

101 年度環境永續學院專題研究計畫 低碳永續管理與綠色產業實務應用研發

期末報告

總主持人：環境工程與科學系(所) 李孫榮

子計畫一：生命週期評估擾動分析應用於包裝材料之生態化設計研究

計畫主持人：環境工程與科學系(所) 李孫榮

協同主持人：環境資源管理系 陳意銘、楊英賢、葉仲超

子計畫二：低碳管理與綠色產業之商業行為研究

計畫主持人：環境資源管理系 陳意銘

協同主持人：環境資源管理系 葉仲超

子計畫三：以碳足跡與生命週期成本探討生物可分解材(PLA)之應用之最適化研究

計畫主持人：環境資源管理系 楊英賢

計畫執行期間：自民國 102 年 6 月 10 日起至民國 102 年 12 月 31 日止

中華民國 103 年 1 月 31 日



子計畫一：生命週期評估擾動分析應用於包裝材料之生態化設計研究期末報告

子計畫主持人 嘉南藥理科技大學環境工程與科學系李孫榮 教授

協同主持人 嘉南藥理科技大學環境資源管理系 陳意銘副教授 楊英賢副教授

葉仲超助理教授

專任助理 嘉南藥理科技大學綠色產業發展中心 謝宇恩組長

兼任碩士生研究助理：黃依婷 大學生：林志信

計畫說明：近幾年隨著技術的改進、科技的進步，商品的包裝也越來越受重視。包裝材料為一般都市廢棄物的主要來源，其解決的方向，主要包括回收方式，或增加法規的相關限制，或強化產品導向綠色包裝設計，以減少資源浪費及降低環境衝擊，以邁向永續發展方向。本研究係以包裝材料之生命週期評估為基礎，以 LCA 擾動分析方法，探討相關技術、回收策略、及材料改善，以降低廢棄物問題，並基於源頭減廢及回收的概念，研擬包裝材料生命週期各階段環境問題之改善策略，特別是溫室氣體排放及能源的議題，探討減少環境衝擊影響的可能方向，並進一步提出改善策略與效益分析。

計畫成果摘要

本研究以生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)與不確定分析方法，以台灣地區 24 座垃圾焚化爐為研究個案，分別以一度電及一公噸廢棄物為功能單位，探討台灣地區廢棄物焚化處理階段之環境衝擊，資料年代 2007~2010 年，並焦點於有機性廢棄物紙類與塑膠類為主，探討溫室氣體排放與酸雨潛勢及不確定分析，並以回收率 0%~30%之擾動分析，探討紙類及塑膠類回收率對於廢棄物焚化處理之環境衝擊影響。結果顯示，廢棄物焚化處理之溫室效應不確定分析結果，1 度電之溫室效應平均值為 1.88 kgCO₂-eq./KWh，焚化處理 1 公噸廢棄物之溫室效應平均值為 803 kgCO₂-eq./ton waste；紙類與塑膠類廢棄物焚化處理之溫室效應不確定分析，紙類 1 度電及 1 公噸功能單位之溫室效應不確定分析平均值分別為 2.24 kgCO₂-eq./KWh 與 718 kgCO₂-eq./ton waste；塑膠 1 度電及 1 公噸功能單位之溫室效應不確定分析平均值為 1.71 kgCO₂-eq./KWh 及 1135 kgCO₂-eq./ton waste；當紙類及塑膠類回收率增加 30%，紙類及塑膠類回收在焚化發電之溫室氣體減量效益上不具正面效益；紙類廢棄物回收率增加對於溫室氣體減量無正面效益，而塑膠類廢棄物回收率增加對焚化階段之溫室氣體減量效益亦不明顯。

關鍵詞：生命週期評估、不確定分析、溫室效應、包裝材料、碳足跡、焚化處理

一、前言

台灣地區隨著工商業發達、經濟快速發展與人口的不斷增加，使得垃圾產出量相對成長，造成垃圾處理上的重大負荷。過去政府為了解決各縣市垃圾之迫切問題，對於垃圾處理政策，乃以「焚化為主，



掩埋為輔」。因此，在1992年建立了第一座焚化廠—內湖焚化廠，以便處理都市固體廢棄物。依據環保署2010年統計資料，目前全國正在運作的24座焚化廠，每天可處理的垃圾量約為2萬公噸。但以現今全球資源有限的角度，以焚化處理並不是真正解決都市固體廢棄物的最佳處理方式，透過廢棄物資源回收再利用之模式，並朝向零排放的概念邁進，將廢棄物減少並增加資源利用效率，減少各種環境問題。

近年來，國際間對於環境問題的解決已由過去管末處理導向源頭減量及綠色設計的概念，並強調生命週期思考(Life Cycle Thinking)，對於廢棄物之定義也有不同的詮釋，廢棄物乃是錯置的資源，並強調資源回收的重要性，因此零廢棄與零排放，此類觀點也逐漸應用於現今的廢棄物管理政策。行政院環保署於1997年起實施「資源回收四合一」政策，結合社區民眾、回收商、地方政府與回收基金等四者，全面實施資源回收與垃圾減量之工作(行政院環保署，1997)，現今台灣之廢棄物清理政策以「源頭減量、資源回收」為主要方向，2006年起行政院環保署全國各縣市全面實施「垃圾強制分類」政策(行政院環保署，2006)，到了2008年環保署提出2020年達到「垃圾零廢棄」之目標，強調源頭減量與資源回收，並促進民間參與，配合垃圾區域聯合清理、垃圾收費與焚化灰渣資源化等(行政院環保署，2008)。

以生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)作為廢棄物管理之應用工具，在國際已為相當重要之課題，由於廢棄物大部分都具有資源回收再生利用之價值，相關研究包含廢棄物回收對環境衝擊影響等研究，如Laurijssen等人(2010)以生命週期方法探討紙類回收對CO₂排放之影響；Lazarevic等人(2010)以LCA方法探討塑料廢棄物回收、焚化和掩埋等不同廢棄物處理方式，探討何種處理方式對環境衝擊為最佳；Merrild等人(2008)以LCA方法探討廢紙管理，並針對全球暖化議題，比較回收與焚化處理方式之環境衝擊；回收合併其他廢棄物處理方式或比較之相關研究有Valerio等人(2010)以LCA方式評估並比較焚化與回收對於機械生物處理(Mechanical Biological Treatments, MBT)何者對環境衝擊上是較有利的；Shen等人(2010)以LCA方法探討開環式回收法對PET寶特瓶進行回收，並以機械式和半機械式回收法來比較何種處理方法對溫室氣體減量效果較佳；Salem等人(2009)以LCA方法比較焚化、回收與厭氧消化三種方法探討何者對於環境衝擊為最小。經由以上文獻之分析討論，不論是回收或回收合併其他廢棄物處理方式探討廢棄處理之環境衝擊，均以回收為對環境衝擊最小之廢棄物處理方式。

執行生命週期評估過程需要大量的盤查資料，然而，由於盤查資料取得困難、盤查資料缺少、資料本身的不確定性、技術的不確定、模式的不確定及資料庫引用過程，資料年代及盤查區域等不確定因素，將影響整個生命週期評估結果，在生命週期評估對於環境衝擊之不確定分析相關文獻包含Lo等人(2005)將蒙地卡羅方法對於一般廢棄物處理來探討生命週期評估之不確定分析，運用貝氏定理結合蒙地卡羅方法比較掩埋與焚化兩種不同廢棄物處理方案之溫室氣體排放推估；Scipioni等人(2009)利用蒙地卡羅分析來探討義大利垃圾焚化處理對於人類健康損害、生態系統和資源消耗之環境影響；李明燕(2002)利用蒙地卡羅和敏感度分析方法探討台灣九座垃圾焚化廠所排放之戴奧辛風險；盧凱駿(2005)利用蒙地卡羅方法來探討亂數取樣來模擬解決數學解析問題。經由上述討論，顯示利用蒙地卡羅方法來探討環境衝擊，可以增加資料之完整性，並增加模擬結果之價值。因此，基於源頭減廢的概念，本研究探討廢棄物焚化處理之環境衝擊分析，並進一步探討紙類與塑膠類廢棄物回收率擾動對於溫室氣體排放之影響及不確定分析。

二、研究方法

2.1 生命週期評估

生命週期評估方法主要依據國際標準組織(International Organization for Standardization, ISO)之評估作



業流程：(1)生命週期原理及架構(Principle and Framework)，(2)生命週期目標與範疇界定(Goal and Scope Definition)，(3)生命週期評估，包括資料歸類(Classification)、特徵化(Characterization)、標準化(Normalization)及權重(Weighting)等各個階段之環境衝擊分析與(4)生命週期評估闡釋，以上生命週期評估原理與架構作為本文研究方法之基礎，分析廢棄物焚化處理之生命週期評估。

2.2 不確定分析

蒙地卡羅(Monte Carlo Simulation)為估計生命週期不確定分析方法之一，蒙地卡羅主要是建立於隨機過程獨立變數(Independent Random Variables)的產生，並根據模式之機率密度函數，進行統計估算排放清單之平均值與變異數，而蒙地卡羅之隨機方法主要包含原始蒙地卡羅(Crude Monte Carlo)(Hammersleys et al., 1992)、分層抽樣(Stratified Sampling)、權重抽樣(Importance Sampling; Weighting Sampling)及條件蒙地卡羅(Conditional Monte Carlo)等(Helton and Davis, 2003; 楊英賢，2008)。

2.3 擾動分析

擾動分析是一種鑑別敏感度參數的方法，在生命週期評估的應用方面，包含 Heijungs 等人(1992)提出應用於邊際分析(Marginal Analysis)的方法發展成為擾動分析，其方法之基本原理，主要架構於生命週期評估過程，各參數的變動率與環境衝擊變動率之相關關聯比值，可以引用乘數的概念(即為擾動係數)，藉由乘數的大小來區別參數所表現的敏感度(Heijungs, 2005)。

2.4 個案背景說明

本研究目的旨在探討廢棄物焚化處理之生命週期評估之不確定性及回收率 0%~30%情境模擬之擾動分析。研究個案選定台灣地區 24 座焚化廠，其研究個案之生命週期系統範疇如圖 1 所示，包含廢棄物清運階段、廢棄物焚化階段、焚化發電階段。本文以生命週期評估方法探討廢棄物焚化處理之環境衝擊部分主要為溫室效應與酸雨效應，並分別以一公噸廢棄物與一度電作為功能單位(Function Unit, UF)，作為相關情境模擬的比較單位。

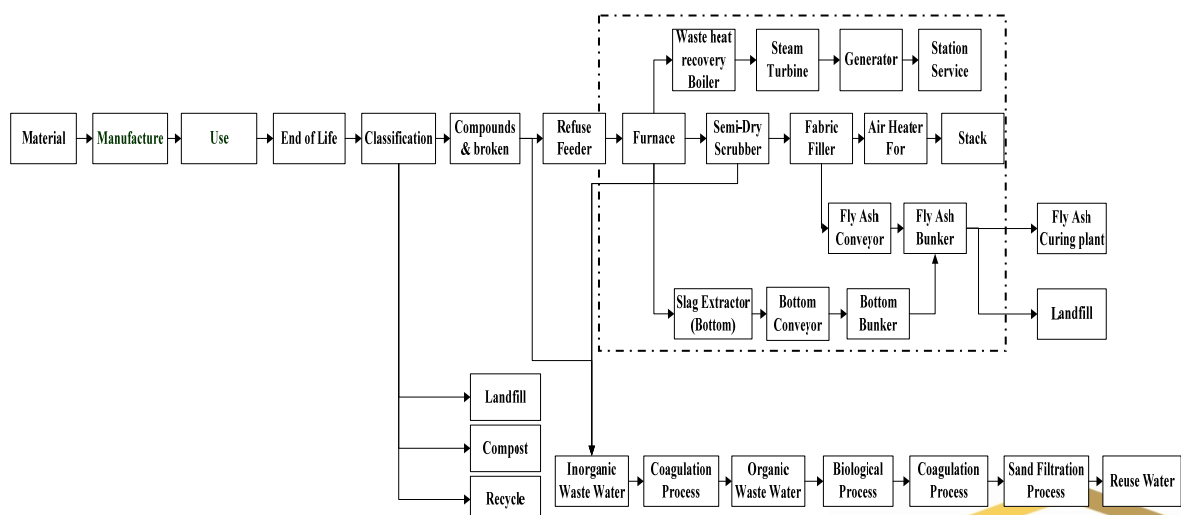


圖 1 台灣地區焚化處理生命週期系統範疇

2.5 資料來源與處理

本研究個案之資料來源，以 2007~2010 年台灣地區一般廢棄物焚化處理為對象，以 24 座焚化處理廠之操作營運資料作為個案之 LCA 分析資料庫，而焚化處理廠之生命週期評估所需清單包含能源、環境衝



擊參數等清單，其相關清單主要來自行政院環保署和各縣市環保局，其中包含各年度焚化處理廠之營運資料、年度空氣污染之排放量及年度廢棄物焚化處理量等，資料蒐集年代為 2007~2010 年，環境排放清單來自於各縣市焚化廠及環保署各焚化處理廠之統計年報；環境衝擊相關方面參數則參考 SimaPro 7.0 之相關環境衝擊因數與環境衝擊評價方法，以及 IPCC 公布之相關環境衝擊評估係數。

本研究對於廢棄物焚化處理階段之溫室氣體排放計算，包含二氧化碳、甲烷及氧化亞氮，其計算方法主要根據 IPCC 之方法(2006 IPCC Guideline for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5, 2007)進行溫室氣體排放量推估，其中 CO₂ 排放量推估之含碳比例，引用各焚化廠垃圾性質分析之含碳量，焚化階段之固定碳比例假設為 5%，接著根據質量平衡法推估二氧化碳排放量，其計算公式如下：

$$\text{CO}_2 \text{ 排放量(公噸)} = \text{垃圾焚化量(公噸)} \times \text{垃圾含碳比例(\%)} \times \text{燃燒程度(95\%)} \times \text{CO}_2 \text{ 重量轉換係(44/12)} \quad (1)$$

另外，CH₄ 及 N₂O 之溫室氣體排放推估計算公式說明如下：

$$\text{CH}_4 \text{ 排放量(公噸)} = (\text{垃圾焚化量(公噸)} \times \text{排放係數(g/ton)}) \times 10^{-6}(\text{g to ton}) \quad (2)$$

N₂O 排放量之推估公式和 CH₄ 相同，兩者主要差異為其排放係數值，依據 IPCC 之推估原理，台灣地區一般廢棄物焚化處理廠均屬於連續性機械式焚化爐床，因此選定 CH₄ 之排放係數為 0.2g/ton、N₂O 為 50g/ton，如表 1 和表 2，再依據 IPCC 之方法(Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007)之溫室效應潛勢(Global warming potential, GWP)換算為 CO₂ 當量。

表 1 焚化爐操作特性及甲烷排放係數

Type of incineration/technology		CH ₄ Emission Factor (kg/Gg waste incinerated on a wet weight basis)
Continuous incineration	Stoker	0.2
	fluidized bed	~0
Semi-continuous incineration	Stoker	6
	fluidized bed	188
Batch type incineration	Stoker	60
	fluidized bed	237

資料來源：IPCC, Volume 5, 2006

表 2 焚化爐化爐操作特性及氧化亞氮排放係數

Type of waste	Technology/Management practice	Emission factor (g N ₂ O/ton waste)	weight basis
MSW	continuous and semi-continuous incineration	50	wet basis
MSW	batch-type incineration	60	wet basis
MSW	open burning	150	dry basis
Industrial waste	all types of incineration	100	wet basis
Sludge(except sewage sludge)	all types of incineration	450	wet basis
Sewage sludge	incineration	990	dry basis
		900	wet basis

資料來源：IPCC, Volume 5, 2006

三、結果與討論

3.1 台灣地區廢棄物焚化處理生命週期評估



3.1.1. 台灣地區焚化廠現況分析

台灣地區 2007~2010 年廢棄物物理組成如表 3 所示，其中台灣地區之平均濕基低位發熱值為 2,009 Kcal/kg；平均濕基高位發熱值為 2,520 Kcal/kg，而廢棄物物理組成中以紙類、廚餘及塑膠所占比例為前三大，其平均分別為紙類 30.42%、廚餘 30.73%及塑膠 13.24%，由此顯示紙類、廚餘及塑膠所佔組成較高之原因，可能來自包裝材料或飲食殘留物。

表 3 台灣地區焚化廠廢氣物特性分析(2007~2010)

Characteristics and composition	Average content
Year	2007~2010
Moisture (%)	40.87
Combustibles (%)	38.05
High heating value (kcal/kg)	2520
Low heating value (kcal/kg)	2009
Components (%)	
Paper	30.42
Food waste	30.73
Plastics	13.24
Glass	1.06
Metals	0.34
Cloth	2.60
Rubber/leather	0.48
Others	1.22

3.2 廢棄物焚化處理生命週期評估

台灣地區廢棄物焚化處理之生命週期評估特徵化結果如圖 2 所示，以 1 度電為功能單位表示，在溫室氣體、酸雨效應、重金屬、致癌性及固體廢棄物五項衝擊評估項目中，以溫室效應衝擊為每度電之溫室效應當量為 1.88kg CO₂-eq./KWh(1.64~2.11 CO₂-eq./KWh)、其他環境衝擊項目分別為酸雨效應 2.47E-03 kgSO₂-eq./KWh(2.22E-03~2.73E-03kgSO₂-eq./KWh)、重金屬 7.99E-06 kgPb-eq./KWh(4.77 E-06~1.12E-05 kgPb-eq./KWh)、致癌性 1.09E-07 kgB(a)P-eq./KWh(3.42E-08~1.84E-07kgB(a)P-eq./KWh)及固體廢棄物衝擊 5.99E-04kg/KWh(0~1.23 E-03kg/KWh)。

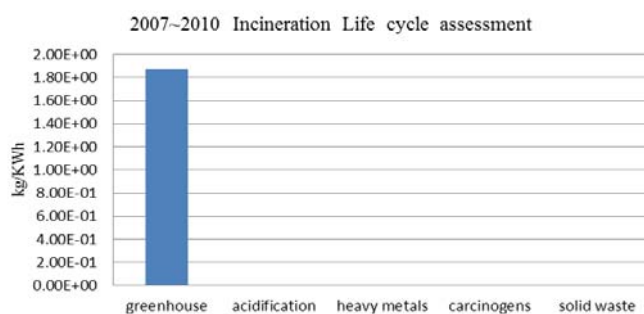


圖 2 台灣地區廢棄物焚化處理每度電之 LCA 特徵化結果(2007~2010 年)

以每 1 公噸廢棄物為功能單位之廢棄物焚化處理生命週期評估特徵化結果如圖 3 所示，溫室效應衝擊為 781 kg CO₂-eq./ton waste(642~919 kg CO₂-eq./ton waste)，其他環境衝擊項目分別為酸雨效應 1.07 kgSO₂-eq./ton waste(0.90~1.23 kgSO₂-eq./ton waste)、重金屬 3.38E-03 kgPb-eq./ton waste(2.59E-03~4.17E-03



kgPb-eq./ton waste)、致癌性 1.27×10^{-4} kgB(a)P-eq./ton waste($0 \sim 2.62 \times 10^{-4}$ kgB(a)P-eq./ton waste)，及固體廢棄物衝擊 $0.08 \text{ kg/ton waste}$ ($0.04 \sim 0.12 \text{ kg/ton waste}$)。

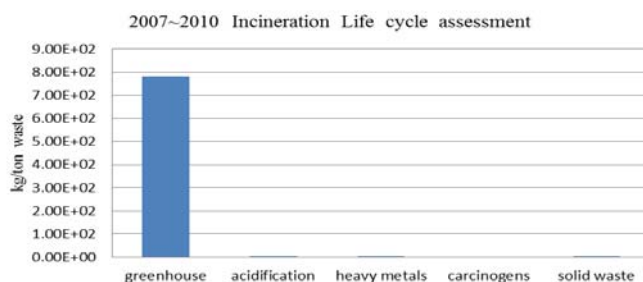


圖 3 台灣地區廢棄物焚化處理每公噸廢棄物之 LCA 特徵化結果(2007~2010 年)

本研究之生命週期評估之標準化引用 Eco-indicator 95 之標準化係數，而台灣地區廢棄物焚化處理生命週期評估之標準化結果如圖 4 所示，經由標準化之後，以 1 度電為功能單位之廢棄物焚化發電環境衝擊，以重金屬 1.42×10^{-4} Pt(無因次)為最大，溫室效應潛勢 1.39×10^{-4} Pt 次之，其他依序為酸雨潛勢 2.19×10^{-5} Pt、致癌性 1.16×10^{-5} Pt 及固體廢棄物 0 Pt。

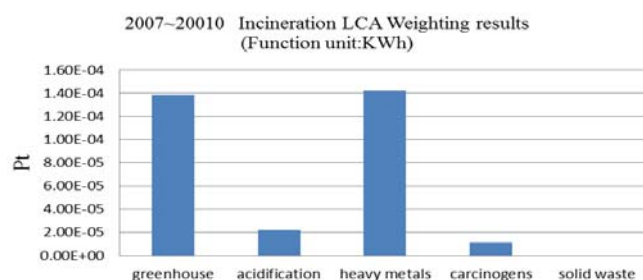


圖 4 台灣地區廢棄物焚化處理 LCA 標準化結果(2007~2010 年)

若以 1 公噸廢棄物為功能單位進行各項環境衝擊之比較(如圖 5)，仍以重金屬 0.060 Pt 為最大，溫室效應潛勢 0.058 Pt 次之，其他環境衝擊項目依序為致癌性 0.010 Pt 、酸雨潛勢 0.010 Pt 及固體廢棄物 0 Pt，顯示台灣地區廢棄物焚化處理造成之環境衝擊以重金屬及溫室效應為主，而造成特徵化與標準化在各項環境衝擊指數之差異原因，主要是受到標準化係數之影響，例如溫室效應之特徵化主要為 100 年之溫室效應風險評估，而標準化則是乘上標準化因子，將其轉換為每人每年所引起之溫室效應潛勢值，故而造成兩者數值之差異。

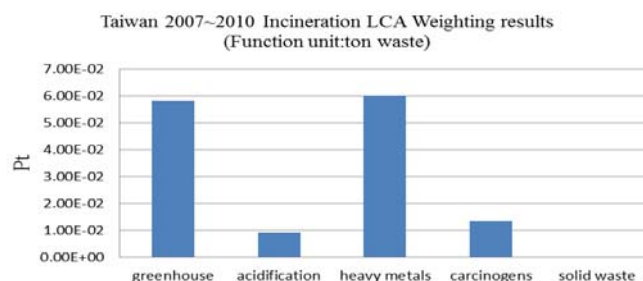


圖 5 台灣地區廢棄物焚化處理 LCA 標準化結果(2007~2010 年)

台灣地區廢棄物焚化處理之生命週期評估權重之結果，以 1 度電為功能單位權重之結果如圖 6 所示，



同樣採用 Eco-indicator 95 評價方法權重之係數，經由權重後之環境衝擊評估結果，各項環境衝擊以重金屬 7.11E-04 Pt 為最大、溫室效應為 3.47E-04 Pt 次之，其他環境衝擊項目依序為酸雨潛勢 2.19E-04 Pt、致癌性 1.16E-04 Pt 與固體廢棄物 0 Pt。

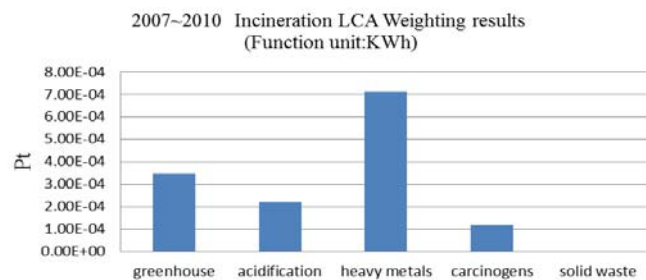


圖 6 台灣地區廢棄物焚化處理 LCA 權重結果(2007~2010 年)

當以焚化處理 1 公噸廢棄物為功能單位，台灣地區廢棄物焚化處理之生命週期評估權重結果如圖 7 所示，經由乘上權重指數過後，各項環境衝擊項目依序為重金屬 0.30 Pt 為最大、溫室效應 0.14 Pt 次之、致癌性衝擊 0.13 Pt、酸雨潛勢 0.09 Pt 與固體廢棄物 0 Pt。

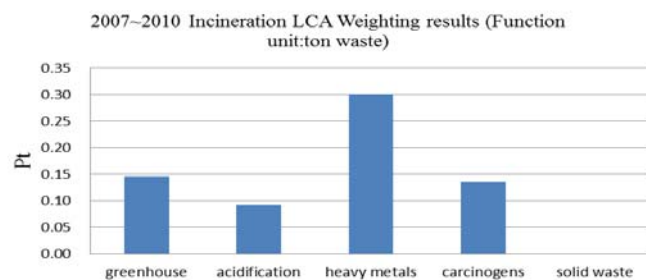


圖 7 台灣地區廢棄物焚化處理 LCA 權重結果(2007~2010 年)

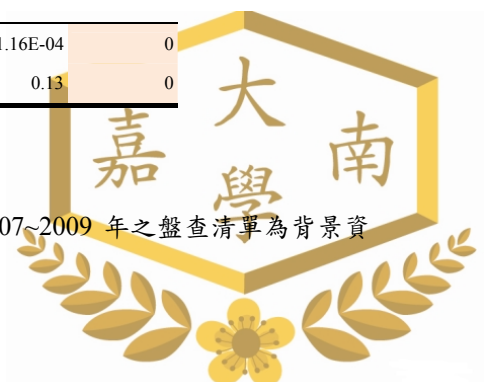
台灣地區廢棄物焚化處理之生命週期評估，經由特徵化、標準化與權重，分別以焚化發電 1 度電及焚化處理 1 公噸廢棄物為功能單位之評估結果整理如表 4。

表 4 台灣地區廢棄物焚化處理之生命週期評估

Category	Unit	greenhouse	acidification	heavy metals	carcinogens	solid waste
Characterization						
KWh	Kg	1.88	2.47E-03	7.99E-06	1.09E-07	5.99E-04
Ton waste	Kg	781	1.07	3.38E-03	1.27E-04	0.08
Normalization						
KWh	Pt	1.39E-04	2.19E-05	1.42E-04	1.16E-05	0
Ton waste	Pt	0.058	0.01	0.060	0.01	0
Weighting						
KWh	Pt	3.47E-04	2.19E-04	7.11E-04	1.16E-04	0
Ton waste	Pt	0.14	0.09	0.30	0.13	0

3.3 各類廢棄物之溫室氣體探討

紙類廢棄物焚化處理之溫室氣體排放，本研究以台灣地區焚化廠 2007~2009 年之盤查清單為背景資



料，探討廢棄物中紙類在台灣地區焚化處理之溫室效應，其功能單位分別為焚化發電 1 度電及焚化處理 1 公噸紙類，其相關研究結果如下：

3.3.1. 紙類廢棄物焚化處理之溫室效應探討

在各年度溫室氣體排放方面，本研究以 IPCC 方法為推估原理，並參考台灣地區紙類廢棄物之物理組成，紙類物理組成比例平均值為 39.61%，此外，紙類平均含碳量為 22.86%，紙類之生物碳所佔比為 100%。台灣地區紙類廢棄物焚化處理之溫室效應，以 1 度電為功能單位之紙類焚化處理之溫室氣體排放係數，如圖 8 所示，2007 年之溫室效應約為 1.16~4.39 kgCO₂-eq./KWh，而各焚化處理廠溫室氣體排放以台北市-內湖廠 4.39 kgCO₂-eq./KWh 為最高，其次為台北市-木柵廠 3.27 kgCO₂-eq./KWh，以嘉義縣-鹿草廠 1.16 kgCO₂-eq./KWh 為最低；2008 年之溫室效應則為 1.49~4.76 kgCO₂-eq./KWh，而各焚化處理廠溫室氣體排放係數以台北市-內湖廠 4.96 kgCO₂-eq./KWh 為最高，其次為台北市-木柵廠 3.96 kgCO₂-eq./KWh，最低者為基隆市廠 1.49 kgCO₂-eq./KWh；2009 年紙類廢棄物焚化處理之溫室氣體排放為 1.20~4.96 kgCO₂-eq./KWh，各焚化廠同樣以台北市-內湖廠 4.96 kgCO₂-eq./KWh 為最高，嘉義市廠 4.04 kgCO₂-eq./KWh 其次，以新北市-八里廠 1.20 kgCO₂-eq./KWh 為最低。

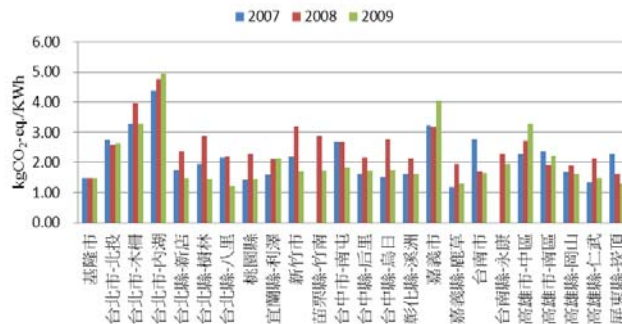


圖 8 台灣地區 2007~2009 年焚化廠之紙類溫室氣體排放(以 1 度電為功能單位)

台灣地區焚化廠焚化處理 1 公噸廢棄物之排放量，如圖 9 所示，2007 年焚化處理每 1 公噸紙類廢棄物之溫室氣體排放量為 587~803 kgCO₂-eq./ton waste，而各焚化處理廠紙類溫室氣體排放量以屏東縣-崁頂廠 803 kgCO₂-eq./ton waste 為最高，其次為台北市-內湖廠 791 kgCO₂-eq./ton waste，以嘉義市廠 587 kgCO₂-eq./ton waste 為最低；2008 年之溫室效應則為 657~851 kgCO₂-eq./ton waste，而各焚化處理廠溫室氣體排放最高為高雄市-中區廠 851 kgCO₂-eq./ton waste，其次為台北市-內湖廠 845 kgCO₂-eq./ton waste，以嘉義縣-鹿草廠之溫室氣體排放 657 kgCO₂-eq./ton waste 最低；2009 年之溫室效應約為 610~865 kgCO₂-eq./ton waste，各焚化處理廠溫室氣體排放部分，以台北市-內湖廠 865 kgCO₂-eq./ton waste 最高，其次為高雄市-南區廠 784 kgCO₂-eq./ton waste，以新北市-新店廠 610 kgCO₂-eq./ton waste 為最低。

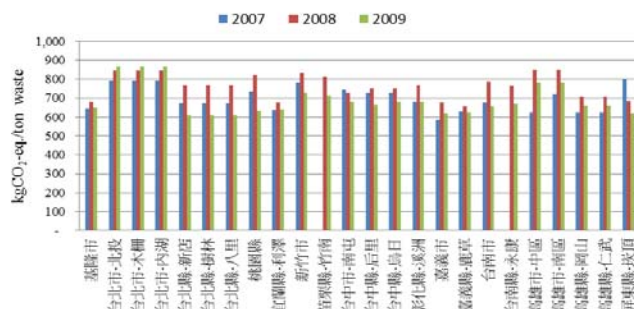


圖 9 台灣地區 2007~2009 年焚化廠之紙類溫室氣體排放(以 1 公噸紙類廢棄物為功能單位)

3.3.2. 塑膠類廢棄物焚化處理之溫室效應探討

至於塑膠類廢棄物焚化處理之溫室效應方面，以台灣地區 2007~2009 年廢棄物資料為基礎，塑膠類廢棄物之物理組成平均值約為 17.50%，平均含碳量為 44.88%，分別以焚化發電 1 度電及焚化處理 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位進行溫室效應之探討。

以 1 度電為功能單位之塑膠類焚化處理之溫室效應部分如圖 10 所示，2007 年之溫室氣體排放約為 0.86~3.24 kgCO₂-eq./KWh，各焚化處理廠中以台北市-內湖廠溫室氣體排放 3.24 kgCO₂-eq./KWh 為最高，台北市-木柵廠 3.14 kgCO₂-eq./KWh 其次，以宜蘭縣-利澤廠 0.86 kgCO₂-eq./KWh 最低；2008 年之溫室氣體排放為 0.96~3.60 kgCO₂-eq./KWh，各焚化處理廠部分以台北市-內湖廠 3.60 kgCO₂-eq./KWh 為最高，其次為台北市-木柵廠 3.16 kgCO₂-eq./KWh，高雄市-仁武廠 0.96 kgCO₂-eq./KWh 為最低；2009 年之溫室效應則為 0.68~3.86 kgCO₂-eq./KWh，各焚化處理廠中以台北市-內湖廠 3.86 kgCO₂-eq./KWh 為最高，其次為台北市-木柵廠 3.03 kgCO₂-eq./KWh，以新北市-八里廠 0.68 kgCO₂-eq./KWh 為最低。

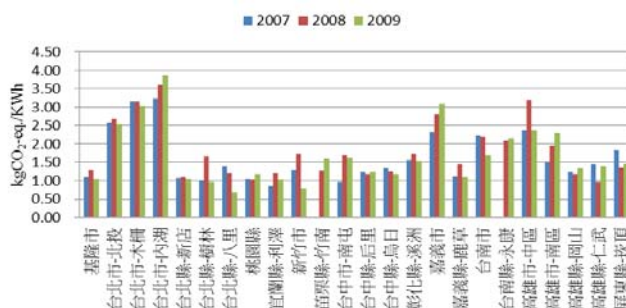


圖 10 台灣地區 2007~2009 年焚化廠之塑膠類溫室氣體排放(以 1 度電為功能單位)

至於以焚化處理 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位，其結果如圖 11 所示，2007 年之溫室氣體排放約為 943~1292 kgCO₂-eq./ton waste，各焚化處理廠中以屏東縣-崁頂廠 1292 kgCO₂-eq./ton waste 為最高，其次為台北市-內湖廠 1274 kgCO₂-eq./ton waste，最低為嘉義市廠其溫室氣體排放為 943 kgCO₂-eq./ton waste；2008 年之溫室氣體排放則為 1008~1307 kgCO₂-eq./ton waste，各焚化處理廠部分以高雄市-南區廠 1307 kgCO₂-eq./ton waste 為最高，其次為台北市-內湖廠 1298 kgCO₂-eq./ton waste，最低為嘉義縣-鹿草廠其溫室氣體排放為 1008 kgCO₂-eq./ton waste；2009 年之溫室氣體排放為 983~1399 kgCO₂-eq./ton waste，各焚化處理廠中以台北市-內湖廠之溫室氣體排放 1399 kgCO₂-eq./ton waste 為最高，其次為高雄市-南區廠 1267 kgCO₂-eq./ton waste，以新北市-八里廠 983 kgCO₂-eq./ton waste 為最低。



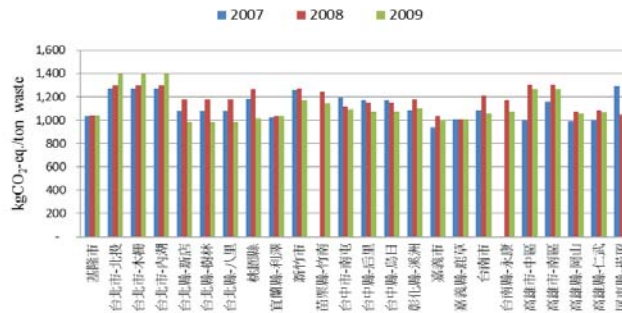


圖 11 台灣地區 2007~2009 年焚化廠之塑膠溫室氣體排放(以 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位)

3.4 各類廢棄物之酸雨效應探討

3.4.1. 紙類廢棄物焚化處理之酸雨效應探討

對於紙類廢棄物焚化處理之酸雨效應探討部分，本研究以台灣地區 2007~2009 年之廢棄物資料為基礎，分別以焚化發電 1 度電及焚化處理 1 公噸紙類廢棄物為功能單位，針對焚化處理廠之酸雨效應進行探討。

以 1 度電為功能單位之紙類焚化處理酸雨效應之排放係數如圖 12 所示，2007 年之酸雨效應約為 $1.30\text{E-}03 \sim 7.17\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ ，各焚化處理廠酸雨效應以高雄市-中區廠 $7.17\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 最高，台北市-內湖廠 $5.28\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 次之，以台中市-烏日廠 $1.30\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最低；2008 年之酸雨效應則在 $1.24\text{E-}03 \sim 4.88\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 之間，而各焚化處理廠酸雨效應以台北市-內湖廠 $4.88\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最高，其次為新竹廠 $3.88\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為其次，以台南市廠其酸雨效應 $1.24\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最低；2009 年之酸雨效應則為 $1.24\text{E-}03 \sim 4.58\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ ，而各焚化處理廠酸雨效應以台北市-內湖廠 $5.48\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最高，嘉義市廠 $4.32\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 其次，以彰化縣-溪州廠 $1.24\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最低；影響各焚化處理廠酸雨效應之主要原因與各廠之脫硫設備效率有相當的關係。

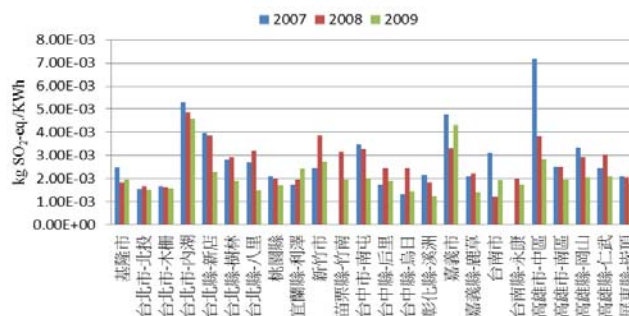


圖 12 台灣地區 2007~2009 年焚化廠之紙類酸雨效應排放量(以 1 度電為功能單位)

以 1 公噸紙類廢棄物為功能單位之酸雨效應排放量，如圖 13 所示，2007 年之酸雨效應約為 $4.00\text{E-}04 \sim 1.53\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，各焚化處理廠部分，以新北市-新店廠 $1.53\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$



為最高，高雄市-中區廠 $1.51\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 次之，以基隆市廠 $4.00\text{E-}04 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最低；2008 年之酸雨效應為 $3.31\text{E-}04 \sim 1.25\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，在各個焚化處理廠部分，以新北市-新店廠 $1.25\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最高，高雄市-中區廠 $1.13\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 次之，以基隆市廠 $3.31\text{E-}04 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最低；2009 年之酸雨效應為 $3.74\text{E-}04 \sim 1.18\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，各焚化處理廠酸雨效應部分，以新竹市廠 $1.18\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最高，新北市-新店廠 $9.41\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 此之，以基隆市廠 $3.74\text{E-}04 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最低。

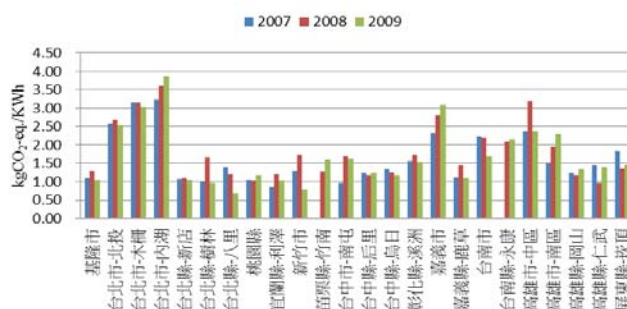


圖 13 台灣地區 2007~2009 年焚化廠之紙類酸雨效應排放量(以 1 公噸紙類廢棄物為功能單位)

3.4.2. 塑膠類廢棄物焚化處理之酸雨效應探討

塑膠類廢棄物焚化處理之酸雨效應部分，同樣以焚化發電 1 度電與焚化處理 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位，以 1 度電為功能單位之塑膠類焚化處理酸雨效應結果如圖 14 所示，2007 年之酸雨效應約為 $1.29\text{E-}03 \sim 8.04\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ ，而各焚化處理廠部分以高雄市-中區廠 $8.04\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最高，台北市-內湖廠 $4.98\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 其次，台北市-北投廠 $1.29\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最低；2008 年之酸雨效應約為 $9.96\text{E-}04 \sim 4.65\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ ，而各焚化廠中以高雄市-中區廠 $4.65\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最高，台北市-內湖廠 $3.91\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 其次，以台北市-木柵廠 $9.96\text{E-}04 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最低；2009 年之酸雨效應則為 $1.05\text{E-}03 \sim 4.01\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ ，各焚化處理廠方面以嘉義市廠 $4.01\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最高，台北市-內湖廠 $3.87\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 其次，新北市-八里廠 $1.05\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./KWh}$ 為最低。

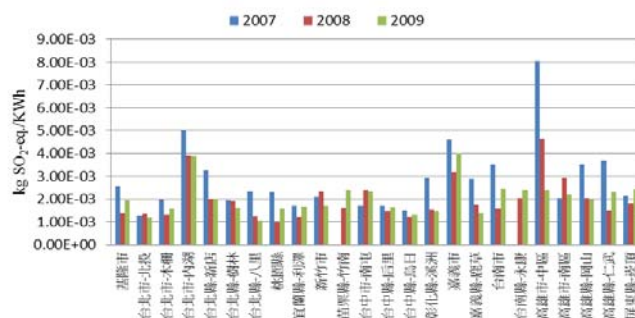
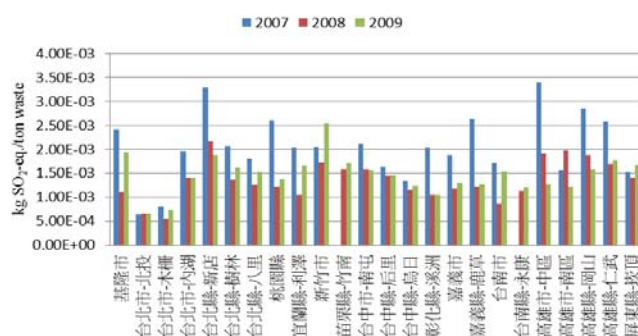


圖 14 台灣地區 2007~2009 年焚化廠之塑膠類酸雨效應排放量(以 1 度電為功能單位)



以焚化處理 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位之酸雨效應結果圖如 15 所示，2007 年之酸雨效應約為 $6.38\text{E-}04 \sim 3.41\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，各焚化處理廠方面以高雄市-中區廠 $3.41\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最高，其次為新北市-新店廠 $3.29\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，以台北市-北投廠 $6.38\text{E-}04 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最低；2008 年之酸雨效應則為 $5.47\text{E-}04 \sim 2.17\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，各焚化處理廠中以新北市-新店廠 $2.17\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，高雄市-南區廠 $1.98\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 其次，以台北市-木柵廠 $5.47\text{E-}04 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最低；2009 年之酸雨效應則為 $6.54\text{E-}04 \sim 2.55\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，而各焚化處理廠方面以新竹市廠 $2.55\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最高，其次為基隆市廠 $1.95\text{E-}03 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ ，以台北市-北投廠 $6.54\text{E-}04 \text{ kgSO}_2\text{-eq./ton waste}$ 為最低。

圖 15 台灣地區 2007~2009 年焚化廠之塑膠類酸雨效應(以 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位)



3.5 焚化處理生命週期評估與不確定分析

台灣地區焚化處理廠環境衝擊之不確定分析，本研究主要以蒙地卡羅模擬進行溫室效應與酸雨效應之不確定分析，將台灣各焚化處理廠之排放係數與年度所建立的資料庫，進行機率密度函數適合度檢定，再經假設機率密度函數、平均值及標準偏差等參數，並設定推估模擬次數為 20,000 次，以進行相關環境衝擊預估與不確定分析。

3.5.1. 一般廢棄物之溫室效應不確定分析

針對台灣地區焚化廠之溫室氣體排放係數進行不確定分析，並針對不同功能單位(分別為焚化發電 1 度電及焚化處理 1 公噸廢棄物)，焚化廠共計有 24 廠，資料統計年度為 2007~2009 年共計有 70 筆(因 2007 年竹南廠與永康廠尚未設廠，因此 2007 年度資料只有 22 筆)。以 1 度電及 1 公噸廢棄物為功能單位之溫室氣體盤查機率密度函數適合度檢定分別為表 5 及表 6，結果顯示焚化爐之溫室氣體盤查之機率密度函數皆非為常態分配。

表 5 焚化處理溫室氣體盤查之機率密度函數適合度檢定

(以 1 度電為功能單位)

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Critical
Unit	kg/KWh	kg/KWh	kg/KWh	
P.D.F	Lognormal	Lognormal	Lognormal	
A-D	0.59	0.55	0.50	1.5
Chi-Square	9.14	8.29	8.29	90
K-S	0.11	0.08	0.08	<0.224
Average	1.84	4.63E-07	1.16E-04	-



S.D 0.75 1.74E-07 4.54E-05 -

表 6 焚化處理溫室氣體盤查之機率密度函數適合度檢定

(以 1 公噸廢棄物為功能單位)			
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Unit	kg/ton waste	kg/ton waste	kg/ton waste
P.D.F	Beta	Exponential	Exponential
A-D	0.23	32.11	32.11
Chi-Square	4.29	630	630
K-S	0.06	0.63	0.63
Average	789	2.00E-04	5.00E-02
S.D	93	2.00E-04	5.00E-02

在溫室效應方面，根據 2007~2009 年資料進行蒙地卡羅模擬之結果如圖 16 所示，以 1 度電為功能單位之不確定分析，經由蒙地卡羅模擬，預估之溫室效應不確定分析平均值為 1.88 kgCO₂-eq./KWh，其 95% 信賴區間為 1.16~3.87 kgCO₂-eq./KWh(見表 7)，以 1 公噸廢棄物為功能單位之溫室效應不確定模擬，其平均值為 803 kgCO₂-eq./ton waste，95%信賴區間為 647~1008 kgCO₂-eq./ton waste。

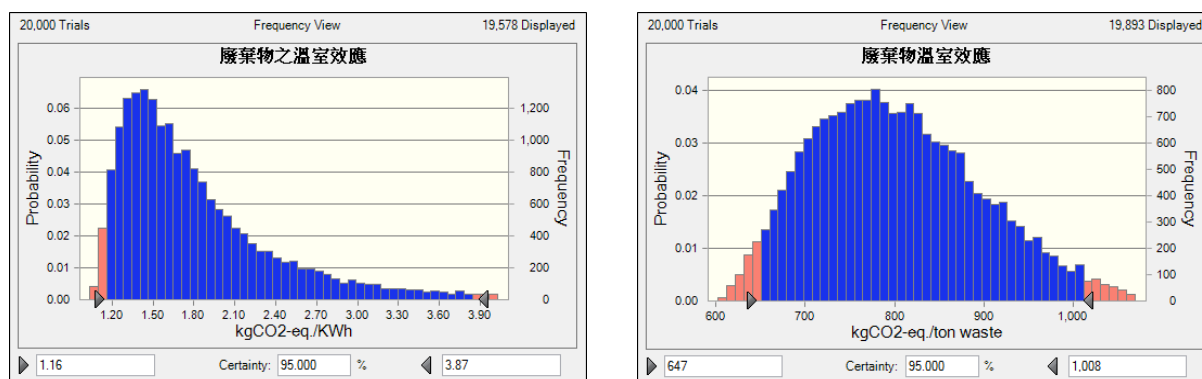


圖 16 台灣地區 2007~2009 年焚化廠溫室氣體排放之不確定分析

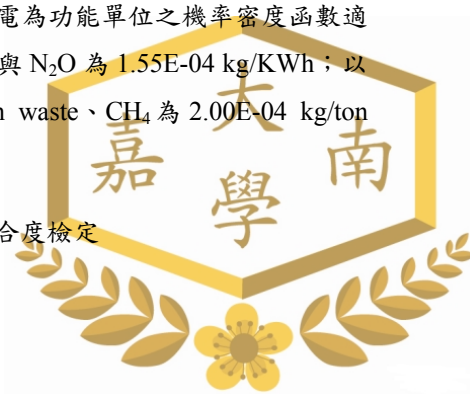
表 7 廢棄物焚化處理溫室氣體排放之不確定分析

Scenarios	Unit	Uncertainty simulation results			S.D	C.V
		5%	mean	95%		
Functional unit	kgCO ₂ -eq./KWh	1.16	1.88	3.87	0.77	0.41
Functional unit	kgCO ₂ -eq./ton waste	647	803	1008	95	0.12

3.5.2. 紙類廢棄物溫室效益不確定分析

紙類廢棄物以蒙地卡羅模擬溫室氣體盤查之機率密度函數及相關適合度檢定，以 1 度電及 1 公噸紙類廢棄物為功能單位之適合度檢定分別如表 8 及表 9 所示，其中以 1 度電為功能單位之機率密度函數適合度檢定部分，CO₂ 之平均值為 2.19 kg/KWh、CH₄ 為 6.18E-07 kg/KWh 與 N₂O 為 1.55E-04 kg/KWh；以 1 公噸廢棄物為功能單位之機率函數適合度檢定 CO₂ 平均值為 703 kg/ton waste、CH₄ 為 2.00E-04 kg/ton waste 與 N₂O 為 5.00E-02 Kg/ton waste。

表 8 紙類廢棄物溫室氣體盤查之機率密度函數適合度檢定



(以 1 度電為功能單位)

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Unit	kg/KWh	kg/KWh	kg/KWh
P.D.F	Gamma	Lognormal	Lognormal
A-D	0.23	0.12	0.12
Chi-Square	1.43	1.43	1.43
K-S	0.06	0.04	0.04
Average	2.19	6.18E-07	1.55E-04
S.D	0.83	2.16E-07	5.40E-05

表 9 紙類廢棄物溫室氣體盤查之機率密度函數適合度檢定

(以 1 公噸紙類廢棄物為功能單位)

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Unit	kg/ton waste	kg/ton waste	kg/ton waste
P.D.F	Beta	Exponential	Exponential
A-D	0.73	32.11	32.11
Chi-Square	11.14	630.00	630.00
K-S	0.08	0.63	0.63
Average	703.00	2.00E-04	5.00E-02
S.D	78.00	2.00E-04	5.00E-02

至於焚化處理紙類廢棄物產生 1 度電之溫室氣體排放平均為 2.24 kgCO₂-eq./KWh(表 10)，其 95%信賴區間為 1.25~4.38 kgCO₂-eq./KWh；焚化處理 1 公噸紙類廢棄物為功能單位之不確定分析結果如圖 17 所示，焚化 1 公噸紙類廢棄物會產生 718 kgCO₂-eq./ton waste，95 信賴區間為 603~869 kgCO₂-eq./ton waste。

表 10 紙類廢棄物焚化處理溫室氣體排放不確定分析

Scenarios	Unit	Uncertainty simulation results			S.D	C.V
		5%	mean	95%		
Functional unit	kg CO ₂ -eq./KWh	1.25	2.24	4.38	0.84	0.84
Functional unit	kg CO ₂ -eq./ton waste	603	718	869	79	0.11



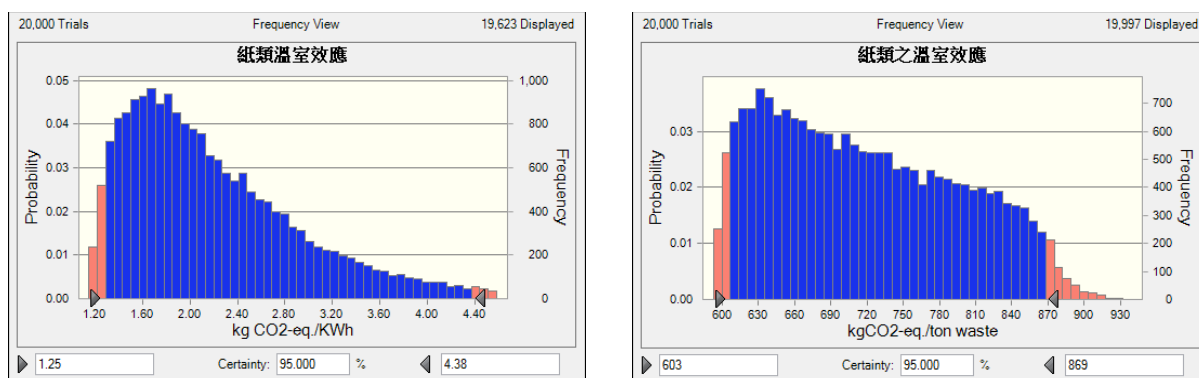


圖 17 台灣地區 2007~2009 年紙類廢棄物焚化處理溫室氣體排放不確定分析

3.5.3. 塑膠類廢棄物溫室效應不確定分析

至於塑膠類廢棄物之溫室氣體盤查機率密度函數適合度檢定部分，以 1 度電及 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位之結果分別如表 11 和表 12 所示，根據表 11，以 1 度電為功能單位之塑膠溫室效應不確定分析結果，其中 CO₂ 的平均值為 1.69 kg/KWh、CH₄ 平均值為 2.96E-07 kg/KWh 與 N₂O 平均值為 7.42E-05 kg/KWh；而以 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位之溫室效應不確定分析結果，CO₂ 的平均值為 1119 kg/ton wsate、CH₄ 平均值為 2.07E-04 kg/ton wsate 而 N₂O 平均值為 5.18E-02 kg/ton wsate。

表 11 塑膠類廢棄物焚化處理溫室氣體盤查之機率密度函數適合度檢定

(以 1 度電為功能單位)

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Unit	kg/KWh	kg/KWh	kg/KWh
P.D.F	Lognormal	Lognormal	Lognormal
A-D	0.66	0.49	0.47
Chi-Square	4.57	11.14	11.14
K-S	0.07	0.07	0.07
Average	1.69	2.96E-07	7.42E-05
S.D	0.82	1.26E-07	3.17E-05

表 12 塑膠類廢棄物焚化處理溫室氣體盤查之機率密度函數適合度檢定

(以 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位)

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Unit	kg/ton waste	kg/ton waste	kg/ton waste
P.D.F	Triangular	Maximum	Maximum
A-D	0.51	24.07	24.08
Chi-Square	18.29	468.00	553.71
K-S	0.07	0.48	0.48
Average	1119.00	2.07E-04	5.18E-02
S.D	114.00	9.37E-05	2.34E-02

至於以 1 度電為功能單位之蒙地卡羅模擬不確定分析結果如圖 18 及表 13 所示，當焚化處理塑膠類



廢棄物產生 1 度電之溫室氣體排放平均值為 1.71 kgCO₂-eq./KWh，其 95%信賴區間為 0.81~3.81 kgCO₂-eq./KWh，而焚化處理 1 公噸塑膠類廢棄物時會產生 1135 kgCO₂-eq./ton waste，其 95%信賴區間為 957~1377 kgCO₂-eq./ton waste。

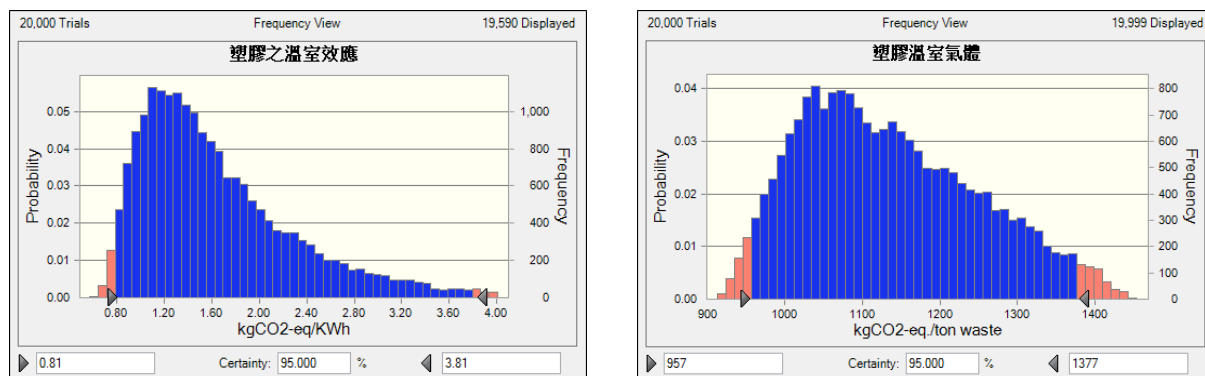


圖 18 台灣地區 2007~2009 年塑膠類廢棄物焚化處理溫室氣體排放不確定分析

表 13 塑膠類廢棄物焚化處理溫室氣體排放不確定分析

Scenarios	Unit	Uncertainty simulation results			S.D	C.V
		5%	mean	95%		
Functional unit	kgCO ₂ -eq./KWh	0.81	1.71	3.81	0.82	0.48
Functional unit	kgCO ₂ -eq./tonwaste	957	1135	1377	114	0.10

3.5.4. 一般廢棄物酸雨潛勢不確定分析

在一般廢棄物焚化處理之酸雨潛勢不確定分析方面，與溫室效應不確定分析相同共計有 70 筆資料 (2007~2009 年)，酸雨潛勢相關排放係數之機率密度函數(Probability Density Function, PDF)及相關適合度檢定結果如表 14，分別以 1 度電及 1 公噸廢棄物為功能單位之 SO_x 與 NO_x 之平均值分別為 2.42E-04 kg/KWh、2.69E-03 kg/KWh、0.11 kg/ton waste 與 1.16 kg/ton waste。

表 14 廢棄物焚化處理酸雨氣體盤查之機率密度函數適合度檢定

Unit	SO _x		NO _x		Critical
	kg/KWh	kg/ton waste	kg/KWh	kg/ton waste	
P.D.F	Lognormal	Lognormal	Lognormal	Lognormal	
A-D	1.13	0.26	0.19	0.29	1.5
Chi-Square	7.71	4.29	5.43	6.00	90
K-S	0.10	0.07	0.06	0.06	<0.224
Average	2.42E-04	0.11	2.69E-03	1.16	-
S.D	1.51E-04	0.05	1.31E-03	0.25	-

而在酸雨效應方面，依據 2007~2009 年資料進行統計模擬，蒙地卡羅模擬結果如圖 19 所示，焚化處理廢棄物產生 1 度電會造成 2.13E-03 kgSO₂-eq./KWh 之排放，其 95%信賴區間為 1.28E-03~4.58E-03 kgSO₂-eq./KWh；焚化處理 1 公噸廢棄物會產生 0.91 kgSO₂-eq./ton waste，而其 95%信賴區間為 0.64~1.82 kgSO₂-eq./ton waste(表 15)。

表 15 廢棄物焚化處理酸雨效應不確定分析



Scenarios	Unit	Uncertainty simulation results			S.D	C.V
		5%	mean	95%		
Functional unit	kgSO ₂ -eq./KWh	1.28E-03	2.13E-03	4.58E-03	9.42E-04	0.44
Functional unit	kgSO ₂ -eq./ton waste	0.64	0.91	1.82	0.18	0.20

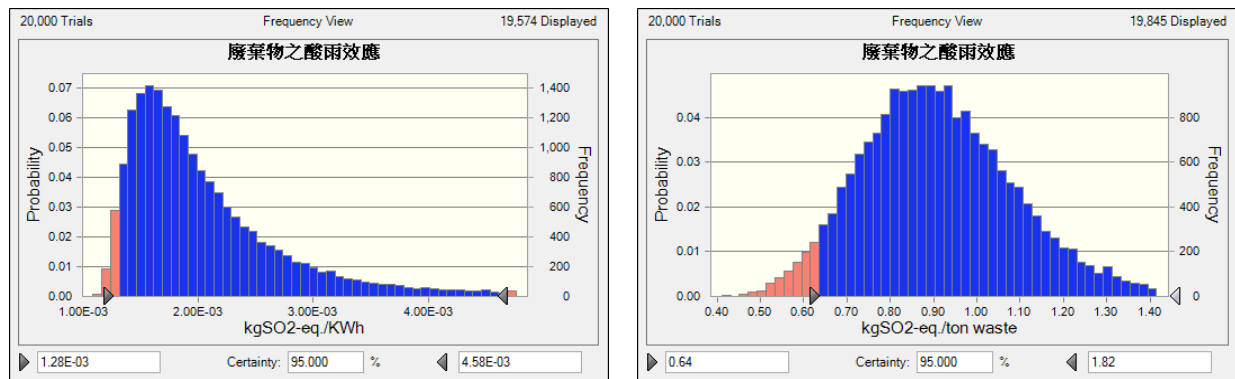


圖 19 台灣地區 2007~2009 年焚化廠酸雨效應之不確定分析

3.5.5. 紙類廢棄物酸雨潛勢不確定分析

以蒙地卡羅模擬紙類廢棄物焚化處理之酸雨氣體盤查，其機率密度函數及相關適合度檢定如表 16 所示，分別以 1 度電及 1 公噸紙類廢棄物為功能單位，其 SO_x 及 NO_x 之平均值分別為 1.12E-04 kg/KWh、3.48E-03 kg/KWh、3.28E-05 kg/ton waste 及 1.12E-03 kg/ton waste。

表 16 紙類廢棄物酸雨氣體盤查之機率密度函數適合度檢定

Unit	SO _x		NO _x	
	kg/KWh	kg/ton waste	kg/KWh	kg/ton waste
P.D.F	Lognormal	Lognormal	Lognormal	Logistic
A-D	1.29	1.10	0.23	0.47
Chi-Square	13.71	12.86	4.00	6.29
K-S	0.11	0.12	0.06	0.08
Average	1.12E-04	3.28E-05	3.48E-03	1.12E-03
S.D	2.21E-04	4.82E-05	1.55E-03	3.15E-04

至於紙類廢棄物焚化處理之蒙地卡羅模擬不確定分析結果，如圖 20 及表 17 所示，焚化處理紙類廢棄物產生 1 度電之酸雨效應平均值為 2.54E-03 kgSO₂-eq./KWh，95%信賴區間為 1.34 E-03~5.31E-03 kgSO₂-eq./KWh，以焚化處理 1 公噸紙類廢棄物為功能單位之結果，焚化處理 1 公噸紙類廢棄物會造成 8.15E-04 kgSO₂-eq./ton waste 之酸雨效應，其 95%之信賴區間為 3.62E-04~1.27E-03 kgSO₂-eq./ton waste。



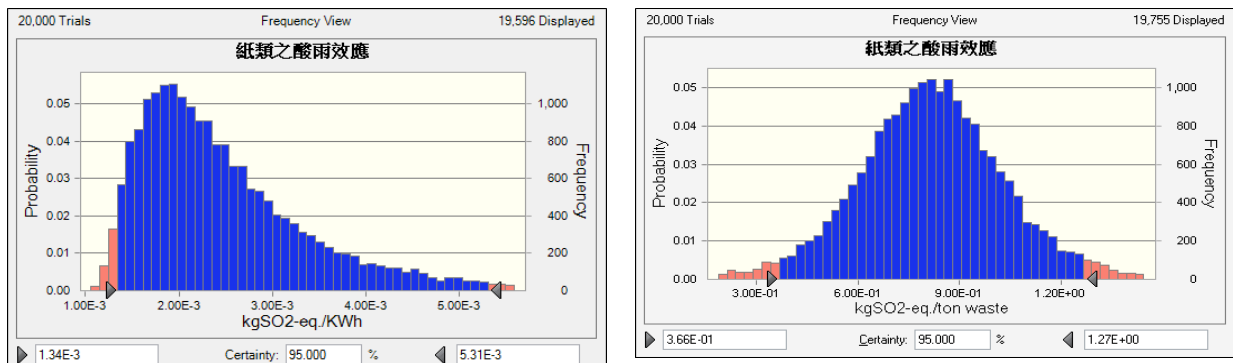


圖 20 台灣地區 2007~2009 年紙類廢棄物焚化處理酸雨效應不確定分析

表 17 紙類廢棄物焚化處理之酸雨效應不確定分析

Scenarios	unit	Uncertainty simulation resultss			S.D	C.V
		5%	mean	95%		
Functional unit	kgSO ₂ -eq./KWh	1.34E-03	2.54E-03	5.31E-03	1.09E-03	0.43
Functional unit	kgSO ₂ -eq./ton waste	3.62E-04	8.15E-04	1.27E-03	2.25E-04	0.28

3.5.6. 塑膠類廢棄物酸雨潛勢不確定分析

在塑膠類廢棄物之酸雨潛勢不確定分析方面，以蒙地卡羅模擬塑膠類廢棄物焚化處理之酸雨氣體盤查之機率密度函數及相關適合度檢定，分別以 1 度電及 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位之結果如表 18 所示，其中 SO_x 及 NO_x 平均值分別為 1.30E-04 kg/KWh、3.05E-03 kg/KWh、7.65E-05 kg/ton waste 及 2.19E-03 kg/ton waste。

表 18 塑膠類廢棄物酸雨氣體盤查之機率密度函數適合度檢定

	SO _x		NO _x	
	kg/KWh	kg/ton waste	kg/KWh	kg/ton waste
P.D.F	Lognormal	Lognormal	Lognormal	Lognormal
A-D	0.54	0.52	0.20	0.52
Chi-Square	15.43	6.00	3.43	10.86
K-S	0.09	0.08	0.05	0.09
Average	1.30E-04	7.67E-05	3.05E-03	2.19E-03
S.D	2.92E-04	1.25E-04	1.46E-03	8.27E-04

至於塑膠類廢棄物焚化處理之酸雨效應的蒙地卡羅模擬不確定分析結果如圖 21 和表 19 所示，焚化處理塑膠類廢棄物產生 1 度電會造成 2.27E-03 kgSO₂-eq./KWh 之酸雨效應，95%之信賴區間為 1.13E-03~4.97E-03 kgSO₂-eq./KWh，而焚化處理 1 公噸塑膠類廢棄物則會產生 1.61E-03 kgSO₂/ton waste 之酸雨效應，其 95%之信賴區間為 6.62E-04~2.97E-03 kgSO₂/ton waste。



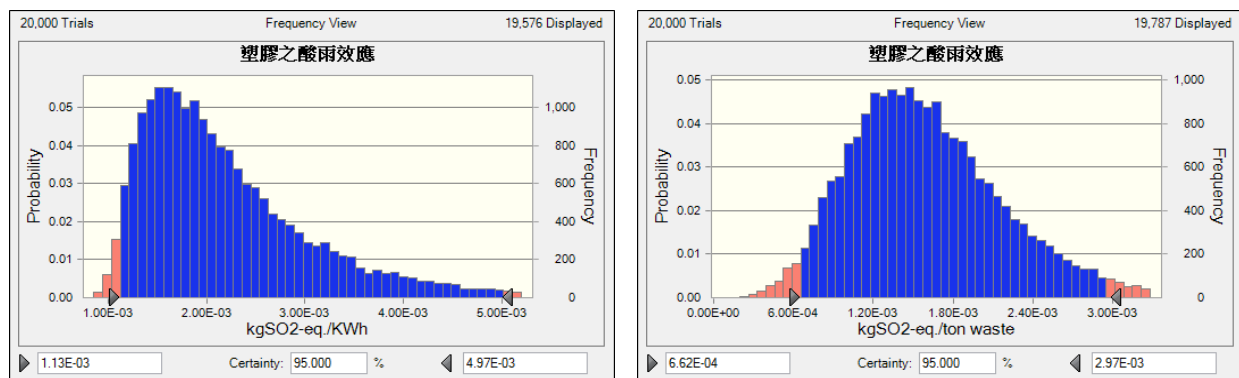


圖 21 台灣地區 2007~2009 年塑膠類廢棄物焚化處理酸雨效應不確定分析

表 19 塑膠類廢棄物焚化處理之酸雨效應不確定分析

Scenarios	Unit	Uncertainty simulation results			S.D	C.V
		5%	mean	95%		
Functional unit kgSO ₂ -eq./KWh		1.13E-03	2.27E-03	4.97E-03	1.04E-3	0.46
Functional unit kgSO ₂ -eq./tonwaste		6.62E-04	1.61E-03	2.97E-03	5.95E-04	0.37

3.6 回收率情境模擬改善

台灣地區廢棄物物理組成中，根據 2009 年行政院環保署之統計年報顯示，主要以紙類、廚餘類及塑膠類所占比為前三高，因此，本研究探討紙類及塑膠類之回收率變動，針對廢棄物熱值、焚化發電及溫室氣體排放之影響，依據回收之潛力假設回收率 0~30%(與基本情境相比較，而基本情境已隱含各總廢棄物回收現況)，而其他類廢棄物物理組成不變，情境模擬分配的原則主要依據質量、發熱量及含碳量等原則，進行相關數值分配。

3.6.1. 紙類回收率擾動之溫室氣體排放探討

以台灣地區 2007~2009 年廢棄物之資料為基礎，探討紙類回收率 0~30%對廢棄物熱值、焚化發電及溫室氣體排放之影響，紙類回收率對於廢棄物濕基低位發熱值、焚化發電與溫室氣體排放分別以 1 度電及 1 公噸廢棄物為功能單位之影響結果如表 20 所示，當紙類回收率增加 30%時，濕基低位發熱值、焚化發電量及總溫室氣體排放量均隨之下降，而各功能單位之溫室氣體排放則隨之增加，其中，紙類回收率對於焚化發電量之影響最大，以 2009 年廢棄物焚化處理為例，紙類回收率增加對於焚化發電量之影響為濕基低位發熱值之 3.2 倍、為總溫室氣體排放量之 1.44 倍，而在不同功能單位比較部分，紙類回收率增加 30%時對於每 1 度電之溫室氣體排放之影響為每 1 公噸廢棄物溫室氣體排放之 17 倍，由表 20 之擾動係數得知，紙類回收率對於廢棄物焚化處理之發電影響最大，因此進而影響每 1 度電之功能單位溫室氣體排放。

表 20 紙類廢棄物回收率擾動分析結果

year	value	Unit	0%	30%	variation	multiplier
2007	Wet low heat value	kcal/kg	1946	1922	-1.23%	-0.04
	Power	KWh	2,312,979	2,044,261	-11.62%	-0.39
	GHG	ton	4,429,056	3,971,349	-10.33%	-0.34
		kgCO ₂ -eq./KWh	1.91	1.94	1.45%	0.05



		tonCO ₂ -eq./ton waste	0.74	0.75	0.19%	0.01
	Wet low heat vaule	kcal/kg	1930	1900	-1.57%	-0.05
	Power	KWh	2,420,539	2,104,598	-13.05%	-0.44
2008		ton	5,486,642	4,854,665	-11.52%	-0.38
	GHG	kgCO ₂ -eq./KWh	2.27	2.31	1.76%	0.06
		tonCO ₂ -eq./ton waste	0.87	0.88	0.15%	0.01
	Wet low heat vaule	kcal/kg	1630	1554	-4.63%	-0.15
	Power	KWh	1,984,281	1,708,650	-13.89%	-0.46
2009		ton CO ₂ -eq.	4,894,275	4,430,221	-9.48%	-0.32
	GHG	kgCO ₂ -eq./KWh	2.47	2.59	5.12%	0.17
		tonCO ₂ -eq./ton waste	0.80	0.81	0.24%	0.01

3.6.2. 塑膠類回收率擾動之溫室氣體排放

至於塑膠類廢棄物回收率對於廢棄物濕基低位發熱值、焚化發電量及溫室氣體排放之影響結果如表 21 所示。

表 21 塑膠類廢棄物回收率擾動分析結果

year	value	Unit	0%	30%	variation	multiplier
	Wet low heat vaule	kcal/kg	1946	1807	-7.14%	-0.24
	Power	KWh	2,312,979	2,070,362	-10.49%	-0.35
2007		ton	5,421,106	5,234,352	-3.44%	-0.11
	GHG	kgCO ₂ -eq./KWh	2.34	2.53	7.87%	0.26
		tonCO ₂ -eq./ton waste	0.91	0.91	0.16%	0.01
	Wet low heat vaule	kcal/kg	1930	1798	-6.86%	-0.23
	Power	KWh	2,420,539	2,161,871	-10.69%	-0.36
2008		ton	4,957,077	4,776,913	-3.63%	-0.12
	GHG	kgCO ₂ -eq./KWh	2.05	2.21	7.90%	0.26
		tonCO ₂ -eq./ton waste	0.79	0.79	0.49%	0.02
	Wet low heat vaule	kcal/kg	1630	1476	-9.45%	-0.32
	Power	KWh	1,984,281	1,734,234	-12.60%	-0.42
2009		tonCO ₂ -eq.	4,223,00	4,103,444	-2.83%	-0.09
	GHG	kgCO ₂ -eq./KWh	2.13	2.37	11.18%	0.37
		tonCO ₂ -eq./ton waste	0.69	0.70	0.65%	0.02

由表 21 得知，當塑膠類廢棄物回收率上升 30%時，整體廢棄物的濕基低位發熱值、焚化發電量、總溫室氣體排放量及每 1 公噸廢棄物之溫室氣體排放量均呈降低趨勢，從擾動係數得知，塑膠類廢棄物回收率擾動，對於廢棄物焚化發電之影響最大，以 2009 年塑膠類廢棄物回收擾動分析結果而言，塑膠回收率擾動對於廢棄物焚化發電之係數為 0.42，為濕基低位發熱值之 1.31 倍、為總溫室氣體排放之 4.67 倍，而每 1 度電之溫室氣體排放隨塑膠廢棄物回收率上升反增之原因，可由表中得知，由於塑膠廢棄物回收率增加導致焚化發電量下降之速率較總溫室氣體排放下降速率快，因此，以 1 度電為功能單位表示時，



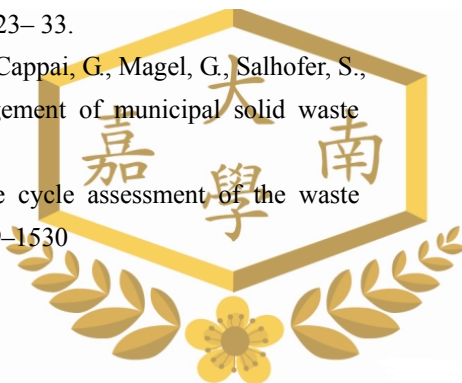
塑膠類廢棄物回收率增加對於溫室氣體減量較不具正面效益。

四、結論與建議

1. 台灣地區 2007~2010 年之廢棄物焚化處理生命週期評估結果，經由單一得點權重分析，1 度電及 1 公噸廢棄物為功能單位之環境衝擊，皆以重金屬議題最高，其次為溫室效應。
2. 紙類廢棄物焚化處理之溫室效應，以 1 度電為功能單位之溫室效應介於 1.16~4.96 kgCO₂-eq./KWh，以 1 公噸紙類廢棄物為功能單位之溫室效應則介於 587~865 kgCO₂-eq./ton waste。
3. 塑膠類廢棄物之溫室效應，以 1 度電為功能單位之溫室效應介於 0.68~3.86 kgCO₂-eq./KWh，以 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位之溫室效應則介於 943~1399 kgCO₂-eq./ton waste。
4. 紙類廢棄物之酸雨效應，以 1 度電為功能單位之酸雨潛勢介於 1.24E-03~7.17E-03 kgSO₂-eq./KWh，以 1 公噸紙類廢棄物為功能單位之酸雨潛勢介於 3.31E-04~1.53E-03 kgSO₂-eq./ton waste。
5. 塑膠類廢棄物之酸雨效應，以 1 度電為功能單位之酸雨潛勢介於 9.96E-04~8.04E-03 kgSO₂-eq./KWh，而以 1 公噸塑膠類廢棄物為功能單位之酸雨潛勢則介於 5.47E-04~3.41E-03 kgSO₂-eq./ton waste。
6. 紙類與塑膠類廢棄物回收率擾動之溫室效應排放，當紙類回收率上升 30%時，1 度電之溫室氣體排放從 2.47 kgCO₂-eq./KWh 上升至 2.59 kgCO₂-eq./KWh；塑膠類回收率上升 30%時，則 1 度電之溫室氣體排放則從 2.13 kgCO₂-eq./KWh 上升至 2.37 kgCO₂-eq./KWh，當紙類回收率增加，在焚化發電議題上之溫室氣體減量較不具正面效益。
7. 以 1 公噸廢棄物為功能單位，紙類和塑膠類回收率上升 30%時，溫室氣體排放分別由 0.80 kgCO₂-eq./ton waste 上升至 0.81 kgCO₂-eq./ton waste 及 0.69 kgCO₂-eq./ton waste 上升至 0.70 kgCO₂-eq./ton waste。
8. 廢棄物焚化處理之生命週期評估，本研究僅針對溫室氣體、酸雨效應、重金屬、致癌性及固體廢棄物之環境衝擊進行評估，其他相關盤查資料之完整性與資料不足限制，因此在此方面之環境衝擊評估仍具有高度不確定性，可於未來在此方面繼續研究。

五、參考文獻

1. A comparison of municipal solid waste management in Berlin and Singapore
2. Helton, J. C. and Davis, F.J., (2003), Latin hypercube sampling and propagation of uncertainty in analyses of complex systems, *Reliability Engineering & System Safety*, 81, 23-69.
3. IPCC, "2006 IPCC Guidelines for National Gas Inventories-Volume 5 Waste", 2006.
4. Larsen, A. W., Astrup, T., (2011), CO₂ emission factors for waste incineration: Influence from source separation of recyclable materials, *Waste Management*, 31, 1597-1605.
5. Laurijssen, J., Marsidi, M., Westenbroek, A., Worrell, E., Faaij, A., (2010), Paper and biomass for energy? The impact of paper recycling on energy and CO₂ emissions, *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 1208-1218.
6. Lo, S. C., Ma, H. W., Lo, S. L., (2005), Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method, *Science of the Total Environment* 340, 23-33.
7. Sabbas, T., Poletti, A., Pomi, R., Astrup, T., Hjelm, O., Mostbauer, P., Cappai, G., Magel, G., Salhofer, S., Speiser, C., Assbichler, S. H., Kleinh, R., Lechner, P., (2003), Management of municipal solid waste incineration residues, *Waste Management* 23, 61-88.
8. Schmidt, J. H., Holm H., (2007), Anne Merrild, Per Christensen, Life cycle assessment of the waste hierarchy – A Danish case study on waste paper, *Waste Management*, 1519-1530



9. Scipioni, A., Mazzi, M., Niero, Boatto, T., (2009), LCA to choose among alternative design solutions: The case study of a new Italian incineration line, *Waste Management*, 29, 2462–2474.
10. Scipioni, A., Mazzi, M., Niero, Boatto, T., (2009), LCA to choose among alternative design solutions: The case study of a new Italian incineration line, *Waste Management*, 29, 2462–2474.
11. Shen, Li., Worrell, E., Patela, M. E., (2010), Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling, *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 34–52.
12. Stichnothe, H., Azapagic, A., (2009) Bioethanol from waste: Life cycle estimation of the greenhouse gas saving potentia, *Resources, Conservation and Recycling*, 53, 624–630
13. Valerio, F., (2010), Environmental impacts of post-consumer material managements: Recycling, biological treatments, incineration, *Waste Management*, 30, 2354–2361.
14. Villanueva, A., Wenzel, H., (2007), Paper waste – Recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments, *Waste Management* 27 , S29–S46.
15. 江玄政, 黃國恭, 黃雪娟, 張啓達(2001), ISO 14000 系列-生命週期評估技術與應用手冊, 經濟部工業局。
16. 行政院環保署(1997), 資源回收四合一計畫。
17. 行政院環保署(2009), 環境統計年報。
18. 行政院環保署, 環境品質資料倉儲系統, (2010), <http://edw.epa.gov.tw/topicWaste.aspx>。
19. 行政院環境保護署環境督察總隊台北辦公室(2010), <http://ivy4.epa.gov.tw/swims/>。
20. 呂哲瑋(2010), 垃圾回收率對焚化發電之生命週期評估與不確定分析, 碩士論文, 嘉南藥理科技大學環境工程與科學系。
21. 李明燕(2002), 區域風險評估與不確定性分析—以台灣九座焚化爐為例, 碩士論文, 臺灣大學環境工程學研究所。
22. 汪青慧(2008), 垃圾焚化廠經營績效評估, 碩士論文, 國立成功大學建築研究所。
23. 林健三(2006), 廢棄物處理, 文笙書局。
24. 林崑穎(2005), 垃圾焚化廠監控系統效能診斷程序之研究, 碩士論文, 輔英科技大學環境工程與科學系。
25. 空氣品質模式支援中心(2010), <http://aqmc.epa.gov.tw/dispPageBox/aqmcHp.aspx?ddsPageID=aqmcHp>
26. 張乃仁(2008), 台灣地區公有民營垃圾焚化廠操作營運成本探討, 碩士論文, 國立臺灣大學環境工程研究所。
27. 張乃斌(1999), 垃圾焚化廠：系統工程規劃與設, 張乃斌出版。
28. 張銘哲(2004), 公有民營垃圾焚化廠運作績效之研究—以嘉義鹿草焚化廠為例, 碩士論文, 國立中山大學環境工程研究所。
29. 許文正(2011), 綠色紡織品發展現況, 經濟部推動綠色貿易推廣學程。
30. 許忠正(2010), 工程科技資料-垃圾焚化廠興建與營運方式之比較, 2010.6, P24-27。
31. 華振明、高忠愛、吳天寶、祁夢蘭(2001), 廢棄物處理技術, 科技圖書股份有限公司。
32. 楊英賢(2008), 生命週期評估與不確定分析應用於火力電廠與燃選擇, 博士論文, 國立成功大學環境工程學系。
33. 經濟部工業局(2001), ISO14000 系列-生命週期評估技術與應用手冊。
34. 蔡淑如(2007), 台灣地區大型垃圾焚化廠績效評估, 碩士論文, 朝陽科技大學環境工程與管理系。
35. 謝錦松, 黃正義(2003), 固體廢棄物處理, 淑馨出版社。



子計畫二：低碳管理與綠色產業之商業行為研究

計畫主持人：環境資源管理系 陳意銘

協同主持人：環境資源管理系 葉仲超

計畫說明:台灣的綠色產業化或產業綠色化，目前面臨許多決策模式以及商業模式的考驗，來自氣候變遷挑戰亦已超乎以往的想像，迫使企業對低碳管理的決策意圖趨向堅定，許多研究顯示，綠色產業的低碳管理必須以行為層面探討公司環境策略層級問題。本計劃將對低碳管理與綠色產業的商業行為，探討有關綠色產業的管理者與消費者行為意圖之關連性如何影響綠色產業進行低碳管理策略的決定因素，畢竟低碳管理的行為過程，包括低碳技術、法規面、策略管理以及未來企業環境目標等綜合性解決的行為管理科學，因此希冀藉由本計劃釐清低碳管理的意涵、低碳管理在綠色產業中的行為層面與商業模式之關係，並將研究成果提供國內綠色產業相關管理者參考。

低碳管理與綠色產業之商業行為研究

陳意銘、葉仲超

壹、緒論

台灣的綠色產業化或產業綠色化，目前面臨許多決策模式以及商業模式的考驗，來自氣候變遷挑戰亦已超乎以往的想像，迫使企業對低碳管理的決策意圖趨向堅定，許多研究顯示，企業低碳管理必須配合公司層級的策略目標著手 (Haden et al., 2009; Martín et al., 2010; Ramayah et al., 2010; Elliot, 2011)。本計劃將對企業低碳管理與綠色產業的商業行為進行有關消費者行為意圖之研究，以瞭解綠色產業的正確商業模式，因應未來綠色策略挑戰。因低碳管理的商業模式包括低碳技術、法規面、策略管理以及未來企業環境目標等綜合性解決的管理科學，因此本研究藉計劃行為理論、制度理論以及潮流效應等社會心理理論，探討綠色產業的商業模式與發展之有關議題，有關計劃背景分述如下：

現今台灣要推動低碳管理所面臨的挑戰包括：法源及政策工具尚未完備、減碳成本高欠缺立即性、減碳成效未能受到鼓勵、產業能源需求偏高以致於低碳行為意圖偏低(Haden et al., 2009)，另一方面，相關的研究亦未針對消費行為面的關係進行系統性的研究，並未有詳細的消費者行為模式及低碳管理與綠色產業之關連性研究，以致至今無法完整了解低碳管理究竟與綠色產業之關聯分析(Elliot, 2011)。

過去相關研究發現，大部分企業的環境管理問題，多著重於環境品質以及環境技術的開發(Martín et al., 2010; Elliot, 2011)，多以技術開發建議企業如何進行環境管理，但這幾年所討論的議題是「低碳」概念如何在商業行為以及模式上發揮應有的認知以及決策作為？亦言之，企業管理者可能被環境法規、政府環境政策等問題牽制該企業的環境行為發展而無法真正落實低碳管理行為(Cordano & Frieze, 2000)。

綠色產業以及環境永續問題的研究相當多元，諸如綠色產品及永續產業的觀念倡導(Ramayah et al.,



2010)；環境危機對企業的影響 (Hoffman, 1999)；環境利益對企業的影響 (Bansal & Roth, 2000)；環境衝擊對企業的影響 (Shrivastava, 1994)。另一方面，亦有生產管理及供應鏈管理對環境問題的研究(Klassen & Vachon, 2003)，上述相關的整理可以了解到低碳管理對綠色產業管理的綜觀性問題。

本計劃將針對低碳管理與綠色產業之商業行為進行研究，了解低碳管理者之低碳決策制定過程，所產生的一連串計劃行為是否與發展綠色產業或將現有產業綠色化有關聯。本計畫將以制度理論與潮流效應為主要理論，探討企業經營決策過程模仿、規範以及強制力量加上潮流效應的體制潮流壓力以及競爭潮流壓力是否對企業之低碳商業行為有影響？將以實證方法探討體制理論、潮流效應與計畫行為之間之關聯性，解釋企業低碳管理與綠色產業之商業行為意涵，發展低碳管理的商業模式。

一、研究目的

根據研究動機，本研究計畫希冀由文獻探討並以國內企業為研究樣本，透過理論分析與問卷調查的方式，研究體制理論、潮流效應與計畫行為如何與綠色產業之商業行為有產生影響因素，希望此研究能對國內之企業進行低碳環境管理之商業行為有所助益。

因此，本研究之目的：

(一)探討低碳管理在對國內綠色產業的意義

(二)以社會心理理論研究低碳管理的商業模式

(三)以社會心理理論解釋綠色產業的發展

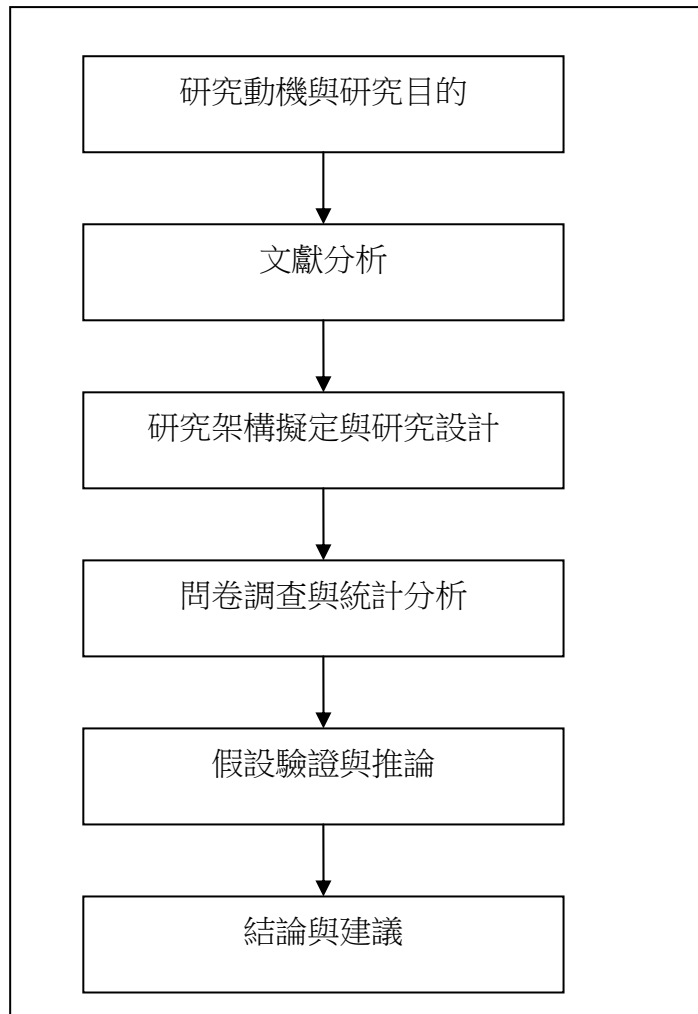
二、研究範圍與研究架構

本研究是以台灣綠色產業為研究對象。以社會心理理論，包括：體制理論、潮流效應與計畫行為為理論對低碳管理以及綠色產業的商業行為之影響。調查樣本預計以國內各企業公司之有關環境策略決策者，包括：環境部門主管或環境行為決策者，其調查職位包括：環境決策主管、環安部門主管、安衛部門主管、研發部門主管、環境專責人員、ISO14001專責人員等為調查對象，利用心理測量的問卷進行研究。

三、計畫流程

本計劃依據前述之研究動機與研究目的，並進行相關文獻之整理與探討，進而決定出本研究之架構與問卷設計，再經由實際問卷的調查與分析後，進行研究假設驗證與推論，最後得到結論與建議。本計劃之如圖一所示。





圖一 本計劃研究流程



貳、文獻分析

一、企業低碳管理

低碳管理乃是企業採用產品碳足跡的活動，管理者在低碳決策制定過程所產生的一連串計劃行為，也就是說，企業要進行產品碳足跡驗證制度的背後，必需有一系列的驗證計畫以及相關人員負責產品碳足跡的盤查活動，另外必須有環保科技的系統(產品生命週期的規劃)支持，經過指定產品類別，提出產品碳足跡盤查作業到驗證的過程。以下針對企業低碳管理議題進行文獻探討：

管理者對於現今環境永續問題為企業所帶來的挑戰，必須特別的注意且會是企業策略規劃階段重要的規劃項目之一，必須思考不同的環境問題對企業產生的影響(Throop et al., 1993; Bansal & Roth, 2000; Maria et al., 2010)。Shrivastava (1995) 提到企業必需要有充足的知識、資源為地球生態系統思考如何改變。Maria (2010)等人的研究也意識到管理者必須在工作中，將實務與環境保護的理念結合，並把它應用在工作環境的改善，想辦法呼應目前國際的環保標準以及低碳的管理意圖以回應永續環境的作法。

在低碳背景下，企業所有的行為都發生不同程度的轉變，這是制度對企業的滲透力、感染力和影響力所導致的結果，因而企業的低碳行為產生，取決於所處的外在環境壓力、內在技術以及自身的了解、公司對環境的自我起訴、以及希望藉由低碳改變市場的力量為主要的行為模式，會參與環境管理的議題，隨著環保科技的創新，企業為了提升生產的效能以及作業效率，紛紛採用新的環保技術、制度解決日益嚴重的全球暖化問題(Haden et al., 2009)。

企業走向綠色或綠色革命，多少已成為努力限制當前環境問題不再繼續惡化的代名詞(Maria et al., 2010; Giddens, 2009)，另一方面，從環保技術導入觀點看，要讓環保技術在企業中完全發揮其預期之效益，先決條件之一便是建立組織的制度環境，讓企業中的成員接受，並樂於將該技術使用，只有當企業對該技術先產生接受的意願後，該技術才有可能將其力量發揮極致(Liu, et al., 2010)。因此管理人員與研發人員也由過去只需考量引進技術的相容性與可運作性，轉變為以使用者的角度來看待環保技術的精進，意即如何能引發或誘導組織員工願意使用新的環保科技系統。然而此實務界的議題也引起許多研究者的注意，因此解釋環保科技的使用者或利害關係人對新環保技術之接受行為的研究也日益增加，並成為環境管理系統導入研究之熱門議題(Elliot, 2011)。

Giddens(2009)提到，企業轉向低碳經濟將產生新的工作機會，這些機會的產生不僅來自能源產業的變遷，也有來自生活方式或品味的發展，例如生質燃料的發展，全世界有將近兩百萬人直接受僱於這個產業，絕大多數工作是負責重製或收成用來生產生質燃料的植物，由此看出一種環境管理制度的認證，可以幫助企業在努力減緩過度消耗能資源所產生的破壞，以及再生資源對工作機會的重要性(Melnik et al., 2003)。

本計畫以碳足跡做為綠色產業之商業行為的研究條件，針對國內企業採取產品碳足跡盤查與查證的行為意圖，調查企業實施碳減量(低碳管理的行為)過程與制度理論、潮流效應以及計畫行為的關聯，自社會科學角度出發解釋社會心理學的相關理論如何影響企業管理者的行為與組織的決策角度是否會影響企業低碳管理的意圖？

二、企業綠色商業模式--碳足跡

近年來，企業普遍接受一種全新的商業模式概念，碳足跡認證。碳足跡又稱為碳標籤(carbon label)，或稱足跡標籤(carbon footprint label)、碳排放標籤(carbon emission label)，表達的是內含(embodied)在一個產品的CO₂排放，一般均以生命週期(life cycle)的觀點來表示。企業實施碳減量的機會，可以從能源使用(省電措施、增加再生能源使用比例)、生產(減少廢棄物量、製程單元檢討、改進技術與效率)、配銷(減少運送次數、距離及儲存方法)以及其他通用規則(改進存貨管理、技術創新、增加回收料的使用、選擇供應商)來看到機會與威脅的存亡戰。因此企業採行碳足跡為低碳管理行為的目的有三：環境資訊的揭露、節能減碳的機會探索以及供應鏈綠化(Ramayah et al., 2010)。



全球第一個碳足跡計畫，是由英國碳信託基金在 2006 年進行，該計畫 2007 年推出一項 Walkers 的洋芋片 Crisps, Innocent 的水果冰沙 Smoothies，以及 Boots plc 的洗髮精產品碳標籤(Carbon Trust, 2006)。產品的碳足跡是從了解產品及服務之生命週期溫室氣體排放著手，透過產品碳足跡的驗證，促使產品的碳排放來源透明化，驅動企業減少環境衝擊的作為，並可視為一種新的綠色商業模式(Ramayah et al., 2010)。另一方面，產品碳足跡資訊的揭露，可以讓消費者從需求端的角度，對抗全球暖化，這是一種賦權的概念，以講求利害關係人參與企業運作的概念，讓消費者透過碳標籤來選擇產品，促成消費者的行為改變以產生更大的減碳效益 (Giddens, 2009)。

碳足跡可以讓企業辨識產品的減碳效益，藉此可節省成本並強化與供應商之關係，發展出最佳的環境管理實務 (Birgelen et al., 2009)。據 Carbon Trust 的研究顯示，產品經過碳足跡盤查與驗證後，會帶來許多附加價值包括：一，因資訊公開促進消費者與客戶的比較與關注，促使企業創造更大的排放減量機會；再者，創造了產品差異化的空間；最後，加強了企業的品牌與商譽。另一方面，亦可帶來公司環保以及技術的改變；企業的夥伴關係大洗牌產生大者恆大的競爭優勢。

值此全球暖化及氣候變遷日益嚴峻的狀況下，透過綠色供應鏈管理的手段，由供給面從事產品碳足跡計算及揭露；另一方面，各國也積極從需求面推動碳標籤的制度，希冀能使全球逐步邁向低碳社會之路，本計畫以產品碳足跡盤查與驗證為綠色產業的商業行為意圖研究，目的在了解企業對此概念的行為意圖以加強對環境管理以及驗證制度的認識，以目前地球村的觀念推動碳足跡行為為模式，在在關係著保護地球的重要，在台灣的企業，無論是否進出口，均應審慎因應此一趨勢，儘早教育員工並完成組織的溫室氣體盤查作業規範，因為國內的綠色消費人口已經不斷的攀升當中，未來低碳及綠色商品在國內的銷售市場上將有無限的商機，值得廠商重視與投入。

目前各家企業，採取的低碳管理行為意圖顯示，對於碳足跡多半有這個意圖，顯示企業對於環境問題所因應衝擊所採取的調適行為，其調適的方法就是接受政府的低碳政策。然而，低碳行為所指為對目前新興環境科技的採用以及接受的行為(Giddens, 2009)，亦可稱為企業如何因應國際趨勢採取溫室氣體¹(Greenhouse gas)減量的行為，以達到清潔的生產與清潔的消費，此觀念是一種跨學科(multidisciplinary)的永續環境改善整合觀念(Helliot, 2011)。

有關低碳的概念，如京都議定書之清潔發展機制(Clean Development Mechanism, CDM)，允許工業國家藉由資助開發中國家發展潔淨能源計畫，作為實現減碳目標的一環。例如 ISO14001 環境管理制度系列，企業需提早因應此類環境管理制度的理由包括：一、國際法令的要求：例如歐盟各國訂定的法令、各國法規強制規定的來臨，例如京都議定書附件一對於已開發國家的清潔發展機制(Clean Development Mechanism, CDM)、共同減量(Joint Implementation, JI)、國際排放交易(International Emission Trade, IET)等規定，目前國內環保署也擬出溫室氣體減量法草案以因應該制度的規範；二、排放交易的投資機會，未來將與財務報表連結；三、利害關係人的壓力，對於企業信譽、形象以及投資評等，其中以目前碳揭露專案(Carbon Disclosure Project, CDP)由國際機構投資人所組成團體，目的在推動企業揭露與溫室氣體排放有關的投資情報(<http://www.cdproject.net>)，目前 CDP7 報告中台灣有 37 家廠商列入，因國際大廠受到 CDP 揭露要求，將要求供應商揭露溫室氣體(Greenhouse gas)資訊；最後，買方要求揭露溫室氣體排放資訊以及貿易手段的壁壘，例如 Dell 已建立目標成為綠色科技企業，並期待達到碳中和之境界，並已要求供應商開始報告與揭露產品溫室氣體排放量，並列入供應商評核項目，Wal-Mart 也於 2007 年發出將要求供應商測量並報告溫室氣體排放量之訊息。

¹ 溫室氣體所指為自然與人為產生的氣體成分，可吸收與釋放由地球表面、大氣及雲層所釋放的特定紅外線光譜波長範圍之輻射。包括：二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)、氧化亞氮(N₂O)、氫氟碳化物(HFCs)、全氟碳化物(PFCs)及六氟化硫(SF₆)等六種氣體。



當企業感受到此壓力同時，尤其國內自有能源短缺需仰賴國際進口的壓力，也面臨到低碳管理行為的壓力，究竟低碳行為對企業來說該如何得到共識？如何進行管理者行為模式的推測？包括環境問題及排放特性基本知識，對資源與環境清查能力結合資訊工具作最佳化整合行為能力，加上民眾、企業與政府對環保互信的不足，顯示出如何看行為模式已順利推動綠色生產與綠色消費的重要性，達到順天應人的環境保護行為，若未能重視永續發展的趨勢，若不加速對自然生態環境的保育，未來可能遭受不易克服的限制，甚至貿易限制。企業若對低碳管理行為產生一定程度的共識，將對國際貿易環境、產業體質調整、國際合作聯盟關係有相對應的幫助(Chen, 2007; Haden et al., 2009; Martín et al., 2010)。

三、社會心理行為--制度理論

制度理論(Institutional Theory)是一個相當重要的社會心理與組織理論，它認為組織除了處在一個由物質所組成的物理或有形環境以外，還有一個更重要的環境，就是由認知、觀念、文化、習俗、制度、社會價值觀等因素所構成的制度環境(institutional environments)，此理論常被引用在企業的綠色管理研究(Hoffman, 1999; Sharma, 2000; Siegel, 2009)。DiMaggio 與 Powell(1983)、Jennings 與 Zandbergen (1995)以及 Liu(2010)等人的研究均提到制度會影響企業環境行為的因素包括：強制力量(coercive),規範力量(normative)以及模倣力量(mimetic)。

企業環境中有許多在規範企業的行為，制度就是泛指這些社會秩序及合作要求背後的結構及機制(DiMaggio & Powell, 1983)。因此，對一個企業組織而言，制度所要求的項目，可以來自組織以外的大環境，也可以來自組織內部本身，形成公司結構與行為產生的模型關係(Jennings & Zandbergen, 1995; Liu et al., 2010)。目前許多企業正積極的以環境策略及鼓勵員工減少能資源的浪費，並以適當的環境管理策略對組織文化以及社會責任回應企業的低碳行為意圖，且必須是內外部環境一起回應體制環境所帶來的環境衝擊(María et al., 2010)。因此，企業必需成立特別的部門來因應未來的環境問題挑戰，以及開始呼應體制環境帶給企業的環保規定，例如碳足跡制度、環境宣告制度、各類有害物質排放制度等(Sharma, 2000; Bansal & Roth, 2000)。

企業健全的環境管理制度必須包括對制度環境的適應、創新制度以及組織文化，且必須將這些制度因素融入其中以解決企業所面臨的環境問題，另一方面，體制是由管理者所形成的一種規範，例如法規、國際標準等，因此管理者對環境問題的認知、態度以及主觀規範會影響體制形成進而干擾環境策略的制定(Martín et al., 2010; Liu et al., 2010)。Hoffman (1999)、Sharma (2000)以及 Siegel (2009)等人的研究均提到，環境管理的問題，制度理論經常被引用，相關的議題包括：利害關係人如何影響組織推動綠化(Elliot, 2011; Haden et al., 2009)，企業為何走向綠色革命?(Bansal & Roth, 2000; Gardner & Abraham, 2010)管理者的行為意圖如何適應在環境管理的過程 (Martín et al., 2010)。

很多企業在低碳環境管理上存在不少的認知錯誤與現實問題的差距，主要包含：一、在經營理念上認為企業的目標就是追求利潤，而把環境治理當成政府與社會的責任，因此漠視環境管理的重要；二是許多企業沒有專門的環境管理部門，沒有規範環境管理的制度，更談不上是否符合國際化的管理體系；三是企業在生產經營中對自然資源濫採濫用，以致於資源效率遞減；四是資金短缺、技術無法創新等原因，只對生產末端的汙染物進行有限的治理，導致整體的環境負載過多；最後是大多數的企業僅以遵守國家法規與環境標準為要求，缺乏創造以及創新環境新績效、樹立環境新典範並承擔全球的環境責任，以進而企業的環境管理未能成為管理的一環為主要原因(Haden et al., 2009; Liu, et al., 2010)。

企業位處開放式系統中，其低碳行為會受到廣泛且多樣的外在力量所影響，例如產品碳足跡盤查的工作，若其他公司有做，別的公司即將跟進的話，本身公司就很難不趨同於現行的制度壓力，例如 Wal-Mart 的供應鏈管理制度，即將實施全面的產品碳足跡驗證，此制度行為的推動過程，會促使相關供應商屈服



於制度壓力下，並將其價值觀灌輸給其他相關供應商，而相關供應商在面對碳行為環境要求時，會傾向於追求合乎政府或社會壓力團體所給予的道德或法規的規範，因而會針對在這個制度所要求的規範，進行企業環境策略調整(Scott, 1992; Liu et al., 2010; No.12 Haden et al., 2009; n0.1 Martín et al., 2010)。

制度透過影響資源分配或激勵方式來影響公司的行為，制度不是一開始就會塑造公司的思維方式或行為，而是透過激勵的機制來影響組織的行為選擇(DiMaggio and Powell, 1983; Hart, 2000)，因此制度具有激勵的作用，鼓勵組織採取社會上認可的作法，例如企業採取低碳行為的策略，如產品碳足跡的驗證，若該公司在該產業上具有領導者的地位，勢必更能夠起帶頭作用，另一方面更能夠與政府相互合作、更能夠取得相關的資源，如此便會激勵在同產業的相關業者採取低碳策略。

在制度環境下，企業的運作並非依照理性的原則，因此會干擾到企業本身的決策，例如低碳管理中的碳足跡決策，讓企業除技術外，產生許多不是理性的因素需要考慮及因應，例如工作障礙因素、經理人的行為因素，會使有權力者影響到其意願對低碳管理制度的推動 (Dieleman & de Hoo, 1993; Ashford, 1993)。因此，就制度觀點看，如果管理者對於環境管理議題有負面的態度，則對執行低碳管理的過程會顯著的影響以及建立障礙。

制度理論認為，企業最重要的任務，是去符合制度環境的要求，取得在群體中的正當性，以獲得制度環境的支持，確保企業生存(Scott & Meyer, 1983)，Martín et al.(2010)提到低碳行為會衝擊到企業的績效以及消費者對企業的形象認知，因此必須審慎考慮低碳制度對企業的影響。例如國際的環境管理制度(ISO14001)，是整個環境管理制度最重要國際規範；另外碳足跡的國際規範(PAS2050, ISO14067)這類的環保國際制度的要求大部分與科學技術有直接相關性，但是企業的環境部門成員必須用很多時間及資源去回應這項制度壓力，以符合國際上對企業環境管理的制度要求，否則很難生存，且管理者對這類制度的看法以及產生的行為意圖極為重要(Siegel, 2009)。

制度理論可以提供企業如何在環境問題上強調解決問題的一致性，並在環境永續的議題上產生組織行為的制度變化以及修正員工行為對環境變遷的影響(Elliot, 2011; Porte & Reinhardt, 2007)。另外透過制度的要求或適應制度變遷，亦可使企業真實的面對環境問題所帶來的挑戰，包括供應鏈關係、績效提升、創新技術的開發(Martín et al., 2010; Flannery & May, 2000)。

制度壓力會對企業產生組織行為的改變，並影響適應環境變遷所帶來的行為意圖，Liu et al.(2010)的研究提到制度理論分為外部壓力與內部壓力會影響企業採取低碳環境管理的意圖。外部壓力藉由DiMaggio and Powell(1983)與 Hoffman (2001) 所提出的三個壓力包括模仿(mimetic)、強制(coercive)以及規範(normative)而形程；內部壓力則是企業本身的環境策略導向與學習能力影響企業積極的環境實務導向。本研究以外部壓力為研究的探討，根據制度理論觀點認為，模仿是組織相同化的一個重要過程，企業想要從產業環境中得到認同、支援以及正當性，必須將這些國際環保規則以及管理程序納入公司的正式策略中，因此公司的實務以及營運過程會受到趨向理性以及趨向制度化所驅動(Scott & Meyer, 1987)。

綜上所述，如果企業在產業的制度化實務以及營運過程必須被納入到正式結構中，則會被視為合法或正當的成員，大家會加以合作，例如：企業低碳行為是否會改變企業原本的夥伴關係，這表示企業對低碳行為所做的改善行為，應該符合整體產業的碳排放規範，而非刻意選擇已作出改進的部份。亦言之，公司所做的低碳主張，應該以具體且可衡量的行動來佐證，例如Nike強調2020年，生產範圍內要達到減碳零浪費、零毒性與完全回收；可口可樂公司強調水資源的完全利用，另外很多企業也與非政府組織進行合作，Unilever與Lipton茶葉與雨林聯盟(Rainforest Alliance)合作，IKEA與巴西非政府組織合作進行亞馬遜雨林的砍伐管制；Wal-Mart即將在2015年針對低碳產品進行管理等，另外氣候變遷網路(Climate Change Network)由365個不同國家或地區NGO所組成的團體，包括綠色和平(Greenpeace)、地球之友(Friend of the Earth)、世界野生動物基金會(World Wildlife Fund)，以機構的方式制衡各國對2007年峇里島高峰會



所同意的目標進行監督機制，顯示非政府組織不僅是壓力團體，也在協調科技與環境的問題，並讓人民了解這些科學資訊的重要，這些觀點顯示一家公司如何在所處的產業環境中參與其中的環境規範，如何回應目前環境管理規範的重要性，以及處理資訊的能力，皆是公司情境如何影響其行為意圖的重要觀點。上述反應出制度理論可以在公司的縱觀條件上強調如何藉由社會壓力影響組織的決定(Liu et al., 2010)。

因此，本計劃針對制度理論提出幾個研究命題包括：以目前的企業低碳行為的制度，如何呼應環境與利益的問題，提高組織生存能力？也就是說企業於利益的基礎上，會有意識的選擇僅讓某項產品進行碳足跡的盤查與驗證，但是否如企業原本預期的，產品經過碳足跡驗證後就可以為企業提升產品的形象或聲譽，本研究將以模仿、強制與規範等三個制度壓力對企業進行低碳行為的研究。

四、社會心理行為--潮流效應

潮流效應(bandwagon effect)是在綠色產業中計劃採取環保新科技的行為數量越多，便會形成一股潮流，組織往往會跟隨潮流而採用不確定性較高的行動(Abrahamson,1991; Abrahamson and Rosenkopf, 1993)。許多研究證實潮流效應的存在(Henisz and Delios, 2001; Gowrisankaran and Stavins, 2004; Gimeno, et al., 2005)，也有許多研究發現企業會因為計劃行為的產生而有採用新科技之潮流現象(Haugh, 2003; Neil, 1997; Weil, 2000; Gowrisankaran and Stavins, 2004; Au and Kauffman, 2001)，但未有研究提到與綠色企業的商業行為意圖有何關係？

企業在決定是否要採取某種環境問題的創新行動時，經常會受到周遭其他相同產業或機構是否也採用此環保創新行動的影響(Mansfield, 1961)，因而形成一種群體採取相似行動的現象，即所謂「潮流效應」；潮流效應出現在各種產業中，且次數平凡，如醫療產業之精密儀器投資、銀行業自動化系統等(Gowrisankaran and Stavins, 2004)。以致於現今的環保規範制度之潮流，包括 ISO14001 系列規範、企業社會責任規範(ISO 26000)等。潮流效應可視為一種創新擴散行為，主要有兩種觀點來解釋：一、理性效率理論(rational efficiency theories)；二、潮流理論(bandwagon theory) (Abrahamson and Rosenkopf,1993)。本計畫強調的是潮流理論(bandwagon theory)，在於假設企業創新行動是基於其他企業也採取此創新行為之故，而非技術或績效考量(Abrahamson and Rosenkopf, 1993)。

根據 Abrahamson and Rosenkopf (1993) 的研究提到，未採理性效率理論觀點在於兩項限制。一、資訊傳遞問題：因創新者與未創新者間，其資訊無法完全有效傳遞訊息，造成過程失誤使得未創新者想學而學錯，究其主要原因有包括：缺乏完整創新結果資訊；缺乏傳遞訊息之管道；創新者為了維持自己的利基，不願提供資訊；資訊模糊。二、對理性效率的觀點偏誤：此乃因創新過程的不確定性高，創新者很難在創新前就能獲知創新結果，因此沒有辦法從理性觀點解釋效率，或創新擴散行為。因此，部分學者主張在企業不明瞭創新活動可以帶來哪些確定的效率或報酬下，創新擴散也有可能發生，因此認為可以運用潮流理論觀點探討，補足理性觀點所帶來的失誤並可納入企業的綠色商業模式決策中(Tolbert and Zucker, 1983; Fligstein, 1985; O'Neil, 1998)。

從潮流理論觀點看企業的創新擴散行為，可看出大多以理性效率論來解釋企業創新擴散現象(Abrahamson and Rosenkopf ,1990; 1993; Abrahamson and Fairchild, 1999; Abrahamson, 1991;1996)，主要在企業面對環境壓力的挑戰，若早期採取環境規範(ISO14001)進行管理的組織數量越多，會創造出一種環境壓力的問題，也就是你們有我也要有氛圍，因此後來跟上的企業想採取國際環保規範管制公司的環保問題時，並非因為技術或績效的關連而採取該制度，而是因為這類的壓力所造成，因此 Abrahamson and Rosenkopf (1993)將此壓力稱為：潮流壓力(bandwagon pressure)，另外，當企業將此壓力付諸行動時，稱為潮流行為 (bandwagon behavior)。

潮流壓力，依據 Abrahamson and Rosenkopf (1993)的研究顯示，有兩種壓力：一、為體制潮流壓力(institutional bandwagon pressure)，為企業喪失正當性之威脅所產生的壓力(DiMaggio and Powell, 1983; Staw and Epstein, 2000)；第二、為競爭潮流壓力(competitive bandwagon pressure)，為企業害怕喪失競爭優勢之威脅，所產生的壓力(Abrahamson and Rosenkopf, 1990)。這類的壓力如同 DiMaggio and Powell (1983)



針對制度理論的研究中亦提過此概念，因此為本研究將制度理論與潮流效應一同設定為影響計劃行為的前置變數主要缺口理論。

制度潮流壓力(institutional bandwagon pressure)衍生自 DiMaggio and Powell (1983)的制度理論，其理論意涵在表示，當某種創新已被許多企業所採用時，此創新會被視為正當的(legitimate)、正規的(normal)行為，所以當其他企業未採用此創新項目時，將被其他的利害關係人(stakeholder)視為不正當的行為，則企業會害怕因不採用這項創新活動，而喪失在產業中的正當性及失去利害關係人的資源與支持，因而產生制度潮流壓力(DiMaggio and Powell, 1983; Staw and Epstein, 2000)，此種壓力會使得企業傾向於跟進這種創新活動或行為，並提高企業對外的商譽及外界公認之品質，並希望獲得營運策略的正當性 (Abrahamson, 1991; Burns and Wholey, 1993; Greve, 1995; Malvey et.al., 2000; Rao, et.al., 2001; Westphal and Zajac, 2001)。簡言之，隨著採用企業所公認的創新活動數目增加，未採用者在害怕喪失正當性及利害關係人的支持的壓力下，會促使這類企業跟隨潮流而採行創新活動。

競爭潮流壓力(competitive bandwagon pressure)，是由 Abrahamson and Rosenkopf (1990)根據制度潮流壓力的問題，提出改進的論述，他們的研究從企業組織行為上看此壓力，認為企業跟隨潮流的行為也可能因怕跟不上其他企業的創新作法而喪失在產業內的競爭優勢；因此競爭潮流壓力是假設：早期創新者是因發現這類的創新可以提高企業在技術開發上的效率或組織績效而採用這類的創新活動；當採用的企業家數增加時，其他未採用企業會知覺到如果這類的創新活動可以成功，將會使整個產業的績效平均水平提昇，因此，這些未採用者將害怕他們在同產業間的地位以及組織績效水準低於群體績效，因此產生一種恐懼的心態。因此，當企業管理者感受到這種壓力時便會產生競爭潮流壓力，進而跟隨潮流採取這類的創新活動，以避免地位不保。

綜上所述，此兩類的潮流壓力雖形成之原因有差異，但皆會影響企業的決策過程以及策略制定 (Abrahamson and Rosenkopf, 1993)。在本研究中，所謂的創新活動，指的是「產品碳足跡」活動，目前許多企業為了要符合產品碳足跡國際標準(ISO 14067)，以及與國際供應商接軌，必須將其所屬產品申請碳足跡國際認證，以符合國際環保規範的潮流趨勢，方能與國際廠商競爭，這類無論是制度潮流壓力或是競爭潮流壓力，都是目前台灣企業所擔憂的創新活動。

依照目前的國際規範，由於產品在申請碳足跡與盤查過程會具有高度的不確定性 (Denis, et al., 2002)，需要盤查產品製造的五大過程(原料、生產、配銷、使用、棄置)之二氧化碳消耗盤查，過程非常繁瑣，會讓企業產生抗拒的心理壓力(競爭潮流壓力)，而採取觀望態度，因此企業是否採取產品碳足跡盤查的意圖可能隨社會大眾的期待(競爭潮流壓力)以及產業潮流的出現(制度潮流壓力)而有提高或減少意圖。另外，企業本身的經驗與資源及所處的競爭環境為策略行動的重要情境因素，也影響到企業面對潮流壓力時的警覺度及詮釋性，進而調節潮流壓力對企業創新活動的採用及行為意圖的影響 (Lo's Chen, 1996)。

就企業本身的經驗而言，過去若有參與相關的環境管理活動，其成功經驗愈多，則會對新的環保規範更有信心 (Sitkin, 1992)，因此當新環保規範制度產生時，會積極的跟隨潮流提出符合國際規範的產品，Giddens (2009) 提到全球暖化議題的潮流效應都是值得企業低碳管理行為要留意，但要避免將這種環境行為變成一種手段去操作，這樣會對整個世界社會產生重大影響，進而影響公司的基本運作模式。也就是說，不僅給企業壓力，也要看國內企業有沒有辦法承受這類的制度潮流壓力，不能僅要求一定要做，要看它們有沒有能力進行。

科技在促進企業低碳行為方面扮演重要的角色，但科技的創新者通常未能察覺人們是如何回應這種創新方法，例如電話的發明到真正廣為使用，沒有人會料到這種技術成為人們日常生活不可或缺的媒介 (Giddens, 2009)。因此，一開始的低碳創新科技，僅能獲得少數人青睞，若能成功引起大眾注意，或企業適其所必然之採取行為，將從根本上獲得企業的重視。例如未來概念的汽車，一開始由少數社會頂層消費者知道，慢慢的當大家都知道後，便成功的將汽車低碳的產品輸入市場中，這些都是潮流壓力的驅使結果。又如經由環境管理系統可以讓社會網路關係呈現在保護環境的觀念，教育公司員工對環境的愛護，改善公司的環境績效進而減少能資源耗費，最後支持公司的永續發展策略 (Melville, 2010)。



Elliot (2011) 提到企業透過知覺、激勵、導入、績效評估以及報告目前環境衝擊的狀況回應企業如何處理環境的問題。以潮流觀點看,當企業知覺環境迫害,並可以從中找到商機或改變公司的環保策略以及永續的創業精神,另一方面,學習其他公司的經驗以及改善方法,例如將低碳技術導入生產過程,並將利害關係人之間的權力關係藉此強調綠色供應鏈的觀念並創造創新的績效,此為潮流效應所帶來的反應 (Hart, 1997; Bansal & Roth, 2000; Cohen & Winn, 2007; Elliot, 2011). Reid & Toffel (2009)的研究也提到,藉由潮流學習的過程,企業可以學習低碳行為以及如何與政府、產業合作,共同為減少溫室效應以及揭露碳排放資訊減低公司本身未來的危機感,以及製造機會。

Rosenkopf (1993)提到只要創新技術開始實施,無論是科技本身或所影響的領域,就會出現潮流壓力。如同一台超級汽車(hypercar)由Lovins et al.(1999)提出的概念,可以減少八成以上的燃料消耗,且零件的重量比一般車還輕,動力採用氫燃料電池的混合裝置,他們的研究認為這將會改變汽車產業的轉變,另外也取代鋼鐵產業,減少等比例的碳排放量,也可將多餘的電力回饋給電網,這樣的例子呼應了科技會影響本身以及其他領域產業的發展,但也帶來壓力及不確定性,這些可能包括利害關係人的權利問題。此亦表示,當創新足以影響整個系統時,整個體系會接受改變,例如微軟的系統對辦公室工作的衝擊,最後,當社會與經濟生活等幾乎感受到這樣的效果變動後,這種改變就會向潮流一樣被接納,又如網際網路對人類的影響。

生態技術所帶來的利益可以來自於社會的利益,企業此取低碳行為可以為本身的產品或服務增加消費者的消費意願,當產品變為綠色產品的標籤時,消費者會將該產品置入於心中,產生該產品的環境商譽(Birgelen et al., 2009),而且也會影響其他利害關係人群體間的潮流效應(Mansfield, 1961; Thøgersen, 2005)。

綜上所述,本研究想了解企業的管理者,對目前低碳行為的意圖,其意圖形成是否因其他同樣的利害關係人壓力所生,進而會影響他們對低碳行為產生跟隨潮流的意願,形成一種潮流壓力。

五、社會心理行為--計畫行為理論

計畫行為理論(theory of planned behavior, TPB)是指企業低碳的商業模式行為意圖的展現並非完全自主行為,也就是說 TPB 在行為主體(管理者)的低碳行為無法完全自主時,即使行為主體(管理者)對該行為(低碳行為)有很好的態度和主觀規範,會因為周圍環境條件的影響,企業也未必會有實際的低碳行為意圖產生。企業管理者本身的態度、主觀規範以及知覺控制行為在潮流效應與制度理論的影響下,是否影響低碳行為意圖,是否會表現出特定行為的行為意向,值得探討。

Ajzen (1991, 2010, 2011)的研究提到 TPB 理論適合預測與解釋人類行為的變化,且是很好的心理行為研究模型,特別在社會心理領域中,主要探討人類行為意圖產生前,受到態度(attitude)、主觀規範(subject norms)、知覺行為控制(perceived behavior control)影響,透過此理論可以了解企業管理者對企業低碳管理行為意圖。目前顯見於各領域範圍的行為研究,包括教育、醫學、休閒、綠色商品等。在企業的環境管理中,TPB 主要貢獻在了解意圖與態度、主觀規範以及知覺行為控制間的決策過程,是否有受到影響(Zhang et al., 2011; Liao et al., 2007; Griffin et al, 1999; Lee, 2009; Martín et al., 2010)。

TPB 主要衍生自 Fishbein 與 Ajzen (1975)提出的理性行動理論(Theory of Reasoned Action, TRA)為基礎,早期的TRA認為管理者的實際行為是受其行為意向所影響,而行為意圖又會受個人的行為態度與主觀規範影響。後來,Ajzen(1985)提出TPB理論,並加入知覺行為控制(perceived behavior control),認為態度、主觀規範以及知覺行為控制三因素會影響個人行為意圖(intention),進而影響行為(behavior),如圖2所示。



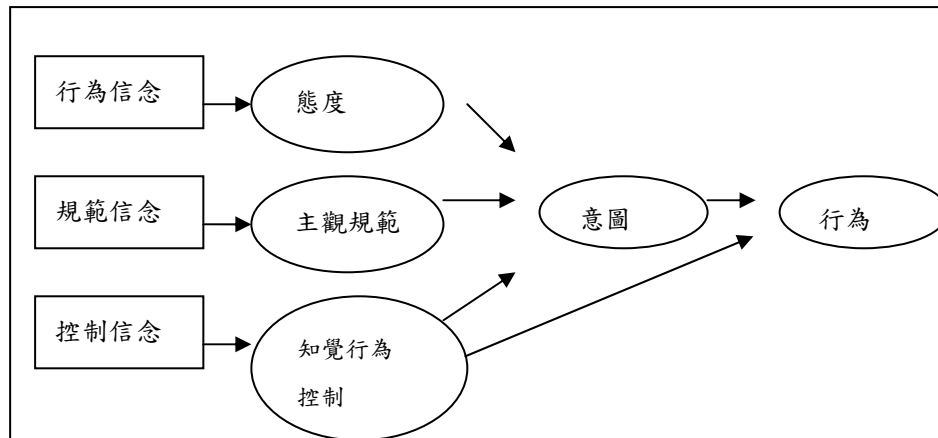


圖2 計畫行為理論的構面關係

企業的環境行為不只會影響公司治理，且影響到利害關係人，例如投資者、居民、產業以及員工 (Liu et al., 2010)，因此TPB強調在環境行為產生的過程，管理者對該意圖產生前，所衍生的行動以及受影響的規範因素(Martin et al., 2010)。由於環境問題的複雜性、不確定性太多，Fazio & Petty (2007)的研究提到，TPB理論很適合運用在解決企業的環境問題上，但針對環境管理方面的研究，目前尚未有許多行為方面的探討。Maria (2010)等人與Chen (2007)的研究也顯示管理者應該多注重環境管理方面的議題，但有時後會因為不知如何進行環境問題對公司影響的決策，而錯失商機或降低環境衝擊。

本計畫將以態度、主觀規範、知覺行為控制三因素，研究企業管理者的低碳管理與綠色產業之商業行為意圖，以目前碳足跡標章制度為研究對象，假設企業的管理者對低碳管理行為的影響因素是因為透過態度、主觀規範以及知覺控制行為及其他相對全重信念影響行為(Chen, 2007; Maria et al., 2010; Liao et al., 2010)。

參、研究假設與研究設計

一、研究架構

綜上所述之文獻探討，本計畫建立研究假設及研究架構，再經由問卷設計和抽樣調查與分析以驗證研究假設。研究中以社會心理行為之制度理論與潮流效應為自變數，探討其是否影響綠色商業行為模式的決策，並探討各變數間的關係方向及影響程度。本計畫的研究架構如圖 3 所示。

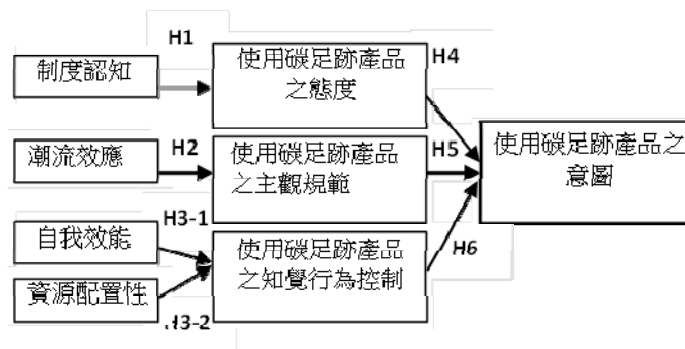


圖 3 本計畫架構圖

二、問卷設計

本計畫根據上述所提理論及相關文獻依據設計問卷，以國內外學者專家的問卷為主要基礎，加以修正為本計畫的問項。問卷包含五部分，第一部分為企業低碳管理的看法、第二部分是以碳足跡作為商業模式的看法、第三部分是有關低碳商業模式的計畫行為、第四部份是有關採取綠色商業模式的意圖，以上之問項皆採用李克特五點量表，分數越高表示越趨同意。第五部分則為個人基本資料，採用名目尺度



來衡量。本計畫以台灣地區具有綠色產業經驗的工作者為問卷調查對象並進行實證分析，為判別受訪者是否具有綠色產業的工作經驗，在回答問卷前會先詢問填答者對於綠色產業的概念是否符合本計畫之要求。

三、問卷前測

為使計畫問卷有效進行，本計畫在進行正式問卷施測前，先以預試和前測兩個階段進行問卷修飾。以便將題意不明之題項進行修正與刪除工作。實施問卷預試時間為 101 年 11 月間，並徵詢 30 位專業人員協助測試。

經預試後再以便利抽樣方式選取 50 位受訪者作為前測樣本，並對其填答資料進行信效度分析，分析結果顯示各衡量構面之 Cronbach α 介於 0.87-0.95 間，符合大於或等於 0.7 之標準，亦表示各構面之信度良好 (Nunnally, 1978)。另由因素分析結果顯示，各構面之特徵值均大於 1，且累積的解釋變異程度皆大於 0.6，各變項之 factor loading 皆大於 0.65，表示各構面具收斂效度，因而據以進行正式問卷施測作業。

四、各構面之相互關係

(一)制度認知與計畫心理

Liu et al.(2010)針對企業環境管理於中國的研究顯示，制度認知可分為外部壓力與內部壓力是會影響著採行環境管理的意圖。所稱的外部壓力藉由 DiMaggio and Powell(1983)與 Hoffman (2001) 所提出的三個壓力包括模仿(mimetic)、強制(coercive)以及規範(normative)，另一方面，內部壓力包括環境策略導向(environmental strategy orientation)與學習能力(learning capacity)影響企業積極的環境實務導向。

Giddens(2009)提到，要人們減少廢棄物的產生通常等於改變生活方式，但其他品味與自我表現方式不會隨著新科技的發展而出現，一般對低碳制度認知，認為企業轉向低碳經濟將產生新的工作機會，這些機會的產生不僅來自能源產業的變遷，也有來自生活方式或品味的發展，例如生質燃料的發展，全世界有將近兩百萬人直接受僱於這個產業，絕大多數負責重質或收成用來生產生質燃料的植物。

Wernerfelt(1984)與 Barney(1991)提到企業的創新是組織追求卓越及維持競爭優勢的重要途徑。相同的企業從事環境管理創新活動，往往難以預先評估環境行動的結果，因其具有相當的不確定性，因此在不確定的環境下，社會影響力(如其他組織的行動、政府部門的政策與規範)為影響企業的環境策略行為的重要因素 (Elliot, 2010; Liu et al., 2010; Burns and Wholey, 1993; Tolbert and Zucker, 1983)。制度壓力揭露行為會對新環保規範(如產品碳足跡盤查)表現出支援與渴望(Applegate, 1995)，也因此會產生一股約制同形的壓力，使低碳行為產生同形。對於約制同形的產生，DiMaggio and Powell(1983) 指出模仿同形(mimetic isomorphism)、強制同形(coercive isomorphism)、及規範同形(normative isomorphism)等三種同形化的力量為體制壓力形成的基礎，這三種同形化的力量雖然肇始因素不同，但皆會促使組織間的文化、行為與績效越來越相似(Hoffman, 2001; no.11 Liu et al., 2010)而且會趨向採取意圖行為產生。

(1)模仿(mimetic)

模倣指的是公司模倣同領域中成功企業的行為與作法，主要因環境的不確定性，使得各家公司不知道如何進行碳足跡等查驗工作所造成，因此透過模倣以減少不確定的產生。企業組織間透過不同型態的網絡關係連結可以促進企業間環境知識的分享，因此許多企業透過與聯盟間的共同成員、相同產品的企業群體、及相同領域的專業人員甚至總經理兼的正式及非正式溝通機會，或各種研討會、技術發表會等活動，分享環境管理實務之相關成功或失敗經驗，並有著相似的文化、規範及價值觀，因此組織間的行為越來越相似 (參考要改下面的 cite Westphal et. al., 1997; Young,et. al., 2001 ; Guler, et.al, 2002)。

因此不確定性誘導公司的模倣行為，因碳足跡的行為對公司來說，尚屬發展初期，因組織目標常常不是很清楚，為何要進行產品碳足跡？為何要配合政府的政策？為何要配合供應鏈的管理等，因此 DiMaggio and Powell(1983)便提到兩種模倣的機制：一是競爭性模倣，指的是一個領域中的組織模倣自己的競爭對手，是處在競爭的環境下產生的模倣行為，例如目前公司為爭取在市場上的競爭優勢，當一項產品取得碳足跡驗證後，便積極的再市場上進行行銷策略，強調綠色產品對環境保護的重要性。第二是制度模倣，指的是一種制度對社會上是好的情況下，某些公司對碳足跡的制度認為是好的情況下，便會採取模倣，



以呼應社會的期待。因此當與已經成功得到環境認證的企業有特定網絡連結關係之其他公司採行特定環境管理創新的組織數目越多時，代表者採行此項環境管理創新具有行為上的正當性，對無進行環境認證的企業造成的模仿學習效應越大，因此企業採行此項創新的機率越高。

根據上述的推論，本研究推論與有環境認證的企業有特定網絡連結關係之其他企業進行環境管理交流時當數目越多，則企業有意進行碳行為的機率越高。但也會形成 Olson (1965) in the book of “*The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups*” and Giddens(2009)所提到的「搭便車」(free ride)效應問題，也就是集體結果取決於個別行動者所作的決定，指出集體行動的結果通常是公眾利益，如果一個人不用付出，而別人把集體行為付諸實現的話，它也可以享用同樣的利益。例如：產品碳足跡的集體行動可以減緩地球暖化並為產品提出溫室氣體減量的保證，當然沒有申請盤查的公司產品或許也可以得到這樣的成果，但如果沒有激勵產業認識碳足跡的內涵，勢必僅處於對這個行為的普遍認知。

(2)規範的力量(normative)

第三種體制同形的來源是規範同形化。規範同形的力量主要來自於專業化

(professionalization)的結果。專業化與正式訓練促使專業領域知識及社會規範的分享(Meyer and Rowan, 1977)，如專業協會會員或職業團體成員因分享相似的認知及知識產生規範性的壓力，因此創造出組織間越來越相似的體制環境，組織會員間將表現出相似的策略行為。台灣產業之環境專業品質活動與評鑑制度主要由環保署加以規範，環保署為提高整體環境品質水準亦積極舉辦環境管理有關的獎勵計劃與競賽活動、及環境品質相關議題之研討會或訓練課程。在參與環保署所舉辦的訓練課程與競賽活動過程中，企業的環境行為將受到專業組織之價值與專業規範的影響，而採行相類似的行動。基於以上的討論，本研究推論企業受到環保署肯定越多，參予低碳行為的意願就越高。例如新環境典範「The New Environmental Paradigm」便是從規範的壓力下，了解到人是整個自然的一部份，地球資源不是無限的，企業必須認識整個生態系統平衡的重要性，對科技的發展要採取有條件的接受、強調永續的觀念，此類規範包括對自然平衡、限制成長和以生態為中心採取對企業經營的重大影響，讓企業知道在有限的資源下，必須改採環境永續的原則(Hart, 1995)。

另一方面，wal-mart將於2015年實施供應商的產品應進行產品的環境宣告(EPD)措施，如此的社會規範猶如一種共享觀念、共享的思維，可以看出一個制度(產品的碳足跡規範)可以如此的有效約束廠商的行為，其力量之強大讓所有與wal-mart供應鏈有關的公司紛紛在近期內將產品的碳足跡進行宣告，以符合wal-mart的要求。

(3)強制的力量(coercive)

除了不確定性引發的模仿同形化，體制同形亦可能被強制的力量-如政治力量所驅策。強制同形(coercive isomorphism)的力量是來自組織所依賴之其他組織所施予的正式或非正式的壓力，或者來自於組織所隸屬的社會群體的文化價值的壓力(DiMaggio and Powell, 1983)。台灣早期推動環保法規亦是一種強制的力量或是管末處理(end-of-pipe)的方式，強調製造與投入間的技術使用必需符合法令規定，當企業抱怨如此嚴格的規定限制他們以技術或管理創新回應環境議題時，政府才意識到行政法規的強制力會迫使企業頭痛醫頭，無法綜觀環境的最原始問題，因而後來採取以市場為導向的環保強制力量，如ISO14000國際規範誘導企業投入更多的技術或管理創新解決環保問題。

推行企業碳排放管制計劃是政府解決全球暖化執行策略之一，而公共部門的組織，由於資源取得依賴並受限於政府部門，更需依尋與接受政府政策之要求，肩負起推動減碳救地球之責任，Delmas(2002)的研究也顯示政府扮演企業執行環境管理重要的角色。根據以上討論，本研究推論相較於私人機構，公立機構參與低碳行為的活動機會越高。由於在強制力量方面，政府對於組織經營策略具有相當程度的影響力(DiMaggio and Powell, 1983; Guler, et. al., 2002)，尤其是對隸屬政府部門的公立組織行為的影響更為明顯(Palmer, et. Al., 1993)。



因此本研究欲了解政府的環保認證機制對企業產生的影響程度，也就是說目前碳足跡的政策尚屬激勵策略，若未來整個產業碳管理的策略立法通過後，勢必對未採行者造成制度上的強迫性影響，如果不接受便無法生存，如果接受便會有許多的便利與利益。

基於上述的討論，DiMaggio and Powell(1983) and Liu, et al.(2010)的三種機制促進了組織之間的趨同性，也就是說，當組織之間的關係越來越緊密時，尤其資源集中在某個組織時，不同組織都必須與這家組織打交道，也就是說組織透過這三個機制，產生一種觀念上的改變，針對碳行為的策略來說，若採取產品碳足跡盤查與驗證，組織間便會相互學習、模仿與規範，產生出結構越相近的組織，大家都有產品碳足跡的認證，因此這些組織便會互相交流資源或進行知識的分享(knowledge sharing)。

本研究針對制度理論提出幾個研究命題，深入探討，命題包括，依據以目前的企業碳行為這類的機制強調的是利益問題，提高組織生存能力的問題，也就是說利益的基礎上，公司有意識的選擇產品碳足跡的盤查與驗證，但是否如組織預期的可以提升產品的形象或公司的聲譽，本研究將檢視模仿、強制與規範等體制力量對企業進行碳行為的創新採行的影響，以及管理創新的效能進一步做討論。

(二)、潮流效應與計畫心理

Abrahamson and Rosenkopf (1993)研究提出決定潮流效應的關鍵因素為決策情境模糊性(ambiguity)程度，換言之，模糊性(ambiguity)是影響潮流壓力強度之主要因素；當企業無法清楚評估創新的效率或報酬時，便會產生模糊性因素，包括目標、因果、環境的三種模糊性問題。企業在對制度或規範模糊情況下，會促使企業無法以創新所產生的效率結果來評估這項創新活動是否該採用？企業會因此更注重及依賴社會性因素，例如利害關係人對本公司的態度、管理者對其他公司的心態，來做為決策的基礎，此時，社會性因素會對企業決策比經濟因素對企業的決策影響更多(DiMaggio and Powell, 1983; Abrahamson and Rosenkopf, 1993; Haunschild and Anne, 1997; Rosenkopf and Abrahamson, 1999; Henisz and Delios, 2001)，因此，若目標、因果、環境的三種模糊性問題越多，潮流壓力對企業的組織行為的影響則越大，此為本研究的假設依據。

本計畫認為必需綜合過去研究的不同觀點，運用在企業之潮流行為研究，因 Oliver(1991)指出，有些企業較不會受到體制潮流壓力的影響，發現有些公司並不會刻意的或有目的的跟隨其他公司採用當下流行的創新活動並有低的潮流壓力，另外 Malvey et.al.(2000)的研究顯示，醫學中心本身屬於醫學領域的創新活動開法者，因此跟隨潮流的壓力也較低，到是會採取先行者的態度；Rao,et.al.(2001)發現公司若過度期望群體行為產生的績效，會導致事後的失望，而退出產業群體行動；Greve(1995)發現若公司找到其他同樣性質的公司，他們也不跟隨創新潮流走，反而會跟這些組織進行聯盟且密切接觸，由此可看出潮流的壓力低的現象，Mitchell(1989)的研究也發現這樣的情形，有些公司確實不會害怕時下流行元素，甚至會背道而馳的採取新商業模式，進入新領域發展。

以上這些研究的發現，意味著組織環境中可能存在某些情境因素，會改變潮流壓力對組織策略行動的影響力。基於此，本研究認為必需綜合不同的觀點再檢視組織的潮流行為：Abrahamson (1991) 與 Fiol and O'Connor(2003)對於影響潮流行為因素的論述、及 Deephouse(1999)對於組織該追求差異或相似的論述，對於尋找影響潮流效應與新科技進入關係強度的關鍵因素，提供不同方向的思考途徑。以下三段分別討論這三篇文獻對於影響潮流行為的觀點。

Abrahamson (1991) 從理性效率、社會政治、流行、及競爭的觀點，主張組織跟隨周遭組織群體行為之傾向較低的主要決定因素有四類：第一、在於組織已瞭解到群體所流行的方案或行動是缺乏效率的；第二、當盛行的方案與組織本身利益相違背時，組織本身擁有足夠的權力及力量以抗衡體制的壓力；第三、所屬的社會網絡圈內又有新方案推出，而使過去盛行的方案過時；第四、由於某項創新在競爭者間的模仿，導致採行此項創新的組織喪失獨特的優勢，因此使得組織不再跟隨潮流。

Fiol and O'Connor(2003)等學者，則從決策者的特性來解釋跟隨潮流行為傾向較低的成因，他們主張



決策者的注意力是決定及影響組織是否跟隨潮流的主要因素。他們認為組織環境不但具高度模糊性且高度變化，快速變化的環境與複雜的資訊，導致決策者產生資訊過度負荷的壓力，同時，多樣化的資訊亦經常導致決策者產生潛在的資訊偏差發生，因此無法就組織的特殊狀況進行策略決策。然而，當決策者面對環境變化而感受壓力時，若決策者能增加注意力(mindfulness)，則會從事較多的判斷工作，尋求較適合組織獨特環境的策略行動，因此會降低跟隨潮流的機會。至於什麼情況下，決策者能增加注意力(mindfulness)呢？Fiol and O'Connor(2003) 文中對注意力(mindfulness)的概念與討論，大多取自於 Weick, Sutcliffe and Obstfeld (1999)的觀點，Weick,et.al.(1999)認為有幾種狀況能提高決策者的注意力：一、與決策者面對即時且複雜的決策環境時，能儘可能簡化及專注在與自己相關的狀況上；二、不斷的學習，透過開發新知識的實驗學習及對現有知識的再利用，以累積經驗做為跟隨潮流與否的價值判斷基礎；三、全神貫注在過去失敗的經驗等；與 Weick,et.al.(1999)不同，Fiol and O'Connor(2003)主張全神貫注在過去的失敗經驗或成功經驗皆有助於提高決策者的注意力。

而 Deephouse(1999)主張組織會在策略相似或策略差異之間尋求一個平衡點，由於策略選擇的本質具有不確定性，在此種不確定的情況下，模仿行為可能會發生，尤其成功的策略；管理者會產生一種成功策略的認知共識—又稱為產業操作準則(industry recipes)，在組織同形化的過程中，產業操作準則漸漸被正當化；因此當組織的的策略符合認知共識或產業操作準則，則組織的策略將被視為具有正當性。然而，當競爭者有相似的策略時，則會瓜分有限的資源，這將會限制組織的績效，並提高組織失敗的機率；因此，競爭廠商在使用或執行這些策略時會導致一些差異，較核心的組織會跟隨產業操作準則，而中等的組織則會與產業準則有一些差異。換言之，組織間的競爭，將降低組織間採取相似行動的機會。然而，競爭狀況對組織行動的影響，則視組織的地位而定。

綜合上述 Abrahamson (1991)、Fiol and O'Connor(2003)、與 Deephouse(1999)幾位學者所提出的觀點，可以歸納出潮流效應對組織行為的影響力，主要決定於兩項因素：第一、組織決策者是否意識到跟隨潮流的價值、或是否有能力評估跟隨潮流的價值；第二、組織決策者認知到跟隨潮流，所帶來的競爭效應，對維持組織競爭優勢的不利情況。

第一項因素與組織過去的學習經驗有關，在實證研究上亦得到相當的支持，如 Burns and Wholey (1993)研究發現組織本身的需求或過去經驗，會使組織跟隨其他組織之行動的機率降低。Westphal and Zajac (2001)發現組織的統治結構及組織學習會影響外部體制壓力對組織策略的影響。Henisz and Delios (2001)的研究發現組織的過去經驗會降低對其他組織的模仿行為。Henderson and Cool (2003^{a,b})的研究亦發現組織過去及外部學習的經驗有助於降低潮流壓力對投資決策的影響。雖然，這些群體行為相關的研究的對象及方法不相同，部分研究並沒有直接測量組織學習經驗，但皆點出組織擁有的知識、經驗與能力是改變潮流效應與組織行為間關係的重要因素(Abrahamson,1991; Greve,1995; Malvey et.al.,2000; Rao, et.al., 2001; Westphal and Zajac, 2001; Henisz and Delios, 2001; Henderson and Cool, 2003)，組織本身的知識與經驗會影響其對外界環境的反應(Levinthal and March, 1993)，具有經驗的組織有足夠的知識較能以技術面考量行動決策，一方面可提高組織決策品質，另一方面亦增加組織對抗體制壓力的力量，不至於高度依賴社會面因素(Chang, 1996)，因此，不同的組織學習經驗會對潮流壓力產生不同的反應。

肆、資料分析方法

本計畫採用 spss 18.0 與 AMOS 18.0 為資料分析工具，所採用的分析方法如下：

一、敘述性統計分析

對於個別變數，採敘述性統計的方法，說明各個變數之平均數、變異數。

二、效度分析

針對心理學家提出的三種效度型態，內容效度(content validity)、效標效度(criterion validity)及建構效度(construct validity)，針對建構效度進行量測工具偵測並量得理論上的建構或特質程度。因此，若建構量測工具的理论基礎或是來源是健全的，此量測工具的建構效度必然可以接受。

就本計畫之問卷而言，包括：知識管理、經營策略與創新績效等三個構面，在內容效度方面，本計畫內



容是以著名學者的相關理論為基礎並歸納文獻資料，另外也參考先前學者及研究者的問卷設計。因此，問卷雖然無經過預試，仍具有良好的效度。

三、因素分析與信度

本研究採用主成分分析法(principle component factor analysis)及最大變異數(varimax)旋轉法旋轉轉軸，以萃取主要構面之因素。而共同因素的數目則以Kaiser(1996)之標準，選取特徵值(eigenvalue)大於1的因素。至於因素負荷量方面，則要求旋轉後之因素負荷量之絕對值須大於0.6，且與其他因素負荷量之差異須大於0.3。以Cronbach's α 係數及分項對總項的相關係數(item to total correlation)來檢定各項因素衡量變數的內部一致性及其信度。若 α 值高於0.7者具有高信度，小於0.3者為低信度。至於分項對總項相關係數也以大於0.6為佳，小於0.3者為低信度。最後再依各構面因素所包含之變項，為各因素命名。

四、變異數分析

為了解不同環境管理在企業特性在各構面因素之差異性，本研究採用一般線性模式(general linear model)來進行變異數分析，以探討各群組在主要構面之差異性。

五、迴歸分析

為探討本研究各構面間之互動關係採用逐步迴歸分析(stepwise regression analysis)與複迴歸分析(multiple regression analysis)來探討因素間的線性關係。

伍、統計分析結果與討論

一、敘述性統計資料

本計畫受訪者如表1所示呈現下列結果，以男、女趨平均分布，分別有48.8%與51.2%，受訪者年齡在26-35歲近半數，有88人(41.7%)，其次是36-45歲，有57人(27%)；受訪者的學歷多以大學學歷居多，另一方面，具使用綠色產品經驗者以1-2年的使用經驗居多數(29.3%)。

表1 本計畫敘述統計資料

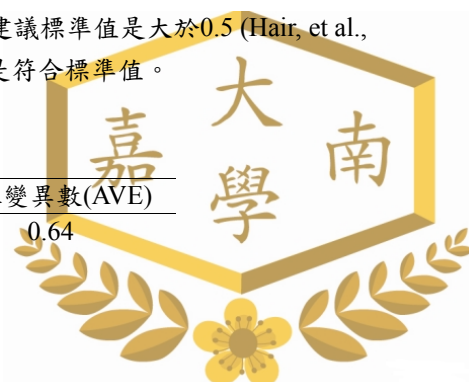
類別	變項	樣本數 (n=211)	百分比 (%)	類別	變項	樣本數 (n=211)	百分比 (%)
性別	男	103	48.8	學歷背景	高中職	46	21.8
	女	108	51.2		專科	79	37.4
年齡	25歲以下	34	16.1		大學	80	37.9
	26-35歲	88	41.7		研究所	6	2.9
	36-45歲	57	27.0	使用綠色 產品年資	1年以下	107	50.7
	46-55歲	28	13.3		1-2年	64	29.3
	超過56歲	4	1.9		2-3年	23	11.6
職稱	管理人員	87	41.2		3-4年	10	1.5
	一般職員	94	44.5		4年以上	7	3.5
	其他	30	14.2				

二、信度、效度分析

本計畫針對綠色產業的從業人員，於其使用綠色產品經驗意圖中進行分析，依據樣本資料進行驗證性因素分析(confirmatory factor analysis, CFA)以驗證其信度架構，另以組成信度(composite reliability, CR)及平均變異抽取量(average variance extracted, AVE)評鑑測量構面(Hair, et al., 2006)，構面各變數的CR值均為0.7以上(表2)，因此表示本計畫的構面設計變項良好。萃取變異數方面，建議標準值是大於0.5 (Hair, et al., 2006)，由表2可知各變數的AVE均大於0.5，由此表示本研究的收斂效度是符合標準值。

表2 模式中潛在變項之信度與效度

衡量項目數	組合信度(CR)	萃取變異數(AVE)
行為意圖 4	0.79	0.64



態度	3	0.82	0.78
主觀規範	3	0.78	0.77
知覺行為控制	2	0.81	0.89

三、構面配適度分析

以最大概似法估計模型中各項路徑的參數，所分析的配適係數如表 3 所示，各指標值包括：自由度=1.65, GFI=0.81, RMR=0.061, RMSEA=0.065...等，本計畫 GFI=0.81，此值雖未達標準值，但另有學者 Browne and Cudeck 指出(1993)GFI 及 AGFI 值需大於 0.8 即可表示模式達配適標準，故整體而言，本計畫的樣本與研究模型契合度佳，且計畫的模式具有良好的配適程度。

表3 綠色企業人員對於使用綠色產品的意圖整體模式的配適度

適配指標	分析數據	標準值
X^2/df	1.65	<3
GFI	0.81	>0.9
AGFI	0.83	>0.8
RMR	0.061	<0.08
RMSEA	0.065	<0.08
NFI	0.96	>0.9
NNFI	0.94	>0.9
CFI	0.97	>0.9
RFI	0.97	>0.95
PNFI	0.68	>0.5
PGFI	0.66	>0.5

四、研究構面與假設結果

以圖4之模型，利用AMOS檢定本計畫假設之理論依據，發現下列幾個規則：

(一) 態度、主觀規範及知覺控制行為與行為意圖之關係

由圖 可看到，在影響綠色產業的從業人員，於其使用綠色產品經驗意圖中，其回歸係數為 $BI=0.33*ATT+0.49*SN+0.51*PBC$ (*: $p<0.05$)

R^2 之預測解釋力為0.89，表示可解釋變項間所形成的線性回歸模式的契合度，且皆為正向影響。

(二) 態度、主觀規範及知覺控制行為與前置信念之關係

由圖 可看到，在影響綠色產業的從業人員，於其使用綠色產品經驗意圖中，在制度認知與態度的回歸係數為: $ATT=0.79*$ 制度認知，潮流效應與主觀規範的迴歸係數為: $SN=0.89*$ 潮流效應，自我效能與知覺控制行為的迴歸係數為: $PBC=0.64*$ 自我效能， $PBC=0.37*$ 資源配置。 R^2 之預測解釋力為0.78，表示可解釋變項間所形成的線性回歸模式的契合度，且皆為正向影響。



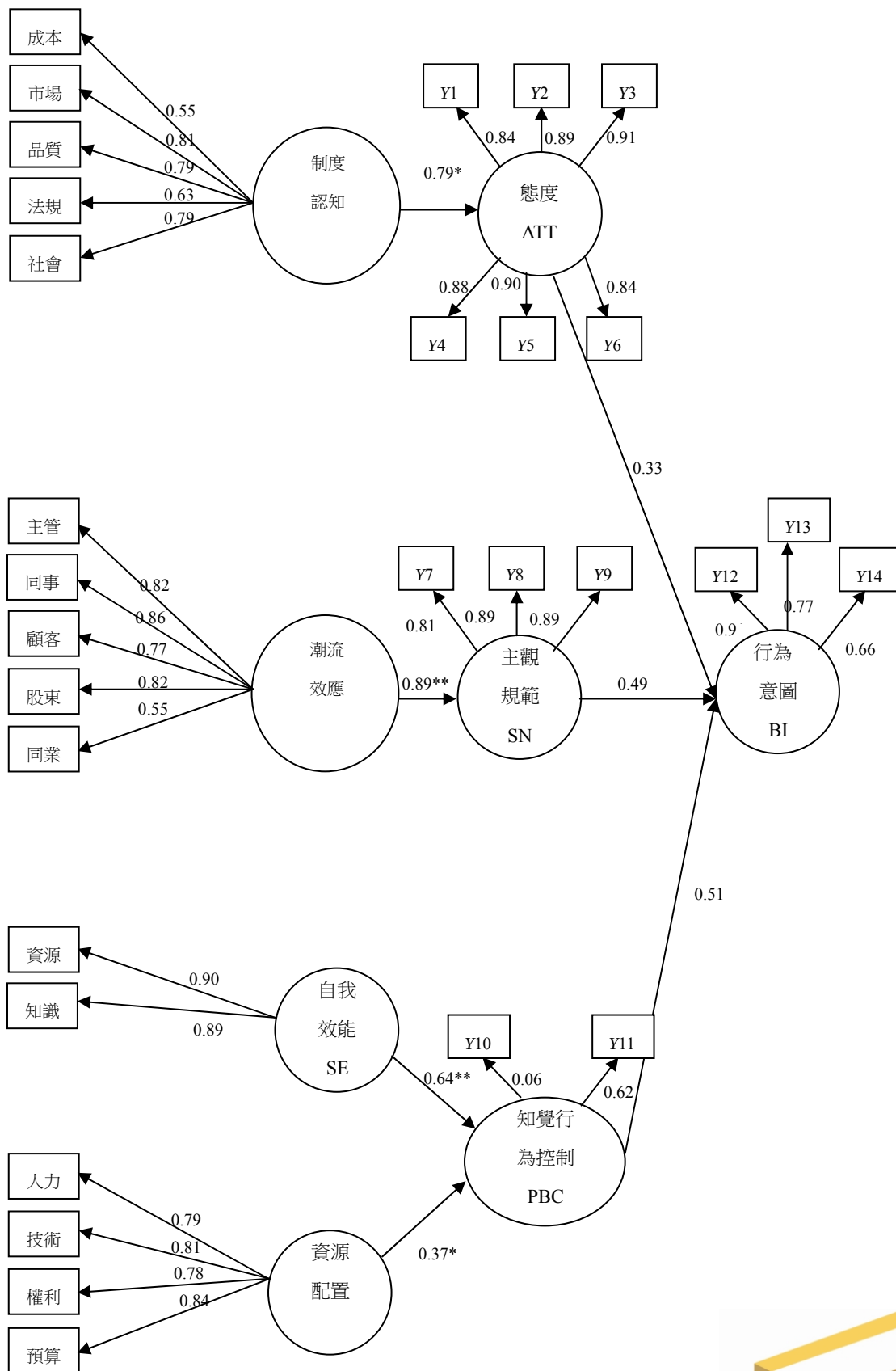


圖4 本計畫研究模型分析



陸、結論

本計畫以綠色產業的從業人員為調查對象，探查使用綠色產品經驗意圖，並於其中找尋可行的低碳管理決策模式與商業模式，過程中發現一項可行的商業模式需自可行性分析探討起，並在制度認知、潮流效應、自我效能與資源配置程度上，考量對使用碳足跡產品之態度、主觀規範與知覺控制行為之可行性。本計畫證實Ajzen的計畫行為理論可以運用於探討低碳管理與綠色產業之商業行為模式上，以態度、主觀規範與知覺控制行為等變數探討綠色企業從業人員的綠色意圖並反映在實際的商業模式的規劃上，而各研究變項在使用綠色產品意圖上皆呈現正向相關，因此假設皆成立。

另一方面，在信念前置變數上，制度認知對態度有正向影響，綠色從業人員對綠色產品的正向態度有別於以往產品的開發上，此對商業模式的開發為正向的反應。在規範前置信念-潮流效應中，分析結果顯示對主觀規範有正向影響，主要為關係人間的關係所造成。在知覺控制前置因素中，分別有自我效能以及資源配置條件，其中以自我效能對知覺控制行為影響較大，尤其是企業人員對環境的知識的基礎建立會影響商業模式的開發，此點值得給未來即將規劃綠色商業模式之企業參考。另可依照本計畫圖4的商業模型規劃針對綠色產業在各產業之應用進行商業行為之策略規劃作業，以呼應綠色產品與低碳管理對產業的影響程度。

柒、參考文獻

- 主計處，(2012)，綠色國民所得網站，<http://www.dgbas.gov.tw/public/data/dgbas03/bs7/greengnp/1-3.pdf>，檢索日期：2012/09/06。
- 台經院，(2011)，水足跡概念推廣與先期研究。台北：經濟部水利署。
- 許裴鈞、王壬，(2012)。我國產業綠化程度之評估-以通路商產業為例。永續產業發展季刊，56，頁 40-50。
- 游常山，(2008)。國內首度企業節能減碳大調查。遠見雜誌，268。
- 湯奕華、王朝民，(2012)。透過綠色供應鏈管理追求企業永續經營之建議。永續產業發展季刊，56，頁 11-19。
- 經濟部，(2011)。2011 中小企業白皮書。中小企業處，台北：台灣。
- 環保署，(2012)，行政院環保署台灣產品碳足跡資訊網。
<http://cfp.epa.gov.tw/carbon/ezCFM/Function/PlatformInfo/FLConcept/FLFootIntroduction.aspx>，檢索日期：2012/09/16。
- Abrahamson, E. (1991). Managerial fads and fashions: the diffusion and rejection of innovations. *Academy of Management Review*, 16(3), 586-612.
- Abrahamson, E. and Rosenkopf, L. (1990). When de bandwagon diffusions roll? How far do they go? and when do they roll backwards: A computer simulation, *Academy of Management Best Paper Proceeding*, 155-159.
- Abrahamson, E. and Rosenkopf, L. (1993). Institutional and competitive bandwagons: using mathematical models as a tool to explore innovation diffusion, *Academy of Management Review*, 18(3), 487-517.
- Ajzen, I. (1985), *From Intentions to Actions: A Theory of Planned Behavior*, Action-Control: From Cognition to Behavior, Heidelberg: Springer.
- Ajzen, I. (1991). The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50, 179-211.
- Ajzen, I. (2002). Perceived Behavioral Control, Self-Efficacy, Locus of Control, and the Theory of Planned Behavior, *Journal of Applied Social Psychology*, 32, 665-683.
- Ajzen, I. (2002). Residual effects of past on later behavior: Habituation and reasoned action perspectives. *Personality and Social Psychology Review*, 6, 107-122.
- Ajzen, I. (2011b). Behavioral interventions: Design and evaluation guided by the theory of planned behavior. In M. M. Mark, S. I. Donaldson, & B. C. Campbell (Eds.), *Social psychology for program and policy evaluation* (pp. 74-100). New York: Guilford.



- Ajzen, I., Joyce, N., Sheikh, S., & Gilbert Cote, N. (2011a). Knowledge and the prediction of behavior: The role of information accuracy in the theory of planned behavior. *Basic and Applied Social Psychology*, 33 (2), 101-117.
- Ammer, R. and Othman, R. (2012). Sustainability practices and corporate financial performance: a study based on the top global corporations. *Journal of business ethics*, 108, 61-79.
- Au, Y. A. and Kauffman, R.J. (2001). Should We Wait? Network Externalities, Compatibility, and Electronic Billing Adoption. *Journal of Management Information Systems*, 18(2), 47-63.
- Bansal, P. & Roth, K. (2000). Why companies go green: a model of ecological responsiveness. *Academy of management journal*, 43(4), 717-736.
- Barney, J.B. (1991). Firm resources and sustained competitive advantage. *Journal of Management*, 17, 99-120.
- Bazerman, M., and Hoffman, A. (1999). Sources of environmentally destructive behavior: Individual, organizational and institutional perspectives. *Research in organizational behavior*, 21, 39-79.
- Biel, A. and Thøgersen, J. (2007). Activation of social norms in social dilemmas: A reviews of the evidence and reflections on the implications for environmental behavior. *Journal of economic psychology*. 28(1), 93-112.
- Birgelen, M. V., Semeijn, J., & Keicher, M. (2009). Packing and proenvironmental consumption behavior. *Environment and behavior*, 41(1), 125-146.
- Burns, L.R. and Wholey, D. R. (1993). Adoption and abandonment of matrix management programs: effects of organizational characteristics and inter-organizational networks , *Academy of Management Review*, 36(1), 106-138.
- Carbon Trust. (2006). Climate change strategy.
<http://www.carbontrust.co.uk/policy-legislation/pages/default.aspx>.
- Cassells, S. and Lewis, K. (2011). SMEs and environmental responsibility: Do actions reflect attitudes? *Corporate social responsibility and environmental management*, 18, 186-199.
- Chen, M.F. (2007). Consumer attitudes and purchase intentions in relation to organic foods in Taiwan: Moderating effects of food-related personality traits. *Food quality and preference*, 18, 1008-1021.
- Collins, C., Steg, L. and Koning, M. (2007). Customers values, beliefs on sustainable corporate performance, and buying behavior. *Psychology and Marketing*, 24(6), 555-577.
- Cordano, M. & Frieze, I.H. (2000). Pollution reduction preferences of U.S. environmental managers: applying Ajzen's theory of planned behavior. *Academy of management journal*, 43(4), 627-641.
- Cordano, M., Marshall, R.S., and Silverman, M. (2010). How do small and medium enterprises go "green"? A study of environmental management programs in the U.S. wine industry. *Journal of business ethics*, 92, 463-478.
- Deephouse, D.L. (1999). To be different, or to be the same? It's a question (and theory) of strategic balance. *Strategic Management Journal*, 20, 47-166.
- Delmas, M. (2002). The diffusion of environmental management standards in Europe and the United States: an institutional perspective. *Policy sciences*. 35, 91-119.
- Dieleman, H. and de Hoo, S. (1993). Toward a tailor-made process of pollution prevention and cleaner production: results and implications of the PRISMA project. In environmental strategies for industry, K. Fischer and J. Schot (eds.), Washington, DC: Island Press, 245-276.
- DiMaggio, P.L. and Powell, W.W. (1983). The iron cage revisited: Institutional isomorphism and collective rationality in organizational fields, *American Sociological Review*, 48, 147-160.
- Elliot, S. (2011). Transdisciplinary perspectives on environmental sustainability: a resource based and framework for IT-enabled business transformation. *MIS Quarterly*, 35(1), 197-326.
- Etzion, D. (2010). Research on organizations and the natural environment, 1992-present: a review. *Journal of*



- management*, 33(4), 637-664.
- Fazio, R.H. and Petty, R.E. (2007). Attitudes: their structure, function and consequences. USA: Psychology Press.
- Fiol, C.M. and O'Connor, E.J. (2003). Waking up ! Mindfulness in the face of bandwagons, *Academy of Management Review*, 28(1), 54-70.
- Gardner, B., & Abraham, C. (2010). Going green? Modeling the impact of environmental concerns and perceptions of transportation alternatives on decisions to drive. *Journal of applied social psychology*, 40(4), 831-849.
- Giddens, A. (2009). The politics of climate change. Cambridge: Polity Press.
- Jimeno, J., Hoskisson, R.E., Beal, B.D. and Wan, W.P. (2005). Explaining the clustering of international expansion moves: a critical test in the U.S. telecommunications industry, *Academy Management Journal*, 48(2), 297-319.
- Gladwin, T.N. (1993). The meaning of greening: a plea for organization theory. In environmental strategies for industry, K. Fischer and J. Schot (eds.), Washington, DC: Island Press, 37-61.
- Gowrisankaran, G. and Stavins, J. (2004). Network externalities and technology adoption: lessons from electronic payments. *RAND Journal of Economics*, 35(2), 260-277.
- Greve, H.R., (1995). Jumping ship: the diffusion of strategy abandonment, *Administrative Science Quarterly*, 40(3), 444-473.
- Haanaes, K.; Balagopal, B.; Kong, M.T.; Velken, I.; Arthur, D.; Hopkins, M.S.; and Kruschwitz, N. (2011). New Sustainability Study: The 'Embracers' Seize Advantage, *MIT Sloan Management Review*, 52(3), 23-35.
- Han, H., Hsu, L.T., & Sheu, C. (2010). Application of the theory of planned behavior to green hotel choice: testing the effect of environmental friendly activities. *Tourism management*, 31, 325-334.
- Handen, S.P., Oyler, J.D., & Humphreys, J.H. (2009). Historical, practical, and theoretical perspectives on green management: an exploratory analysis. *Management decision*, 47(7), 1041-1055.
- Hart, S.L. (1995). A natural resource based view of the firm. *Academy of management review*, 20(4), 986-1014.
- Haugh, R. (2003). Bar code bandwagon. *Hospitals & Health Networks*, 77(5), 54-56.
- Haunschild, P.R. and Anne S. M. (1997). Modes of interorganizational imitation: The effects of outcome salience and uncertainty. *Administrative Science Quarterly*, 42, 472-500.
- Henisz, W. J. and Delios, A., (2001). Uncertainty, imitation, and plant location: Japanese multinational corporation, 1990-1996. *Administrative Science Quarterly*, 46, 443-475.
- Hill, M., Mann, L. and Wearing, A. J. (1996). The effects of attitude, subject norm and self-efficacy on intention to benchmarking. *Journal of organizational behavior*, 17(4), 313-327.
- Hillary, R. (2004). Environmental management systems and the smaller enterprise. *Journal of clean production*, 12, 561-569.
- Hoffman, A.J. (1999). Institutional evolution and change: environmentalism and the U.S. chemical industry. *Academy of management journal*, 42(4), 351-371.
- Hoffman, A.J. (2001). Linking organizational and field level analyses: the diffusion of corporate environmental practice. *Organization & Environment*. 14(2), 133-156.
- Jennings, P.D. & Zandbergen, P.A. (1995). Ecologically sustainable organizations: an institutional approach. *Academy of management review*, 20(4), 1015-1052.
- Jones, C.M. & Kammen, D.M. (2011). Quantifying carbon footprint reduction opportunity for U.S. households and communities. *Environmental Science & Technology*, 45, 4088-4095.
- Kaiser, F.G., Hübner, G. (2005). Contrasting the theory of planned behavior with the value-belief-norm model in



- explaining conservation behavior. *Journal of applied social psychology*, 35(10), 2150-2170.
- Kim, Y. & Han, H. (2010). Intention to pay conventional-hotel prices at a green hotel- a modification of the theory of planned behavior. *Journal of sustainable tourism*, 18(8), 997-1014.
- Klassen, R. D., and Vachon, S. (2003). Collaboration and evaluation in the supply chain: the impact on plant-level environmental investment. *Production and operations management*, 12(3), 336-352.
- Kronrod, A., Grinstein, A., and Wathieu, L. (2012). Go green! Should environmental messages be so assertive? *Journal of Marketing*, 76, 95-102.
- Laroche, M., Bergeron, J., and Barbaro-Forleo, G. (2001). Targeting consumers who are willing to pay more for environmentally friendly products. *Journal of consumer marketing*, 18(6), 503-520.
- Lee, K.H. (2009). Why and how to adopt green management into business organizations? The case study of Korean SMEs in manufacturing industry. *Management decision*, 47(7), 1101-1121.
- Lee, M.C. (2009). Predicting and explaining the adoption of online trading: an empirical study in Taiwan. *Decision support systems*, 47, 133-142.
- Liao, C., Lin, H. N., & Liu, Y. P. (2010). Predicting the use of pirated software: a contingency model integrating perceived risk with the theory of planned behavior. *Journal of business ethic*, 91, 237-252.
- Liao, C.C., Chen, J.L., and Yen, D.C. (2007). Theory of planning behavior and customer satisfaction in the continued use of e-service: an integrated model. *Computers in Human Behavior*, 23, 2804-2822.
- Liu, X., Liu, B., Shisnime, T., Yu, Q., Bi, J., & Fujitsuka, T. (2010). An empirical study on the driving mechanism of proactive corporate environmental management in China. *Journal of environmental management*, 91, 1707-1717.
- Makower, J. and the Editors of GreenBiz.com. (2011). State of Green Business 2011. GreenBiz group.
- Malvey, D., Hyde, J.C., Topping, S., Woodrell, F.D., and Poter, J.E. (2000). Getting off the bandwagon: An academic health center takes a different strategic path, *Journal of Healthcare Management*, 45(6), 381-394.
- Mansfield, E., (1961). Technological change and the rate of imitation, *Econometrica*, 61, 741-766.
- Marcus, A.A. & Fremeth, A.R. (2009). Green management matters regardless. *Academy of management perspectives*, 23(3), 17-26.
- Martín-Peña, M. L., Díaz-Garrido, E., & Sánchez-López, J. M. (2010). Relation between management's behavioural intentions toward the environment and environmental actions. *Journal of environmental planning and management*, 53(3), 297-315.
- Melnyk, S.A., Sroufe, R.P., and Calantone, R. (2003). Assessing the impact of environmental management systems on corporate and environmental performance. *Journal of operations management*, 21, 329-351.
- Meyer, C. & Kirby, J. (2010). Leadership in the age of transparency. *Harvard Business Review*, 88(4), 38-46.
- Mitchell, W. (1989). Whether and when? Probability and timing of incumbents' entry into emerging industrial subfields. *Administrative Science Quarterly*, 34, 208-230.
- Montalvo, C. (2003). Sustainable production and consumption systems-cooperation for change: assessing and simulating the willingness of the firm to adopt/develop cleaner technologies. The case of the In-Bond industry in northern Mexico. *Journal of cleaner production*, 11, 411-426.
- Neil, M. (1997). Business use of the Internet: Strategic decision or another bandwagon? *European Management Journal*, 15(1), 58-68.
- O'Neil, H.M., Poudel, R.W., Buchholtz, A.K. (1998). Patterns in the diffusion of strategies across organizations: insights from the innovation diffusion literature. *Academy of Management Review*, 23(1), 98-114.
- Oliver, C. (1991). Strategic responses to institutional processes, *Academy of Management Review*, 16(1), 145-179.
- Parag, Y & Eyre, N. (2011). Barriers to personal carbon trading in the policy arena. *Climate Policy*, 10(4),



- Ramayah, T., Lee, J.W.C., & Mohamad, O. (2010). Green product purchase intention: some insights from a developing country. *Resources, conservation and recycling*, 54, 1419-1427.
- Rao, H., Greve, H.R., and Davis, G.F. (2001). Fool's gold: social proof in the initiation and abandonment of coverage by Wall Street analysts. *Administrative Science Quarterly*, 46, 502-526.
- Reid, E.M., and Toffel, M.W. (2009). Responding to public and private politics: corporate disclosure of climate change strategies. *Strategic management journal*, 31(11), 1157-1178.
- Rosenkopf, L. and Abrahamson, E. (1999). Modeling reputational and informational influences in Threshold models of bandwagon innovation diffusion. *Computational and Mathematical Organization Theory*, 5(4), 361-384.
- Ruef, M. and Scott, W.R. (1998). A multidimensional model of organizational legitimacy: Hospital survival in changing institutional environments. *Administrative Science Quarterly*, 43(4), 877-905.
- Scott, W.R. and Meyer, J.W. (1987). "Environmental linkages and organizational complexity: public and private schools," in Thomas James and Henry M. Levin, ed., *Comparing Public and Private Schools*, 1:128-160. New York: Falmer Press.
- Scott, C.A. & Pasqualetti, M.J. (2010). Energy and water resources scarcity: critical infrastructure for growth and economic development in Arizona and Sonora. *Natural Resource Journal*, 50, 645-682.
- Searcy, C. (2012). Corporate sustainability performance measurement systems: a reviews and research agenda. *Journal of Business ethics*, 107, 239-253.
- Sharma, S. (2000). Managerial interpretations and organizational context as predictors of corporate choice of environmental strategy. *Academy of Management Journal*, 43(4), 681-697.
- Shirvastava, P. (1995). The role of corporations in achieving ecological sustainability. *Academy of Management Review*, 20(1), 936-960.
- Siegel, D.S. (2009). Green management matters only if it yields more green: an economic/ strategic perspective. *Academy of management perspectives*, 23(3), 5-16.
- Sitkin, S.B., (1992). Learning through failure: the strategy of small losses. *Research in Organizational Behavior*, 14, 231-266.
- Staw, B.M. and Epstein, L.D. (2000). What bandwagons bring: effects of popular management techniques on corporate performance, reputation, and CEO pay. *Administrative Science Quarterly*, 45, 523-556.
- Tolbert, P. S. and Zucker, L. G. (1983). Institutional sources of change in the formal structure of organizations: The diffusions of civil service reform, 1880-1935. *Administrative Science Quarterly*, 28, 22-39.
- Weick, K.E., Sutcliffe, K.M., & Obstfeld, D., (1999). Organizing for high reliability: Processes of collective mindfulness. In R. Sutton & B. Staw (Eds.), *Research in Organizational Behavior*, 81- 124. Greenwich, CT: JAI.
- Wernerfelt B. (1984). A resource-based view of the firm. *Strategic Management Journal*, 5(2), 171-180.
- Westphal, J.D. and Zajac, E.J. (2001). Decoupling policy from practice: the case of stock repurchase programs. *Administrative Science Quarterly*, 46(2), 202-228.
- Young, G., Charus, M.P., and Shortell, S.M. (2001). Top Manager and network effects on the adoption of innovative management practices: A study of TQM in a public hospital system. *Strategic Management Journal*, 22, 935-951.
- Zhang, B., Bi, J., Yuan, Z., Ge, J., Liu, B., Bu, M. (2008). Why do firms engage in environmental management? An empirical study in China. *Journal of cleaner production*, 16, 1036-1045.
- Zhang, B., Yang, S., & Bi, J. (2011). Enterprises' willingness to adopt/develop cleaner production technologies: an empirical study in Changshu, China. *Journal of cleaner production*, 19(1), 1-9.



子計畫三：以碳足跡與生命週期成本探討生物可分解材(PLA)之 應用之最適化研究

計畫主持人：環境資源管理系 楊英賢

兼任碩士生研究助理：謝名雅 林凱偉 林承瑩

計畫說明：以生命週期評估、碳足跡、生命週期成本及生態效益探討個案 PLA 之應用，考量生命週期各階段材料選用、製造、使用及回收與處理過程中之能源、資源與環境，探討不同回收技術之經濟性與環境性。計劃研究重點第一階段包括個案資料庫建立，相關回收技術比較，系統範疇界定與評選，生命週期評估模式，LCA 評估方法推估，主要污染物之排放係數建立，及生命週期評估；第二階段，進一步於建立相關生命週期成本資料，個案回收技術之生命週期評估及對回收技術提出生態效益與管理策略建議。研究成果期能提供相關產業的環境管理、產品碳足跡、廢棄物管理策略及未來相關政策參考。

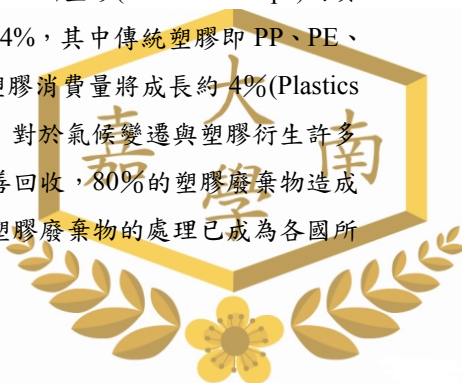
計畫摘要

在這資源有限及全球暖化的世代壓力下，對於塑膠的回收，有很高比例未能妥善處理，因而增加了許多環境與生態的負荷。現今綠色塑膠已漸漸應用於各種產品，透過生命週期評估方法，可以初步了解生命週期各階段之能源投入與產品碳足跡，但對於上游供應鏈之盤查與推估，資料不確定性較大，以致於塑膠應用於綠色設計上容易造成決策的偏差。本研究以聚乳酸(Polylactic acid, PLA)為各個案，探討聚乳酸在不同生命週期階段之碳足跡，並焦點於台灣種植階段。研究結果顯示，將 PLA 玉米原料之種植階段假設為台灣種植情境下，生產每公斤聚乳酸需投入的農藥、肥料使用量及運輸階段，將使 PLA 之碳足跡增加，以 2011 年生產一公斤聚乳酸玉米原料所投入的肥料量，其碳足跡為 1.45kgCO₂-eq，其中農藥、肥料及運輸投入將產生碳足跡分別為 0.789kgCO₂-eq、0.661kg CO₂-eq 及 1.94E-3kgCO₂-eq；其毒性方面仍呈現不同結果。藉由 PLA 種植階段之碳足跡分析，同時對玉米種植階段了解農藥使用之碳足跡與毒性，期能了解 PLA 碳足跡對臺灣所造成之環境衝擊分析，相關結果可供綠色塑膠應用於綠色設計之參考。

關鍵字：生物可分解塑膠，聚乳酸，生命週期評估，碳足跡

一、前言

現今經濟受全球不景氣影響，低價產品的販售蔚為主流產品之一，塑膠除了提供生活輕巧便利且價格低廉及多功能的選擇等，其材料的應用更是現代人不可缺乏的需求。根據歐洲塑膠(Plastics Europe)的資料顯示，2011 年全球塑膠產量達到 2 億 8 千萬噸與 2010 年相比成長了約 4%，其中傳統塑膠即 PP、PE、PVC 等就佔全球總需求量的 70% 左右，預估至 2016 年，全球平均每年塑膠消費量將成長約 4%(Plastics Europe, 2012)。顯示在低廉與普及的需求下，其產業將持續成長。然而，對於氣候變遷與塑膠衍生許多的環境問題日趨嚴重，根據估計，目前每年生產的塑膠約 85% 沒有被妥善回收，80% 的塑膠廢棄物造成全球海洋與環境的威脅(林佳蓓, 2012)。因此在重視經濟與環境保護下，塑膠廢棄物的處理已成為各國所



重視的環保問題。我國環保署在民國 63 年起所訂定的廢棄物清理法、民國 86 年資源回收四合一最後到民國 95 年垃圾強制分類的政策等(賴瑩瑩, 2009), 就是以回收角度及廢棄物資源化, 以減少掩埋場或焚化爐等大型處理廠之興建, 將人們所錯放的資源加以妥善處理與應用, 使垃圾變黃金以達到資源永續利用的目標。

生物可分解性塑膠又被稱為綠色塑膠, 其中以澱粉與聚乳酸為原料的綠色塑膠佔約 80%(曹智苑, 2011) 應用, 本研究以現今應用較廣之聚乳酸(Polylactic acid, PLA)作為案例, 因其物化特性如傳統塑膠般具有熱塑性, 且其原料來源為玉米作物經發酵製造而成, 最終處理經段, 透過微生物可完全自然分解, 因此被許多專家學者認為是有機會逐漸取代傳統塑膠之綠色塑膠, 以達塑膠再利用之生態循環。據生物可分解塑膠市場估計, 聚乳酸塑膠產量預估從 2010 年的 66.4 萬噸成長至 2016 年之 233 萬噸, 其中 2011 年至 2016 年的複合年增長率為 20.24%(Marketsand Markets, 2011)。雖然與傳統塑膠的產量相較仍為較低, 但為了減少環境衝擊及滿足人類的各方面需求, 生物可分解塑膠逐漸取代傳統塑膠主流方面應為確認, 未來若能進一步降低成本及考量完整生命週期評估, 生物可分解塑膠將可普及其應用層面。生物可分解塑膠中 PLA, 其原料來自玉米澱粉, 玉米種植階段, 除了土地需求面, 對於土地肥力及病蟲害防止更是不可少的投入。根據美國 EPA 研究結果顯示, 為使作物更能增加抵禦環境壓力或免於病蟲害, 農作過程常常需要增加藥性的強度, 結果將增加病蟲害的耐藥性, 其結果產生惡性循環而增加藥量投入與環境衝擊的增加, 更甚者影響環境風險和威脅糧食安全(EPA, 2007)。基於此, 本研究焦點聚乳酸原料在種植階段之農藥投入及肥料投入, 並以台灣實際種植的過程資料, 以生命週期評估法及碳足跡探討玉米種植階段之環境衝擊現狀, 相關結果期能提供未來綠色塑膠在台灣的价值分析與環境問題探討有更深入的研究。

二、研究方法

本研究以生命週期評估探討 PLA 個案玉米種植階段之環境衝擊分析, 應用毒性指標及碳足跡兩項環境指標, 以探討其環境衝擊, 其詳述研究方法如下。

2.1 生命週期評估

生命週期評估 (Life Cycle Assessment, LCA) 是以國際標準組織 (International organization for standardization, ISO) 所訂定的一項產品或服務之評估工具, 考量範圍包括自原料階段、生產製造階段、各階段之運輸、使用階段及使用後之棄置等整體生命週期階段之評估, 對於各階段所投入之能、資源耗用及環境污染物排放之盤查推估, 進一步環境衝擊予以量化, 其量化過程包括特徵化、標準化及權重。有關於生命週期評估方法依目標需求而可選擇不同評估模式, 本研究主要基於對毒性方面及碳足跡指標之需求, 而選擇Eco-indicator 99、Impact 2002⁺與碳足跡三種評估方法。

2.1.1 Eco-indicator 99

Eco-indicator 99 是使用了混合型的損害模型, 此方法是在 2000 年主要由荷蘭 PRE⁺的專家小組, 與其他各領域的專家參與。提出了由上而下的方法 (特別是以“損害評估為導向”) (Goedkoop and Spriensma, 2001)。其方法計算的標準值是符合 ISO14042 的標準, 相關生態指標之目的是使產品更往環保方面發展。Eco-indicator 99 方法中, 以損害導向為架構原理, 損害歸類為三大類別, 分別為人類健康(Human Health)、生態品質(Ecosystem Quality)及資源消耗(Resources)等, 其評價系統分為三種子系統, 乃根據考量不同時間、管理層面及衝擊議題等因素, 而分為 Egalitarian perspective、Hierarchist perspective 及 Individualist perspective。(Thompson, 1990; Hofstetter, 1998), 本研究則採用 Eco-indicator 99 (Hierarchist) 之中程尺度子系統, 以進行後續個案探討(如表 1)。



表1 Eco-indicator 99評價子系統之分類原則

	Time perspective	Manageability	Required level of evidence
H(Hierarchist)	Balance between short and long term	Proper policy can avoid many problems	Inclusion based on consensus
I(Individualist)	Short time	Technology can avoid many problems	Only proven effects
E(Egalitarian)	Very long term	Problems can lead to catastrophe	All possible effects

資料來源: Thompson, 1990 ; Hofstetter, 1998

Eco-indicator 99 主要就是針對自然資源(Natural Resources)如礦物及化石燃料、人類健康(Human Health)如致癌物質、輻射及生態品質(Ecosystem Quality)如生態毒性、土地使用等三種性質的環境衝擊項目，依不同的評價標準，計算投入產出用量之特徵化、標準化、權重及損害評估以得到生態指標值；其細項之環境議題包括人類毒性(human toxicity)、呼吸系統影響(respiratory effects)、離子輻射(ionizing radiation)、臭氧層破壞(ozone layer depletion)、光化學氧化(photochemical oxidation)、水生生態毒性(aquatic ecotoxicity)、陸地生態毒性(terrestrial ecotoxicity)、陸地酸化(terrestrial acidification)、水生酸化(aquatic acidification)、水體富營養化(eutrophication)、土地佔用(land occupation)、全球氣候暖化(global warming)、非可再生能源(non-renewable energy)、礦產開採(mineral extraction)等 14 項環境衝擊及 4 種傷害類別如人類健康(human health)、生態品質(ecosystem quality)、氣候變化(climate change)、資源(resources)等來詮釋個案對於環境產生的影響。

2.1.2 生態毒性

在生態毒性方面，本研究採 Impact 2002⁺之方法，評估生態毒性之環境因素。此方法為 2005 年時瑞士 EPFL(École Polytechnique Fédérale de Lausanne) 學院制定，其方法是採自上而下考慮從中間點至損壞面向，比較評估兩個部份，分別為水生和陸地之生態毒性，藉由物種型態及生物利用度的方式，進行生態及人體毒性的評估。而其中在人體毒性的傷害因子上，以計算致癌物質和非致癌物質、評估攝取劑量反應因子及嚴重程度，其中內容中所提之污染物的轉移，針對人類食物上是否將造成影響，其雖無過多的調查資料顯示，但相比農業和畜牧業產生的影響，其內容敘述，仍是略有描述；而此方法中舉例評估空氣品質的項目，是為比較室內及室外的空氣品質排放量，是可以被拿來作比較，其中降雨就是影響空氣品質好壞的比較因子。

在 Impact 2002⁺方法中，人類毒性的生態毒性主要影響的評估基礎是採以平均反應而非保守的假設，其參考的要點有結合如 Eco-indicator 99 及 CML 2002 中包括 LCI 的 14 類環境衝擊議題，其所有中點分數的表示單位最終都將與 4 種傷害評估指標如 human health, ecosystem quality, climate change, and resources 極其相關。而目前 Impact 2002⁺衍伸提供基本特性近 1500 種不同的 LCI 結果的因子，可供參考(Joliet O., et al, 2003)(如圖 1)。



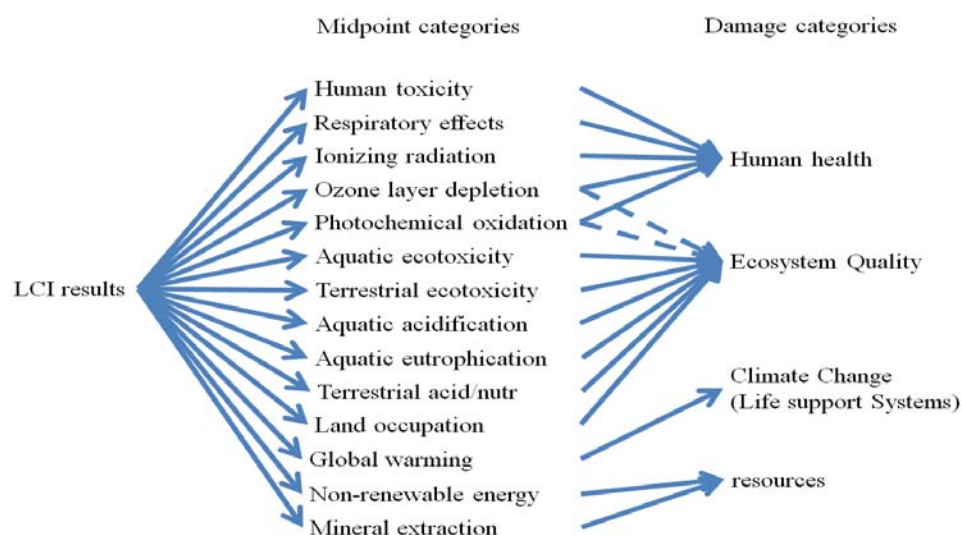


圖1 Impact 2002+連結LCI總體結果之框架

資料來源:Jolliet et al., 2003

2.2 碳足跡

碳足跡(Carbon Footprint)之定義，是為一項活動(Activity)或產品的整個生命週期過程所直接與間接產生的二氧化碳排放量。其計算應用工具包括：仍在制定的國際標準(ISO14067)、PAS2050、台灣碳足跡計算指引等，各國將視其需要自訂其計算標準；在規範系統範疇方面，以如產品類別規則(Product Category Rules, PCR)為產品比較的系統範疇；相關排放係數，可自官方公告或相關碳足跡與生命週期評估軟體及IPCC 2006 推估其溫室氣體排放係數。本研究推估溫室氣體之主要工具，主要根據聯合國政府間氣候變遷委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)訂定之溫室氣體潛勢值(Global warming potential, GWP)，並採用 IPCC 2007 為基準，依照 PAS 2050:2008 標準原則，以 100 年風險係數為評估 GWP 之標準，計算包含「京都議定書」公告六種溫室氣體及蒙特婁議定書下之溫室氣體(如表 2)。

而其計算公式是以個別排放係數 (mi) 與溫室效應潛勢特徵化係數($GWPI$)之乘積總和，如公式 1。

$$GWP = \sum_i(mi \times GWPI) \quad (\text{公式 1})$$

表2 全球暖化潛勢100年係數

名稱	係數	名稱	係數
CO ₂	1	PFC-14	7390
CH ₄	25	HFC-23	14800
N ₂ O	298	SF ₆	22800

資料來源:IPCC，2007

2.3 農藥碳足跡推估

針對農藥與肥料之盤查資料，主要是透過行政院農委會所建置之基礎資料庫而取得，而根據國貿局海關進出口資料顯示，肥料氮磷鉀肥進口比例僅佔 1%以下間，主要供給乃由國內自行生產，因此本研究假設所需投入之肥料量皆為國內自行製造，其碳足跡推估主要是原料階段及製造階段；在農藥方面，其作物所需之藥別項目，國內技術投入較少，大部分由國外原製造商進口至臺灣，因此碳足跡推估，將引用 Simapro7.3.3 及 eco-invent LCAI 2.2 之資料庫係數，經由特徵化、標準化及權重等，推估原料階段、製造階段、運輸階段及使用後之碳足跡，相關推估示意圖如圖 2 所示。



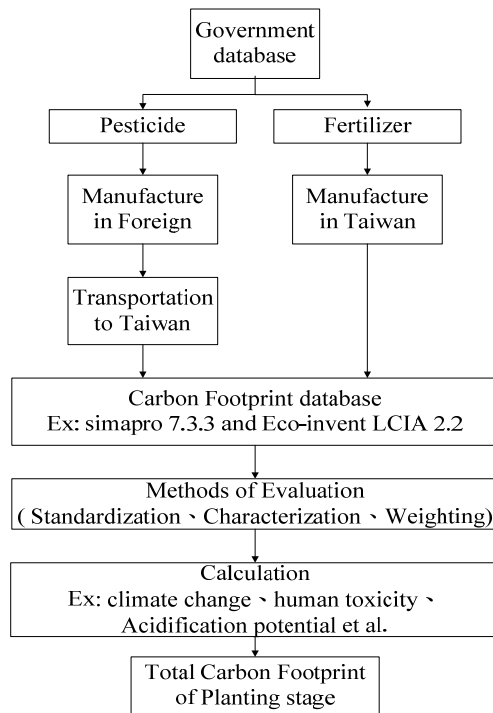


圖 2 農藥及肥料種植階段碳足跡盤查流程

2.4 個案分析-聚乳酸原料種植階段投入產出

2.4.1 目標與範疇界定

本研究之個案 PLA 材料生命週期評估，在種植階段之系統範疇，主要探討玉米原料在台灣生產範疇，其中農藥與肥料的使用方面，農藥大部分由國外進口，運輸至國內使用；肥料則是主要以國內生產為主，因此，原料種植階段之產品生命週期系統範疇如圖 3 所示，並以生產 1 公斤玉米為功能單位。



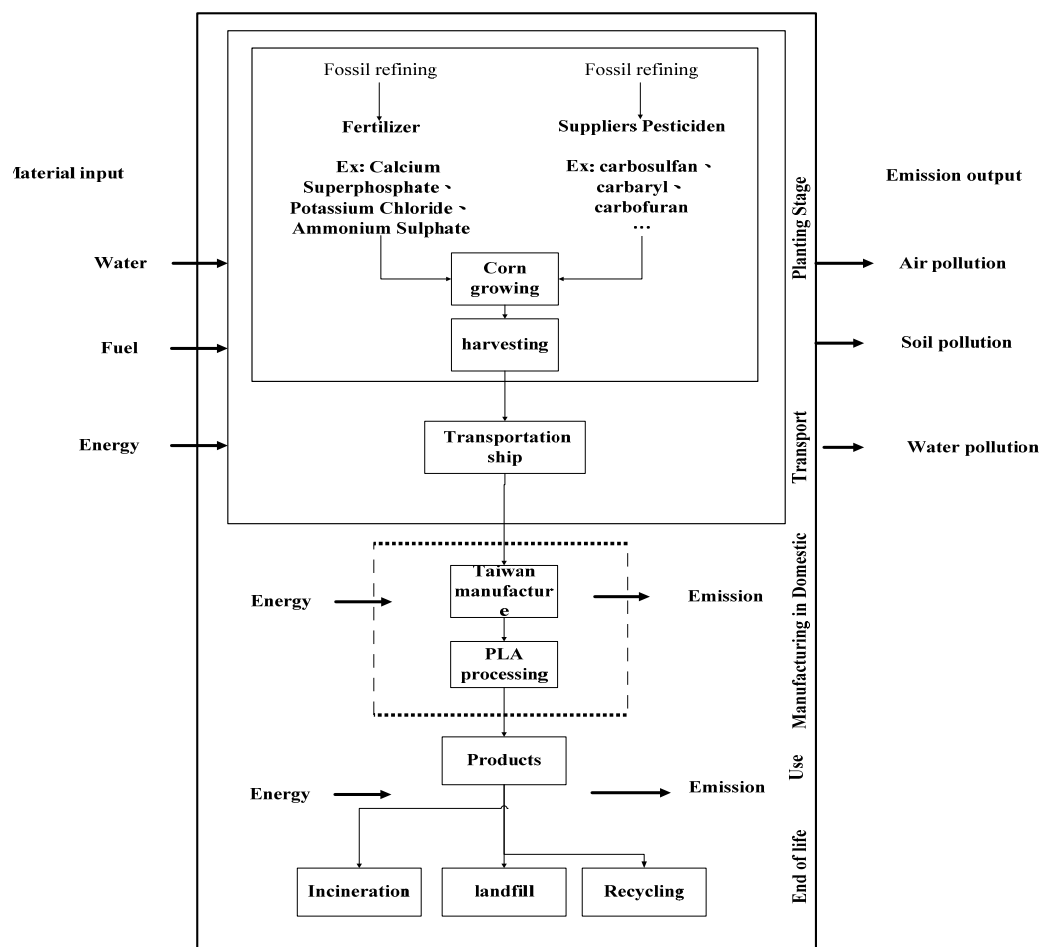


圖 3 個案生命週期系統範疇

2.4.2 資料來源

個案盤查之資料來源以 2011 年為主，包含農藥及肥料使用量，其中農藥資料來源主要為行政院農業委員會動植物防疫檢疫局農藥資訊服務網之政府建置資料清單；而肥料的施用則依據政府提供之建議施用量與收穫量之乘積而得，求取年度總量，並假設玉米作物以一年兩期為估算基準，農藥施用實際施用盤查清單資料取得較為困難，無法實際盤查其真正施用情形，因此根據行政院農業委員會資料採經驗統計值；而運輸距離，分別以 google map 計算陸運出貨廠至出貨港及卸貨港至卸貨廠之距離，海運則以長榮海運所提供之查詢系統，用以計算出貨港與卸貨港之船運距離，根據上述相關資料來源與盤查資料，進一步推估功能單位之使用量。

本研究之基礎資料庫建立，主要為國內之行政院農委會所屬機關包含動植物防疫檢疫局、農業試驗所、農業藥物毒物試驗與聚乳酸 Natural Work 公司，其中 Natural Work 於 2010 年關於聚乳酸(PLA/NG)所進行盤查資料如表 3，其盤查之內容，除了直接排放源，包含製造流程的能源、資源投入與環境污染排放外，還包括間接排放源之外購電力、外包裝製造和廢棄物處理等。生產一公斤聚乳酸需投入 1.73E+00 平方米的土地使用及各種資源投入分別如表 3 所示。

表 3 生產 1 公斤聚乳酸所需原材料

Raw materials	Input in kg
Barytes	7.30E-05
Bauxite	7.00E-06



Sodium chloride (NaCl)	8.17E-02
Chalk (CaCO ₃)	1.02E-01
Clay	2.86E-02
Fe	4.51E-04
Pb	3.00E-06
Limestone (CaCO ₃)	3.51E-02
Sand (SiO ₂)	1.03E-02
Phosphate as P ₂ O ₅	7.45E-03
S (elemental)	7.76E-03
Dolomite	6.00E-06
O ₂	1.80E-04
N ₂	9.15E-03
Air	2.86E-01
Bentonite	6.00E-06
Gravel	2.00E-06
Olivine	4.00E-06
Potassium chloride (KCl)	1.48E-02
S (bonded)	3.30E-02
Biomass (including water)	3.14E-04
Land use (x E-06 m ₂)	1.73E+00

我國農委會提供 2011 年的玉米平均每公頃生產量為 4,351 公斤，而鑒於 NatureWorks 公司生產 1 公斤 PLA 原料需投入約 2.7 公斤的玉米(偉盟公司，2008)，其詳細計算種植一公斤玉米作物時所投入之農藥及化學肥料之用量，考慮國內所需之農藥類別並無生產需自國外進口，因此盤查資料主要分成三大部分。第一部份討論之農藥部分，我國農委會雖對於研發生物農藥技術，如天然素材、微生物製劑及生化製劑等(許嘉伊，2010)，但實際統計上對於生物農藥的使用量極少，主要仍以合成農藥使用為主，因此根據農委會登記有案之農藥種類殺蟎劑(代號 A, Acaricide)28 種、殺菌劑(代號 F, Fungicide)209 種、除草劑(代號 H, Herbicide)91 種、殺蟲劑(代號 I, Insecticide)175 種、除螺劑(代號 M, Molluscide)2 種、殺線蟲劑(代號 N, Nematicide)6 種、植物生長調節劑(代號 P, Plant growth regulator)21 種、殺鼠劑(代號 R, Rodenticide)5 種、混合分類(代號 X, Mixer)2 種，共計核准登記 539 種農藥產品中彙整以玉米種植所需之 25 種合成農藥別來作評估(如表 4)，根據以上資料進行農藥使用量推估。



表4 施用玉米作物農藥一覽表

農藥類別	劑型種類	代碼	每公頃用量	稀釋倍數	防治別
丁基加保扶	粒劑	GR	40 公斤	-	殺蟲劑
加保扶	粒劑	GR	40 公斤	-	殺蟲劑
加保利	粒劑	GR	30 公斤	-	殺蟲劑
陶斯松	粒劑	GR	20 公斤	-	殺蟲劑
芬普尼	粒劑	GR	20 公斤	-	殺蟲劑
撲奪草	可溼性粉劑	WP	4-6 公斤	170-250	除草劑
拔敵草	乳劑	EC	4 公升	200-300	除草劑
莫多草淨	水懸劑	SC	4 公升	250	除草劑
施圖草脫淨	可溼性粉劑	WP	3 公斤	稀釋至 600L	除草劑
錳乃浦	可溼性粉劑	WP	2.5-3 公斤	400	殺菌劑
必汰草脫淨	可溼性粉劑	WP	2.5 公斤	400	除草劑
蘇力菌	可溼性粉劑	WP	1.6-2 公斤	600	殺菌劑
納乃得	溶液	SL	0.9-1.2 公升	1000	殺蟲劑，殺蟎劑
撲滅松	乳劑	EC	1.0 公升	1500	殺蟲劑
護賽寧	溶液	SL	1 公升	800	殺蟲劑
第滅寧	乳劑	EC	0.7 公升	2000	殺蟲劑
依芬寧	可溼性粉劑	WP	0.67 公斤	1500	殺蟲劑
諾伐隆	水分散性乳劑	DC	0.67 公升	1500	殺蟲劑
賜諾特	水懸劑	SC	0.625 公升	1600	殺蟲劑
護汰芬	水懸劑	SC	0.5 公升	2000	殺菌劑
待普克利	乳劑	EC	0.2 公升	5000	植物生長調節劑
乙基克繁草	水分散性粒劑	WG	60 公克	稀釋至 600 公升	除草劑
滅達樂	種子處理液劑	LS	5 公撮/公斤	-	殺菌劑
滅普寧	水懸劑	SC	1 公撮/公斤	-	殺菌劑
達有淨	可溼性粉劑	WP	-	250	除草劑

備註:以“每公頃用量”排序，其相同類別不同劑型此表暫不表述。

資料來源：農委會，農藥作物機制及化學分類檢索，2011

表 5 每公斤玉米之化肥使用量

年度	氮 (公斤)	磷 (公斤)	鉀 (公斤)
2002	6.10E-02	3.27E-02	2.83E-02
2003	6.25E-02	3.35E-02	2.90E-02
2004	6.33E-02	3.39E-02	2.94E-02
2005	6.76E-02	3.62E-02	3.14E-02
2006	6.64E-02	3.56E-02	3.08E-02
2007	7.11E-02	3.81E-02	3.30E-02
2008	6.85E-02	3.67E-02	3.18E-02
2009	6.47E-02	3.46E-02	3.00E-02
2010	6.66E-02	3.57E-02	3.09E-02
2011	6.44E-02	3.45E-02	2.99E-02

資料來源：行政院農委會玉米主題館，2011

第二部份討論之化學肥料，據農委會統計之施用於作物之化肥分別為過磷酸鈣(Calcium superphosphate)、硫酸銨(Ammonium sulphate)、尿素(Urea)、氯化鉀(Potassium chloride)、硝酸銨鈣(Calcium ammonium nitrate)、複合肥料(Combine fertilizers)及其他化學肥料(Others)等七項，但其細項皆不離針對作物的成長所含之氮磷鉀主要三元素，以功能單位生產一公斤玉米將分別投入氮肥 6.44E-02 公斤、磷肥 3.45E-02 公斤及鉀肥 2.99E-02 公斤(如表 5)作計算;第三部份則為上述所說之運輸至國內所需之運輸距離。



三、結果與討論

本研究以由生命週期評估方法探討 PLA 之環境衝擊，進一步探討 PLA 在台灣之供應鏈之碳足跡研究，其中在種植階段之碳足跡，乃根據系統範疇設定，收集相關資料與建立盤查資料，訂定基準年為 2011 年，以碳足跡及 Impact 2002⁺等生命週期評估方法推估玉米種植所投入之農藥及肥料之環境衝擊，相關結果與討論如後。

3.1 玉米種植階段農藥之生命週期評估

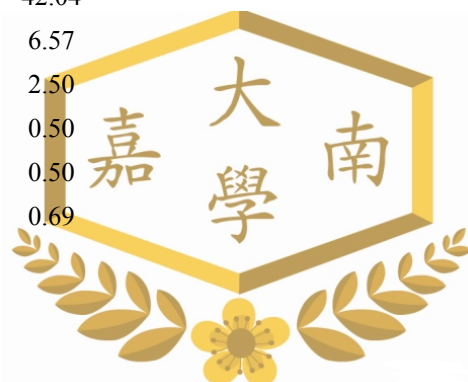
為了推估 PLA 在種植階段之碳足跡，相關盤查資料庫建構，其中農藥相關資料引用行政院農委會於 2011 年栽種之玉米作物登記建檔之農藥別，依據防治、劑型及用量不同，而分為 44 種，基於農藥的使用量，本研究將盤查資料進行資料篩選，此外，根據動植物防疫檢疫局說明差別，因此，本研究基於實際狀況與盤查資料整合之需要，將其 44 項農藥類別縮減至 16 項，根據碳足跡高階分析約可涵蓋 85% 以上，因此其盤查資料之完整性足夠。至於，個別農藥所產生的碳足跡，本研究根據農藥製作供應鏈及化學製作流程，以現有盤查資料庫及供應鏈物質流推估各種農藥之碳足跡，參照台灣地區玉米種植階段農藥使用量，整合個別農藥之碳足跡係數，計算出之碳足跡排放量(如表 6)，進一步考量台灣地區玉米種植面積，推估出在 2011 年種植一公斤的聚乳酸玉米原料，其投入之碳足跡約需投入 0.789 kg CO₂-eq，其對於環境衝擊是不容忽視。而其中個別農藥之對於碳足跡影響較大，皆以殺蟲劑為主，分別為陶斯松 0.331kg CO₂-eq，碳足跡比例為 41.95%；丁基加保扶 0.179 kg CO₂-eq，碳足跡比例為 22.69%；及加保扶 0.110kg CO₂-eq，碳足跡比例為 13.94%，顯示 PLA 玉米種植階段以陶斯松殺蟲劑之農藥別碳足跡為最大(如表 7)。

表 6 農藥之二氧化碳當量與生態毒性

中文名稱	英文名稱	化學式	分子量	kg CO ₂ -eq	玉米之農藥碳足跡 kg CO ₂ -eq
丁基加保扶	CARBOSULFAN	C ₂₀ H ₃₂ N ₂ O ₃ S	380.5	16.50	0.18
加保利	CARBARYL	C ₁₂ H ₁₁ NO ₂	201.23	7.68	0.11
加保扶	CARBOFURAN	C ₁₂ H ₁₅ NO ₃	221.25	10.10	0.06
陶斯松	CHLORPYRIFOS	C ₉ H ₁₁ C ₁₃ N ₃ O ₃ PS	350.6	61.00	0.33
芬普尼	FIPRONIL	C ₁₂ H ₄ C ₁₂ F ₆ N ₄ OS	437.2	9.53	0.05
莫多草淨	Metolachlor	C ₁₅ H ₂₂ CLNO ₂	283.8	18.20	0.02
錳乃浦	MANEB	C ₄ H ₆ MnN ₂ S ₄	265.3	5.27	0.00
蘇力菌	BACILLUS THURINGIENSIS	-	-	0.00	0.00

表 7 農藥施用之碳足跡總量

農藥類別	農藥施用量 (公斤)	農藥施用碳足跡排放當量 (kg CO ₂ -eq)	百分比(%)
丁基加保扶	40.00	1.79E-01	22.69
加保扶	40.00	1.10E-01	13.94
加保利	30.00	6.26E-02	7.94
陶斯松	20.00	3.31E-01	42.04
芬普尼	20.00	5.18E-02	6.57
莫多草淨	4.00	1.97E-02	2.50
錳乃浦	2.75	3.94E-03	0.50
錳乃浦	2.75	3.94E-03	0.50
加保利	2.60	5.42E-03	0.69



蘇力菌	1.80	0.00E+00	0.00
加保利	1.50	3.13E-03	0.40
加保利	1.50	3.13E-03	0.40
加保扶	1.35	3.71E-03	0.47
加保扶	1.35	3.71E-03	0.47
加保扶	1.30	3.57E-03	0.45
加保扶	1.30	3.57E-03	0.45

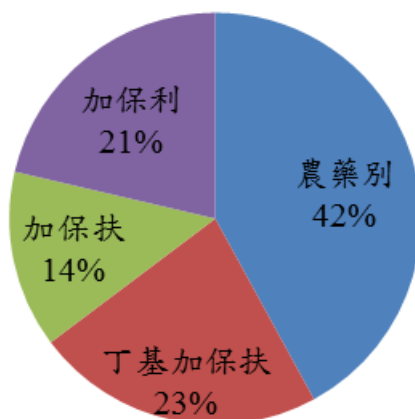


圖 4 玉米種植階段農藥施用量比例

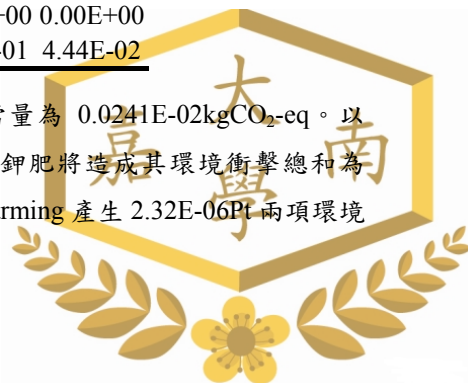
3.2 玉米種植階段化學肥料之生命週期評估

玉米種植階段之化學肥料使用量，其 2011 年肥料使用量，藉由 simapro7.3.3 工具計算出，每公斤玉米種植肥料投入之總碳足跡為 0.661kgCO₂-eq，其分別以氮肥使用量 6.44E-02Kg 之碳足跡為 0.546 kgCO₂-eq 最大，佔有 82%，其次為磷肥使用量 3.45E-02Kg，碳足跡 0.0912 佔有 13%，及最小為鉀肥使用量 2.99E-02kg。在細部 Eco-indicator 99 特徵化(如表 8)與毒性方面，分別是：

表 8 玉米種植化學肥料之 Eco-indicator 99 特徵化結果

衝擊項目	單位	氮	磷	鉀
Carcinogens	DALY	1.69E-11	7.67E-12	2.14E-12
Resp. organics	DALY	5.35E-11	5.75E-11	7.02E-12
Resp. inorganics	DALY	1.77E-07	1.23E-07	7.79E-09
Climate change	DALY	1.31E-07	1.91E-08	5.03E-09
Radiation	DALY	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Ozone layer	DALY	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Ecotoxicity	PAF*m ² yr	1.69E-07	1.48E-07	2.44E-08
Acidification/Eutrophication	PDF*m ² yr	1.33E-02	4.77E-03	2.49E-04
Land use	PDF*m ² yr	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Minerals	MJ surplus	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Fossil fuels	MJ surplus	4.10E-01	1.59E-01	4.44E-02

鉀肥以一公斤玉米種植需投入 2.99E-02 公斤計算，其二氧化碳當量為 0.0241E-02kgCO₂-eq。以 Impact2002⁺指標中之單一得點所計算出其生產一公斤的玉米所投入之鉀肥將造成其環境衝擊總和為 5.92E-06 Pt，而其中以 Non-renewable energy 產生 2.47E-06Pt 及 Global warming 產生 2.32E-06Pt 兩項環境



議題較為嚴重，如以損害評估結果表示之 Global warming 將造成 $2.30\text{E-}02 \text{ kgCO}_2\text{-eq}$ 的環境衝擊；而以 Eco-indicator 99 特徵化來看，將特別著重於 Fossil fuels 產生 $4.44\text{E-}02 \text{ MJ surplus}$ 及產生 Acidification/Eutrophication $2.49\text{E-}04 \text{ PDF}\cdot\text{m}^2\text{yr}$ 。

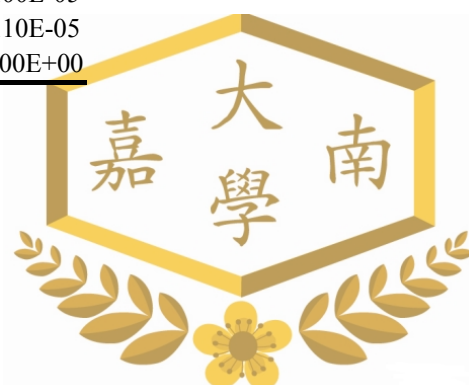
在磷肥的施用，以一公斤玉米種植需投入 $3.45\text{E-}02$ 公斤計算，其二氧化碳當量為 $9.12\text{E-}02\text{kg CO}_2\text{-eq}$ ；以 Impact2002⁺指標中之單一得點所計算出其生產一公斤的玉米所投入之磷肥將造成其環境衝擊總和為 $3.50\text{E-}05\text{Pt}$ ，其中以 Respiratory inorganics 產生 $1.68\text{E-}05\text{Pt}$ 及 Global warming 產生 $8.90\text{E-}06\text{Pt}$ 兩項環境議題較為嚴重，如以損害評估結果表示之 Global warming 將造成 $8.82\text{E-}02 \text{ kgCO}_2\text{-eq}$ 的環境衝擊；而以 Eco-indicator 99 特徵化來看，將特別著重於 Fossil fuels 產生 $1.59\text{E-}01 \text{ MJ surplus}$ 及產生 Acidification/Eutrophication $4.77\text{E-}03 \text{ PDF}\cdot\text{m}^2\text{yr}$ 。

在氮肥的施用，以一公斤玉米種植需投入 $6.44\text{E-}02$ 公斤計算，其二氧化碳當量為 $5.46\text{E-}01\text{kg CO}_2\text{-eq}$ ；以 Impact2002⁺指標中之單一得點所計算出其生產一公斤的玉米所投入之氮肥將造成其環境衝擊總和為 $8.73\text{E-}05\text{Pt}$ ，其中以 Respiratory inorganics 產生 $2.50\text{E-}05\text{Pt}$ 及 $4.00\text{E-}05\text{Pt}$ 兩項環境議題較為嚴重，如以損害評估結果表示之 Global warming 將造成 $3.96\text{E-}01 \text{ kgCO}_2\text{-eq}$ ；而以 Eco-indicator 99 特徵化來看，將特別著重於 Fossil fuels 產生 $4.10\text{E-}01 \text{ MJ surplus}$ 及產生 Acidification/Eutrophication $1.33\text{E-}02\text{PDF}\cdot\text{m}^2\text{yr}$ 。

在農藥之整體生命週期評估結果，其總體而言，針對 Impact 2002⁺評價指標，標準化、損害評估、權重及單一得點之單一得點(如表 9)及以致癌性(Carcinogens)、非致癌性(Non-carcinogens)、呼吸無機物(Respiratory inorganics)、游離輻射(Ionizing radiation)、臭氧層(Ozone layer depletion)、水/陸生生態毒性(Aquatic/ Terrestrial ecotoxicity)、優養化(Acidification/Eutrophication)等 15 項環境衝擊項目(如表 10)，可看出生產玉米所投入之肥料輔助藥劑對於 Global Warming 此項的環境衝擊皆是有所影響，而所探究之投入量與環境衝擊之差異原因，主要是氮肥對於植物的葉和莖的生長是不可或缺；而鉀肥則為促使澱粉和糖類的形成，增強對病蟲害的抵抗力等功能，因此基於成本考量，鉀肥一般施用量較小，因此環境衝擊與碳足跡也相對較小。

表 9 玉米肥料施用之單一得點比較

物質	單位	鉀	磷	氮
Carcinogens	Pt	6.35E-09	1.45E-08	5.99E-08
Non-carcinogens	Pt	3.16E-08	6.88E-08	3.09E-07
Respiratory inorganics	Pt	1.08E-06	1.68E-05	2.50E-05
Ionizing radiation	Pt	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Ozone layer depletion	Pt	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Respiratory organics	Pt	9.89E-10	8.11E-09	7.54E-09
Aquatic ecotoxicity	Pt	3.45E-15	3.53E-14	6.04E-12
Terrestrial ecotoxicity	Pt	8.18E-13	8.88E-12	2.39E-09
Terrestrial acid/nutri	Pt	1.81E-08	3.48E-07	9.66E-07
Land occupation	Pt	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Aquatic acidification	Pt	-	-	-
Aquatic eutrophication	Pt	-	-	-
Global warming	Pt	2.32E-06	8.90E-06	4.00E-05
Non-renewable energy	Pt	2.47E-06	8.86E-06	2.10E-05
Mineral extraction	Pt	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00



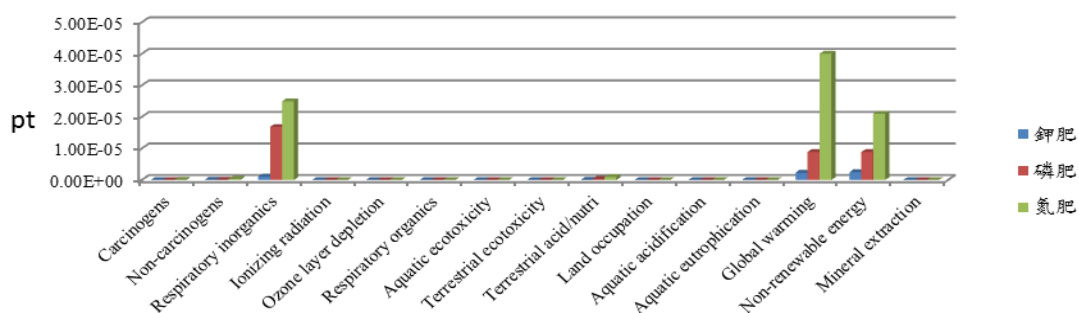


圖 5 玉米種植肥料投入之單一得點比較

表 10 玉米肥料施用之損害評估比較

物質	單位	鉀	磷	氮
Carcinogens	DALY	4.50E-11	1.03E-10	4.25E-10
Non-carcinogens	DALY	2.24E-10	4.88E-10	2.19E-09
Respiratory inorganics	DALY	7.63E-09	1.19E-07	1.77E-07
Ionizing radiation	DALY	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Ozone layer depletion	DALY	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Respiratory organics	DALY	7.02E-12	5.75E-11	5.35E-11
Aquatic ecotoxicity	PDF*m ² *yr	4.73E-11	4.83E-10	8.27E-08
Terrestrial ecotoxicity	PDF*m ² *yr	1.12E-08	1.22E-07	3.27E-05
Terrestrial acid/nutri	PDF*m ² *yr	2.48E-04	4.76E-03	1.32E-02
Land occupation	PDF*m ² *yr	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Aquatic acidification		-	-	-
Aquatic eutrophication		-	-	-
Global warming	kg CO ₂ -eq	2.30E-02	8.82E-02	3.96E-01
Non-renewable energy	MJ primary	3.75E-01	1.35E+00	3.19E+00

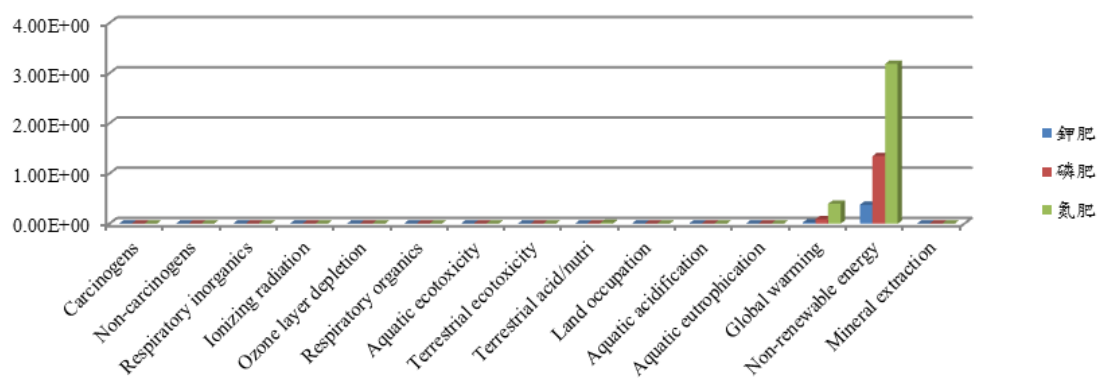


圖 6 玉米種植肥料投入之損壞評比



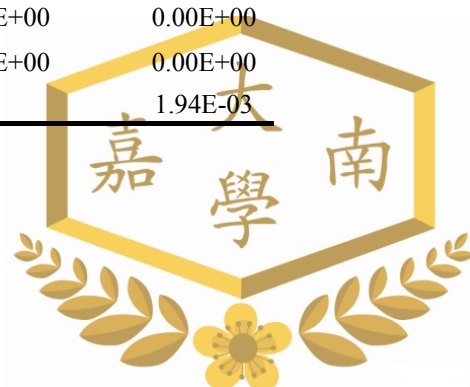
3.3 運輸之碳足跡

對於玉米種植每公斤之碳足跡推估，針對本研究著重之國內種植所需之農藥投入，其來源主要是國外進口，因而運輸距離將增加產品之碳足跡，根據陸運及海運之距離計算其運輸之總排碳量為 $1.94\text{E-}3\text{ kg CO}_2\text{-eq}$ (如表 11)，其中以陶斯松及芬普尼兩項殺蟲劑之運輸產生的碳排量較多，其值分別為 $6.27\text{E-}4\text{ kg CO}_2\text{-eq}$ 及 $6.59\text{E-}4\text{ kg CO}_2\text{-eq}$ ，此兩項農藥主要來自印度進口，且出貨廠也與當地最近之港口有段距離，且海運距離相較於其他農藥之運輸距離較長。至於若需要減少碳足跡，則進口商應可選擇較近距離國家或由本國自行製造，將可有效降低碳足跡的數值。

表 11 運輸距離之總足跡

農藥類別	出貨廠與當地港口碳足跡 (kg CO ₂ -eq)	港與港碳足跡 (kg CO ₂ -eq)	卸貨港對卸貨廠碳足跡 (kg CO ₂ -eq)	總碳足跡 (kg CO ₂ -eq)
丁基加保扶	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
加保扶	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
加保利	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
陶斯松	1.47E-04	4.56E-04	2.38E-05	6.27E-04
芬普尼	1.54E-04	4.40E-04	6.45E-05	6.59E-04
莫多草淨	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
錳乃浦	8.08E-06	1.47E-04	4.92E-06	1.60E-04
錳乃浦	8.08E-06	1.47E-04	4.92E-06	1.60E-04
加保利	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
蘇力菌	1.41E-05	5.71E-05	1.96E-06	7.31E-05
加保利	4.41E-06	8.02E-05	2.68E-06	8.73E-05
加保利	4.41E-06	8.02E-05	2.68E-06	8.73E-05
加保扶	6.39E-07	1.34E-05	1.48E-06	1.55E-05
加保扶	3.64E-06	1.01E-05	1.61E-06	1.54E-05
加保扶	7.99E-06	2.98E-05	1.55E-06	3.93E-05
加保扶	1.83E-07	1.36E-05	1.40E-06	1.52E-05
加保扶	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
加保扶	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
納乃得	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
撲滅松	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
蘇力菌	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
第滅寧	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
第滅寧	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
第滅寧	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
依芬寧	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
諾伐隆	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
賜諾特	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
護汰芬	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
總碳足跡當量				1.94E-03

四、結論與建議



本研究以生命週期評估方法，研究聚乳酸原料-玉米種植階段需投入之農藥與肥料，以臺灣為最終處理計算其生命週期評估，研究結果針對玉米一年於春秋兩期作所需投入輔助藥品之碳足跡、生態毒性及個案階段環境衝擊之比較，其結論與建議如下。

1. 種植一公斤玉米所需投入之農藥、肥料與運輸階段之碳足跡排放計算結果顯示，農藥產生之碳足跡總量為 0.789kg CO₂-eq，主要是以殺蟲劑對於碳足跡的衝擊最大；肥料產生之之碳足跡總量為 6.61E-01kg CO₂-eq 以氮肥投入所產生之衝擊較大；運輸階段之農藥進口產生之碳足跡總量為 1.94E-03kg CO₂-eq 以進口殺蟲劑型的廠商造成碳足跡排放量為最多。
2. 農藥、肥料及運輸投入碳足跡，生產一公斤玉米其搖籃至大門階段之碳足跡總量為 1.45 kg CO₂-eq，而生產一公斤聚乳酸需投入 2.7 公斤之玉米原料，以此推估生產一公斤聚乳酸在台灣種植階段之碳足跡總排放量為 3.92kg CO₂-eq，以此推估結果，並不包含肥料及農藥裝填時所需之包材，因此對此碳足跡推估，未來仍需增加包材相關的碳足跡投入。
3. 對於種植階段之生命週期評估中，對於碳足跡推估仍有許多不確定，包括農藥使用後之溫室氣體排放、農藥製造過程由於相關盤查資料不足，雖然結合理論與盤查資料庫以降低碳足跡推估之不確定，但部分農藥不確定性可能仍高，可進一步收集更完整資料進行推估。
4. 透過本個案探討之初步結果，藉由 PLA 種植階段之碳足跡分析，同時對玉米種植進一步了解農藥使用所產生的碳足跡與毒性，期望能供未來碳足跡盤查工作參考。
5. 玉米作物種植過程需投入之廢料及農藥等產品，是以生命週期方法去探討聚乳酸於上游階段將被輕忽的問題點，而透過本個案之結果，將進一步推估玉米原料加工製造為聚乳酸後之整體碳足跡完整性。

五、參考文獻

1. Álvarez-Chávez C.R., Edwards S., Moure-Eraso R., Geiser K. (2012) Sustainability of bio-based plastics: general comparative analysis and recommendations for improvement, *Journal of Cleaner Production*, 23, 47-56.
2. Aoe, T., (2007), Eco-efficiency and ecodesign in electrical and electronic products, *Journal of Cleaner Production* 15 1406-1414.
3. British Standard Institution (2008), PAS 2050:2008, 2008.
4. Cerdan, C., Gazulla, C., Raugei, M., Martinez, E., Pere, F.P., (2009), Proposal for new quantitative eco-design indicators: a first case study, *Journal of Cleaner Production* 17, 1638-1643.
5. Chandra, R., Rustgi, R., (1998), Biodegradable Polymers, 1998 Elsevier Science Vol. 23, 1273-1335.
6. Chien Y.C., Liang C., Yang S.H. (2011) Exploratory study on the pyrolysis and PAH emissions of polylactic acid, *Atmospheric Environment*, 45, 123-127.
7. Coon, R. E., Kolstad, J. J., Borzelleca, J. F., Dixler, D. S., Filer Jr, L. J., LaDu, Jr, B. N., Pariza, M. W., (1990), Safety Assessment of Polylactide (PLA) for Use as a Food-contact Polymer, *Fd Chem. Toxic.* Vol. 33, No. 4, 273-283.
8. Eco-profiles, Plastics Europe, 2012. <http://www.plasticseurope.org/plastics-sustainability/eco-profiles.aspx>
9. Elcock, D., (2007), Life-Cycle Thinking for the Oil and Gas Exploration and Production Industry, Argonne National Laboratory Report ANL.
10. EPA, 2007a. Planting. Ag 101. <http://www.epa.gov/oecaagct/ag101/cropplanting.html> (accessed 31.08.11).



11. European bioplastics, (2010), <http://en.european-bioplastics.org/>.
12. Flieger, M., Kantorová, M., Prell, A., Řezanka, T., Votruba, J., (2003), Biodegradable Plastics from Renewable Sources, *Folia Microbiol.*48(1), 27-44.
13. Gironi, F., Piemonte, V., (2010), Life Cycle Assessment of Polyactic Acid And Polyethylene Terephthalate Bottles for Drinking Water, *Environmental Progress&Sustainable Energy*.
14. Goedkoop, M., Effting, S., Collignon, M., (2000) The Eco-indicator 99 Manual for Designers. PRéConsultants.
15. Gupta, B., Revagade, N., Hilborn, J., (2007), Poly(lactic acid) fiber: An overview., *Prog. Polym. Sci* 32, 455-482.
16. IFEU, (2006), Life Cycle Assessment of POLYLACTIDE (PLA), Institut für Energieund Umweltforschung, Heidelberg GmbH.
17. IFEU, (2009), Life Cycle Assessment of food packaging made of Ingeo™ biopolymer and (r)PET, Institut für Energieund Umweltforschung, Heidelberg GmbH.
18. IPCC, (2006), Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5.
19. IPCC, (2007), Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
20. James, K., Grant, T., (2005) LCA of Degradable Plastic Bags, Centre for Design at RMIT University, Melbourne.
21. Japan BioPlastics Association(2010) , <http://www.jbpaweb.net/english/english.htm> .
22. Joliet O., Margni M., Charles R., Humbert S., Payet J., Rebitzer G., Rosenbaum R., 2003, IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology, A New Life Cycle Impact Assessment Methodology, *Int J LCA* 8 324 – 330.
23. Kale, G., Auras, R., Singh, S. P., Narayan, R., (2007), Biodegradability of polylactide bottles in real and simulated composting condition, *Polymer Testing* 1049-1061.
24. Khardenavis, A. A., Kumar, M. S., Mudliar, S. N., Chakrabarti, T., (2007), Biotechnological conversion of agro-industrial wastewaters into biodegradable plastic, poly β -hydroxybutyrate., *Bioresource Technology* 98 , 3579–3584.
25. Lunt, J., (1997), Large-scale production, properties and commercial applications of polylactic acid polymers. *Polymer Degradation and Stability* 59, 145–152.
26. Madival, S., Auras, R., Singh, S. P., Ramani Narayan, R., (2009), Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology, *Journal of Cleaner Production* 17 ,1183–1194.
27. Mark, G., Suzanne, E., Marcel, C., (2000), The Eco-indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Manual for Designers, PRé Consultants B.V. 17.
28. Mark, G., Marjolein, D., Marcel, C., (1996), The Eco-indicator 95, Weighting method for environmental effects that damage ecosystems or human health on a European scale. Contains 100 indicators for important materials and processes. Updated version, November.
29. Marketsand Markets, May 1, 2011, Biodegradable Plastics Market: by Types (Starch, PLA, PHA, PCL, and PBS), Applications, Regulations, Prices, Trends & Forecast (2011 - 2016), 361 Pages.



30. Nampoothiri, K. M., Nair, N. R., John, R. P., (2010), An overview of recent developments in polylactide (PLA) research, *Bioresource Technology* 101, 8493-8501.
31. Nolan-ITU., (2002), Environment Australia Biodegradable Plastics –Developments and Environmental Impacts, Prepared in association with ExcelPlas Australia.
32. OVAM, (2006), Comparative LCA of 4 types of drinking cups used at events.
33. PET Resin Association., (2007), LCI Summary for PLA and PET 12-ounce water bottles, Franklin Associates.
34. Plastics Europe (2010) · <http://lca.plasticseurope.org/index.htm>.
35. Rahman, W.A.WA., Sin, L.T., Rahmat, A.R., Samad, A.A., (2010), Thermal behaviour and interactions of cassava starch filled with glycerol plasticized polyvinyl alcohol blends, *Carbohydrate Polymers* 81 (2010) 805–810.
36. Razza, F., Fieschi, M., Innocenti, F. D., Bastioli, C., (2009), Compostable cutlery and waste management: An LCA approach, *Waste Management* 29 , 1424–1433.
37. Sarnacke, P., Wildes, S., (2008), Disposable Bioplastics Consumer disposables Agricultural films, United Soybean Board.
38. Saxena, K. S., (2004), Polyvinyl Alcohol (PVA) Chemical and Technical Assessment (CTA), Chemical and Technical Assessment, 61st JECFA.
39. Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S., (2008), Biological degradation of plastics: A comprehensive review, *Biotechnology Advances* 26, 246-265.
40. Shen.L., Haufe.J., Patel.M.K., (2009), Product overview and market projection of emerging bio-based plastics, Utrecht , The Netherlands.
41. Siracusa, V., Rocculi, P., Romani, S., Rosa, M. D., (2008), Biodegradable polymers for food packaging :a review, *Trends in Food Science & Technology* 19, 634-643.
42. The ACC Plastics Division., (2008), LCI Summary for half-gallon milk containers, Franklin Associates.
43. Thompson M., Ellis R., Wildavsky A.; *Cultural Theory*, Westview Print Boulder 1990.
44. Vink .Erwin .T.H., Glassner David. A., Kolstad Jeffey, J., Wooley Robert, J. and O'Connor Ryan, P., (2007), The eco-profiles for current and near-future Nature Works Polylactide(PLA) production , *Industrial Biotechnology*.
45. Vink .Erwin .T.H., Ra'bago.Karl .R., Glassner.David. A., Gruber.Patrick.R., (2003), Applications of life cycle assessment to NatureWorks™ polylactide (PLA) production, *Polymer Degradation and Stability* 80 403–419.
46. VinkErwin T.H., Davies S., Kolstad J.J., The eco-profile for current ingeopolylactide production, *industrial biotechnology*. Vol 6, No4., pages. 212-224, August 2010.,nature work LLC.
47. WBCSD, (2006), Eco-efficiency learning module, Business Role/CSR
48. World steel association, CO₂ emissions data collection user guide, version 6, 2008. <http://www.worldsteel.org/steel-by-topic/climate-change/data-collection.html>
49. 中華民國環保生物可分解材料協會(2010) , <http://www.ebpa.org.tw/page-2-4.htm>。
50. 行政院農業委員會，農藥作物機制及化學分類檢索，2011。



51. 行政院環保署-台灣碳足跡資訊網(2010)，<http://cfp.epa.gov.tw/carbon/defaultPage.aspx>。
52. 林佳蓓(2012)，海洋恢復聯盟之塑膠揭露專案PDP(下)，綠色環保報第65期，2012.06.01，財團法人塑膠工業技術發展中心。
53. 長榮海運(2011)，<http://www.searates.com/cn/reference/portdistance/>。
54. 姚元婕、吳易凡(2006)，分解性塑膠產業與技術發展趨勢，經濟部技術處產業技術知識服務(IT IS)計畫，2006.12。
55. 偉盟工業股份有限公司(2008)，聚乳酸(PLA)市場脈動與契機。
<http://www.weimon.com.tw/page.php?PageID=65&Method=Detail&ID=8>
56. 張茂祥(2010)，以生命週期評估探討生物可分解塑膠個案應用之環境效益—以聚乳酸為例，碩士論文，嘉南藥理科技大學環境工程與科學系。
57. 曹智苑(2011)，2013年全球生物可分解材料年成長率將突破37%，生技與醫療器材報導月刊，2月號。<http://www.101975.tw/tab/435/id/8318/>。
58. 陳志成、王雲平、王金煌(2008)，生物可分解塑膠的世界市場展望，化工：中國化學工程學會會刊，臺灣化學工程學會會刊，11~15。
59. 陳慶、劉宏(2010)，三大生物降解塑膠未來五年市場需求預測，塑料工業，第38卷第2期，中國。
60. 楊英賢(2008)，生命週期與不確定分析應用於火力電廠與燃料選擇，博士論文，成功大學環境工程學系。
61. 楊斌，(2010)，PLA聚乳酸環保塑膠，五南。
62. 經濟部工業局(2001)，ISO14000系列生命週期評估技術與應用手冊。
63. 經濟部工業局(2001)，生態效益主導21世紀經濟理念。
64. 經濟部工業統計處(2009)，工業生產統計年報。
65. 經濟部標準檢驗局(2005)，國家標準CNS14661，[可堆肥化塑膠]。
66. 蕭志強譯，日本生物可分解研究會，(2006)，圖解生物可分解塑膠，世茂。
67. 羅秋雄、張金城(2003)，作物施肥手冊，5卷，行政院農委會桃園區農業改良場。

