台灣工業部門二氧化碳之排放減量成本：環境方向性距離函數之應用*

郭振雄**、陳香梅***、羅光達****

摘 要

過去有關溫室氣體減量成本之學術文獻，大都是採用可計算一般均衡模型去評估特定減量目標下所需付出的總體經濟成本，不過在計算過程中常因參數設定不同而有不同的估計結果。如果我們從生態效率的觀點來看，若廠商在減少能源使用與二氧化碳排放之際，又能夠增加意欲產出，則是經濟成長與環境保護的雙贏局面。因此，不同於過去文獻，本文嘗試以環境方向性距離函數，利用 2005-2010 年我國工業部門 14 個產業中，365 家上市櫃、興櫃和公開發行公司的資料，探討各個產業的生態效率水準並估算管制 CO_2 排放量所產生之平均減量成本。根據本文的研究結果，政府若使用強制的政策工具以限制產業 CO_2 的排放，或廠商對自己的生產活動進行自願環境管理，那麼生態效率的水準則會較高。此外，透過環境方向性距離函數所衡量的生態效率結果來看，從強可棄置性的無管制技術到弱可棄置性的有管制技術，水泥及水泥製品業都是較無生態效率的

---

* 作者感謝編輯委員與兩位匿名評審的指正與建議。本文同時亦得到國科會的研究補助 (NSC101-B-101037)，在此一併致謝。

** 國立臺北大學會計學系教授。

*** 國立政治大學財政學系副教授，本文通訊作者。電話：(02)29387636，Email: cmchen3@nccu.edu.tw。

**** 國立政治大學財政學系副教授。

DOI：10.3966/054696002014060095005

產業；也就是說，水泥業本身是個高污染的產業，縱使管制其 CO_2 的排放量，生態效率的改善亦是有限。因此，雖然關閉國內生產線而外移境外是一選擇，但因碳漏損風險的可能以及對產業的影響層面過大，因此尋求新技術的提升或許是目前較務實的作法。最後，雖然賦予廠商減排責任的確可以提升生態效率水準，但廠商因而造成意欲產出的減少或其面對的機會成本是否過高，亦是一個不可忽視的問題。

關鍵詞：污染減量成本、生態效率、方向性距離函數、資料包絡分析法
JEL 分類代號：Q54, Q56

台灣工業部門二氧化碳之排放減量成本：環境方向性距離函數之應用

郭振雄、陳香梅、羅光達

壹、前言

爲了配合哥本哈根協議 (Copenhagen Accord)[1]中要求非附件一國家建構溫室氣體之「國家適當減排行動 (National Appropriate Mitigation Actions, NAMAs)」，行政院於 2011 年 4 月 8 日通過「國家節能減碳總計畫」[2]，將全國 CO_2 排放減量的目標，設定於在 2020 年時回到 2005 年的排放水準，而在 2025 年時則要回到 2000 年的排放水準。爲了達成上述的減量目標，我國政府提出了減碳四大法，包括了「再生能源發展條例」、「能源管理法」、「溫室氣體減量法」以及「能源稅條例」，而這些環境政策無疑是對廠商的二氧化碳排放進行了管制，使得廠商未來勢必要面臨 CO_2 的污染減排。除了來自政府強制的減量要求外，由於環保意識的逐漸抬頭，廠商基於社會責任或迫於社會壓力亦可能自

[1] 2009 年 12 月在丹麥首都哥本哈根召開的第 15 次聯合國氣候變化締約國大會中，訂定了一份新的哥本哈根議定書，用以代替 2012 年到期的京都議定書。京都議定書主要管制並要求 38 個工業化國家及歐盟應於 2008 至 2012 年間將該國溫室氣體排放降至 1990 年排放水準。而哥本哈根議定書之目的，則是商討京都議定書一期承諾到期後的後續方案。

[2] 2010 年 5 月行政院核定之國家節能減碳總計畫，主要訂定國家節能減碳總目標，加速落實各部門節能減碳策略措施並實踐分年目標，藉由政策全面引導低碳經濟發展，並形塑節能減碳社會。

行進行減量計劃。但無論是來自政府的管制要求或是廠商的自願性減排，如果政府相關單位能夠事前充分掌握各廠商的減量成本，不但有助於瞭解各廠商在減量過程中所付出之代價，更是政府制定環境政策與減量策略及公平合理分攤減量責任所不可或缺的資訊。

然而，減量成本的衡量依其範疇不同而有計畫、技術、部門、總體經濟及地理區域等不同層級的成本推估[3]。大致上說來，計畫層級係指推估個別獨立的減量計畫所產生的成本；技術層級係指衡量使用某一特定減量技術（通常會應用於不同計畫或不同部門上）所產生的成本效應；部門層級則假設總體經濟變數及其他部門不變的情況下，估計減量政策在能源、農業、林業、工業及運輸部門等之個別效應；而總體經濟層級則是探討減量政策對所有部門及所有市場的成本衝擊。一般技術或計畫層級所估計的減量成本大多屬資本成本、維護成本、燃料成本等類型的直接成本；而至於部門或國家層級所估計的減量成本則因探討面向與研究方法的不同，有的是以直接成本（如 McKinsey and Company, 2009, 2010），或是以機會成本 (Färe et al., 2007; Oggioni et al., 2011；林俊成與柳婉郁，2010) 及總體經濟成本來衡量。

目前國內外學術文獻多以總體經濟成本來詮釋溫室氣體減量之成本。研究方法則採用可計算一般均衡 (computable general equilibrium, CGE) 之分析方法，尤其是多國動態的總體經濟政策模型。雖然這些可計算一般均衡分析法所進行之溫室氣體的減量成本評估，在評估各種減量政策的應用係較廣泛且具彈性；惟許多有關技術層面的變數與參數仍需外生設定，部門分類也較爲粗糙，而且較難針對各國的排放部門做比較深入的評估。換言之， CGE 模型所求得之減量成本其實等於以一國爲單位之總體經濟成本；因此，此一分析方法無法掌握各廠商的減量成本也未能瞭解各廠商在減量過程中所付出之代價；更無法兼顧廠商在面臨追求最大產值之際，又要顧及 CO_2 排放減少的生態目標。

[3] 詳細的成本定義可參考 Halsnæs et al. (2007)。

近年來，環境方向性距離產出函數 (environmental directional distance output function) 的應用愈來愈受到學者的重視。傳統生產理論在衡量生產成本時，大多僅是考慮好產出 (good output) 的生產，但是環境方向性距離函數的聯合生產 (jointly produced) 模型在衡量生產成本時[4]，則更考慮了有壞產出 (bad output) 的可能性。其基本的理論基礎在於生產好產出（如紙或電力）的同時，通常會伴隨著生產出不好的副產品（如懸浮固體、二氧化硫、廢水、廢料、甚至放射性物質等等）。聯合生產意謂減少汙染物的成本很高，因爲從事汙染減量會促使廠商挪移其資源到汙染物的清理或乾脆減產。Färe et al. (2003) 便是依此概念，透過方向性距離函數來衡量廠商從事污染減量相關活動時，所造成好產出損失之貨幣價值；並進而以此作爲衡量污染減量成本 (pollution abatement cost, PAC) 的依據。

學術上利用方向性距離函數來探討產業或部門之污染減量成本的相關文獻，大都以已開發國家爲主要研究的對象，而有關開發中國家的文獻較少。此外，這些單一國家或跨國/跨地區的文獻，多以某特定產業如能源和工業部門某一產業爲探討對象[5]。探討跨產業減量成本之相關文獻則不多 (Murty and Kumar, 2002；吳珮瑛等，2010)。

基於臺灣實施 CO_2 減量已成必要的環保政策，過去國外文獻有關溫室氣體減量成本，大都是採用 CGE 模型來分析，以全球的觀點去評估特定減量目標下所需付出的總體經濟成本。而近期的國內文獻則更利用不同的角度來看污染減量與環保政策，例如翁仁甫與梁雅婷 (2012) 考慮了延遲策略下的環境誘因管制問題；李珣琮與施勵行 (2012) 則引入實質選擇權法來建構再生能源發展的評價模式。但同樣的，國內有關減量成本之研究亦是較偏向評估溫室氣體減量政策下之總體經濟成本。雖然從事溫室氣體減量、保護

[4] 好產出及壞產出之聯合生產的概念首先由 Shephard and Färe (1974) 型塑出來；而後，Luenberger (1992) 與 Chung et al. (1997) 透過此一特性，並藉由 Shephard 距離函數，建構出方向性距離函數。

[5] Zhou et al. (2008) 回顧 100 篇有關 DEA 應用於能源和環境相關的文獻，發現有 38% 的文章以發電廠和配電的公用事業 (electricity distribution utilities) 作爲討論的對象。

全球環境是重要環境政策之一，然確保企業的持續發展及競爭力，也是目前世界各國所追求的經濟目標。近年來經濟合作暨發展組織 (Organization for Economic Co-operation and Development, OECD) 及歐盟等國際組織及歐美各大企業開始重視生態效率 (eco-efficiency)[6] 的概念。所謂的生態效率係指以較少的投入來創造更多的產品和勞務，並在其生產過程中儘可能減少廢棄物與污染物的排放 (Oggioni et al., 2011)。而方向性距離產出函數不僅可以衡量生態效率，而且也可以衡量管制下之 CO_2 減量成本。因此，如果政府要管制的汙染物是 CO_2，那麼管制廠商的 CO_2 排放量，是否長期能使廠商在生產過程中，極小化 CO_2 的排放量，並以較少的投入來創造更多的產品和勞務即是一個值得探索的議題。從生態效率的觀點來看，掌握廠商能同時減少能源的使用與 CO_2 的排放並增加意欲產出的可能性，以及受管制廠商的減量成本，亦是政府日後公平合理分攤減量責任，並提出合適的政策工具所不可或缺的資訊。

基於環境方向性距離產出函數同時可考慮好產出擴張、壞產出減少及投入減少的最大可能性；不僅可以衡量生態效率，而且也可以衡量管制下之 CO_2 減量成本；因此，不同於過去文獻著重在總體減量成本的估算或研究對象僅集中於某一特定產業，本文主旨在於利用環境方向性距離函數，探討未來可能列爲我國排放管制之工業部門的 14 個產業之生態效率水準；然後再進一步估算如果對廠商的二氧化碳排放進行管制，各產業的二氧化碳減量成本。本文的架構與內容如下：共計五節，除本節前言外，第二節爲文獻回顧，第三節介紹說明研究方法，第四節則爲資料來源與結構及實證研究的結果與分析，最後一節爲結論與建議。

---

[6] 「生態效率」的概念係由世界企業永續發展委員會 (World Business Council for Sustainable Development, WBCSD) 所提出，是企業追求永續發展及保持競爭力的主要方法，也是永續保護全球環境的重要概念；近年來得到國際組織如 OECD 及歐盟等支持及歐美各大企業之重視與應用。根據 WBCSD，生態效率是一種管理哲學，主要在鼓勵企業尋求產生對等經濟利潤的環境改善方法。

貳、溫室氣體減量成本之文獻回顧

一、一般均衡分析方法

目前學術文獻上用以評估溫室氣體減量成本的模型大都以多國動態之總體經濟政策模型爲主，因此所得出之減量成本爲總體經濟成本。例如，Kainuma et al. (1999) 利用亞太整合模型 (Asian-Pacific integrated model, AIM) [7]，在五種不同的排放交易情境下，從事爲達到京都機制設定的減量目標所需付出之邊際減量成本的模擬分析。其研究結果指出，各國均參與交易的情境相對其他情境來說（例如各國單獨減量），所得到的邊際減量成本最低，約是低於 1 噸 40 美元[8]。McKibbin et al. (1999) 則利用多國多部門的動態一般均衡模型 (G-Cubed)[9] 評估在五種情境下京都機制對各部門之潛在影響。研究結果顯示，爲了達到京都議定書的減量目標，被歸類爲美國、日本及澳大利亞除外之「其他 OECD

[7] AIM 最主要是在於檢視包括台灣、香港、韓國等 10 個亞太地區有關回應全球暖化所採行的政策及其效果 (Kainuma et al., 1999)。此模型利用美國環保署所開發出的大氣穩定架構 (atmospheric stabilization framework, ASF) 下之次模型及要素投入資料來從事分析。AIM 包含了四個不同但又互相連結的模型，其中兩個主要模型爲預測溫室氣體排放的 AIM/emission 模型及檢視全球暖化效應的 AIM/impact 模型 (Matsuoka et al., 1995)。

[8] 在沒有排放交易的情況下，紐西蘭的邊際減量成本最高，高達 274 美元 (2010 年)。

[9] G-Cubed 模型涵概了 8 個地理區域，分別是美國、日本，澳大利亞、其他 OECD 國家、東歐及前蘇聯、中國、石油輸出開發中國家及其他開發中國家；每一地區裡的生產、消費及國際貿易活動又分解成 12 個部門（5 個能源部門及 7 個非能源部門）(McKibbin and Wilcoxen, 1999) 。

國家」，此一區域的邊際減量成本爲美國的 3 倍。Bollen et al. (2004) 採用多區域多部門的 CGE 全球模型—WorldScan[10]，探討後京都機制的溫室氣體減量政策對荷蘭總體經濟之影響，研究結果認爲若是非洲與亞洲的國家（包括中國與印度）仍然不用負起減量責任時，則荷蘭於 2020 年時的所得損失估計爲國民所得的 2.6%；另外，當參與總量管制的盟國數愈少，荷蘭的減量成本會愈高。Boeters et al. (2007) 亦採用了 WorldScan 模型，同樣的也都證實了全球排放交易的總體經濟成本會比附件一國家間之交易降低很多。

國內有關評估溫室氣體減量成本之相關文獻，其研究範疇多侷限於台灣單一國家的研究，並也多是以總體經濟成本來加以分析衡量。李堅明等 (2005) 採用 TAIGEM-III 模型[11]，估算臺灣在 6 種不同情境下[12]，自 2011 年開始從事減量之總體經濟成本；特別的是，除了第 6 種情境外，溫室氣體減量工具均設定爲碳稅。結果發現，當模擬 CO_2 排放量在 2020 年回歸至 2000 年水準的情境（1998 年全國能源會議結論情境）時，所必須付出的減量成本（以 GDP 損失衡量）在 6 種情境中最高，預計在 2020 年每公噸二氧化碳將超過 10,000 元，平均則爲每公噸二氧化碳 6,859 元；至於 6 種情境於 2011-2020 年的平均減量成本則介於每公噸二氧化碳 2,931 至 6,859 元之間。而李叢禎等 (2007) 則考量溫室氣體減量將會抑制化石能源的使用及減少排放其它有害的空氣污染物，而帶來疾病發生機會與就醫成本降低之健康附屬效益；因此用全球貿易分析模型 (global trade

[10] WorldScan 雖是涵蓋全球的模型，但對歐洲區域有較詳細的刻劃；通常被使用來從事情境分析及氣候政策的研究。

[11] TAIGEM-III 係由清華大學永續發展研究室所研發之單國 CGE 動態模型。

[12] 除了 2011 年起 CO_2 排放量零成長的情境外，另有 6 種情境分別爲 CO_2 排放量在 2020 年回歸 2000 年水準、2011 年以後 CO2 排放量零成長、每年 CO_2 密集度平均下降 1.669%（美國減量模式）、令溫室氣體排放量與 $GDP^{1/2}$ 呈現固定比率關係（阿根廷減量模式）、維持 GDP 於基線水準，及提高再生能源發電配比在 2020 年達 10%（再生能源發展條例情境）。

analysis project, GTAP-E) [13]，探討八種不同情境下[14]溫室氣體減量之平均淨成本[15]。模擬結果發現，考量健康附屬效益之平均淨成本約爲每公噸二氧化碳 53.43 至 106.56 美元；相反地，未考量健康附屬效益之平均淨成本較高，約爲每公噸二氧化碳 56.86 至 113.03 美元。梁啓源 (2007) 則以 1999 年的排放量爲基準 (100%)，在假設 2020 年的排放量要比 1999 年的排放量再減少 25% 的情況下[16]；採用臺灣動態一般均衡模型 (dynamic general equilibrium model of Taiwan, DGEMT)[17]，估算以課徵碳稅來達到 CO_2 減量目標時，臺灣之社會邊際減量成本。梁啓源 (2007) 以 GDP 變動量除以 CO_2 變動量作爲 CO_2 的邊際社會減量成本，而減量方式分 22 年一次到位及分年漸進兩種，結果顯示不管 GDP 變動量係採當期值（即不折成現值）或根據折現率 5.34% 折成現值，一次到位的作法均比分年漸進法所產生之邊際社會減量成本來得高。例如，若 GDP 變動量採當期值時，一次到位所產生之 CO_2 的邊際社會減量成本爲每公噸 2,834 元；分年漸進所產生之 CO_2 的

---

[13] GTAP-E 模型係美國普渡大學全球貿易中心所研發的多國靜態之能源環境模型，適用於探討氣候政策與相關的議題。特別的是 GTAP-E 模型納入了國內能源政策變數，即碳稅，課徵對象爲使用能源的所有經濟個體（包括生產部門、私人家計部門及政府部門），稅收則歸政府部門所有。

[14] 八種情境中，模擬一至模擬三爲國內減量配搭國際排放交易，但參與國分別爲附件 B 國家、全球（不含美國與澳洲）以及全球等三種不同情境；模擬四則爲國內單獨減量情境；模擬五至模擬八中，臺灣未參與國際排放交易，而是以密集度減量模式作爲減量承諾之指標。

[15] 淨成本即是遵循成本扣除健康附屬效益之部分。考量健康附屬效益下，平均每減少一噸碳排放之淨成本之計算公式爲 $\frac{GDP\text{損失}+\text{購買排放權支出}-\text{健康附屬效益}}{\text{碳排放減量}}$。

[16] 亦即 2020 年的排放量，要降低至 1999 年當年度之排放量之 75%。

[17] DGEMT 是一個結合梁啓源 (2000) 的臺灣能源經濟模型、何金巡的行政院主計處總體經濟計量模型，以及楊任徵的工研院 MARKAL (market allocation) 工程模型等三個模型共同建立而成。

邊際社會減量成本爲每公噸 2,532 元，比一次到位方式降低了 10.7%。楊晴雯等 (2011) 則是採用臺灣永續能源發展模型 (Taiwan Sustainable Energy Development, TaiSEND)[18] 推估臺灣各部門[19]之邊際減量成本曲線；然後依據國家減量目標，決定各部門的最適 CO_2 減量與排放核配比例。假設台灣 2020 年的國家管制總量限制爲 357 百萬公噸時，成本有效性的核配方式前提下，將使所有部門之邊際減量成本同時等於國家的邊際減量成本，約每公噸 CO_2 爲 4,000 元。換言之，楊晴雯等 (2011) 所估算出來的減量成本是建構在最適行爲及成本有效性的條件下，面對國家管制目標之影子價格。

二、環境方向性距離產出函數

Färe et al. (2003) 首先透過方向性距離函數衡量廠商從事污染減量相關活動時，所造成好產出損失之貨幣價值；並進而以此作爲衡量污染減量成本的依據。爲了估算出此一機會成本，Färe et al. (2003) 建立了兩個生產模型，即管制 (regulated) 模型與未管制 (unregulated) 模型。在管制模型下，好產出與壞產出是聯合被生產的[20]，而且壞產出的產量是受到管制的；相反的，在未管制模型下，好產出及壞產出的產出水準純是廠商的自由抉擇。因此，在環境生產函數，管制污染的減量成本便被定義爲就任何一個廠商在原

[18] 此屬單國動態之可計算一般均衡模型，分析對象以能源部門爲主，其特色在於可充分描述經濟個體互動、能源技術發展以及能源資源限制對經濟發展之影響。

[19] 包括農業、工業、服務業、能源部門、運輸服務業及家計部門。

[20] 好產出又被稱爲意欲產出 (desired output)，如水泥業的卜特蘭水泥和鋼鐵業的鋼筋等產出。壞產出又被稱爲非意欲產出 (undesired output)，在環境相關文獻中，空氣污染源（CO_2、二氧化硫等）和水污染源（生化需氧量、化學需氧量等）都可稱爲非意欲產出。壞產出爲好產出的副產品；換言之，無法不生產壞產出而僅生產好產出。

始壞產出水準下，當壞產出未受管制與受管制時，所能生產的好產出最大產量之差額[21]。基於環境生產函數並未考慮減少壞產出有可能產生的代價；Färe et al. (2007) 另在廠商的目標函數中，加入了同時等量增加好產出及減少壞產出之方向性向量；然後以環境方向性距離函數來衡量當投入量不變下，未受管制與受管制時，所能生產的好產出最大產量之差額做爲管制污染的成本。

學術上利用方向性距離函數來探討產業或部門之污染減量成本的相關文獻，大都以已開發國家爲主要研究的對象；其中大都侷限以美國 (Pahwa et al., 2002; Pasurka, 2006)、英國 (Giannakis et al., 2005; Kashani, 2005)、日本 (Sueyoshi and Goto, 2001)，及北歐 (Munksgaard et al., 2005; Korhonen and Syrjanen, 2003) 等爲研究對象。而少數特別針對開發中國家的文獻中，則有針對中國 (Liang et al., 2004)、臺灣 (Chien et al., 2003)，及印度 (Nag, 2006) 等國家所做的研究。

單一國家或跨國/跨地區的文獻，多以某特定產業如能源和工業部門某一產業爲探討對象。例如 Picazo-Tadeo et al. (2005) 透過方向性距離函數，探討西班牙的陶瓷工業在環境管制下所面臨的衝擊。研究結果發現，陶瓷工業在環境管制的情況下，平均 PAC 爲 429,000 歐元。同樣地，Murty et al. (2007) 採用方向性距離函數，分析印度的火力發電廠在環境管制前後的情況，結果發現，許多火力發電廠都未充份運用現有投入要素以達最適效率水準，並且也發現意欲產出（即好產出）和非意欲產出（即壞產出）之間的替代彈性高低，顯著地影響發電廠的邊際污染減量成本。而 Matsushita and Yamane (2012) 採用方向性距離函數估算日本的火力發電廠和核能發電廠的邊際 PAC，研究結果指出，每噸 CO_2 的價格爲 39 美元與每公升低放射性污染物 (low-level waste) 的價格爲 1,531 美元。

[21] Färe et al. (2007) 指出這種污染減量成本的計算係環境生產函數 (environmental production function) 下的定義。

至於探討跨產業減量成本之相關文獻，其實爲數不多。Murty and Kumar (2002) 採用資料包絡分析法 (data envelope analysis, DEA) 和隨機邊界法 (stochastic frontier analysis, SFA) 估算印度的水污染防治措施的維護成本。研究指出，平均減少每一公噸生化需氧量 (bio oxygen demand) 的成本爲 246,496 美元；在污染水來源的 10 個產業中，以製藥業的邊際減量成本最高。另一方面，平均減少每一公噸化學需氧量 (chemical oxygen demand) 的成本爲 77,462 美元，這 10 個產業中則以石油煉製業的邊際減量成本最高。至於國內目前使用方向性距離函數來推估 CO_2 減量成本的文獻僅有吳珮瑛等 (2010)，但其探討的也是總體經濟成本[22]。吳珮瑛等 (2010) 利用方向性距離函數與影子價格模型，推算 107 個國家在 1990 至 2005 年間 CO_2 邊際減量經濟成本。結果顯示，所得水準愈高的國家，面臨減量所需付出的邊際減量成本也會愈高。

參、研究方法

由於 CO_2 爲我國所排放溫室氣體中最大宗，政府甚至已訂定了國家節能減碳總目標，廠商未來勢必要面臨 CO_2 的減排。除了來自政府強制的減量要求外，廠商基於社會責任或迫於社會壓力亦可能自行進行減量計劃。但若要廠商保持競爭力同時兼顧永續發展，可能會因爲產業的不同而有不同的表現；即生態效率水準會有所差異。此外，追求生態效率下的減量成本也是政府爲了確保環境、經濟及社會之永續發展所必須評估的。

基於方向性距離產出函數不僅可以衡量生態效率，也可以衡量管制下壞產出之減量成本。所以，本文主旨在於透過環境方向性距離函數來探討台灣工業部門各產業之生態

[22] 吳珮瑛等 (2010) 檢視各種情況下，國際結盟參與排放減量之成本有效性差異。基於排放權交易屬跨國交易，若此一成本只考慮技術面的邊際成本，往往會低估特定國家爲達 CO_2 減量目標所必須付出的代價。因此，吳珮瑛等 (2010) 以國內生產毛額 (GDP) 之改變做爲 CO_2 減量所付出之代價。

效率，並藉此估算管制 CO_2 這個壞產出之排放量所產生之減量成本。研究步驟分爲兩部份：首先，透過資料包絡分析法估計生態效率 (ecological efficiency)；其次，再衡量透過不同 CO_2 的技術可棄置性 (technology disposability) 假設下的生態效率來推估 CO_2 減量成本。

一、生態效率

生態效率是近年來國際組織呼籲企業追求永續發展及保持競爭力的主要方向，也是永續保護全球環境的重要概念。所謂的生態效率係指以較少的投入來創造更多的產品和勞務，並在其生產過程中儘可能減少廢棄物與污染物的排放 (Oggioni et al., 2011)。

早期生態效率的指標多採用簡單的單一指標來加以衡量，例如每單位廢棄物的經濟產出。因此，過去的生態指標常常僅就生產過程少數幾個要素加以個別考量，忽略了其他面向的整體影響 (Tyteca, 1996)；然而，利用 DEA 分析法來估算生態效率則排除了上述的問題。雖是如此，當 DEA 模型被用來估計生態效率時，仍然會因爲將汙染設定爲投入 (如 Liu and Sharp, 1999; Korhonen and Luptacik, 2004) 或是設定爲非意欲產出 (undesired output) 而產生了不同的衡量方式。其中，由 Färe et al. (2003) 首先建構出來的方向性距離產出函數，便是把汙染視爲非意欲產出的另一種生態效率估算方法。

然而，在處理有非意欲產出的生產程序時，技術的可棄置性 (technology disposability) 對決策單位的效率有很重要的影響。一般而言，技術的可棄置性可用非意欲產出的強可棄置性 (strong disposability) 及弱可棄置性 (weak disposability) 來說明。強可棄置性指的是廠商在生產過程中所產生的非意欲產出是可以不用負擔任何成本、自由、且無限量的棄置。相反地，弱可棄置性則指在生產過程中，減少非意欲產出會使意欲產出減少的情況。換言之，弱可棄置性的假設可用來衡量環境管制的效果；如果有外來的管制要求廠商減少非意欲產出，則原本用來生產意欲產出的部份資源將用來投資污染防治設備，而使得意欲產出的生產減少；因此，汙染管制會產生成本 (Zofio and Prieto, 2001; Färe et al.,

2007)。以下則就本文實證模型的基本理論加以詳細說明如下。

本文以 Färe et al. (2007) 的設定爲基礎，評估臺灣工業部門之廠商的生態效率。首先，技術集合 (technology set, T) 定義爲：

$$T = [(y, b, x) : x \text{ 可以生產 } (y, b)] \tag{1}$$

其中，$x = (x_1, x_2, \cdots, x_N)$，$x_{kn} \in R_+$ 爲第 $k\,(= 1, 2, ..., K)$ 位決策單位的第 $n\,(= 1, 2, \cdots, N)$ 個投入要素量。y 爲意欲產出，即廠商的主要產出，$y = (y_1, y_2, \cdots, y_M)$，$y_{km} \in R_+$ 爲第 k 位決策單位的第 $m\ (= 1, 2, \cdots, M)$ 個意欲產出量。b 則爲生產過程中所伴隨著的副產品 (by-production) 即非意欲產出，$b = (b_1, b_2, \cdots, b_j)$，$b_{kj} \in R_+$ 爲第 k 位決策單位的第 $j\ (= 1, 2, \cdots, J)$ 個非意欲產出。本文不設定損害函數 (damage function)，不考慮非意欲產出對環境的衝擊，僅視非意欲產出爲產出之一。

由於生產技術涵蓋了非意欲產出，因此，產出集合 (output set; $P(x)$) 爲給定投入情況下，所有可行產出向量 $\{(y, b)\}$ 的集合：

$$P(x) = [(y, b) : (y, b, x) \in T] \tag{2}$$

對於清潔或降低非意欲產出是否會產生成本，文獻上對於環境技術有兩種可棄置性的假設。第一種環境技術假設爲強可棄置性，表示產出 y 的減少與產出 b 的減少不具有等比例關係，亦即非意欲產出的減少不需伴隨著意欲產出的減少。若 $(y, b) \in P(x)$ 且 $(y', b') \le (y, b)$，可推論 $(y', b') \in P(x)$。圖 1 顯示強可棄置性之環境技術的生產前緣爲 (OECD)。如果假設非意欲產出具有強可棄置性，則表示廠商處理非意欲產出不需要成本，意即廠商排放非意欲產出沒受到管制；第二種環境技術假設爲弱可棄置性，表示意欲產出 y 與非意欲產出 b 的聯合生產必須以等比例關係減少。在假設非意欲產出具弱可棄置性，若 $(y, b) \in P(x)$ 且 $0 \le \theta \le 1$，可推論 $(\theta y, \theta b) \in P(x)$。此時廠商減少非意欲產出需以固定的比例減少意欲產出。以圖 1 說明，假設非意欲產出 (b) 具弱可棄置性，且意欲

產出具強可棄置性，其生產前緣爲 (OABCD) [23]。

其次，使用不同的方向性向量可以讓分析限制在產出上。例如，若設定 $g=(g_y,0,0)$ 時，表示廠商維持原始觀察到的非意欲產出與投入量不變，僅極大化意欲產出的生產，此即環境生產函數 (Färe et al., 2007) 。Färe et al. (2007) 及 Mandal and Madheswaran (2010) 均將方向性向量設定爲 $g=(g_y,-g_b,0)$ ，即是在不增加投入的前提下，將注意力放在意欲產出的增加及非意欲產出的減少；此種設定方式著重在短期分析。本文爲了觀察廠商長期的生態效率及其減量成本，因此不同於 Färe et al. (2007) 及 Mandal and Madheswaran (2010)，而是令方向性向量爲 $g=(g_y,-g_b,-g_x)$ 允許經濟體系所有投入的數量都可以變動來評估全面技術[24]。此時生態效率爲同時考慮減少投入與非意欲產出及增加意欲產出。

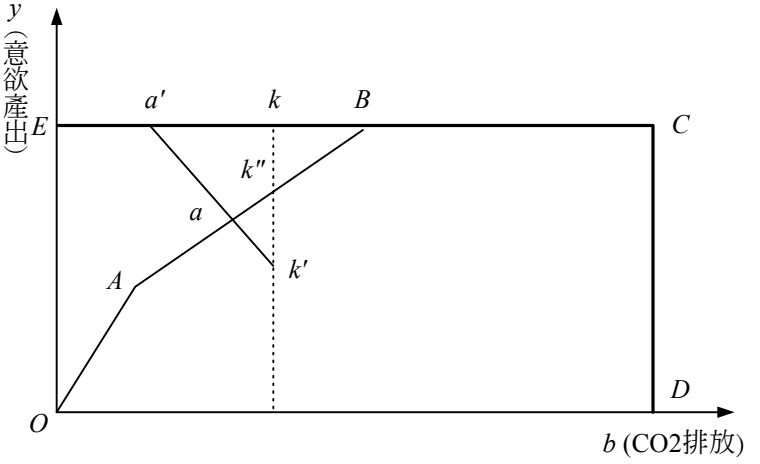

圖 1　生產前緣與 CO_2 減量成本

[23] 雖然假設非意欲產出具有強可棄置性並不合理，但可以表達無管制的環境技術 (Färe and Grosskopf, 2000)。

[24] Oggioni et al. (2011) 衡量全世界水泥產業之生態效率時，亦是允許投入量可以變動。

方向性向量 $g=(g_y,-g_b,-g_x)$ 的正式定義如下：

$$\vec{D}_0(y,b,x;g_y,g_b,g_x)=\max\{\beta:(y+\beta g_y,b-\beta g_b,x-\beta g_x)\in P(x)\} \tag{3}$$

其中，方向性向量對意欲產出與非意欲產出的處理採取不對稱型態。β 爲極大化擴大意欲產出與縮減非意欲產出及投入的數量，也就是同時達成意欲產出 y 增加，及非意欲產出 CO_2 排放與投入 x 減少的最大可能數量。(3) 式表示極大化問題爲由 g_y 方向擴充意欲產出，且由 $-g_b$ 與 $-g_x$ 方向分別縮減最大可能的非意欲產出與投入；此外，擴充與縮減的數量相同[25]。

在變動規模報酬與強可棄置性的參考技術假設下，方向性技術距離函數 (3) 式可經由解出下列規劃問題，得到廠商在無管制技術 (unregulated technology) 下的效率水準[26]：

$$\begin{aligned}&\overrightarrow{DU_0}(y^{k^-},b^{k^-},x^{k^-};g_y,g_b,g_x)=\max\beta^{k^-}\\&\text{s.t.}\ \sum_{k=1}^{K}z_k y_{km}\geq y_{k^-m}+\beta^{k^-}g_{y_m},\ \ m=1,\cdots,M\end{aligned} \tag{4}$$

---

[25] Färe and Grosskopf (2000) 指出等幅度擴充意欲產出與縮減非意欲產出，係達到生產前緣之最短距離的最適方向；因此本文假設意欲產出的增加與非意欲產出的減少幅度相同。

[26] 本文所謂無管制技術是指廠商對於非意欲產出的棄置完全不用負擔任何成本，可將全部投入用於追求意欲產出的最大生產。相反地，有管制技術 (regulated technology) 則是指廠商對於非意欲產出的棄置有其成本存在，因此勢必要調整現有的環境技術，將原本投入意欲產出的生產投入移轉一部分至非意欲產出的棄置處理。

$$\sum_{k=1}^{K} z_k y_{kj} \geq b_{k^- j} - \beta^{k^-} g_{b_j}, \; j = 1, \cdots, J \tag{5}$$

$$\sum_{k=1}^{K} z_k x_{kn} \geq x_{k^- n} - \beta^{k^-} g_{x_j}, \; n = 1, \cdots, N \tag{6}$$

$$\sum_{k=1}^{K} z_k = 1$$

$$z_k \geq 0, k = 1, 2, \cdots, K$$

若參考技術假設弱可棄置性，則可以求得廠商在管制技術後的效率水準：

$$\vec{D}_0(y^{k^-}, b^{k^-}, x^{k^-}; g_y, g_b, g_x) = \max \beta^{k^-}$$

$$\text{s.t.} \quad \sum_{k=1}^{K} z_k x_{km} \geq x_{k^- m} + \beta^{k^-} g_{y_m}, \; m = 1, \cdots, M \tag{7}$$

$$\sum_{k=1}^{K} z_k b_{kj} = b_{k^- j} - \beta^{k^-} g_{b_j}, \; j = 1, \cdots, J \tag{8}$$

$$\sum_{k=1}^{K} z_k x_{kn} \leq x_{k^- n} - \beta^{k^-} g_{x_j}, \; n = 1, \cdots, N \tag{9}$$

$$\sum_{k=1}^{K} z_k = 1$$

$$z_k \geq 0, k = 1, 2, \cdots, K$$

值得注意的是，兩個線性規劃問題的差異爲棄置性的假設。管制環境技術之第 (8) 式的等號，表示非意欲產出具有弱可棄置性的假設，此時意欲產出與非意欲產的聯合生產必須以等比例關係減少，此關係可由圖 1 的 (OAB) 表達。此時減少非意欲產出需要將

原本用於生產意欲產出的資源，投資於減少 CO_2 的設備；至於無管制技術之第 (5) 式爲不等式，爲非意欲產出具有強可棄置性的假設，此時廠商排放 CO_2 不需成本且無排放量的限制，換言之，CO_2 的排放與意欲產出的生產不需以等比例關係變動，此關係可由圖 1 的 (OEB) 表達。解讀方向性距離函數模型計算的效率指標時亦需要注意，$\overrightarrow{DU_0}$ 所計算出的技術效率爲廠商的實際數據與生產可能前緣的距離，故當 $\beta = 0$ 表示廠商爲是具有效率的[27]。

二、CO_2 減量成本

透過方向性距離函數的向量設定，可以衡量同時減少壞產出與增加好產出的距離，亦即減少壞產出所需要犧牲好產出的代價。在 Färe et al. (2003) 提出此架構之後的文獻都將非意欲產出統稱爲汙染物，例如，二氧化硫、氮氧化物、懸浮微粒、一氧化碳或二氧化碳等。而本文所要討論的非意欲產出是二氧化碳 CO_2。如前所述，在強可棄置性的參考技術假設下，廠商排放非意欲產出是不受管制，所以意欲產出可以隨廠商意願擴增；因此，廠商會將原本的所有投入仍用於生產意欲產出，無須調整目前的環境生產技術去考慮非意欲產出的棄置。然而，在弱可棄置性的參考技術假設下，由於管制，使得廠商必須將原本用以生產意欲產出的投入資源，部分轉用來減少非意欲產出；因此造成意欲產出的減少。根據上述說明，CO_2 減量成本可定義爲在環境管制下，廠商從事 CO_2 減量活動所導致意欲產出的損失；也就是從無管制技術到管制技術，所能生產的最大意欲產出之差距 (Färe et al., 2003; Färe et al., 2005; Färe et al., 2007)。據此，CO_2 減量成本可以用兩個方向性距離函數的差額來表達：

$$PAC = \overrightarrow{DU_0}(y^{k'}, b^{k'}, x^{k'}; g_y, g_b, g_x) - \overrightarrow{D_0}(y^{k'}, b^{k'}, x^{k'}; g_y, g_b, g_x) \tag{10}$$

[27] 在傳統 DEA 模型當效率值爲 1 時，反而是表示相對有效率。

若以圖 1 來說明聯合生產法時，(OABCD) 爲弱可棄置性假設，也是管制技術的生產前緣，代表在給定投入資源的情況下，意欲產出與非意欲產出的組合。而強可棄置性假設，也是未管制技術的生產前緣則爲 (OECD)。由圖 1 可以得知，弱可棄置性的生產前緣包含於強可棄置性的生產前緣。廠商 k' 的觀察值爲 $(y^{k'}, b^{k'})$，若維持非意欲產出不變，在管制技術下，可以生產的最大意欲產出爲 k''；在無管制技術下，可以生產的最大意欲產出則爲 k；k' k'' 代表的便是技術無效率，定義爲觀察值 (k') 與弱可棄置性前緣的距離。管制的成本則是無管制技術與管制技術兩者最大意欲產出的差距，kk''。

然而，本文所強調的管制是在符合生態效率前提下，同時從事 CO_2 減量、投入減少及意欲產出增加。因此管制技術可以生產的最大意欲產出爲 a；無管制技術可以生產的最大意欲產出則爲 a'；aa' 則是管制下的 CO_2 減量成本。而 ak' 代表廠商內部的技術無效率與弱可棄置性前緣所造成意欲產出減少的部分，並不視爲管制後廠商所面對的 CO_2 減量成本。

肆、實證結果

一、資料來源與結構

臺灣實施 CO_2 排放減量已成必要之政策，雖然我國尚未公佈受管制的產業，不過大致上應以工業部門和能源部門爲優先考量對象（黃宗煌與李堅明，2008）。因此，本文以我國工業部門 14 個產業中的 365 家上市櫃、興櫃及公開發行公司在 2005 年至 2010 年所形成的混合資料 (pooling data)，利用環境方向性距離函數估算我國工業部門在強可棄置性與弱可棄置性的不同假設下，各個公司生態效率水準與平均減量成本。惟基於分析方便，本文的實證結果將彙整成產業別資料。本文的 14 個產業包括了食品飲料及菸草業、

紡織成衣及服飾業、紙漿、紙及紙製品業、印刷業、化學材料與化學製品製造業、橡膠製品製造業、塑膠製品製造業、水泥及水泥製品業、陶瓷製品與玻璃及玻璃製品製造業、鋼鐵基本工業、機械設備製造業、電腦通信及視聽電子產品製造業、運輸工具製造業，以及營造業[28]。

採用環境方向性距離函數來估計臺灣工業部門廠商的生態效率時，需要選擇投入項目與產出項目。基本上，投入變數爲決策單位 (DMU) 所使用的資源，而產出變數則是決策單位將資源轉換成產品或勞務時，其績效及活動的衡量。本文的產出有兩項，包括意欲產出及非意欲產出。由於本文所研究的 14 個產業，每個產業的實物產出單位均不同；故在選擇意欲產出變數時，根據多篇文獻（如 Murty and Kumar, 2002, 2003; Watanabe and Tanaka, 2007），以銷售價值 (sales value) 來衡量績效可以解決衡量單位不同的困擾。基於銷貨淨額爲實際的銷貨[29]，因此本文以公司的銷貨淨額作爲意欲產出（好產出）的變數。非意欲產出則是 CO_2 的排放量（壞產出）。另一方面，在投入變數的選擇上，本文也是以一般環境 DEA 文獻（如 Murty and Kumar, 2002, 2003; Watanabe and Tanaka, 2007）常用的薪資費用、銷貨成本和固定資產淨額來分別做爲勞動投入、原物料投入與設備投入等三項生產投入的替代變數。銷貨淨額、勞動投入、原物料投入與設備投入等變數資料均來自公開資訊觀測站。

由於我國目前並沒有各公司 CO_2 排放量之資料，因此本文以兩階段方式計算各公司之 CO_2 排放量。第一階段，本文首先以陳香梅等 (2011) 利用「能源平衡表」中各產業燃料消費資料所估算出來的台灣 57 個產業於 2005-2010 年的燃料燃燒 CO_2 排放量爲基礎

[28] 產業的 CO_2 排放量中之產業係以能源局的分類爲主，由於除了 CO_2 排放量資料外，其他的變數均透過公開資訊觀測站取得。惟公開資訊觀測站的產業名稱與能源局採用名稱有些是不同的，因此，本文以公司在公開資訊觀測站列示的主要生產產品，逐一核對中華民國行業標準分類（行政院主計處，2010），分類成 14 個產業。

[29] 銷貨淨額爲銷貨毛額減掉銷貨折讓及銷貨退回，所以爲實際的銷貨價值。

[30]，而其 CO_2 排放量亦包括了用電排放[31]。其次，再以資料中所有樣本公司之合計產值占其所屬產業的總產值比例，分攤產業別的 CO_2 排放量，如同 (11) 式[32]。而在第二階段，因爲能源消費之費用屬於製造費用，故進一步以個別公司製造費用占樣本公司製造費用總額的比例爲權重，分別分攤每個產業之 CO_2 排放量到個別公司，求得個別公司的 CO_2 排放量，亦即 (12) 式所示：

第 j 產業所有樣本公司之 CO_2 排放量

$$= \text{第 } j \text{ 產業之 } CO_2 \text{ 排放量} \times \frac{\text{第 } j \text{ 產業樣本公司產值之加總}}{\text{第 } j \text{ 產業之產值}} \tag{11}$$

第 j 產業第 i 個樣本公司之 CO_2 排放量

$$= \text{第 } j \text{ 產業所有樣本公司之 } CO_2 \text{ 排放量} \times \frac{\text{樣本公司 } i \text{ 製造費用}}{\text{第 } j \text{ 產業樣本公司製造費用之加總}} \tag{12}$$

公開資訊觀測站原始資料共有 469 間的公司資料，但本文刪除 46 家缺乏部份資料或在資料年度下市櫃之公司，以及 58 家公司因爲主要產品無法分類到適當的部門，最後採用樣本爲 365 家上市櫃、興櫃及公開發行公司於 2005 年至 2010 年的跨年度平衡資料，

[30] 估算方法採部門方法 (sectoral approach)，即計算「最終使用部門」使用能源所排放的 CO_2。

[31] 將發電部分之 CO_2 電力總排放量依各部門用電，比例分配於各部門。另外，由於二氧化碳最主要的排放源除了來自燃料燃燒及用電排放外，生產製程中也會產生二氧化碳，尤其是水泥業的製程排放相對燃燒排放高，所以陳香梅等 (2011) 計算水泥產業的 CO_2 排放量時亦有包括製程排放。

[32] 由於資料蒐集上的限制，本文在各產業中僅有部分公司之資料，因此本文先以 11 式來估算所有樣本公司占其所屬產業別的 CO_2 排放總量。

共 2,190 個觀察值[33]。

二、基本統計量

表 1 則爲本文利用上述個別公司資料，所計算出其所歸屬產業別的相關變數基本統計量。以銷貨淨額之平均值而言，在各個產業別之中，以電腦通信及視聽電子產品製造業（612 家公司）的平均銷貨淨額爲最高（約 323.7 億元），標準差也最大（約 1,064.5 億元）；而印刷業（6 家公司）平均銷貨淨額爲最低（約 8.67 億元），標準差也最小（約 0.87 億元）。在非意欲產出 (CO_2) 方面，水泥及水泥製品業（48 家公司）的平均 CO_2 排放量在各產業別中是最高的（2,350,510 公噸），標準差也最大 （3,011,540 公噸） ；相反地，機械設備製造業（60 家公司）的平均 CO_2 排放量是最低（4,581 公噸），印刷業的標準差最小（353 公噸）。在薪資費用方面，平均而言，以運輸工具製造業（72 家公司）最高（約 10.23 億元），而以營造業（294 家公司）爲最低（約 1.04 億元）；若以標準差來看，鋼鐵基本工業（252 家公司）最大，印刷業最小。銷貨成本方面，平均值則以電腦通信及視聽電子產品製造業爲最高（303.67 億元）與印刷業爲最低（7.74 億元）；標準差則以電腦通信及視聽電子產品製造業最大，印刷業最小。最後，在固定資產淨額方面，則是以鋼鐵基本工業的平均值（73.65 億元）及標準差爲最高；而機械設備製造業的平均值爲最低（5.43 億元），印刷業的標準差爲最小。

[33] 由於本文是以陳香梅等 (2011) 的研究結果爲基礎，進一步再估算各產業樣本公司之 CO_2 排放量，因此限制了本文資料的研究期間僅從 2005 年至 2010 年爲止。

表 1　各變數的基本敘述統計量

產業（家數）		銷貨淨額（千元）	CO_2排放量分攤（公噸）	薪資費用（千元）	銷貨成本（千元）	固定資產淨額（千元）
鋼鐵基本工業(252)	平均數	15,303,452	186,975	707,497	13,421,396	7,364,703
	標準差	31,980,365	551,147	2,542,684	25,831,427	22,820,844
	最大值	236,452,528	3,923,134	18,983,042	190,928,784	167,043,040
	最小值	253,303	1,587	16,531	249,276	142,702
水泥及水泥製品業(48)	平均數	5,787,924	2,350,510	434,473	5,030,132	6,870,792
	標準差	7,263,337	3,011,540	536,749	6,359,304	11,641,668
	最大值	26,067,528	11,002,213	2,070,928	21,832,794	42,241,304
	最小值	615,251	121,291	39,603	619,090	346,526
運輸工具製造業(72)	平均數	22,089,965	77,369	1,022,533	19,811,259	3,612,572
	標準差	17,447,738	62,534	640,796	16,037,836	3,334,339
	最大值	87,897,424	288,078	3,063,056	82,568,816	14,428,403
	最小值	1,402,883	13,617	154,647	1,425,130	38,718
紙漿、紙及紙製品業(54)	平均數	6,664,385	182,888	593,516	5,938,863	3,172,608
	標準差	6,808,023	170,986	617,290	6,008,758	3,020,532
	最大值	23,136,496	620,504	2,148,374	20,646,246	12,389,920
	最小值	251,184	5,635	11,848	216,706	36,277
紡織成衣及服飾業(312)	平均數	4,864,851	160,246	330,573	4,443,942	1,963,060
	標準差	8,012,044	235,461	556,996	7,277,033	2,843,150
	最大值	50,943,812	1,454,758	3,642,237	45,259,056	16,383,362
	最小值	511	114	6,585	2,467	17,075
陶瓷製品、玻璃與玻璃製品製造業(18)	平均數	6,443,465	625,381	918,600	4,848,781	4,405,879
	標準差	5,557,354	515,889	766,752	4,234,049	4,851,953
	最大值	15,214,279	1,465,664	2,083,415	11,724,333	12,494,577
	最小值	2,126,047	148,051	244,108	1,429,060	480,498

表 1　各變數的基本敘述統計量（續）

產業（家數）		銷貨淨額（千元）	CO_2排放量分攤（公噸）	薪資費用（千元）	銷貨成本（千元）	固定資產淨額（千元）
電腦通信及視聽電子產品製造業(612)	平均數	32,372,555	175,017	500,357	30,366,989	695,280
	標準差	106,451,152	790,865	964,332	101,934,308	1,285,648
	最大值	1,008,204,032	9,327,236	6,045,691	981,832,064	8,958,559
	最小值	21,214	69	2,015	30,751	3
印刷業(6)	平均數	867,049	4,648	134,571	774,488	564,862
	標準差	86,651	353	9,266	80,096	87,059
	最大值	939,375	4,950	142,724	856,334	673,235
	最小值	723,538	4,071	120,974	653,048	455,842
營造業(294)	平均數	3,417,245	9,502	103,767	2,713,431	776,022
	標準差	3,870,025	23,573	129,280	3,096,488	1,292,509
	最大值	26,019,014	377,000	590,006	17,650,262	9,218,802
	最小值	2,636	2	5,278	1,872	64
食品飲料及菸草業(144)	平均數	8,166,615	53,906	698,298	6,354,771	3,310,893
	標準差	13,401,466	131,932	1,436,686	10,152,766	8,828,514
	最大值	60,905,716	1,056,944	6,888,997	47,738,456	47,835,044
	最小值	136,542	104	21,382	126,951	46,157
機械設備製造業(60)	平均數	2,105,749	4,581	176,743	1,661,759	543,448
	標準差	1,410,904	3,859	113,971	1,132,930	311,360
	最大值	5,675,824	18,974	465,883	4,723,577	1,490,121
	最小值	390,973	969	48,274	274,354	76,214
塑膠製品製造業(72)	平均數	2,945,576	48,554	247,519	2,531,090	1,095,587
	標準差	2,792,790	56,549	258,423	2,354,815	1,666,417
	最大值	10,004,193	195,996	1,173,052	7,847,507	10,673,142
	最小值	189,246	1,505	33,591	182,773	118,541

表 1　各變數的基本敘述統計量（續）

產業（家數）		銷貨淨額（千元）	CO_2排放量分攤（公噸）	薪資費用（千元）	銷貨成本（千元）	固定資產淨額（千元）
橡膠製品製造業 (48)	平均數	4,664,995	54,622	545,713	3,729,012	2,472,764
	標準差	4,797,332	58,995	586,394	3,803,232	2,260,412
	最大值	19,839,614	238,726	2,096,978	16,022,315	9,581,858
	最小值	772,429	9,229	51,723	706,986	418,373
化學材料與化學製品製造業 (198)	平均數	9,260,827	186,338	330,919	8,021,842	3,107,220
	標準差	27,605,578	791,917	992,928	23,774,707	11,829,244
	最大值	184,343,936	5,077,703	6,268,012	156,804,816	76,384,632
	最小值	187,162	2,056	22,184	179,728	30,646
全部樣本 (2,190)	平均數	14,663,159	181,564	448,731	13,331,451	2,414,676
	標準差	59,379,315	764,782	1,167,371	56,409,846	9,377,439
	最大值	1,008,204,032	11,002,213	18,983,042	981,832,064	167,043,040
	最小值	511	2	2,015	1,872	3

註：所有金額數字均以物價指數調整爲 2006 年之貨幣金額。

三、各產業的生態效率水準

所謂的生態效率就是強調減少壞產出及投入的同時也要極大化好產出。生態效率係近年來廠商在節約資源的同時，努力協調產出增加與環境保護兩者間矛盾所建立的一個重要概念。簡單的說，環境方向性距離函數所估算之效率水準是各個決策單位利用前面所述之第 (3) 式，以 $g=(g_y,-g_b,-g_x)$ 之方向到最大可能生產邊界上的距離，因此數值愈小愈是具有效率。本文首先利用環境方向性距離函數估算我國工業部門各產業在弱可棄置性及強可棄置性兩種假設下的生態效率水準。此種生態效率分析方法得以衡量非意欲產出減少及意欲產出增加的最大可能性。

從表 2 可知，在弱可棄置性（有管制技術）的假設之下，平均生態效率水準約爲 1.42 億元；代表廠商到達管制前緣仍需增加 1.42 億元。因此，相較平均值而言，機械設備製造業、印刷業、營造業、食品飲料及菸草業、塑膠製品製造業、橡膠製品製造業、運輸工具製造業及電腦通信及視聽電子產品製造業依次分別爲較有生態效率的產業；而水泥及水泥製品業爲最不具生態效率的產業，其次則是陶瓷製品、玻璃與玻璃製品製造業。

相反地，在強可棄置性（無管制技術）的假設下，平均生態效率水準約爲 14.6 億元；代表廠商到達非管制技術前緣仍需增加 14.6 億元。與管制技術的結果比較，除了運輸工具製造業及食品飲料及菸草業外，印刷業、機械設備製造業、營造業、電腦通信及視聽電子產品製造業、塑膠製品製造業及橡膠製品製造業仍是比生態效率平均值低的產業；而鋼鐵基本工業爲最不具生態效率的產業，其次則是運輸工具製造業、化學材料與化學製品製造業、水泥及水泥製品業等。

另外，由表 2 亦可得知當在強可棄置性的假設下，廠商對 CO_2 的棄置是不受管制的，所以當廠商在同時等比例減少非意欲產出及增加意欲產出的生態效率前提下，要到達生產前緣可增加的意欲產出會比弱可棄置性所需要增加的意欲產出來得多。這意謂著如果廠商受到 CO_2 排放管制，讓廠商在面對污染排放時必須負擔成本的話，透過廠商在生產環境技術的調整，其生態無效率程度較低。

總而言之，從未受管制（強可棄置性）到受管制後（弱可棄置性），14 個產業的生態效率均有所提升。因此，政府若能賦予廠商減量 CO_2 的責任，則廠商在追求意欲產出最大的同時，也兼顧 CO_2 排放（非意欲產出）及生產投入的極小，那麼生態效率水準將會較高；相反地，若政府放任廠商的污染行爲或廠商對自己的生產活動不進行環境管理，那麼生態效率水準則會較低。

表 2　生態效率水準與污染減量成本

單位：千元

產　業	生態效率水準				減量成本	生態效率改善排名
	管制技術（弱可棄置性）		無管制技術（強可棄置性）			
	數值	排名	數值	排名	數值	排名
鋼鐵基本工業	186,241	12	4,035,429	14	3,849,188	1
水泥及水泥製品業	1,581,157	14	2,028,322	11	447,165	11
運輸工具製造業	74,098	7	3,052,944	13	2,978,846	2
紙漿、紙及紙製品業	182,594	10	2,012,927	10	1,830,334	4
紡織成衣及服飾業	148,401	9	1,304,126	7	1,155,725	8
陶瓷製品、玻璃與玻璃製品製造業	623,990	13	1,822,425	9	1,198,435	7
電腦通信及視聽電子產品製造業	105,055	8	625,121	4	520,066	10
印刷業	4,618	2	314,999	1	310,381	14
營造業	7,465	3	398,730	3	391,265	12
食品飲料及菸草業	45,885	4	1,640,257	8	1,594,373	5
機械設備製造業	4,421	1	387,399	2	382,977	13
塑膠製品製造業	48,414	5	651,287	5	602,874	9
橡膠製品製造業	54,365	6	1,290,451	6	1,236,086	6
化學材料與化學製品製造業	185,859	11	2,259,128	12	2,073,269	3
全部樣本之平均值	142,393	--	1,461,079	--	1,318,686	--

註：1.所有金額數字均以物價指數調整爲 2006 年之貨幣金額。

2.數值愈小，生態效率排名愈佳。

四、各產業的 CO_2 減量成本

在分析管制技術及非管制技術對各產業的生態效率水準後，本文進一步估算各產業因爲管制所額外必需付出的 CO_2 減量成本。本文所估算的 CO_2 減量成本 (PAC) 是指各產業或各公司在弱可棄置性（管制技術）及強可棄置性（非管制技術）兩種假設下，所能生產之意欲產出的差額。

由於在強可棄置性假設下，廠商可以隨心所欲的增加意欲產出及非意欲產出；在弱可棄置性的假設下，因爲要顧及到非意欲產出的排放管制，生產前緣將內縮，意欲產出的擴增將受限。所以，CO_2 減量成本定義爲由未管制 CO_2 排放到管制下意欲產出的損失；具體而言，是環境方向性距離分析中兩種棄置性假設下，生態效率水準的差額。

從表 2 的估計結果發現，14 個產業的 CO_2 的平均減量成本爲平均每家廠商每年必須付出 13.19 億元之金額。也就是在生態效率前提下，管制 CO_2 的排放會造成平均每家廠商的銷貨淨額損失 13.19 億元。與平均值相比較，本文發現平均減量成本相對較高的產業依次爲鋼鐵基本工業（38.49 億元）、運輸工具製造業（29.79 億元）、化學材料與化學製品製造業（20.73 億元）、紙漿、紙及紙製品業（18.30 億元）及食品飲料及菸草業（15.94 億元）。平均減量成本相對較低的產業則依次爲印刷業（3.1 億元）、機械設備製造業（3.83 億元）、營造業（3.91 億元）、水泥及水泥製品業（4.47 億元）、電腦通信及視聽電子產品製造業（5.20 億元）、塑膠製品製造業（6.03 億元）等。不過，各個產業的平均減量成本差異甚大，這意謂不同產業之廠商，在管制與不管制兩者技術下，所能生產的最大意欲產出上有極大的差異存在。

另一方面，如果我們從各產業的生態效率改善幅度來看，則存在不同的政策意涵。舉例來說，鋼鐵基本工業從未受管制的強可棄置性到受管制後的弱可棄置性，它的生態效率則從 4,035,429 千元下降到了 186,241 千元，這表示了鋼鐵基本工業在 CO_2 排放管制之後，其生態效率確實提升了（且相對效率排名從第 14 名提升至第 12 名），亦即對鋼鐵基本工業實施 CO_2 排放管制政策是有效的，但鋼鐵基本工業也因此減少了 3,849,188 千

元的意欲產出，亦即本文所估算的 CO_2 減量成本。另一方面，水泥及水泥製品業從未受管制到受管制後的生態效率，則是從 2,028,322 千元下降到了 1,581,157 千元，這意謂水泥及水泥製品業在 CO_2 排放管制之後，其生態效率雖是有所改善，但改善的幅度並不太多，甚至從相對排名的角度來看，它從未管制的第 11 名變成管制後最無生態效率的產業。換句話說，若是對水泥及水泥製品業實施管制政策，雖然對產業而言，它的減量成本只有 447,165 千元；但從相對的生態效率來說，管制之後的提升幅度也是很少，甚至還變成最無效率的產業。因此，如果我們以環境方向性距離函數與生態效率的觀點來看，從強可棄置性的無管制技術到弱可棄置性的有管制技術，水泥及水泥製品業都是一個無生態效率的產業，因此透過政府管制來提升生態效率，對此產業來說並非是一個有效的政策選擇；相反地，如果將其移至境外生產，直接限制它對本地 CO_2 的排放或許是一種選擇。不過，從政策的實務面來說，關廠外移所造成的影響卻是不得不加以考慮的問題。因爲水泥業爲台灣的基礎產業之一，中、下游的建築與營造業都需使用，倘若因爲關廠外移而轉而必須大量仰賴進口水泥，亦會造成進口依賴的潛在問題；除此之外，如果從全球的角度來看，外移廠房亦會造成碳漏損 (carbon leakage) 的風險存在。因此，尋求降低水泥生產中 CO_2 排放之先進技術，應是當前比較可行作法。國際能源署 (International Energy Agency, IEA) 以及世界企業永續發展委員會 (World Business Council for Sustainable Development, WBCSD) 爲呼應 2008 年 G8 高峰會所提出的要求，於 2009 年發佈了在 2050 年的碳減排目標下之水泥技術路線圖[34]，爲水泥業提供了 4 種具體有效的減排技術[35]，包括了投資更符合熱能及電能效率 (thermal and electric efficiency) 的窯爐 (kiln) 設備、降

[34] 詳細內容可參考 OECD/IEA and The WBCSD (2009)。

[35] 具體來說，水泥製程當中，導致 CO_2 排放的主因來自於燃燒 (combustion) 及鍛燒 (calcination)。燃燒所產生的 CO_2 排放與煤炭、電力及燃油等燃料的使用有關，煅燒所產生的 CO_2 排放則與石灰石及黏土等生料在不同型式的窯內高溫燒製成水泥熟料有關。正因爲如此，4 種減排技術便是根據不同階段 CO_2 的排放所提出的改善或改造方法學。印度及英國即是遵循此一減排途徑來追求其國內水泥業的永續發展 (CSI, 2013; MPA, 2013)。

低水泥的熟料 (clinker) 含量 、使用可燃性廢料如生質能源 (biomass) 做爲替代燃料的技術、及二氧化碳捕獲與封存技術 (carbon capture and storage, CCS)[36]。

再者，本文透過環境方向性距離函數所衡量的 CO_2 減量成本係不管制 CO_2 排放及管制 CO_2 排放兩種棄置性假設下，兩者生態效率水準的差額。所以，從鋼鐵基本工業與水泥及水泥製品業的結果可知，CO_2 減量成本愈小其實也是表示兩者生態效率水準的差額愈小；換言之，管制之後其所能改善的生態效率幅度亦是愈小。所以在 Färe et al. (2007) 環境方向性距離函數的模型下，水泥及水泥製品業在管制之前與之後的意欲產出之差額只有 447,165 千元，但也意謂著其在管制前後均屬生態較無效率之產業；因此雖然產業的 CO_2 減量成本不多，但它所帶來生態效率的改善程度也很低。換句話說，水泥及水泥製品業可能因爲其在生產過程中就是一個高污染的產業，即使政府透過 CO_2 排放管制進而要求廠商進行環境管理，但因爲管制前後它的生態效率都是相對較差的，所以它所能努力改善的空間原本就有限，因此 CO_2 減少的程度亦是有限，故而減量成本亦是較小。最後值得一提的是，在 14 個產業之中，鋼鐵基本工業、運輸工具製造業、食品飲料及菸草

[36] 然而對台灣而言，水泥產業在台灣已進入成熟市場，水泥需求持續下降；根據本研究利用台灣經濟新報 (TEJ) 資料得出 2000-2004 年平均內銷量爲 14,292,076 噸，2007-2012 年平均內銷量爲 10,295,886 噸，衰退了 30%。因此，若要國內水泥業投資更先進的窯爐設備來提昇能源使用效率，可能性將會相當有限。但是，短期應可致力於熟料替代性增加及替代燃料如廢料及生質能源的使用；台泥公司便是利用中油下腳料石油焦及中鋼之高爐爐石分別做爲替代燃料及原料。值得一提的是，基於二氧化碳捕獲與封存技術爲現今最受矚目且全球公認能大量減少 CO_2 排放的有效方法；因此工研院於 2012 年底與台灣水泥公司合作在其花蓮和平廠，建造「鈣迴路捕獲二氧化碳先導型試驗廠」，並於 2013 年 6 月正式竣工。和平試驗廠爲全球至今最大規模的二氧化碳捕獲先導型工廠，估計可將水泥廠製程中所產生的二氧化碳捕獲 90% 以上並加以收集起來；未來將從試驗廠進入示範廠，再變成商轉廠，每年操作運轉所帶動產值可達數百億元，將成爲台灣綠色新經濟模式（經濟日報，2013）。

業、機械設備製造業，以及化學材料與化學製品製造業，都是從未管制到有管制後，其生態效率的相對排名有進步的產業。因此，若從生態效率改善的角度來看，也許這是未來可優先考慮加以 CO_2 排放管制的產業。雖是如此，基於方向性距離函數所衡量的減量成本係爲機會成本的概念，也就是 CO_2 減排所需犧牲的銷貨淨額；因此，政府也應考量到減量成本過大時，會造成廠商對管制政策的抗斥。

最後，爲了控制各廠商的規模差異，我們利用銷貨淨額加以平減。我們參考了 Färe et al. (2007) 的研究，計算出各個產業之每一元銷貨淨額所承擔的生態效率及減量成本。從表 3 可知，管制技術下之平均每一元銷貨淨額的生態效率，亦均較無管制技術的生態效率爲高。至於平均每一元銷貨淨額應承擔的減量成本，則以印刷業、紙漿、紙及紙製品業、橡膠製品製造業，以及鋼鐵基本工業相對較高；相反地，電腦通信及視聽電子產品製造業、水泥及水泥製品業、營造業，以及運輸工具製造業則是相對較低的產業。不過如前所述，雖然水泥及水泥製品業每一銷貨淨額的減量成本僅有 0.077 元，但其每一元的生態效率也只從 0.350 元提升至 0.273 元而已；換言之，水泥及水泥製品在管制前後均是屬於生態效率相對較差的產業，所以它在管制下所能進行環境調整的努力空間原本就有所限制，因此它能減少的 CO_2 排放程度亦是有限，故而每一元銷貨淨額應承擔的減量成本亦是較小。

最後值得注意的是，文獻上對減量成本的衡量會依其範疇不同而有不同層級的成本推估；而減量成本的定義有的是指資本成本、維護成本、燃料成本等類型的直接成本（如 McKinsey and Company, 2009, 2010），或是指機會成本 (Färe et al., 2007; Oggioni et al., 2011) 及總體經濟成本 (Bollen et al., 2004; Boeters et al., 2007)。國內有關評估溫室氣體減量成本之相關文獻多是以總體經濟成本來衡量（如李堅明等，2005；李叢禎等，2007；梁啓源，2007；吳佩瑛等，2010）。本文的 CO_2 減量成本定義爲個別廠商由 CO_2 排放未受到管制到有受到管制下，所犧牲的好產出之銷售金額的損失。具體來說，是在同時考慮好產出增加，及 CO_2 與投入減少的最大可能性之前提下，兩種棄置性假設下之生態效率水準的差額。所以，無論是從研究範疇、研究假設或是 CO_2 減量成本的定義來看，均

表 3　各產業每一元銷貨淨額的生態效率及減量成本

單位：元

產　業	每一元銷貨淨額的生態效率		每一元銷貨淨額的減量成本
	管制技術（弱可棄置性）	無管制技術（強可棄置性）	
鋼鐵基本工業	0.012	0.264	0.252
水泥及水泥製品業	0.273	0.350	0.077
運輸工具製造業	0.003	0.138	0.135
紙漿、紙及紙製品業	0.027	0.302	0.275
紡織成衣及服飾業	0.031	0.268	0.238
陶瓷製品、玻璃與玻璃製品製造業	0.097	0.283	0.186
電腦通信及視聽電子產品製造業	0.003	0.019	0.016
印刷業	0.005	0.363	0.358
營造業	0.002	0.117	0.114
食品飲料及菸草業	0.006	0.201	0.195
機械設備製造業	0.002	0.184	0.182
塑膠製品製造業	0.016	0.221	0.205
橡膠製品製造業	0.012	0.277	0.265
化學材料與化學製品製造業	0.020	0.244	0.224
全部樣本之平均	0.010	0.100	0.090

與國內文獻一向研究的方向不同，所以 CO_2 減量成本的結果無法直接加以比較。但從上述的討論可知，若以環境方向性距離函數與生態效率的觀點來看，從強可棄置性到弱可棄置性，水泥及水泥製品業都是較無生態效率的產業，因此透過政府的直接管制來提升生態效率，並不是一個有效的政策選擇；相反地，若能研發更先進的生產技術，透過自我的環境技術提升以減少在生產過程中所造成的環境污染，或許是較可行之作法。而從表 3 也可得知，一旦管制廠商的 CO_2 排放時，全部樣本平均每一元銷貨淨額應承擔的減

量成本爲 0.090 元。換言之，廠商因爲面對污染成本的考量，而造成意欲產出減少的機會成本約占每一元銷貨淨額的 9%，故對廠商的經營勢必存在一定的壓力。因此，雖然當政府或社會賦予廠商 CO_2 減量的責任，讓其排放不再毫無成本時，生態效率雖會有所明顯提升，但廠商因此而造成意欲產出的減少是否過高，亦是一個不可忽視的問題。

伍、結論

過去幾年，國際間或透過簽訂規範性條約、或在自願性基礎下來抑制溫室氣體的排放；臺灣亦在 2010 年 5 月訂定「國家節能減碳總計畫」，明確設定臺灣 CO_2 排放減量的目標。因此，二氧化碳減量可視爲環境管制或企業環境管理下的結果。然而，在管制二氧化碳排放的同時，若能催化企業生態友好觀念的形成，鼓勵企業進行管理創新和技術創新、提升產出效率；那麼企業的發展與生態的發展是可以和諧共存，經濟與環境亦可以達到雙贏的生態效率境界。所謂的生態效率是指在生產過程中，所有的投資、科技發展、資源利用等都朝著產品附加價值最大化以及資源使用、汙染最小化這一方向發展。

從生態效率的觀點來看，掌握廠商能同時減少能源的使用與二氧化碳的排放並增加意欲產出的可能性，以及受管制廠商的減量成本，則是政府日後公平合理分攤減量責任、並提出合適的政策工具所不可或缺的資訊。惟過去以經濟成本詮釋減量成本的國內外研究，大都採用可計算一般均衡之分析方法；尤其是多國動態的總體經濟政策模型來進行分析。這些可計算一般均衡分析法所評估之溫室氣體的減量成本，其實等於以一國爲單位之總體經濟成本。此一分析方法並未能充分掌握各廠商的減量成本、瞭解各廠商在減量過程中所付出之代價；更無法兼顧廠商在面臨追求最大利潤的同時，又要顧及 CO_2 排放減少的生態效率目標。

由於環境方向性距離函數不僅可以衡量生態效率，也可以衡量進行管制後之 CO_2 減量成本；因此不同於過去之文獻，本文嘗試利用環境方向性距離函數，以 365 家上市櫃、

興櫃及公開發行公司於 2005-2010 年所組成的跨年度混合資料，估算我國工業部門中的 14 個產業在面對 CO_2 排放受管制及不受管制下，各個產業的生態效率水準以及其平均減量成本。透過環境方向性距離函數，本研究的估算結果可以歸納爲以下幾點。首先，當廠商對 CO_2 的棄置是不受管制時，在同時等比例減少非意欲產出及增加意欲產出的生態效率前提下，可達生產前緣所可增加的意欲產出會比弱可棄置性所需要增加的意欲產出來得多。這意謂著對廠商施予 CO_2 排放管制，讓廠商在面對污染排放時必須負擔成本的話，透過廠商在生產環境技術的調整，其生態無效率程度較低。

其次，若從個別產業來看，若是對水泥及水泥製品業實施管制政策，雖然對產業而言，它的減量成本不多，但對整體國家的生態效率來說，提升幅度卻也很少。因此，如果以生態效率的觀點來看，水泥及水泥製品業則是一個無生態效率的產業。不過，雖然關廠外移生產是一選擇，但它對國內產業所造成的影響與可能引起的過度進口依賴與碳漏損的風險，卻是不容忽視的問題。因此，若能鼓勵相關產業研發更先進的生產技術，透過自我的環境技術提升以減少在生產過程中所造成的環境污染，或許是目前較可行的作法。而在 14 個產業之中，鋼鐵基本工業、運輸工具製造業、食品飲料及菸草業、機械設備製造業，以及化學材料與化學製品製造業，都是從未管制到有管制後，其生態效率的相對排名有進步的產業。因此，若從生態效率改善的角度來看，這是未來可優先考慮加以 CO_2 排放管制的產業。

另一方面，台灣工業部門 14 個產業在生態效率前提下，管制 CO_2 的排放會造成平均每家廠商的銷貨淨額損失 13.19 億元。與平均值相比較，平均減量成本相對較高的產業爲鋼鐵基本工業及運輸工具製造業等。平均減量成本相對較低的產業則爲印刷業、機械設備製造業及營造業等。此外，各個產業的平均減量成本差異甚大，這意謂污染減量成本高的產業相對於污染減量成本低的產業，必須投入更多資源於 CO_2 排放之減量活動，也因此導致可用以生產意欲產出的資源較少，進而造成意欲產出生產的大幅減少，銷貨淨額因而有明顯的不同。然而，如果我們進一步控制各產業不同的銷貨規模所造成的差異影響，而以各產業平均每一元銷貨淨額的減量成本來看時，廠商因爲面對污染成本的考

量，而造成意欲產出減少的機會成本平均約占每一元銷貨淨額的 9%，故 CO_2 排放的管制對廠商的經營勢必存在一定的壓力。

總而言之，政府若能賦予廠商減量的責任，則廠商在追求意欲產出最大的同時，也能兼顧碳排放（非意欲產出）及生產投入的極小，則會提高生態效率的水準；然而若政府放任廠商的污染行爲不採行強制的政策工具以限制產業排放非意欲產出，或廠商對自己的生產活動不進行環境管理，那麼生態效率水準則會較低。不過，雖然當政府或社會賦予廠商減量的責任，讓其在排放污染時必須考量成本時的生態效率會有明顯提升，但廠商因此而造成意欲產出的減少或其面對的機會成本是否過高，亦是一個不可忽視的問題。

(收件日期爲民國 102 年 2 月 28 日，接受日期爲民國 103 年 1 月 24 日)

參考文獻

一、中文部份

行政院主計處，2010，中華民國行業標準，臺北：行政院主計處。

李堅明、林幸樺、林師模、黃宗煌、楊晴雯與蘇漢邦，2005，「溫室氣體減量模式、減量情境、減量成本及其影響評估：TAIGEM-III 的應用」，台灣經濟論衡，3：1-50。

李叢禎、蕭之晴、李堅明與曾瓊瑤，2007，「溫室氣體減量之遵循成本與附屬效益」，台灣經濟政策與預測，37：1-30。

李珣琮與施勵行，2012，「再生能源發展政策之效益評估－結合實質選擇權法與成本效率曲線」，應用經濟論叢，91：155-196。

林俊成與柳婉郁，2010，「考慮機會成本下碳吸存成本效益之經濟分析」，應用經濟論叢，88：61-102。

吳珮瑛、林宗昱與劉哲良 ，2010，「不同國際組織與結盟下之碳排放交易成本有效性檢視」，經社法制論叢，46：41-84。

翁仁甫與梁雅婷，2012，「納入延遲策略下的政府環境誘因管制分析」，應用經濟論叢，91：197-221。

梁啓源，2000，「溫室氣體排放減量無悔政策研擬」期末報告，行政院環境保護署 89 年度委託研究計畫報告，台北：行政院環境保護署。

梁啓源，2007，「我國永續發展之能源價格政策」，臺灣經濟預測與政策，37：1-35。

陳香梅、羅德城與羅光達，2011，「台灣未來碳市場供需規模之初探」，兩岸低碳社會與綠色成長推動策略研討會，台北：台灣低碳社會與綠色經濟推廣協會、台灣農業與

資源經濟學會。

黃宗煌與李堅明，2008，「台灣如何因應碳交易市場的來臨?」，科學人，71：68-71。

經濟日報，2013，「經濟部能源局推動工研院與台泥攜手打造低碳能源技術」，http://edn.udn.com/article/view.jsp?aid=633193&cid=11。

楊浩彥，2000，「臺灣地區與能源使用相關的二氧化碳減量成本估計：多目標規劃分析法之應用」，人文及社會科學集刊，12：459-494。

楊晴雯、周婉玲與黃宗煌，2011，「運輸部門的減量成本：總體經濟成本 vs. McKinesy 成本」，兩岸低碳社會與綠色成長推動策略研討會，台北：台灣低碳社會與綠色經濟推廣協會、台灣農業與資源經濟學會。

二、英文部份

Boeters, S., M. G. J. den Elzen, A. J. G. Manders, P. J. J. Veenendaal1, and G. Verweij, 2007, "Post-2012 Climate Policy Scenarios", Netherlands Environmental Assessment Agency MNP Report 500114006/2007, CPB Netherlands' Bureau for Economic Policy Analysis.

Bollen, J., T. Manders, and P. Veenendaal, 2004, "How Much Does a 30% Emission Reduction Cost? Macroeconomic Effects of Post-Kyoto Climate Policy in 2020," CPB Documents No. 64, CPB Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis. http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/500035002.pdf.

Chien, C. F., F. Y. Lo, and J. T. Lin, 2003, "Using DEA to Measure the Relative Efficiency of the Service Center and Improve Operation Efficiency through Reorganization," *IEEE Transactions on*, 18: 366-373.

Chung ,Y. H., R. Färe, and S. Grosskopf, 1997, "Productivity and Undesirable Outputs: A Directional Distance Function Approach," *Journal of Environmental Management*, 51: 229-240.

CSI (Cement Sustainability Initiative), 2013, "Existing and Potential Technologies for Carbon Emissions Reductions in the Indian Cement Industry," http://www.ifc.org/wps/

wcm/connect/0a7431004fa1997eac97ee0098cb14b9/india-cement-carbon-emissions-reduction.pdf?MOD=AJPERES.

Färe, R. and S. Grosskopf, 2000, "Theory and Application of Directional Distance Function," *Journal of Productivity Analysis* 13: 93-103.

Färe, R., S. Grosskopf, and C. A. Pasurka , 2003, "Estimating Pollution Abatement Costs: A Comparison of 'Stated' and 'Revealed' Approaches," http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=358700.

Färe, R., S. Grosskopf, D. W. Noh, and W. Weber, 2005, "Characteristics of a Polluting Technology: Theory and Practice," *Journal of Econometrics* 126: 469-492.

Färe, R., S. Grosskopf , and C. A. Pasurka, 2007, "Environmental Production Functions and Environmental Directional Distance Functions," *Energy*, 32: 1055-1066.

Giannakis, D., T. Jamasb, and M. Pollitt, 2005, "Benchmarking and Incentive Regulation of Quality of Service: An Application to the UK Electricity Distribution Networks," *Energy Policy*, 33: 2256-2271.

Halsnæs, K., P. Shukla, D. Ahuja, G. Akumu, R. Beale, J. Edmonds, C. Gollier, A. Grübler, M. Ha Duong, A. Markandya, M. McFarland, E. Nikitina, T. Sugiyama, A. Villavicencio, and J. Zou, 2007, "Framing Issues," in Metz, B., O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, and L. A. Meyer, ed., *Climate Change 2007: Mitigation*, 117-161, Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge and New York: Cambridge University.

Kainuma**,** M., Y. Matsuoka, and T. Morita, 1999, "Analysis of Post-Kyoto Scenarios: The Asian-Pacific Integrated Model," *The Energy Journal*, 20: 207-220.

Kashani, H. A., 2005, "Regulation and Efficiency: An Empirical Analysis of the United Kingdom Continental Shelf Petroleum Industry," *Energy Policy*, 22: 915-925.

Korhonen, P. J. and M. J. Syrjanen, 2003, "Evaluation of Cost Efficiency in Finnish Electricity Distribution," *Annals of Operations Research*, 121: 105-122.

Korhonen, P. J. and M. Luptacik, 2004, "Eco-efficiency Analysis of Power Plants: An Extension of Data Envelopment Analysis," *European Journal of Operational Research*, 154: 437-453.

Liang, L., D. Wu, and Z. Hua, 2004, "MES-DEA Modeling for Analyzing Anti-industrial Pollution Efficiency and Its Application in Anhui Province of China," *International Journal of Global Energy Issues*, 22: 88-98.

Liu, W. and J. Sharp, 1999, "DEA Models via Goal Programming," in Westerman, G., ed., *Data Envelopment Analysis in the Public and Private Sector*, 79-101, Wiesbadan: Deutscher Universitats-Verlag.

Luenberger, D., 1992, "Benefit Functions and Duality," *Journal of Mathematical Economics*, 21: 461-481.

Mandal, S. K. and S. Madheswaran, 2010, "Environmental Efficiency of the Indian Cement Industry: An Interstate Analysis," *Energy Policy*, 38: 1108-1118.

Matsuoka, Y., M. Kainuma, and T. Morita, 1995, "Scenario Analysis of Global Warming Using the Asian Pacific Integrated Model (AIM)," *Energy Policy*, 23: 357-371.

Matsushita, K. and F. Yamane, 2012, "Pollution from the Electric Power Sector in Japan and Efficient Pollution Reduction," *Energy Economics*, 34: 1124-1130.

McKibbin, W. J. and P. J. Wilcoxen, 1999, "The Theoretical and Empirical Structure of the G-Cubed Model," *Economic Modelin*g, 16: 123-148.

McKibbin, W. J., M. T. Ross, R. Shackleton, and P. J. Wilcoxen, 1999, "Emissions Trading, Capital Flows and the Kyoto Protocol," *The Energy Journal*, Special Issue: 287-333.

McKinsey and Company, 2009, "Pathway to a Low-carbon Economy: Version 2 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve," http://www.epa.gov/statelocalclimate/documents/pdf/mckinsey_summary_11-19-09.pdf.

McKinsey and Company, 2010, "Impact of the Financial Crisis on Carbon Economics: Version 2.1 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve," http://solutions.mckinsey.com/climatedesk/default/en-us/Files/wp211154643/ImpactOfTheFinancialCrisisOnCarbonEconomics_GHGcostcurveV2.1.pdf.

MPA (Mineral Products Association), 2013, "The UK Cement Industry Aims to Reduce Greenhouse Gases by 81% by 2050," http://www.mineralproducts.org/documents/MPA_Cement_2050_Strategy.pdf.

Munksgaard, J., L. L. Pade, and P. Fristrup, 2005, “Efficiency Gains in Danish District Heating. Is There Anything to Learn from Benchmarking?” *Energy Policy*, 33: 1986-1997.

Murty, M. N. and S. Kumar, 2002, “Measuring the Cost of Environmentally Sustainable Industrial Development in India: A Distance Function Approach,” *Environment and Development Economics*, 7: 467-486.

Murty, M. N. and S. Kumar, 2003, “Win-win Opportunities and Environmental Regulation: Testing of Porter Hypothesis for Indian Manufacturing Industries,” *Journal of Environmental Management*, 67: 139-144.

Murty, M. N., S. Kumar, and K. K. Dhavala, 2007, “Measuring Environmental Efficiency of Industry: A Case Study of Thermal Power Generation in India,” *Environmental and Resource Economics*, 38: 31-50.

Nag, B., 2006, “Estimation of Carbon Baselines for Power Generation in India: The Supply Side Approach,” *Energy Policy*, 34: 1399-1410.

OECD/IEA and The WBCSD, 2009, “Cement Technology Roadmap 2009_Carbon Emissions Reductions up to 2050,” http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/name,3861,en.html.

Oggioni, G., R. Riccardia, and R. Toninelli, 2011, “Eco-efficiency of the World Cement Industry: A Data Envelopment Analysis,” *Energy Policy*, 39: 2842-2854.

Pahwa, A., X. Feng, and D. Lubkeman, 2002, “Performance Evaluation of Electric Distribution Utilities Based on Data Envelopment Analysis,” *IEEE Transactions on Power Systems*, 17: 400-405.

Pasurka Jr., C. A., 2006, “Decomposing Electric Power Plant Emissions within a Joint Production Framework,” *Energy Economics*, 28: 26-43.

Picazo-Tadeo, A. J., E. Reig-Martinez, and F. Hernandez-Sancho, 2005, ”Directional Distance Functions and Environmental Regulation,” *Resource and Energy Economics*, 27: 131-142.

Shephard, R. W. and R. Färe, 1974, “The Law of Diminishing Returns,” *Zeitschrift für Nationalökonomie*, 34: 69-90.

Sueyoshi, T. and M. Goto, 2001, “Slack-adjusted DEA for Time Series Analysis: Performance Measurement of Japanese Electric Power Generation Industry in 1984-1993,” *European*

Journal of Operational Research, 133: 232-259.

Tyteca, D., 1996, "On the Measurement of the Environmental Performance of Firms. A Literature Review and a Productive Efficiency Perspective," *Journal of Environmental Management*, 46: 281-308.

Watanabe, M. and K. Tanaka, 2007, "Efficiency Analysis of Chinese Industry: A Directional Distance Function Approach," *Energy Policy*, 35: 6323-6331.

Zhou, P., B. W. Ang, and K. L. Poh, 2008, "A Survey of Data Envelopment Analysis in Energy and Environmental Studies," *European Journal of Operational Research*, 189: 1-18.

Zofio, J. L. and A. M. Prieto, 2001, "Environmental Efficiency and Regulatory Standards: The Case of CO_2 Emissions from OECD Industries," *Resource and Energy Economics*, 23: 63-83.

The Abatement Costs of CO_2 Emission in the Industrial Sectors in Taiwan – The Environment Directional Distance Function Approach*

Jenn-Shyong Kuo**, Shinemay Chen***, and Kuang-Ta Lo****

Abstract

The computable general equilibrium (CGE) model is typically used to estimate the economic costs of reducing greenhouse gas emissions in previous studies. However, the CGE model is subject to the specified parameters, and it usually focuses on macro-level estimation. From the eco-efficiency perspective, a firm that can reduce energy use and carbon dioxide (CO_2) emissions but also increase the desired output can contribute to both economic growth and environmental protection. Thus, unlike previous works, this study uses the environment directional distance function so that firms can increase good outputs and reduce bad outputs simultaneously. The estimated impacts and abatement costs of CO_2 emissions in Taiwan are based on 2005-2011 data for 365 firms in 14 industries. The empirical results confirm that

---

* The authors are indebted to editors and two anonymous referees for their constructive suggestions and insightful comments. The authors are also indebted to National Science Council, R.O.C., under Grants NSC 101-B10-1037 for the financial support.

** Professor, Department of Accountancy, National Taipei University.

*** Associate Professor, Department of Public Finance, National Chengchi University, Corresponding Author. Tel: +886-2-2938-7637, Email: cmchen3@nccu.edu.tw.

**** Associate Professor, Department of Public Finance, National Chengchi University.

DOI: 10.3966/054696002014060095005

eco-efficiency can be substantially improved if the government executes compulsory policies or a firm voluntarily controls its CO_2 emissions. In addition, no matter the strong or weak disposability assumption is applied in the estimation, cement manufacturing is an ecologically inefficient industry. Thus, stopping domestic production is one option, but it may cause the carbon leakage and also influence domestic industries severely. Therefore, seeking new technologies to reduce pollution may be a pragmatic alternative. Finally, holding firms responsible for emissions reductions can indeed improve eco-efficiency but the excessive opportunity cost is a problem that cannot be ignored.

Keywords: Pollution Abatement Costs, Eco-efficiency, Environmental Directional Distance Functions, Data Envelopment Analysis

JEL Classification: Q54, Q56