF 方法大，表示兩種方法之不確定性小於 CF 方法。

表 4- 30 C 廠應用不同回收方法不確定性之比較

項目	Cut-off approach	Waste valuation method	Pool method
CFP results without uncertainty	0.54	0.95	0.98
<b>CFP results with uncertainty</b>			
5 <sup>th</sup> %	0.50	0.90	0.96
50 <sup>th</sup> %(Median)	0.52	0.92	0.97
95 <sup>th</sup> %	0.54	0.95	0.99
Standard deviation	0.01	0.01	0.01
Coefficient of variation(CV)	0.0243	0.0146	0.01

單位 : kgCO<sub>2</sub>e/kg

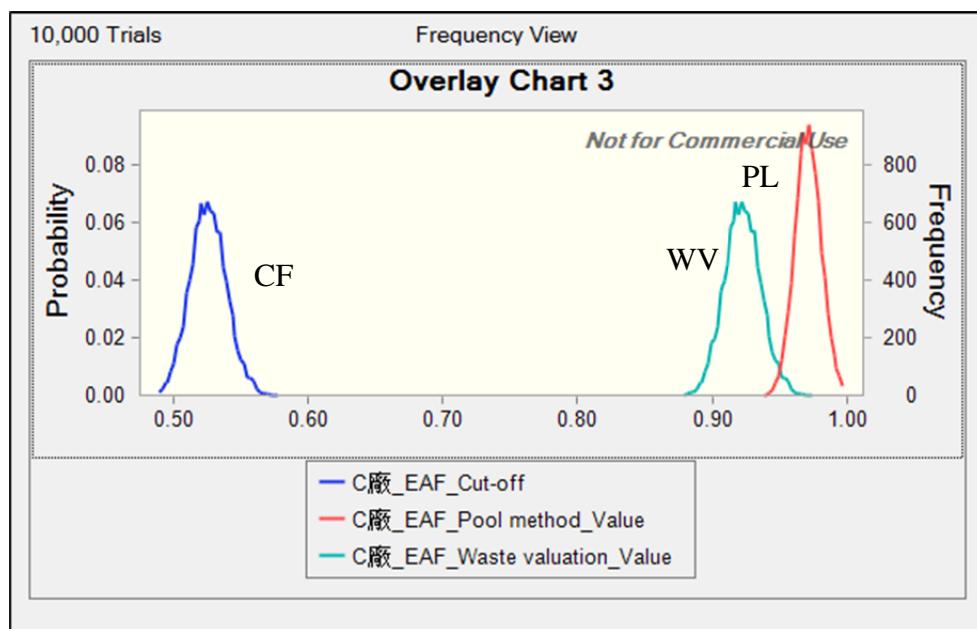


圖 4- 39 C 廠應用不同回收方法不確定性之機率分布

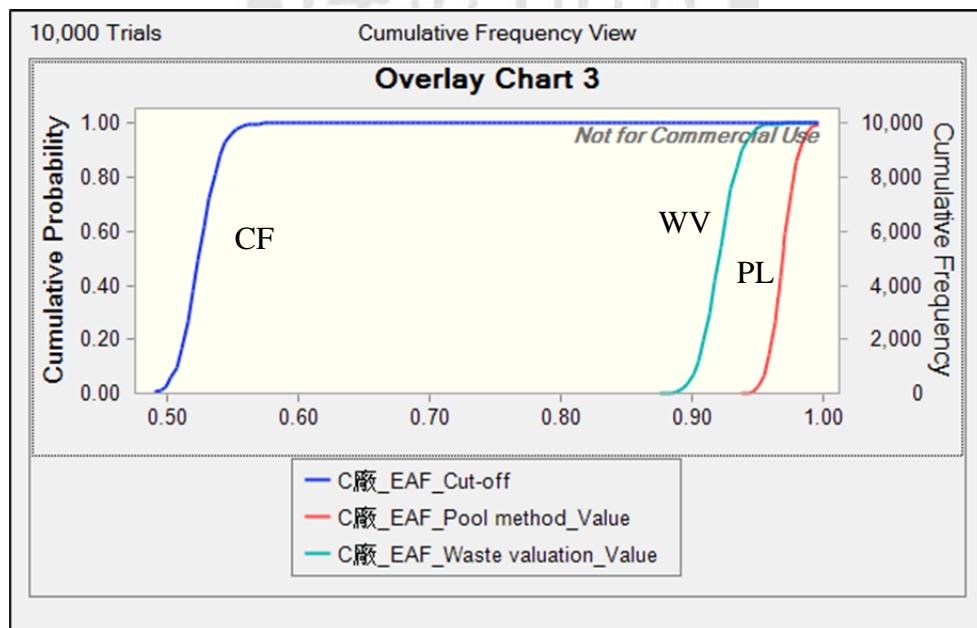


圖 4- 40 C 廠應用不同回收方法不確定性之累積機率分布

### 4.3.10 不同回收方法應用於各廠不確定性之比較

本研究將各廠應用同一回收評估方法之不確定性比較整理於圖 4- 41 至圖 4- 43，圖中顯示應用不同回收評估方法後，對於各廠間不確定性高低之排序無較大影響，約略是依不同回收方法評估而得之碳足跡進行數值之平移；C 廠單位鋼品所投入的廢鋼較其它廠家較多，導致應用 PL 方法之碳足跡結果提高，因此 C 廠應用 PL 方法之參數機率分布平移至 B 廠右側，如圖 4- 43 所示。

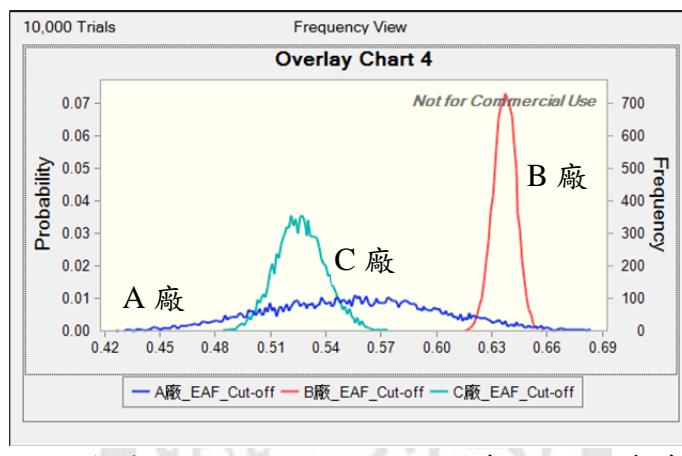


圖 4- 41 各廠 Cut-off approach 不確定性之機率分布

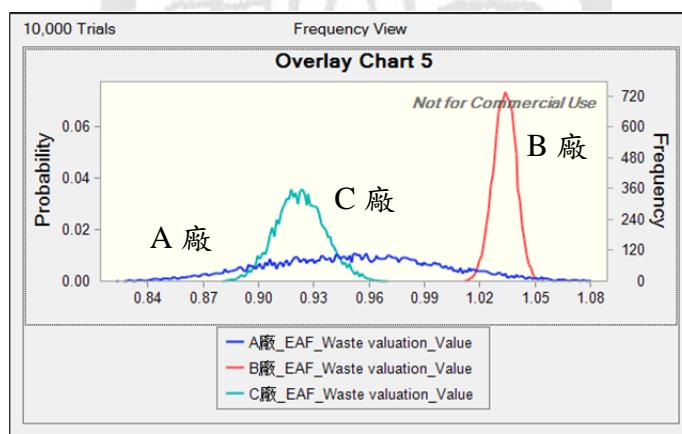


圖 4- 42 各廠 Waste valuation method 不確定性之機率分布

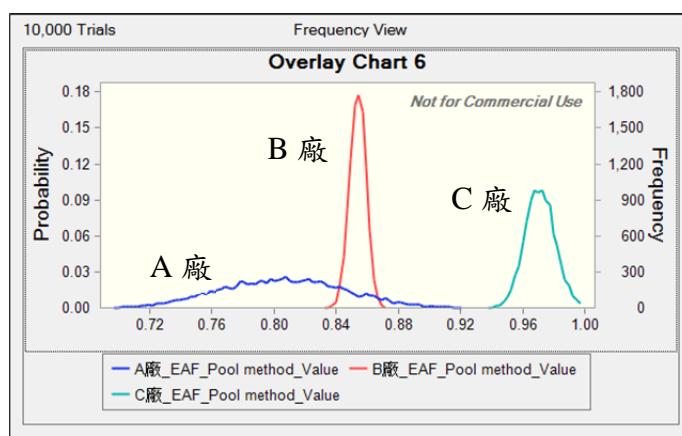


圖 4- 43 各廠 Pool method 不確定性之機率分布

#### 4.3.11 小結

本節結合國內電弧爐鋼胚產量前四大中之 A、B、C 三家廠商，2006-2010 年之鋼胚年產量，與關鍵溫室氣體排放項目：電力、焦炭之年投入量，做為不確定性分析之數據來源，並將各項目進行分布擬合，建立各項目所需之參數設定，接著進行碳足跡不確定性分析探討其信賴區間之範圍、變異數及傳統點估計之比較，爾後執行敏感度分析，瞭解各參數對碳足跡不確定性之貢獻程度，茲將本小節之結果整理如下：

1. 將各廠歷年之數據進行分布擬合之結果，電弧爐鋼胚年產量為 Beta 分布，分布參數設定， $\alpha$  值為 1.16， $\beta$  值為 1.18；電力投入為 Triangular 分布，焦炭為 Lognormal 分布，生石灰為 Beta，分布參數設定  $\alpha$  值為 1.16， $\beta$  值為 1.18。
2. 各廠不確定性分析之參數設定輸入至 Crystal ball 軟體進行蒙地卡羅模擬不確定性分析，可得 A 廠鋼胚碳足跡 90% 之信賴區間為 0.47 - 0.62 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0832；B 廠鋼胚碳足跡 90% 之信賴區間為 0.62 - 0.64 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.00624；C 廠鋼胚碳足跡 90% 之信賴區間為 0.50 - 0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0243，其不確定性之排序為 A 廠 > C 廠 > B 廠；經由敏感度分析結果得知，各廠不確定性主要來源為電力、碳粉、焦炭及生石灰，因此可藉由謹慎控管電力使用量，及提升原料品質以降低不確定性。
3. 各廠應用不同回收方法不確定性之比較結果，A、B、C 三廠使用 WV 及 PL 方法之變異係數皆小於 CF 方法；A、B 廠應用 WV 及 PL 方法兩者之變異程度非常相近，C 廠兩種方法變異程度稍大，其原因為 C 廠廢鋼投入情形變動較大導致；相同回收方法不同廠家之比較結果，對於各廠間不確定性高低之排序無較大影響，皆為 A 廠 > C 廠 > B 廠。

## 第五章 結論與建議

### 5.1 結論

本研究應用生命週期評估軟體 SimaPro 7.3 及 IPCC 2007 100a 衝擊評估模式，進行 A、B、C 三廠家 2006-2010 年間，電弧爐普通鋼胚之碳足跡評估，並進行不同回收評估方法 Cut-off approach、Waste valuation method、Pool method 之分析探討，爾後三廠鋼胚碳足跡及應用不同回收方法之結果進行不確定性分析。本研究結果未來可供相關碳足跡或生命週期評估組織，在制定回收部分計算方法之參考；而不論國內外之企業皆即將面臨碳揭露(Carbon Disclosure)時代的到來，在進行產品碳足跡評估時，考量回收物的 credit 及 burden 將可更真實的反應物質流動所造成的衝擊或效益，對於企業執行碳中和(carbon netural)計畫有更大的幫助，茲將本研究之結論歸納如下。

#### 5.1.1 碳足跡評估

1. 碳足跡評估結果未包含國外進口運輸之部分，A 廠家歷年使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.31-0.56 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.45 kgCO<sub>2</sub>e/kg；B 廠歷年家使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.53-0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.53 kgCO<sub>2</sub>e/kg；C 廠家歷年使用電弧爐製程所產 1 kg 鋼胚之碳足跡為 0.40-0.45 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均 0.40 kgCO<sub>2</sub>e/kg；依各廠家歷年平均碳足跡排序為 B 廠>A 廠>C 廠，各廠碳足跡主要貢獻者，最高為電力，其餘為生石灰、焦炭及碳粉。
2. 綜合 A、B、C 三廠家未包含國外進口運輸部分，歷年碳足跡之結果，平均 1kg 電弧爐製程所產之鋼胚，對全球暖化現象的貢獻潛勢為 0.46 kgCO<sub>2</sub>e，其中 90 % 以上之貢獻來自電力(68 %)、生石灰(9 %)、焦炭(8 %)及碳粉(6 %)。
3. 碳足跡評估結果，國外進口運輸部分，平均 1kg 廢鋼運輸之 GWP 值為 0.102 kgCO<sub>2</sub>e，以美國進口之貢獻量最大，占 67%，將廢鋼運輸之 GWP 值與各廠廢鋼量相乘加總得 A、B、C 各廠包含國外

進口運輸之碳足跡為 0.55、0.63、0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，平均為 0.56 kgCO<sub>2</sub>e/kg，貢獻最大宗者依然為電力(56 %)，國外進口運輸部分，為使用大型貨船進行跨洋運送，貢獻比例僅次於電力使用，占 18 %，其餘貢獻量較大者為，生石灰(7 %)、焦炭(7 %)及碳粉占(5%)。

### 5.1.2 不同回收評估方法

1. WV、PL 方法與 CF 方法評估結果相比，應用各廠家數據計算之 BOF 热軋鋼捲碳足跡皆下降，EAF 鋼胚之碳足跡皆上升；除 C 廠家外，其它廠商於使用 WV 評估方法時出現極值，其原因為 C 廠家單位鋼品所投入的廢鋼較其它廠家較多，相差約 18 %，導致其應用 PL 方法之碳足跡較高。
2. 三種不同回收方法部分，Cut-off approach 系統邊界涵蓋範圍較小，所需盤查資料較少，系統邊界完整性較低，使用時有切點問題需考量，未考慮 credit 和 burden 較難反應回收物質內含環境衝擊之概念，操作使用上較為容易；waste valuation method 系統邊界範圍較完整，依據選擇之分配方式及參考系統需收集較多之盤查數據；有情境不確定性的問題，可再進一步討論；本研究認為使用 WV 方法應同時考慮回收物質之 credit 和 burden，其操作使用難度較高；pool method 系統邊界較完整，在評價回收物質時所需之盤查資料較多，評價後操作使用較為容易，亦有情境不確定性之問題，對產品供應鏈要有相當程度的瞭解，本研究認為使用 PL 方法，credit 和 burden 應分別評估。
3. 三種不同回收方法在決策影響部分，對 BOF 業者而言，應用 CF 方法其對於物質回收之態度較為被動；應用 WV 方法可使其傾向於將廢棄物投入至碳足跡(環境衝擊)較低的下游廠商，或者可以促使既有的供應鏈下游工廠降低自廠產品的碳足跡(環境衝擊)；應用 PL 方法會促使自廠致力於提升回收率；而對 EAF 業者而言，應用 CF 方法廢鋼用量的精準度會降低；應用 WV 方法有助於其選擇碳足跡(環境衝擊)較小的回收物供應商；應用 PL 方法將更精準的使用廢鋼資源及提升鋼品的回收率。

### 5.1.3 不確定性分析

1. 將各廠歷年之數據進行分布擬合之結果，電弧爐鋼胚年產量為 Beta 分布，分布參數設定， $\alpha$  值為 1.16， $\beta$  值為 1.18；電力投入為 Triangular 分布，焦炭為 Lognormal 分布，生石灰為 Beta，分布參數設定  $\alpha$  值為 3.77， $\beta$  值為 1.91。
2. 各廠不確定性分析之參數設定輸入至 Crystal ball 軟體進行蒙地卡羅模擬不確定性分析，可得 A 廠鋼胚碳足跡 90% 之信賴區間為 0.47 - 0.62 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0832；B 廠鋼胚碳足跡 90% 之信賴區間為 0.62 - 0.64 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.00624；C 廠鋼胚碳足跡 90% 之信賴區間為 0.50 - 0.54 kgCO<sub>2</sub>e/kg，變異係數(CV)為 0.0243，其不確定性之排序為 A 廠 > C 廠 > B 廠；經由敏感度分析結果得知，各廠不確定性主要來源為電力、碳粉、焦炭及生石灰，因此可藉由謹慎控管電力使用量，及提升原料品質以降低不確定性。
3. 各廠應用不同回收方法不確定性之比較結果，A、B、C 三廠使用 WV 及 PL 方法之變異係數皆小於 CF 方法；A、B 廠應用 WV 及 PL 方法兩者之變異程度非常相近，C 廠兩種方法變異程度稍大，其原因為 C 廠廢鋼投入情形變動較大導致；相同回收方法不同廠家之比較結果，對於各廠間不確定性高低之排序無較大影響，皆為 A 廠 > C 廠 > B 廠。

### 5.1.4 總結

經三種不同回收方法之評估結果，本研究認為認為合理、完整的回收評估方法(1)應考慮回收物的 credit 和 burden，(2)原生產品系統邊界應包含「回收物經清潔隊、古物商(或稱拾荒者)收集，運送至回收商」此階段之環境衝擊評估，(3)回收物質之 credit 及 burden 應各別評估；綜合前述條件及相關研究結果，本研究認為同時考慮回收物的 credit 和 burden 的 waste valuation method 為較佳的回收評估方法，因其參數不確定性較低且可獲得較完整之碳足跡資訊，亦可帶動整體供應鏈之生命週期盤查。

## 5.2 建議

1. 碳足跡評估過程之盤查分析多涉及商業機密，不易取得完整資料；在軟體盤查項目選擇方面多為國外之資料庫，有時間、地理及國情上的差異，無法真實呈現該產品對全球暖化現象的貢獻潛勢，故建立本土化資料庫有其必要。
2. 本研究之電弧爐碳足跡未包含使用及最終棄置階段，建議未來可結合本研究碳足跡及回收評估方法之研究結果進行 hybrid 碳足跡評估。
3. 本研究於碳足跡評估系統擴張的過程瞭解到產品垂直及橫向關係的重要性，故應加強推動產品上下游供應鏈生命週期盤查之整合，碳足跡評估執行者應通盤瞭解可產生相同產品之不同製程。
4. 本研究之不確定性分析假設參數之間為統計獨立，即假設參數間沒有交互作用，未來可考慮先對參數進行相關性分析，再針對參數間之相關性建立不確定性評估方法；而由 A、B、C 三廠家之碳足跡不確定性分析評估結果顯示，廠家的規模與不確定性的結果可能有某種程度的相關，未可以一併納入評估。
5. 回收評估方法本身有模式不確定性及情境不確定性的問題，如 PL 方法背景假設 Primary 產品和 secondary 產品性質相同，其是否會對計算結果造成影響可再進一步分析；在 WV、PL 方法在分配基準及基準產品的選擇有情境不確定性之問題，未來研究可考慮評估不同方法之情境不確定性，及降低情境不確定性之方法。

## 參考文獻

- Arena, U., Mastellone, M.L., Perugini, F., 2003. Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 92-98.
- Basson, L., Petrie, J.G., 2007. An integrated approach for the consideration of uncertainty in decision making supported by Life Cycle Assessment. *Environmental Modelling & Software* 22, 167-176.
- Benetto, E., Dujet, C., Rousseaux, P., 2008. Integrating fuzzy multicriteria analysis and uncertainty evaluation in life cycle assessment. *Environmental Modelling & Software* 23, 1461-1467.
- Boguski, T., 2010. Life cycle carbon footprint of the National Geographic magazine. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 635-643.
- BSI(British Standards Institution), 2008. PAS 2050 "Specification for the measurement of the embodied greenhouse gas emissions of products and services".
- Chen, C., Habert, G., Bouzidi, Y., Jullien, A., Ventura, A., 2010. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. *Resources, Conservation and Recycling* 54, 1231-1240.
- Counsell, T.A.M., Allwood, J.M., 2007. Reducing climate change gas emissions by cutting out stages in the life cycle of office paper. *Resources, Conservation and Recycling* 49, 340-352.
- De Koning, A., Schowanek, D., et al., 2010. Uncertainties in a carbon footprint model for detergents; quantifying the confidence in a comparative result. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 79-89.
- Deng, L., Babbitt, C.W., Williams, E.D., 2011. Economic-balance hybrid LCA extended with uncertainty analysis: case study of a laptop computer. *Journal of Cleaner Production* 19, 1198-1206.
- EPA, U.S., 1997. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis, Risk Assessment Forum, Washington, DC, USA.

EPD(Environmental product declarations), 2008. Supporting annexes for an international EPD® system for environmental product declarations.

Espinoza-Orias, N., Stichnothe, H., Azapagic, A., 2011. The carbon footprint of bread. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 351-365.

Goedkoop, M., Spriensma, R., 2000. The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment.

Hendrickson, C., Arpad, H., 1998. Economic input-output models for environmental life-cycle assessment. *Environmental Science and Technology/News*, 184-191.

Hong, J., Li, X., 2012. Environmental assessment of recycled printing and writing paper: A case study in China. *Waste Management* 32, 264-270.

ifu Hamburg GmbH, 2009. Ecoinvent Reports.

IPCC, 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

ISO 14067, 2012. Carbon footprint of products, draft.

ISO 14049, 2000. Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis.

JEMAI(Japan Environmental Management Association for Industry), 2009. Japanese Technical Specification : TS Q 0010 "General principles for the assessment and labeling of Carbon Footprint of Products".

Johnson, E., 2008. Disagreement over carbon footprints: A comparison of electric and LPG forklifts. *Energy Policy* 36, 1569-1573.

Johnson, E., 2009. Charcoal versus LPG grilling: A carbon-footprint comparison. *Environmental Impact Assessment Review* 29, 370-378.

Kim, S., Hwang, T., Overcash, M., 2001. Life cycle assessment study of color computer monitor. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6, 35-43.

- Lee, K.M., Park, P.J., 2005. Estimation of the environmental credit for the recycling of granulated blast furnace slag based on LCA. *Resources, Conservation and Recycling* 44, 139-151.
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., 2011. Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling. *Resources, Conservation and Recycling* 55, 995-1004.
- Meisterling, K., Samaras, C., Schweizer, V., 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production* 17, 222-230.
- Mil i Canals, L., Burnip, G.M., Cowell, S.J., 2006. Evaluation of the environmental impacts of apple production using Life Cycle Assessment (LCA): Case study in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114, 226-238.
- Monni, S., S., S., Savolainen, I., 2004. Uncertainties in the Finnish greenhouse gas emission inventory. *Environmental Science & Policy* 7, 87-98.
- Muthu, S.S., Li, Y., Hu, J.Y., Mok, P.Y., 2011. Carbon footprint of shopping (grocery) bags in China, Hong Kong and India. *Atmospheric Environment* 45, 469-475.
- Noon, M.S., Lee, S.-J., Cooper, J.S., 2011. A life cycle assessment of end-of-life computer monitor management in the Seattle metropolitan region. *Resources, Conservation and Recycling* 57, 22-29.
- Owens, J.W., 1996. LCA Impact Assessment Categories Technical Feasibility and Accuracy. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1(3), 151-158.
- Roos, E., Sundberg, C., Hansson, P., 2010. Uncertainties in the carbon footprint of food products : a case study on table potatoes. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15.
- Shen, L., Worrell, E., Patel, M.K., 2010. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resources, Conservation and Recycling* 55, 34-52.

Smith, E., 2002. Uncertainty Analysis, in Encyclopedia of Environmetrics, Edited by A. H. El-Shaarawi and W. W. Piegorsch, John Wiley & Sons, Chichester, pp. 2283-2297.

Sugiyama, H., Hirao, M., Mendivil, R., Fischer, U., Hungerbuhler, K., 2006. A Hierarchical Activity Model of Chemical Process Design Based on Life Cycle Assessment. Process Safety and Environmental Protection 84, 63-74.

Williams, T.G.J.L., Heidrich, O., Sallis, P.J., 2010. A case study of the open-loop recycling of mixed plastic waste for use in a sports-field drainage system. Resources, Conservation and Recycling 55, 118-128.

WRI/WBCSD(World Resources Institute/World Business Council for Sustainable Development), 2011. Product Life Cycle Standard Accounting and Reporting Standard.

WSA(World Steel Association), 2011a. Life cycle assessment methodology report.

WSA(World Steel Association), 2011b. World steel in figures 2011.

Yang, Y.-H., Lin, S.-J., Lewis, C., 2009. Reduction of acidification from electricity Generating industries in Taiwan by Life Cycle Assessment and Monte Carlo optimization. Ecological Economics 68, 1575-1582.

中技社, 2004. 溫室氣體盤查議定書計算工具。

中國鋼鐵股份有限公司簡介, 2010.

中龍鋼鐵, 2008. 中龍鋼鐵股份有限公司第二期第二階擴建計畫環境影響說明書.

王俊傑, 2008. 台灣產業環境衝擊關聯分析與永續消費型態探討, 碩士學位論文. 國立臺灣大學.

王彬墀, 2009. 資源回收再利用服務之碳物質流評量研究, 碩士學位論文. 國立臺北大學.

王慧茹, 2009. 第三類產品環境宣告差異性比較研究-以 TFT-LCD 產品模組為例, 碩士學位論文. 國立臺北科技大學.

台灣鋼鐵公會, 2010. 台灣鋼鐵.

台灣鋼鐵公會, 2012. 鋼鐵資訊.

行政院主計處, 2011. 中華民國行業分類標準-第九次修訂.

吳兆衡, 2009. 以物質流分析結合系統動態探討台灣鋼鐵業二氧化碳排放, 碩士學位論文. 國立臺灣大學.

呂穎彬, 2008. 碳足跡與碳標示簡介. 工研院能環所.

李珮蓓, 2010. 結合 IO-LCA 與碳足跡評估分析研究:以 IC 業為例, 碩士學位論文. 國立成功大學.

李學珣, 2011. 鋼鐵業二氧化碳排放趨勢分析及生命週期評估研究, 碩士學位論文. 國立成功大學.

東和鋼鐵, 2008. 東和鋼鐵公司辦理桃園廠遷廠及工業區報編計畫環境影響說明書.

林容璋, 2011. 產品服務系統之減碳評估-以洗衣機為例, 碩士學位論文. 國立臺北科技大學.

林素貞, 李珮蓓, 張永盛, 2009. 生命週期評估之不確定性分析—以半導體產業為例, 第二十二屆環境規劃與管理研討會. 雲林縣.

林素貞, 楊英賢, 2004. 以生命週期評估台灣電力及發電廠之燃料選擇, 第十七屆環境規劃與管理研討會論文集, 台南市.

林素貞, 劉家豪, 陳俊凱, 郭紋秀, 方奕翔, 2010. 火力發電廠燃料與機組之生命週期評估與不確定性分析, 工業污染防治, 第 29 卷, 第 115 期, 第 1-21 頁.

林素貞, 劉家豪, 張永盛, 李珮蓓, 李學珣, 2011. 投入產出結合生命週期評估—以半導體業為例, 工業污染防治, 第 30 卷, 第 119 期, 第 1-20 頁.

林偉凱, 2009. 台灣平板類鋼材之發展現況與未來展望, 金屬中心.

林馨如, 呂穎彬, 2007. 透過供應鏈進行生命週期盤查之方法論. 工研院能環所.

能源局, 95-99 年度電力排放係數.

- 財政部國稅局, 2009. 鋼鐵業原物料耗用通常水準.
- 產基會, 2010. 「碳足跡計算準則與低碳會議推動策略」專案計畫期末報告.
- 陳姿蓉, 2008. 木基地板生產程序之生命週期評估研究, 碩士學位論文. 中興大學.
- 陳彥全, 2007. 健康風險評估中不確定性之量化與降低, 博士學位論文. 國立臺灣大學.
- 陳起鳳, 2008. 集水區總量管制之不確定性分析研究-定性與定量不確定性分析應用, 博士學位論文. 國立臺灣大學.
- 陳新欣, 2007. 辦公大樓設備管線二氧化碳排放量評估, 碩士學位論文. 國立成功大學.
- 黃文輝, 2009. 產品生命週期盤查與評估, 工研院能環所.
- 黃偉銓, 2011. 回收系統碳足跡分析-以舊衣服回收為例, 碩士學位論文. 逢甲大學.
- 黃國倉, 2006. 辦公建築生命週期節能與二氧化碳減量評估之研究, 博士學位論文. 國立成功大學.
- 楊為凱, 2006. 計算固體廢棄物處理場中的溫室氣體排放及減量方案的評估, 碩士學位論文. 國立成功大學.
- 楊致行, 2000. CNS/ISO 14040 環境管理—生命週期評估-原則與架構.
- 楊英賢, 2008. 生命週期評估與不確定性分析應用於火力電廠與燃料選擇, 博士學位論文. 國立成功大學.
- 楊雅妃, 2010. 冷陰極管產業導入溫室盤查系統之研究, 碩士學位論文. 崑山科技大學.
- 經濟部工業局, 2001. 電弧爐煉鋼還原渣資源化應用技術手冊.
- 經濟部工業局, 2006a. EU ETS 第 2 階段新加入廠標竿值審核：一貫煉鋼(中譯).

經濟部工業局, 2006b. 鋼鐵冶煉業土壤及地下水污染預防與整治技術手冊.

經濟部工業局, 2011. 鋼鐵工業政策評估說明書.

葉利全, 2007. 建立鋼鐵業生態效益指標, 碩士學位論文. 國立中興大學.

環保署, 2010a. 溫室氣體排放係數管理表 6.0.

環保署, 2010b. 產品與服務碳足跡計算指引.

環保署, 2011. 應回收容器碳足跡排放計算結果-學者專家座談會.

謝景峯, 2011. 螢光燈具生命週期評估之研究 —以室內 T5 燈具為例, 碩士學位論文. 國立臺北科技大學.

魏佩如, 2010. 產品碳足跡計算不確定性分析之研究, 碩士學位論文. 國立臺北科技大學.

羅時麒, 2005. 以系統性機率模式鑑定量化與整合生命週期評估之不確定性, 博士學位論文. 國立臺灣大學.

## 網站

CFP-JP

<http://www.cfp-japan.jp>

台經院產經資料庫

<http://tie.tier.org.tw/>

Searates

<http://www.searates.com/>

中華日報, 航運電子報, 世界主要港口對照表

[http://www.cdnsp.com.tw/box/wrdphtm\\_1.html](http://www.cdnsp.com.tw/box/wrdphtm_1.html)

商橋網

<http://article.bridgat.com/>

## 附錄一、各溫室氣體之全球暖化趨勢

Greenhouse Gas	Chemical Formula	Global Warming Potential for 100-yr (kgCO <sub>2</sub> e/kg)
Carbon dioxide	CO <sub>2</sub>	1
Methane	CH <sub>4</sub>	25
Nitrous oxide	N <sub>2</sub> O	298
<i>Substances controlled by the Montreal Protocol</i>		
CFC-11	CCl <sub>3</sub> F	4,750
CFC-12	CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	10,900
CFC-13	CClF <sub>3</sub>	16,400
CFC-113	CCl <sub>2</sub> FCClF <sub>2</sub>	6,130
CFC-114	CClF <sub>2</sub> CClF <sub>2</sub>	8,730
CFC-115	CClF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	9,990
Halon-1301	CBrF <sub>3</sub>	7,140
Halon-1211	CBrClF <sub>2</sub>	575
Halon-2402	CBrF <sub>2</sub> CBrF <sub>2</sub>	503
Carbon tetrachloride	CCl <sub>4</sub>	1,400
Methyl bromide	CH <sub>3</sub> Br	1
Methyl chloroform	CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	45
HCFC-22	CHClF <sub>2</sub>	1,810
HCFC-123	CHCl <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	77
HCFC-124	CHClFCF <sub>3</sub>	609
HCFC-141b	CH <sub>3</sub> CCl <sub>2</sub> F	220
HCFC-142b	CH <sub>3</sub> CClF <sub>2</sub>	2,310
HCFC-225ca	CHCl <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	37
HCFC-225cb	CHClFCF <sub>2</sub> CClF <sub>2</sub>	181
<i>Hydrofluorocarbons</i>		
HFC-23	CHF <sub>3</sub>	14,800
HFC-32	CH <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	675
HFC-125	CHF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	3,500
HFC-134a	CH <sub>2</sub> FCF <sub>3</sub>	1,430
HFC-143a	CH <sub>3</sub> CF <sub>3</sub>	4,470
HFC-152a	CH <sub>3</sub> CHF <sub>2</sub>	124
HFC-227ea	CF <sub>3</sub> CHFCF <sub>3</sub>	3,220
HFC-236fa	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	9,810
HFC-245fa	CHF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	314
HFC-365mfc	CH <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	241
HFC-43-10mee	CF <sub>3</sub> CHFCHFCF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	1,640

<b><i>Perfluorinated compounds</i></b>		
Sulphur hexafluoride	SF <sub>6</sub>	22,800
Nitrogen trifluoride	NF <sub>3</sub>	20,700
PFC-14	CF <sub>4</sub>	7,390
PFC-116	C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	12,200
PFC-218	C <sub>3</sub> F <sub>8</sub>	8,830
PFC-318	c-C <sub>4</sub> F <sub>8</sub>	10,300
PFC-3-1-10	C <sub>4</sub> F <sub>10</sub>	8,860
PFC-4-1-12	C <sub>5</sub> F <sub>12</sub>	9,160
PFC-5-1-14	C <sub>6</sub> F <sub>14</sub>	9,300
PFC-9-1-18	C <sub>10</sub> F <sub>18</sub>	>7,500
trifluoromethyl sulphur pentafluoride	SF <sub>5</sub> CF <sub>3</sub>	17,700
<b><i>Fluorinated ethers</i></b>		
HFE-125	CHF <sub>2</sub> OCF <sub>3</sub>	14,900
HFE-134	CHF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	6,320
HFE-143a	CH <sub>3</sub> OCF <sub>3</sub>	756
HCFE-235da2	CHF <sub>2</sub> OCHClCF <sub>3</sub>	350
HFE-245cb2	CH <sub>3</sub> OCF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	708
HFE-245fa2	CHF <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	659
HFE-254cb2	CH <sub>3</sub> OCF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	359
HFE-347mcc3	CH <sub>3</sub> OCF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	575
HFE-347pcf2	CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	580
HFE-356pcc3	CH <sub>3</sub> OCF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	110
HFE-449sl (HFE-7100)	C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> OCH <sub>3</sub>	297
HFE-569sf2 (HFE-7200)	C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> OC <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	59
HFE-43-10pccc124 (HGalden 1040x)	CHF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> OC <sub>2</sub> F <sub>4</sub> OCHF <sub>2</sub>	1,870
HFE-236ca12 (HG-10)	CHF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	2,800
HFE-338pcc13 (HG-01)	CHF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	1,500
<b><i>Perfluoropolyethers</i></b>		
PFPMIE	CF <sub>3</sub> OCF(CF <sub>3</sub> )CF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> OCF <sub>3</sub>	10,300
<b><i>Hydrocarbons and other compounds - Direct Effects</i></b>		
Dimethylether	CH <sub>3</sub> OCH <sub>3</sub>	1
Methylene chloride	CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	8.7
Methyl chloride	CH <sub>3</sub> Cl	13

資料來源：IPCC 2007

## 附錄二、溫室氣體排放係數管理表

氣體種類	排放形式	排放源類別	燃料別	IPCC原始係數名稱	H=F×G	
					建議排放係數	
					數值	單位
CO <sub>2</sub>	固定源	煤	自產煤	Other Bituminous Coal	2.4556	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			原料煤	Other Bituminous Coal	2.6933	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			燃料煤	Other Bituminous Coal	2.5349	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			無煙煤	Anthracite	2.9221	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			焦煤	Coking Coal	2.6933	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			煙煤	Other Bituminous Coal	2.5349	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			次煙煤	Sub-Bituminous Coal	2.3739	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			褐煤	Lignite	1.2026	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			油頁岩	Oil Shale and Tar Sands	0.9529	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			泥煤	Peat	1.0354	KgCO <sub>2</sub> /Kg
		燃料油	煤球	Patent Fuel	1.5512	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			焦炭	Coke Oven Coke and Lignite Coke	3.1359	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			石油焦	Petroleum Coke	3.3473	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			航空汽油	Aviation Gasoline(Jet Gasoline)	2.1981	KgCO <sub>2</sub> /L
			航空燃油	Jet Kerosene	2.3948	KgCO <sub>2</sub> /L
	移動源	燃料油	原油	Crude Oil	2.7620	KgCO <sub>2</sub> /L
			奧里油	Orimulsion	2.1190	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			天然氣凝結油(NGLs)	Natural Gas Liquids	2.8395	KgCO <sub>2</sub> /M <sup>3</sup>
			煤油	Other Kerosene	2.5588	KgCO <sub>2</sub> /L
			頁岩油	Shale Oil	2.7946	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			柴油	Gas/Diesel Oil	2.6060	KgCO <sub>2</sub> /L
			車用汽油	Motor Gasoline	2.2631	KgCO <sub>2</sub> /L
			蒸餘油(燃料油)	Residual Fuel Oil	3.1110	KgCO <sub>2</sub> /L
			液化石油氣(LPG)	Liquefied Petroleum Gases	1.7529	KgCO <sub>2</sub> /L
			石油腦	Naphtha	2.3938	KgCO <sub>2</sub> /L
	燃料氣	燃料氣	柏油	Bitumen	3.3787	KgCO <sub>2</sub> /L
			潤滑油	Lubricants	2.9462	KgCO <sub>2</sub> /L
			其他油品	Other Petroleum Products	2.7620	KgCO <sub>2</sub> /L
			乙烷	Ethane	2.8602	KgCO <sub>2</sub> /L
			天然氣	Natural Gas	1.8790	KgCO <sub>2</sub> /M <sup>3</sup>
	其他燃料	其他燃料	煉油氣	Refinery Gas	2.1704	KgCO <sub>2</sub> /M <sup>3</sup>
			焦爐氣	Coke Oven Gas	0.7808	KgCO <sub>2</sub> /M <sup>3</sup>
			高爐氣	Blast Furnace Gas	0.8458	KgCO <sub>2</sub> /M <sup>3</sup>
	移動源	燃料油	一般廢棄物	Municipal Wastes	0.8055	KgCO <sub>2</sub> /Kg
			事業廢棄物	Industrial Wastes	-	-
			其他非化石燃料	Municipal Wastes(Biomass fraction)	-	-
			航空汽油	Aviation Gasoline(Jet Gasoline)	2.1981	KgCO <sub>2</sub> /L
			航空燃油	Jet Kerosene	2.3948	KgCO <sub>2</sub> /L
			車用汽油	Motor Gasoline	2.2631	KgCO <sub>2</sub> /L
			柴油	Gas/Diesel Oil	2.6060	KgCO <sub>2</sub> /L

資料來源：環保署，2010a

### 附錄三、碳足跡盤查問卷

一、產業基本資料								
廠商名稱：								
調查項目	單位	95年	96年	97年	98年	99年		
鋼胚年產量	噸							
二、活動數據資料								
基本資料			活動數據					
製程活動/名稱	設備名稱	原燃物料名稱	活動單位	活動數據(95年)	活動數據(96年)	活動數據(97年)	活動數據(98年)	活動數據(99年)
電弧爐煉鋼程序	電弧爐	廢鋼						
電弧爐煉鋼程序	電弧爐	電弧爐電極棒						
電弧爐煉鋼程序	電弧爐	外購電力						
電弧爐煉鋼程序	電弧爐	天然氣						
電弧爐煉鋼程序	電弧爐	燃料油						
電弧爐煉鋼程序	電弧爐	焦炭						
電弧爐煉鋼程序	電弧爐	碳粉						
電弧爐煉鋼程序	電爐(造渣劑)	生石灰						
電弧爐煉鋼程序	電爐(產出)	爐碴						

## 附錄四、參數機率分布擬合檢定結果

附表 3- 1 鋼胚分布擬合檢定結果

Distribution	A-D	K-S	Chi-Square
Beta	0.1462	0.1017	0.7333
Uniform	0.1645	0.1131	0.7333
Weibull	0.2077	0.1157	1.8000
Normal	0.2271	0.1162	1.8000
Logistic	0.2572	0.1252	1.8000
Gamma	0.2581	0.1202	1.8000
Max Extreme	0.3171	0.1581	0.7333
Min Extreme	0.3298	0.1386	1.8000
Lognormal	0.3745	0.1702	0.7333
Student's t	0.5736	0.1808	3.9333
Triangular	0.7408	0.2133	2.3333
BetaPERT	1.9252	0.1858	3.9333
Pareto	1.9536	0.3154	10.3333
Exponential	2.3822	0.2975	7.1333

附表 3- 2 電力分布擬合檢定結果

Distribution	A-D	K-S	Chi-Square
Triangular	0.4465	0.1906	2.3333
Weibull	0.5877	0.2080	2.3333
Normal	0.6262	0.2133	2.3333
Lognormal	0.6333	0.2074	2.3333
Max Extreme	0.6408	0.2001	2.3333
Logistic	0.6480	0.2011	3.4000
Gamma	0.6790	0.2210	2.3333
Min Extreme	0.7245	0.2191	5.5333
Uniform	0.7767	0.2300	3.4000
Pareto	1.9184	0.2900	3.9333
Student's t	2.1098	0.2832	11.4000
Exponential	4.2490	0.4563	31.1333
Beta	4.4059	0.1310	2.3333
BetaPERT	6.4683	0.4152	9.2667

附表 3- 3 焦炭分布擬合檢定結果

Distribution	A-D	K-S	Chi-Square
Lognormal	0.5585	0.1733	0.7333
Exponential	0.6119	0.1709	0.7333
Weibull	0.8003	0.2314	6.0667
Logistic	0.8213	0.2130	3.4000
Max Extreme	0.8293	0.2126	3.9333
Normal	0.8652	0.2275	6.0667
Uniform	0.9002	0.2506	6.0667
Triangular	0.9814	0.2344	0.7333
Min Extreme	1.0319	0.2363	6.0667
Student's t	1.4892	0.2971	6.0667
Pareto	1.5378	0.2612	3.4000
Gamma	2.6611	0.3254	3.9333
Beta	4.3449	0.1305	1.8000
BetaPERT	8.5298	0.3954	6.6000

附表 3- 4 生石灰分布擬合檢定結果

Distribution	A-D	K-S	Chi-Square
Beta	0.2245	0.1191	1.2667
Weibull	0.2330	0.1232	1.2667
BetaPERT	0.2391	0.1275	1.2667
Logistic	0.2656	0.1236	1.2667
Normal	0.2666	0.1192	1.2667
Lognormal	0.2667	0.1192	1.2667
Gamma	0.2885	0.1252	1.2667
Min Extreme	0.3049	0.1411	0.7333
Triangular	0.3331	0.1704	0.2000
Max Extreme	0.5183	0.1518	0.7333
Student's t	0.6868	0.1737	1.8000
Uniform	1.3250	0.2962	2.8667
Pareto	2.7196	0.4066	10.3333
Exponential	5.2310	0.5134	45.0000

附表 3-5 A 廠包含不確定性資訊之碳足跡分布擬合檢定結果

Distribution	A-D	K-S	Chi-Square
Beta	0.8978	0.0067	83.4472
Weibull	1.2153	0.0072	113.5356
Normal	5.4008	0.0134	193.0708
Lognormal	5.4034	0.0134	192.8044
Gamma	6.4467	0.0162	198.3840
Logistic	17.6804	0.0232	496.4116
Min Extreme	87.9515	0.0564	1002.5716
Max Extreme	102.7860	0.0601	1209.5200
BetaPERT	247.2215	0.0955	5268.1684
Triangular	280.7956	0.0901	1779.3644
Student's t	679.3637	0.1993	2926.0240
Uniform	2005.5560	0.3259	14200.4420
Pareto	2046.2964	0.3644	10516.5888
Exponential	3866.7700	0.5506	79329.9732

附表 3-6 B 廠包含不確定性資訊之碳足跡分布擬合檢定結果

Distribution	A-D	K-S	Chi-Square
Beta	0.1750	0.0042	61.8836
Weibull	0.4366	0.0059	73.4572
Normal	3.6137	0.0149	115.1784
Lognormal	3.6249	0.0149	115.2080
Gamma	6.2497	0.0186	140.7972
Logistic	11.6838	0.0201	275.9804
Min Extreme	74.9214	0.0487	830.7880
Max Extreme	151.1691	0.0730	1478.8504
Student's t	243.0763	0.1030	4720.4648
BetaPERT	356.1326	0.1146	2180.4148
Triangular	444.6141	0.1303	2686.6340
Uniform	1441.4240	0.2587	10652.4232
Pareto	2579.3273	0.3918	21450.8732
Exponential	4499.1392	0.6197	486885.2100

附表 3-7 C 廠包含不確定性資訊之碳足跡分布擬合檢定結果

Distribution	A-D	K-S	Chi-Square
Beta	0.5799	0.0084	93.2892
Lognormal	1.0022	0.0099	95.9088
Gamma	1.0133	0.0097	100.7928
Normal	1.9366	0.0122	106.4316
Logistic	11.5091	0.0219	308.9104
Max Extreme	83.9557	0.0520	912.2176
Min Extreme	141.6949	0.0730	1381.3628
Student's t	237.1623	0.0974	4758.8708
BetaPERT	493.6393	0.1307	3096.4756
Weibull	665.1099	0.1455	1557.5124
Triangular	765.4520	0.2075	3874.8076
Uniform	1977.7032	0.3530	12976.0528
Pareto	2259.5350	0.3601	16222.5956
Exponential	4372.5043	0.6060	276161.1672

