循環經濟發展與產品永續性誘因理論與實證

顏素真 *、李堅明 **

摘　要

產品設計階段將影響產品生命週期 80% 的環境衝擊，因此，缺乏環境完整性思維是現行固體廢棄物管理策略的限制。本研究建立產品生命週期收費制度，探討產品生命週期環境完整性與產品永續性誘因設計問題，以及分析綠色投資短視問題。本研究發現如下：(1) 最終產品處置之差別費率相較於固定費率，可提高廠商對產品環境化設計的誘因；(2) 以排放量爲費基，相較以廢棄物量爲費基，具有較高的生態化設計投資誘因；(3) 差別費率下，較高污染密集廠商或產業愈具有清潔生產的誘因；(4) 提高消費者綠色產品偏好，是激勵綠色生產的重要驅動力；(5) 建立產品永續性等級，創造綠色產品外部效益內部化，是因應廠商投資短視行爲的重要誘因設計。本研究進一步以國內資料，驗證相關的學理結果。

---

* 行政院環境保護署環境技術師及國立臺北大學自然資源與環境管理研究所博士候選人，電話：(02) 8674-1111#67335，Email：jdyuan7@gmail.com。

** 國立臺北大學自然資源與環境管理研究所教授，本文聯繫作者，電話：(02)8674-1111#67335，Email：cmlee@mail.ntpu.edu.tw。作者感謝楊雅玲同學，協助處理部分模型推導工作，特此致謝。

DOI：10.53106/054696002022120112006

收件日期民國 111 年 3 月 4 日；修改日期民國 111 年 9 月 21 日；

接受日期民國 111 年 11 月 1 日。

關鍵詞：產品生命週期、永續性產品、延長生產者責任、有限理性

JEL 分類代號：Q21、Q25、Q28

循環經濟發展與產品永續性誘因理論與實證

顏素眞、李堅明

壹、前言

全球每年大約有 10.3 億噸的城市廢棄物 (municipal waste) 產生，預計至 2025 年將成長至 22 億噸，全球固體廢物管理的年均成本預計將會從 2,050 億美元增加到 3,750 億美元 (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012)。每年約有 50% 的城市預算都花費在廢棄物管理 (Hyman et al., 2013)，形成國家與社會巨大的經濟與環境成本負擔。Rada and Cioca (2017) 指出提高固體廢棄回收，是國家循環經濟發展的重要課題，且環境化設計可有效的降低約 80% 的環境衝擊，已成爲歐盟循環經濟 2.0 的重要施政 (European Commission, 2020)。因此，如何透過源頭的環境化設計，減少廢棄物產生量、提升回收再利用效率，達到降低產業溫室氣體排放與環境衝擊目的，已成爲固體廢棄物管理的重要課題 (Wilson et al., 2015)，例如歐盟爲達到 2050 年碳中和 (carbon neutral)，已將循環經濟 (circular economy) 列爲綠色政綱 (EU Green Deal) 的重要施政目標 (Von der Leyen, 2019)，進而建立原物料自主性、廢棄物回收、二次料市場及產品技術創新四大循環經濟發展指標構面 (European Commission, 2018; Moraga et al., 2019)。由於產品環境化設計有助廢棄物最小化及資源使用效率提升，已成爲國家循環經濟發展的最重要策略，然而，目前廢棄物處理收費制度尚無法有效提升企業產品環境化設計投資誘因，此外，有限理性的經濟個體普遍捷思 (heuristic) 現象 (例如以簡易的回收期進行投資決策) (Tversky and Kahneman, 1983)，以及短視 (myopic) 現象 (例如設定較高的折現率) (Nordhaus, 2013)，限制廠商的環境生態設

計投資誘因及環境完整性目標的達成。

延長生產者責任 (extended producer responsibility, EPR) 在 20 世紀 90 年代初期開始發展，目的在於界定生產者應承擔產品的生命週期 (life cycle assessment, LCA) 責任[1]，並透過廢棄物處理費與押金退還等制度，激勵廢棄物回收率，降低原生料使用，達到降低環境衝擊目的 (OECD, 2016)。爰此，EPR 是世界公認的高效率廢物管理政策，可延長產品使用年限，減少固體廢棄物，提升社會福祉 (Runkel, 2003)，並有助提升企業社會責任 (corporate social responsibility, CSR) (Fleckinger and Glachant, 2010)。在 EPR 制度推動下，產品生命週期評估與環境政策結合成爲重要發展趨勢，例如環境標誌與宣告 (Environmental Labels and Declarations, EL&D)[2]、延長企業生產者責任制度、產品環境化設計 (design-for-environment, DfE)、產品永續設計 (sustainable product design/design for sustainability, DfS)、產品生命週期各環節設計 (design for X, DfX)[3] 及綠色採購等，將企業承擔的環境責任由廠區內延伸至產品的最終處置，目的在提高企業產品環境化管理的誘因，從而提升整體環境品質 (Lindhqvist, 2000)。Bovea and Vidal (2004) 指出，透過產品生命週期評估，衡量產品環境成本並透過產品環境化設計，可以提高消費者願付價格，達到企業與環境永續發展的目標[4]。

---

[1] EPR 與環境稅一樣，屬於使用者付費的環境政策工具，其主要策略是鼓勵企業回收與再利用其生產產品，相較於最終產品的焚化及掩埋而言，更具降低環境損害之效果。台灣實際操作上，是企業預付最終處置費方式，委辦第三單位 (回收業與處理業) 回收處理最終產品。

[2] 國際間爲配合綠色消費導向所設計的環境管理工具，讓消費者選擇有利於環境的產品，間接促使廠商因市場消費需求，開發有利於環境的產品，在我國稱爲環保標章。

[3] X 代表產品生命週期或其中某一環節，如裝配、製造、維修、品質、材料成本等。

[4] 有關 EPR 的法令制定，歐盟議會已於 2000 年通過汽車最終處置相關指令，緊接著積極推動電子產品廢棄物 (waste electronics and electrical equipment, WEEE) 指令。除了歐盟之外，日本與台灣政府亦針對電視機、電冰箱、冷氣機及洗衣機等家庭電器產品徵收

產品環境化設計可以提升廢棄物回收率、二次料市場發展及產品技術創新等，有助國家循環經濟發展 (Moraga et al., 2019)，由於環境化設計與管理是以產品生命週期觀點出發，80%在設計階段就已經決定，產品投入市場後便難以再改善其對環境的衝擊 (OECD, 2016)。然而，目前 EPR 收費制度較著重於產品生命週期末端的廢棄物管理，而較忽略源頭產品環境化設計的誘因提升，是目前 EPR 收費制度不足之處。隨著產品生命週期管理的觀念興起，如何建立廢棄物總量管制觀念，亦逐漸受到重視，Cerin and Karlson (2002) 研究易利信 (Ericsson) 的個案發現，廠區 (包括資源投入、生產與運輸活動等) CO_2 排放量僅占產品生命週期總排放量的 11%，剩餘的 89% 排放量則排放至環境體，終究成爲政府與全體國民的負擔，從而提出產品生命週期 (product life cycle, PLC) 排放交易 (emission trading) 制度的觀念。Walls and Palmer (2001) 認爲應以整體產品生命週期作爲訂定適當環境政策的依據，基於此，歐盟更將此作爲界定生產者責任的法律基礎，稱爲整合性產品政策 (integrated product policy, IPP)[5]；日本透過法令促使產品輕量化及減少產品包裝 (Hosoda, 2004; OECD, 2014)[6]。Li and Geiser (2005) 以美國爲例，認爲環境責任的政府採購 (environmentally responsible public procurement, ERPP) 是所有整合性產品政策工具 (包括環保標章及延長生產者責任) 之中，最重要的驅動力。

推動產品環境化設計投資與促進產品永續性，是降低產品生命週期環境負荷的最佳策略。然而，在經濟個體重視損失的價值偏好下 (Kahneman and Tversky, 1979)，例如重視設備沉沒成本的稟賦效應 (endowment effect) (Kahneman et al., 1991)，即使有利投資，

回收處理費。

[5] IPP 是指考量產品的生命週期，並利用多樣的政策工具 (如環保標章、延長生產者責任、綠色採購等) 以改善產品的環境績效。其目標在於達成價格公正、刺激綠色產品需求、與增加綠色生產。

[6] 2006 年日本提出「容器包裝循環再利用法令修正案」，促使日本綠茶飲品生產者使用更輕薄的寶特瓶 (PET) 裝填綠茶，以及停止生產有色寶特瓶飲品，用綠色標籤替代綠色寶特瓶 (有色寶特瓶影響透明寶特瓶的分類、回收與再利用)。

也不輕易進行，產生維持現狀的偏誤 (status-quo bias) (Samuelson and Zeckhauser,1988)，即不隨意汰舊換新。Allcott and Greenstone (2012) 指出，經濟個體在有限理性 (或資訊不完全) 下，投資決策會出現「投資無效率」(investment inefficiency) 現象，亦即，投資水準不足，稱爲「投資缺口」(investment gap)。這種現象導因於經濟個體的短視行爲 (myopic behavior)，例如過高的折現率 (discount rate)，導致低估未來投資效益，因此，也稱「成本短視」(cost myopic) 現象，從而，延緩一個具成本效益 (較低或合理折現率) 的節能投資計畫，產生「能源矛盾」現象 (Norhaus, 2013)。Thaler and Sunstein (2008) 指出，透過適當的制度設計與安排，將可誘導有限理性的經濟個體，將其短視 (myopic) 決策，推向長期遠見 (farsighted) 思考決策，稱爲「推力」(nudge)。

綜上可知，徵收廢棄物處理費是當前各國推動 EPR 制度的最重要政策措施，透過適當的收費制度設計，可以鼓勵或要求生產者承擔產品生命週期的財務或環境責任。我國於 1997 年 (民國 86 年) 3 月 28 日公告修正廢棄物清理法第十條之一及第二十三條之一，首度將 EPR 制度的精神納入我國資源回收相關政策與法規之中，並透過收費制度，提高管理效率。然而，目前所推動的收費制度，僅關注廠區外固體廢棄物管理，尚未連結至廠區內污染排放的整合管理，因此，無法眞正達成提高企業產品環境化設計或綠色生產誘因目標[7]。鑑於此，如何在現行收費制度下，提出一套開創性的制度設計方式，以提高企業綠色生產誘因，並分析廠商綠色投資短視行爲之原因，提供政府施政之參考，這是本文的研究目的。

環境化設計已成爲循環經濟發展的重要基礎，亦是延長生產者責任的重要政策意涵。文獻上，雖然可見 Cerin and Karlson (2002) 產品生命週期排放交易制度及 Walls and Palmer (2001) 的整體產品生命週期作爲訂定適當環境政策，然而，尚缺乏整合溫室氣體

---

[7] 我國對責任業者的收費費率，隨其產品而不同，但每一種產品的回收清除處理費爲固定費率 (李堅明等，2015)，即生產同產品的所有業者，繳納相同費率，每二個月繳費一次 (一期)，例如生產 PET 汽水業者每期應繳費用= PET 費率 (元/公斤) × 應繳費重量 (公斤)，應繳費重量計算方式：PET 瓶空重 (公斤/支) × PET 瓶購入量 (個數)。

管理及產品永續性誘因設計，這是本研究與文獻的主要差異，此外，本研究以國內課徵應回收廢棄物回收清除處理費之產品環境化設計差別費率進行實證分析，驗證學理結果，爲本文的重要貢獻。本文章節安排上，第二節首先分析現行產品生命週期收費模型，第三節探討產品永續性設計誘因，第四節爲產品環境化設計實證分析，第五節是本文結論與建議。

貳、產品生命週期收費模型

完整產品生命週期應包括生產投入、生產製程、產品消費與產品最終處置四大階段，由於產品消費階段涉及問題較複雜，不包括在本文的分析範疇內，易言之，本文所指稱產品生命週期僅包括生產投入 (K_{pt}, K_{at})、生產製程 ($q_t(K_{pt})$) 及產品最終處置 ($t_p e$ 與 $t_q q_t$) 三層面。本文模型主要參考 Cerin and Karlson (2002) 的產品生命週期排放交易制度，以及 Walls and Palmer (2001) 的整體產品生命週期作爲訂定適當環境政策模型設計。

一、基本模型與求解

廠商同時面對廠區內生產製程排放溫室氣體 (或空氣與水污染) (以下簡化以溫室氣體排放表示) 之排放費及廠區外之產品最終處理費的情況下，假設產品最終處理費採取從量收費方式，則該費用宛如廠商變動成本的一部分。此外，在當前收費制度下，無論產品環境化程度如何，並不會改變廠商繳交之最終處理費費率，換言之，在此制度下，廠商沒有環境化產品設計之誘因。因此，同時考量廠區內 (生產製程之溫室氣體排放) 及廠區外 (產品最終處置) 之收費問題，建構之產品生命週期收費制度 (product life cycle

emission fee model, PLCEFM) 的廠商最適控制模型如下所示[8]：

$$Max \quad \int_0^T e^{-rt}\pi_t dt \tag{1}$$

$$s.t. \quad \pi_t = Pq_t(K_{pt}) - v_p I_{pt} - v_a I_{at} - t_p e_t - t_q q_t \tag{2a}$$

$$\dot{K}_{pt} = I_{pt} - \delta_p K_{pt} \tag{2b}$$

$$\dot{K}_{at} = I_{at} - \delta_a K_{at} \tag{2c}$$

$$e_t = s_t(K_{pt}) - h_t(K_{at}) \geq 0 \tag{2d}$$

其中，π_t 爲廠商利潤函數；e^{-rt} 爲折現因子 (discount factor)，r 爲折現率 (discount rate)；P 爲商品價格，假設商品市場完全競爭，故其值固定；q_t 爲生產量，是生產性資本 (K_{pt}) 的準凹函數 (quasi-concave function)，亦即 $\partial q_t / \partial K_{pt} \geq 0$ 且 $\partial^2 q_t / \partial K_{pt}^2 \leq 0$；$v_p$ 與 v_a 分別是生產性投資 (I_{pt}) 及防治性投資 (I_{at}) 的單位價格，假設固定；式 (2b) 及式 (2c) 分別爲生產性資本 (K_{pt}) 與防治性資本 (K_{at}) 的累積方程式；δ_p 與 δ_a 分別爲生產性資本 (K_{pt}) 及防治性資本 (K_{at}) 的折舊率；e_{pt} 爲產品生產淨溫室氣體排放量，是溫室氣體總排放量 ($s_t(K_{pt})$) 扣除防治量 ($h_t(K_{at})$) 之餘額，且 $\partial s_t / \partial K_{pt} > 0$ 及 $\partial h_t / \partial K_{at} > 0$，分別表示溫室氣體排放量與防治量隨生產性資本與防治性資本增加而增加，此外，假設 $\partial^2 s_t / \partial K_{pt}^2 \geq 0$，表示溫室氣體排放量遞增增加；$t_p$ 與 t_q 分別表示單位溫室氣體排放費率 (以下簡稱碳費費率) 與產品 (或固體廢棄物) 最終處置費費率，假設外生固定。此外，本文爲簡化分析，假設所有的投資均沒有調整成本 (adjustment cost)，則上述問題之當期 Hamiltonian 函數與最適解，如下所示 (下標 t 省略)：

$$H_c = Pq(K_p) - v_p I_p - v_a I_a - t_p e - t_q q + \lambda_p (I_p - \delta_p K_p) + \lambda_a (I_a - \delta_a K_a)$$

---

[8] 本文旨在探討產品污染控制與環境化設計問題，亦即，僅探討最適資本選擇問題，爲

$$\frac{\partial H_c}{\partial I_p} = -v_p + \lambda_p = 0 \tag{3}$$

$$\frac{\partial H_c}{\partial I_a} = -v_a + \lambda_a = 0 \tag{4}$$

$$\dot{\lambda}_p = -\frac{\partial H_c}{\partial K_p} + r\lambda_p = (t_q - P)\frac{\partial q}{\partial K_p} + t_p \frac{\partial s}{\partial K_p} + \lambda_p \delta_p + r\lambda_p \tag{5}$$

$$\dot{\lambda}_a = -\frac{\partial H_c}{\partial K_a} + r\lambda_a = -t_p \frac{\partial h}{\partial K_a} + \lambda_a \delta_a + r\lambda_a \tag{6}$$

在長期穩定均衡 (steady state) 下，令 $\dot{\lambda}_p = \dot{\lambda}_a = 0$，則由式 (5) 與式 (6) 可分別獲得：

$$\lambda_p = [(P - t_q)\frac{\partial q}{\partial K_p} - t_p \frac{\partial s}{\partial K_p}]/(\delta_p + r) \tag{5a}$$

$$\lambda_a = t_p \frac{\partial h}{\partial K_a}/(\delta_a + r) \tag{6a}$$

再將式 (5a) 與式 (6a) 分別帶入式 (3) 與式 (4)，可以獲得最適生產性與防治性資本水準方程式如下：

$$(P - t_q)\frac{\partial q}{\partial K_p} = t_p \frac{\partial s}{\partial K_p} + v_p(\delta_p + r) \tag{3a}$$

簡化模型分析，生產函數沒有納入勞動力。

$$t_p \frac{\partial h}{\partial K_a} = v_a(\delta_a + r) \tag{4a}$$

式 (3a) 爲最適生產性資本方程式，其等號左邊表示生產資本的淨邊際產值 (value of marginal product, VMP)，爲生產性資本增加一單位新增收益 ($P\partial q/\partial K_p$) 扣除繳交之最終處置費 ($t_q \partial q/\partial K_p$)，等號右邊表示生產性投資的邊際要素成本 (或稱使用者成本)，分別由生產性資本增加一單位所增加的碳費支出 ($t_p \partial s/\partial K_p$)、以及租賃價格 ($v_p(\delta_p + r)$)所構成。式 (4a) 爲最適防治性資本方程式，其等號左邊表示防治性資本的邊際產值，爲增加一單位防治性資本可減少之碳費成本 (廠區內) ($t_p \partial h/\partial K_a$)，等號右邊表示防治性投資的邊際要素成本 (或稱使用者成本)，由租賃價格 (($v_a(\delta_a + r)$) 所構成。

二、排放費率 (t_p) 影響

排放費率 (t_p) 的改變將同時影響最適生產性資本 (見式(3a)) 及最適防治性資本 (見式(4a))，從而影響淨溫室氣體 (或污染) 排放量 (見式(2d))。圖 1(a) 爲最適生產性資本存量決定示意圖 (亦即式(3a))；圖 1(b) 爲生產性資本與排放量關係圖；圖 1(c) 爲排放量與防治性資本關係圖 (爲容易示意，以線性呈現)；圖 1(d) 爲最適防治性資本存量決定示意圖。假設原先排放費費率爲 t_p^0，對應的生產性資本的淨邊際產值爲 $VMP_{K_p}^0 = (P - t_q)(\partial q/\partial K_p)$，邊際成本爲 $MC_{K_p}^0 = t_p^0(\partial s/\partial K_p) + v_p(\delta_p + r)$；對應的防治性資本的邊際產值 $VMP_{K_a}^0 = t_p^0(\partial h/\partial K_a)$，邊際成本爲 $MC_{K_a}^0 = v_a(\delta_a + r)$，獲得的最適生產性資本、防治性資本及最適排放量分別爲 K_p^0、K_a^0 及 e_0，詳如圖 1 所示。倘若 t_p 提高至 t_p^1，則生產性資本的邊際成本增加至 $MC_{K_p}^1$，對應的最適生產性資本爲 K_p^1；防治性資本的邊際產值增加至 $VMP_{K_a}^1$，最適防治資本增加至 K_a^1。由於 K_a 增加，因此，圖 1(b) 曲線將右

移，且 K_p 減少，因此圖 1(c) 曲線將右移，綜合上述效果，最適淨溫室氣體 (或污染) 排放量減少至 e_1，隱含環境品質改善。

最終處置處理費 (t_q) 僅影響生產性資本 (詳見式(3a))，亦即如果 t_q 提高，將降低生產性資本的淨邊際產值，從而，減少最適生產性資本。其討論與排放費雷同，不再贅述。

綜合上述分析，獲得本研究結果 1 如下：

【結果 1】提高排放費費率及最終處置費費率，可以達到改善環境品質目的。

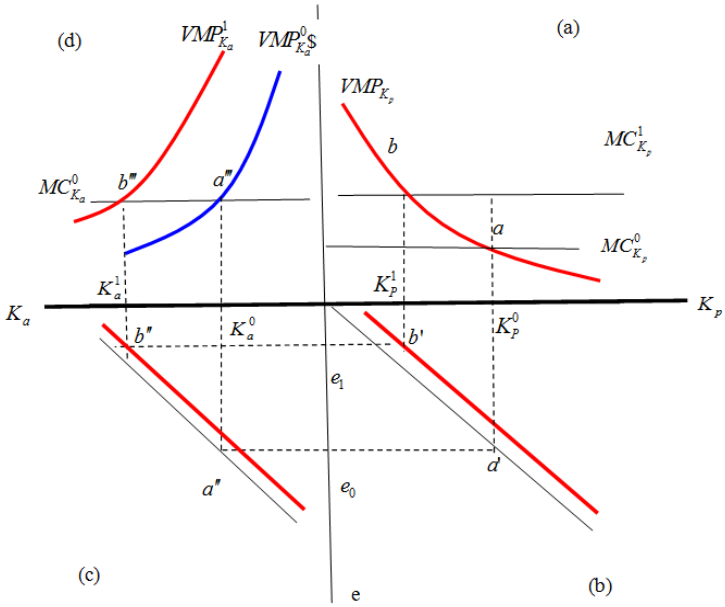

圖 1　提高排放費與最終處置費費率之減排量效果

參、產品永續性誘因設計

一、最終處置差別費率之影響

在產品最終處置收費制度下，雖然已部分延長生產者環境責任，然而，在傳統固定收費制度下，廠商並沒有足夠誘因進行減排活動，因此，如果採取差別費率制度，亦即 $t_q = t_q(q)$ ，且 $\partial t_q / \partial q > 0$ ，表示費率隨生產量累進增加，則式 (3a) 將修改爲 [9]：

$$\left[P - (t_q + \frac{\partial t_q}{\partial q} q) \right] \frac{\partial q}{\partial K_p} = t_p \frac{\partial s}{\partial K_p} + v_p (\delta_p + r) \tag{3b}$$

比較式 (3a) 與式 (3b) 可以發現，最終產品處置差別費率下，生產性資本的淨邊際產值較低，表示將獲得較低的生產性資本，因此，減少廠區內溫室氣體排放量，以及較低產品最終處置量，從而，在防治性資本不變下 (因爲式 (4a) 沒有改變)，亦即防治量不變，則淨溫室氣體排放水準將降低，此外，廠區外之最終處置量亦較低，表示廠區外固體廢棄物量較低，隱含差別費率制度下，可獲得較佳的環境品質。

上述分析，亦可由圖 2 說明之：圖 2(a) 爲式 (3) 最適生產性資本方程式示意圖；圖 2(b) 爲 45º線，最適生產性資本轉換示意關係圖；圖 2(c) 爲生產性資本與產量 (或最終處置量) 關係圖，兩者呈正向關係；圖 2(d) 爲污染排放量與產量 (或最終處置量) 關係圖，兩者呈正向關係。在沒有差別費率下，生產性資本爲 K_p^0 (如圖 2(a) 之 a 點所示)，則生產量 (或最終處理量) 爲 q_0 (如圖 2(c) 之 a'' 點所示)，污染排放量爲 e_0 (如圖 2(d)

[9] 此種差別費率制度，已相當程度考量產品環境化設計之誘因，換言之，費率隨著產量增加而增加，將可觸動廠商污染排放減量誘因。

之 a''' 點所示)；在有差別費率下，生產性資本減少爲 K_p^1 (如圖 2(a) 之 b 點所示)，則生產量 (或最終處理量) 減少爲 q_1 (如圖 2(c) 之 b'' 點所示)，污染排放量減少爲 e_1 (如圖 2(d) 之 b''' 點所示)。

上述分析結果，顯示差別費率制度將同時減少廢棄物最終處置量及污染排放量，隱含有利環境品質改善。獲得本文結果 2 如下：

【結果 2】產品最終處置採取差別費率制度相較於固定費率而言，具有較高環境誘因效果，可同時降低廠區內排放量以及廠區外固體廢棄物最終處置量，換言之，將獲致較高環境品質。

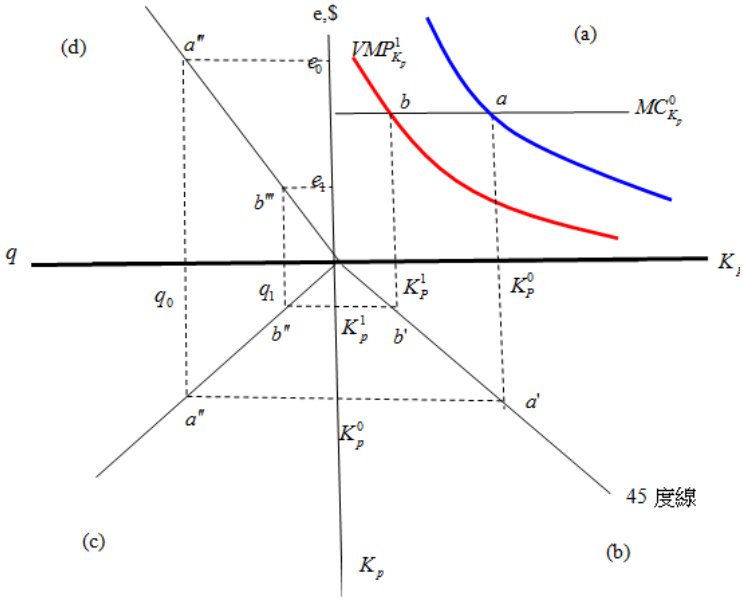

圖 2　最終處置差別費率對環境品質影響效果示意圖

二、環境化設計誘因

雖然差別費率制度可以改善環境品質，然而，生產性資本降低，易言之，將以犧牲廠商的經濟利益爲代價，不利經濟發展。獲得上述結果，主要原因是沒有考量廠商的產品環境化設計的誘因行爲，接下來，本文將進一步考量廠商具有產品環境化設計誘因行爲，分析對廠商經濟與整體環境品質之影響。Calcott and Walls (2005) 的研究認爲，依產品可回收再利用的程度 (degree of recyclability) 課徵生產者不同的稅費或給予不同的補貼，可促使生產者改變產品設計。近年來，聯合國環境規劃署與已開發國家積極發展與推動資源循環議題「3R」的概念 (European Commission, 2010; Hyman et al., 2013; Wilson et al., 2015) 與環境管理相關規範 [10]，認爲產品製造與生產應考量減量 (reduce)、再使用 (reuse)、物料回收 (recycle)等因子，一般而言，產品環境化設計型態包括：(1) 產品輕薄化：減少物料使用及運輸重量；(2) 不含或禁用有害成分，例如危害物質限用指令 (Restriction of Hazardous Substances, RoHS)、包裝及廢包廢棄物指令 (Packaging and Packaging Waste, PPW)；(3) 易於回收處理與再利用：例如拆解容易度、降低容積或重量、單一材質、可處理再製、資源再利用率、降低產品最終廢棄處理量 (掩埋或焚化處理量)；(4) 環保材質：產品使用再生料或生物可分解材料等四大類型。

綜上，假設政府修正產品最終處置收費方式，而考量產品環境化程度 (或環境友善程度)，亦即 $t_d\hat{q}$，其中 $\hat{q}=kq$ 稱爲環境化產品水準 [11]，爲產品環境化因子 k 與產量的乘積，

---

[10] 歐盟包裝及廢包廢棄物指令 (Packaging and Packaging Waste, PPW) 於 1994 年 12 月公佈，除減少使用或出售內含有毒物質的包裝材料外，亦重視任何材質的包裝再使用包裝廢棄物之再生及其他形式之回收再利用，減少廢棄物之最終處置。另日本以 3R 概念爲基礎，提出「容器包裝循環再利用法令修正案」，同註 6 之說明。

[11] 本文產品環境化因子先考量減少產品物料使用及產品最終廢棄物產生量作爲研究標的。由於最終產品處理排放污染物與生產製程不一定相同，因此，費率以 t_d 表示，以示與 t_q 之差異。且爲了方便比較，假設 t_d 仍採取差別費率。

k 愈小表示產品環境化程度愈高，可降低產品最終處置量，然而，環境化設計需要資本投入，亦即 ($k = k(K_d)$)，其中，K_d 爲環境化資本投入，且 $\partial k / \partial K_d < 0$，表示環境化設計資本投入愈多，產品環境化程度愈高，則最終處置量愈少。考量廠商環境化設計投資最適行爲，重寫當期 Hamiltonian 函數如下所示 (下標 t 省略)：

$$H_c = Pk(K_d)q(K_p) - v_p I_p - v_a I_a - v_d I_d - t_p e - t_q kq + \lambda_p (I_p - \delta_p K_p) + \lambda_a (I_a - \delta_a K_a) + \lambda_d (I_d - \delta_d K_d)$$

透過模型重新求解，則除了防治性資本最適方程式不變之外，生產性資本與環境化設計資本最適方程式如下 [12]：

$$\left[P - k(t_d + \frac{\partial t_d}{\partial q} q) \right] \frac{\partial q}{\partial K_p} = t_p \frac{\partial s}{\partial K_p} + v_p (\delta_p + r) \tag{3c}$$

$$-(P - t_d - \frac{\partial t_d}{\partial \hat{q}} \hat{q}) \frac{\partial \hat{q}}{\partial k} \frac{\partial k}{\partial K_d} = v_d (\delta_d + r) \tag{7a}$$

在差別費率制度下，最終處置費費率將受到環境化產品水準 ($\hat{q}$)，且 $(\partial t_d / \partial \hat{q})\hat{q} = (\partial t_d / \partial q_d) q$，因此，最適生產性資本與最適環境化設計資本方程式，分別如式 (3c) 與式 (7a) 所示。比較式 (3b) 與式 (3c)，由於 $0 < k < 1$，表示考量產品環境化設計收費制度之生產性資本邊際產值 (式(3c)左邊) 將較高，隱含較高的生產性資本存量。式 (7a) 的經濟意義指出，增加一單位環境化資本存量將提高產品環境化程度 ($-\partial k / \partial K_d > 0$)，從而降低單位產品最終處置費用 (差別費率)，再乘上產量即等於總減少之處置費支出 (等號左邊)，構成環境化資本投資的邊際效益。

---

[12] 爲比較環境化設計資本的最適方程式，在此需加入一條移動方程式，即環境化資本 (K_{idt}) 的累積方程式：$\dot{K}_{idt} = I_{idt} - \delta_d K_{idt}$，其中 I_{idt} 爲環境化投資，δ_d 爲環境化資本的折舊率。

綜合上述分析，在最終處置費考量產品環境化因素下，將同時增加廠商的生產性資本存量與環境化設計資本存量，前者，將增加最終廢棄物處理量，然而，產品環境化設計資本，將增加產品回收再利用率，降低產品最終處置量，因此，對於最終處置量或環境品質衝擊的影響效果不確定，必須視生產性資本與環境化資本的影響效果而定 [13]。說明如下：

納入環境化設計的生產量 (或最終處理量) 爲 $\hat{q} = kq$，受到環境化因子與生產量影響，全微分前式，獲得：

$$d\hat{q} = k\frac{\partial q}{\partial K_p} + q\frac{\partial k}{\partial K_d} \tag{8}$$

式 (8) 爲產品最終處理量的變化，與生產性資本呈正向關係 ($k(\partial q/\partial K_p) > 0$)，與環境化資本呈反向關係 ($q(\partial k/\partial K_d) < 0$)，可知，經環境化設計的產品最終處理量 (或環境總污染排放量) 的變化不確定 ($d\hat{q} \gtrless 0$)。易言之，如果環境化程度足夠高，則最終產品處理量將降低，有助國家循環經濟發展，及改善環境品質。

上述分析，亦可由圖 3 說明之：圖 3(a) 爲生產性資本與產量 (或最終處理量) 關係圖，產量與生產性資本呈正相關；圖 3(b) 爲環境化設計資本與環境化因子的關係圖，兩者呈負相關；圖 3(c) 爲環境化因子與環境化產量 (或最終處理量) 關係圖，兩者呈正相關。假設在沒有環境化設計資本的情況下，如果生產性資本爲 K_p^0，則生產量 (或最終處理量) 爲 q_0 如圖 3(a) 之 a 點所示；如果生產性資本增加至 K_p^1，則生產量 (或最終處理量) 增加爲 q_1 如圖 3(a) 之 b 點所示。可知，最終處理量增加，惡化環境品質。導入環境化設計資本，如果環境化設計資本不夠高，如圖 3(b) 爲 K_d^0，對應的環境化因子爲 k_0，如圖

[13] 由於最終產品處理排放污染物與生產製程排放污染不一定相同，因此，本文最終處置排放之費率以 t_d 表示，取其一般化設定方式。

3(b) 之 a' 點所示，則生產量 (或最終處理量) 爲 $\hat{q}_0 = k_0 q_1$，如圖 3(c) 之 a'' 點所示，雖然，降低環境化設計的最終處理量 ($\hat{q}_0 < q_1$)，但仍然高於 q_0，易言之，仍然增加最終處理量，增加環境負荷。如果環境設計化資本足夠高，如圖 3(b) 爲 K_d^1，對應的環境化因子爲 k_1，如圖 3(b) 之 b' 點所示，則生產量 (或最終處理量) 爲 $\hat{q}_1 = k_1 q_1$，如圖 3(c) 之 b'' 點所示，顯示，最終處理量 ($\hat{q}_1$) 低於 q_0，隱含降低最終處理量，及環境負荷。獲得本文結果 3 如下：

【結果 3】差別費率制度下，將誘發廠商產品環境化行為，將降低最終處置的環境衝擊，然而，總環境品質的變化不確定。

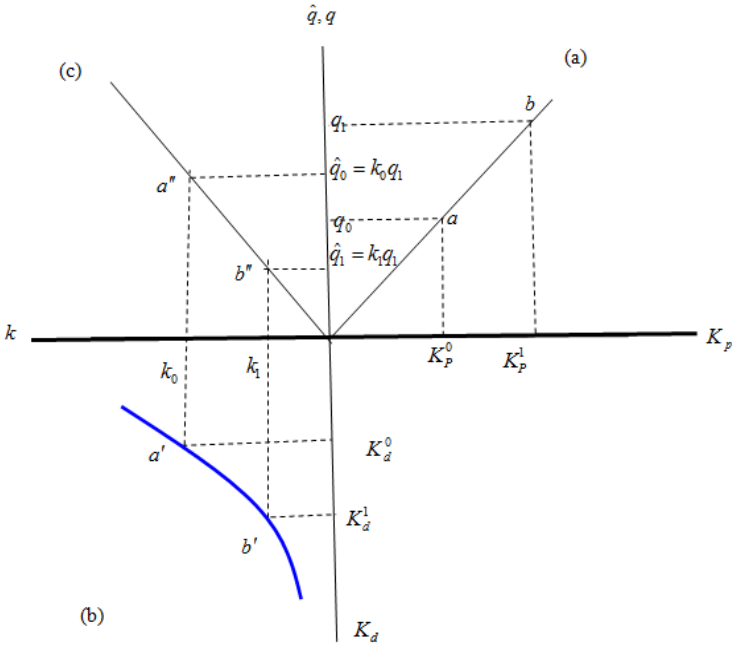

圖 3　環境化設計對最終處理量的影響效果比較

三、生命週期排放費之影響

由於產品經最終處置 (無論是焚化或掩埋) 後，終將排放污染物 (例如溫室氣體排放量)，因此，本文接下來將以最終產品處置產生之排放量 (e_d) 爲費基，亦即 $t_d e_d$ ，其中 $e_d = e_d(\hat{q})$ 爲產品環境化產量的函數[14]，爲簡化分析，假設排放量與最終處置量呈固定比例關係，亦即 $e_d = \beta\hat{q}$ ， β 爲最終產品排放係數 (emission factor)，且 $\beta > 0$[15]； t_p 爲產品最終處置單位排放費 (假設固定)。考量上述因子之廠商最適化行爲，重寫當期 Hamiltonian 函數如下所示 (下標 t 省略)：

$$H_c = P(\hat{q})\hat{q}(K_p, K_d) - v_p I_p - v_a I_a - v_d I_d - t_p \beta\hat{q} - t_q \hat{q} + \lambda_p (I_p - \delta_p K_p) + \lambda_a (I_a - \delta_a K_a) + \lambda_d (I_d - \delta_d K_d)$$

則除了防治性資本最適方程式不變之外，生產性資本與環境化資本最適方程式如下：

$$\left[(P - \beta k(t_d + \frac{\partial t_d}{\partial q} q) \right] \frac{\partial q}{\partial K_p} = t_p \frac{\partial s}{\partial K_p} + v_p(\delta_p + r) \tag{3d}$$

$$-(P - t_d \beta - \frac{\partial t_d}{\partial \hat{q}} \beta\hat{q}) \frac{\partial \hat{q}}{\partial k} \frac{\partial k}{\partial K_d} = v_d(\delta_d + r) \tag{7b}$$

---

[14] 由於最終產品處理排放污染物與生產製程排放污染不一定相同，因此，本文最終處置排放之費率以 t_d 表示，取其一般化設定方式。

[15] 排放係數定義爲排放量與產量之比值。

對於生產性資本的影響，可以比較式 (3c) 與式 (3d)，則最適生產性資本之差異[16]，決定於 β 值，倘若 $\beta > 1$ (高排放係數) 則生產性資本的淨邊際產值較低，降低生產性資本存量，有助環境品質改善；倘若 $1 > \beta > 0$ (低排放係數) 則生產性資本的淨邊際產值較高，提高生產性資本存量，不利環境品質。

式 (7b) 之經濟意義指出，在產品最終處置排放費制度下，排放係數 (β) 是影響廠商最適環境化資本存量的因素之一，且排放係數愈高的廠商，其環境化資本投資所創造的效益愈高，隱含其環境化資本投資水準較高，有利於環境品質維護。圖 4(a) 爲最適環境化設計資本水準決定的示意圖 (亦即式(7b))；圖 4(b) 爲環境化設計資本存量與環境化程度關係圖；圖 4(c) 爲環境化程度與環境化產品關係圖。假設原先排放係數爲 β_0，其對應的邊際產值與邊際成本分別爲 $VMP_{K_d}^0 = -q\beta_0(t_d + (\partial t_d / \partial q)q)(\partial k / \partial K_d)$ 及 $MC_{K_d} = v_d(\delta_d + r)$，獲得最適環境化設計資本決定於圖 4(a) 之 a 點，最適環境化資本存量爲 K_d^0 (a 點)、最適環境化程度 k^0 (a' 點) 及最適最終處理量 $\hat{q}^0$ (a'' 點)。倘若排放係數提高至 β_1，則環境化設計資本的邊際產值增加至 $VMP_{K_d}^1$，則最適環境化資本存量增加爲 K_d^1 (b 點)、最適環境化程度高，亦即 k 減少至 k^1 (b' 點) 及最適最終處理量減少至 $\hat{q}^1$ (b'' 點)。

綜上分析可知，以排放量爲費基的最終處置費制度，當生產活動的排放係數愈高，其環境化資本投資所創造的效益愈高，隱含其環境化資本投資水準較高，有利於環境品質維護。易言之，環境化資本投資，一方面創造較高投資效益 (VMP)，另一方面，降低污染排放，落實綠色成長 (green growth)。獲得本文結果 4 如下：

---

[16] 式 (3c) 縮減爲 $(P - kt_q)\dfrac{\partial q}{\partial K_p} = t_p \dfrac{\partial s}{\partial K_p} + v_p(\delta_p + r)$ 。

【結果 4】以排放量為費基的最終處置費制度，且在排放係數愈高的情況，將呈現較明顯綠色成長現象。

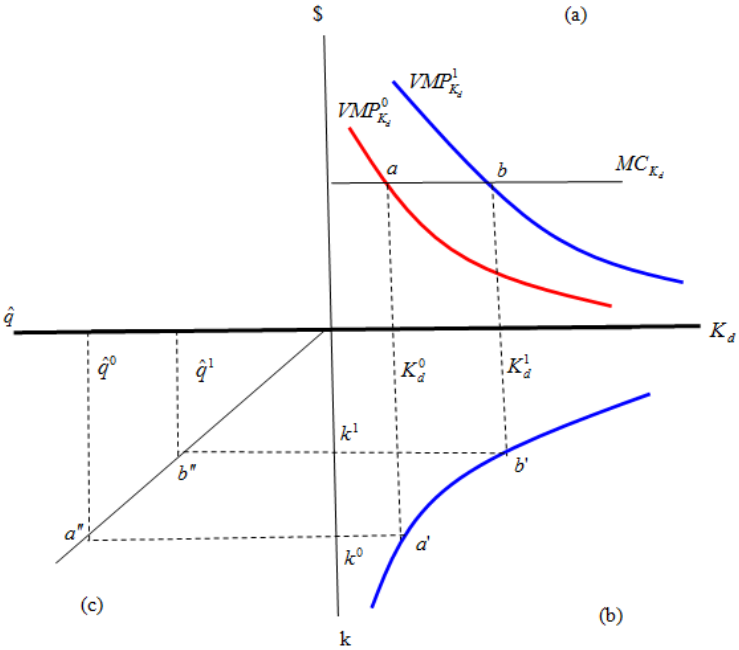

圖 4　排放係數對環境化設計資本與最終處置量影響

四、綠色產品偏好之影響

近年來，綠色消費意識興起，將提高願付價格。因此，本文將討論消費者如果偏好綠色產品，從而產品環境化設計 (產品綠化程度) 可以提高產品價值 (Bovea and Vidal, 2004) 之效果。基於此，本文將產品價格內生化 (endogenous)，亦即 $P = P(k)$，且假設 $\partial P / \partial k < 0$，表示產品環境化程度愈高 ($k$ 愈小)，消費者願付價格提高。考量上述因子之

廠商最適化行爲，重寫當期 Hamiltonian 函數如下所示 (下標 t 省略)：

$$H_c = P(\hat{q})\hat{q}(K_p, K_d) - v_p I_p - v_a I_a - v_d I_d - t_p \beta \hat{q} - t_q \hat{q} + \lambda_p (I_p - \delta_p K_p) + \lambda_a (I_a - \delta_a K_a) + \lambda_d (I_d - \delta_d K_d)$$

環境化資本的最適方程式如下：

$$-(P + \frac{\partial P}{\partial \hat{q}} \hat{q} - t_d \beta - \frac{\partial t_d}{\partial \hat{q}} \beta \hat{q}) \frac{\partial \hat{q}}{\partial k} \frac{\partial k}{\partial K_d} = v_d (\delta_d + r) \tag{7c}$$

式 (7c) 左側第一項 $(P + (\partial P / \partial \hat{q})\hat{q})$ 爲產品環境化的價格紅利，第二項 $(t_d \beta + (\partial t_d / \partial \hat{q})\beta \hat{q})$ 爲產品環境化所減少的最終處置成本。比較式 (7c) 與式 (7b) 可以發現，由於 $(\partial P / \partial \hat{q})\hat{q} > 0$，表示考量產品環境化之價值效果，將提高環境化資本邊際產值 (式 (7c) 等號左邊)，因此，提高環境化資本存量水準，有利於環境品質提升。其政策意含表示政府如果透過環境教育提升國民綠色消費之國民認知，提高綠色產品市場價值，可達到促進綠色生產誘因之目的。此外，政府亦可透過環保標章制度，並搭配政府綠色採購，直接創造綠色產品市場需求，達到發展綠色生產之目的。

獲得本文結果 5 如下：

【結果 5】產品環境化程度愈高，如果透過環境教育、環保標章及政府綠色採購制度，會提高消費者對產品的偏好及創造綠色產品市場需求，將激勵廠商提高環境化資本投資誘因，有利於環境品質提升。

五、短視行為之影響

重新改寫式 (7c) 如下：

$$\left[-(P+\frac{\partial P}{\partial \hat{q}}\hat{q}-t_d\beta-\frac{\partial t_d}{\partial \hat{q}}\beta\hat{q})\frac{\partial \hat{q}}{\partial k}\frac{\partial k}{\partial K_d}\right]/(\delta_d+r)=v_d \tag{7d}$$

可以看出，折舊率與利率 (δ_d+r) 即成爲環境化設計資本之邊際產值的折線率。在經濟個體有限理性下，會產生短視現象，亦即會對未來效益給予較高折現率，因此，會降低環境化設計資本投資的長期效益現值，從而，減少環境化設計資本投資誘因，抑或投資缺口現象。另外，當經濟個體設定過高的折現率下 (相較於合理折現率)，會出現效益現值 (式(7d) 左側) 低於投資成本 (式(7d) 右側) 的結果，這也解釋爲何有限理性的經濟個體，會延緩一個具成本效益的投資案 (如果以合理折現率計算) 的矛盾現象。

由於環境化設計投資效益項目包括，產品環境化的價格紅利 ($P+(\partial P/\partial\hat{q})\hat{q}$) 及爲產品環境化所減少的最終處置成本 ($t_d\beta+(\partial t_d/\partial\hat{q})\beta\hat{q}$)，因此，在有限理性下，容易出現資訊不足或能力不夠的問題，這也解釋實務上，爲何有限理性經濟個體常以捷思行爲，亦即回收期，進行節能投資決策。式 (7d) 也指出，產品環境化設計成本 (或設備購買前期成本) (v_d) 僅有一項，而且是外顯成本，經濟個體容易直接感受，這也說明爲何實務上，有限理性的經濟個體較看重投資的前期成本，而相對輕視營運期間的節能效益 (Jaffe and Stavins, 1994; Knobloch and Mercure, 2016)。

政府可以建立永續性產品等級，提高廠商環境生態設計投資之環境外部效益內部化，再結合綠色產品宣導，提高消費者願付價格，達到促進廠商產品生態設計投資意願。

肆、產品環境化設計差別費率驗證

本文進一步蒐集國內課徵回收清除處理費費率制度變革，對產品環境化誘因設計的影響，驗證前文的理論結果。依據我國廢棄物清理法第 16 條規定，「回收清除處理費用」係指由製造業者按當期營業量，輸入業者按向海關申報進口量，於每期營業稅申報繳納後 15 日內，依中央主管機關核定之費率，繳納回收清除處理費用，作爲資源回收管理基金，專用於回收、清除、處理資源廢棄物所需之費用。「回收清除處理費」可視爲一種「經濟誘因」的環境保護政策，促使生產者改變生產方式，有利於達成資源回收與環境保護之成效。環保署公告應回收廢棄物項目共有 13 大類 33 項，從 1998 年開始，回收清除處理費一直以「重量」或「數量」做爲課費費基，產品生產、製造者及進口者依據產品重量或數量申報及繳納回收清除處理費，採齊頭式課費。

環保署爲提高產品的環境化設計誘因，於 2005 年開始推動類似產品生命週期環境化設計收費制度。首先試辦應回收項目爲容器附件 (係指瓶蓋、拉環、標籤、湯匙、叉子、底座、包膜等) 使用 PVC 材質者，加重課徵回收清除處理費費率。PVC 材質產品因製程需添加輔助材料「熱安定劑」，而效果好的熱安定劑幾乎都含有重金屬，具有毒性，對環境不友善，若廢標籤以焚化方式處理，會增加產生戴奧辛之風險，且該材質附件回收再利用管道亦不足，因此，環保署於 2005 年開始實施容器使用 PVC 附件者加重費率，盼藉此導引業者以環境友善的材質替代 PVC 材質。環保署自 2005 年 1 月起至 2011 年 6 月期間，逐年調高寶特瓶 (PET) 容器附件使用 PVC 之回收清除處理費率，透過差別費率政策，逐年擴大費率差額，期透過經濟誘因，引導 PET 容器責任業者避免使用 PVC 材質附件。由表 1 發現，該期間含對環境不友善的 PVC 附件 PET 容器回收清除處理費費率，自 2005 年 16.9 公斤/元，到 2011 年調升至 23.16 公斤/元，使用 PVC 附件的 PET 容器營業量 (即生產量) 從 2005 年的 31,869,215 公斤，到 2011 年大幅下降至 1,718,657 公斤，其占整體 PET 容器營業量之比例亦從 2005 年 46.51% 大幅降至 2011 年 2.19%，而不使用 PVC 附件的 PET 容器營業量大幅上升，顯見環境化設計的差別費率，確實可引導廠商

改生產對環境友善的產品 (即未含 PVC 附件的 PET 容器) 之行爲，降低對環境不友善的 PVC 附件在回收處理過程中對環境的影響。由於該期間的差別費率政策確實引導約 98% 以上的 PET 容器商品生產者不使用 PVC 附件，成功達到產品環境化設計政策效果，因此，環保署於 2011 年 6 月 30 日停止適用該政策，並以該政策爲基礎，自 2011 年 7 月 1 日開始推動 PET 瓶身易撕線複合式差別費率，鼓勵 PET 容器商品生產者生產瓶身易於脫標回收且同時不使用 PVC 材質附件之產品，使後端回收處理業者易於將 PET 瓶身標籤脫標，減少處理廠處理時間，透過多項產品環境化設計差別費率選項供生產者選擇，引導業者同一種產品有具有更多項環境化設計。

表 1　2005 至 2011 年 PET 容器商品之營業量申報統計資料

	PET 容器附件未使用 PVC 營業量(公斤)	PET 容器附件使用 PVC 營業量(公斤)	PET 容器附件使用 PVC 營業量百分比	PET 容器附件未使用 PVC 費率公斤/元	PET 容器附件使用 PVC 費率公斤/元	費率差額公斤/元
年度	$y1$	$y2$	$y3=y2/(y1+y2)$	$x1$	$x2$	$x3=x2-x1$
2005	36,651,400	31,869,215	46.51%	13	16.9	3.90
2006	34,663,814	36,142,626	51.04%	11.58	16.9	5.32
2007	39,431,873	34,167,822	46.42%	11.58	15.054	3.47
2008	61,670,815	11,492,628	15.71%	11.58	23.16	11.58
2009	77,186,835	1,400,776	1.78%	11.58	23.16	11.58
2010	78,939,629	1,591,638	1.98%	11.58	23.16	11.58
2011	76,877,045	1,718,657	2.19%	11.58	23.16	11.58

註：環保署產品回收清除處理費環境化設計差別費率係採階段性推動，第一階段爲 2005 年 1 月至 2011 年 6 月推動 PET 容器商品使用與不使用 PVC 材質附件之回收清除處理費產品環境化設計差別費率，二種費率提供生產者選擇，本研究彙整該期間數據資料，探討第一階段差別費率之政策效果。

資料來源：行政院環境保護署 (2019，2020a，2020b)。

本研究爲瞭解調高 PET 容器附件使用 PVC 之費率以及差別費率之政策效果，驗證前文的理論基礎[17]，蒐集 2005 年 1 月至 2011 年 6 月間 PET 容器使用與未使用 PVC 材質附件之回收清除處理費費率與營業量申報統計數據，並將各項欄位數據進行變數設定，如表 1 所示，包括 PET 容器附件未使用 PVC 營業量 ($y1$)、PET 容器附件使用 PVC 營業量 ($y2$)、PET 容器附件使用 PVC 營業量百分比 ($y3 = y2/(y1 + y2)$)、PET 容器附件未使用 PVC 費率 ($x1$)、PET 容器附件使用 PVC 費率 ($x2$) 及費率差額 ($x3 = x2 – x1$) 等六個變數。

一、PET 塑膠容器使用 PVC 附件費率與其營業量的關係

爲瞭解調高 PET 塑膠容器使用 PVC 材質附件費率之政策效果，本研究實證自變數 ($x2$) 與依變數 ($y2$) 之間的迴歸分析，以瞭解變數之間的關係，確認廠商應繳納的回收清除處理費率是否影響廠商環境化設計產品的營業量 (生產量)，即 PET 塑膠容器附件使用 PVC 費率 ($x2$) 對 PET 塑膠容器附件使用 PVC 營業量 ($y2$) 的關係，結果如表 2 所示。

迴歸分析結果顯示，R^2爲 0.9241，代表此模型 PET 附件使用 PVC 費率 ($x2$) 可解釋 92.41% PET 容器附件使用 PVC 營業量 ($y2$) 之變異情形。T 檢定計算結果，p value 值爲 0.0006，小於顯著水準 0.05，故有足夠統計證據顯示費率與營業量顯著相關，且 $x2$ 的迴歸係數爲負值 (–4,248,091.73)，經濟意義指出，提高 PET 容器附件使用 PVC 費率 ($x2$) (不友善的環境設計)，PET 容器附件使用 PVC 營業量 ($y2$) (或採用量) 愈低，如表 2 所示所示，表示政府對環境不友善設計的產品採取差別費率，的確會降低業者的環境不友善的行爲。

---

[17] 本文曾對 PET 瓶身易撕線營業量與環境化差別費率，進行實證分析，惟 PET 瓶身是否易脫標籤之差別費率僅 0.85 公斤/元 (PET 瓶身易撕線費率爲 8.5 公斤/元，瓶身非易脫標籤費率爲 9.35 公斤/元)，因此，檢定結果，並不顯著。

表 2　*y*2 與 *x*2 之迴歸分析結果

	係數	標準差	*t* 統計	*P*-值	R^2	觀察值
截距	102,780,407.6***	11163182	9.207089	0.000254	0.924118349	7
*x*2	–4,248,091.73***	544394.2	–7.80334	0.000554		

註：***表示 1% 顯著

綜上實證分析結果，顯示 2005 至 2011 年期間，PET 容器附件使用 PVC 費率 (*x*2) 對 PET 容器使用 PVC 附件的營業量 (*y*2) 有顯著關係，且迴歸係數爲負值，可推論 PET 容器附件使用 PVC 費率值愈高，對其營業量 (或採用量) 有抑制的效果，即表示業者不只減少使用 PVC 材質附件，亦會改以其他材質附件替代 PVC 材質附件。顯示，產品環境化設計誘因 (採取差別費率)，的確會抑制環境不友善產品的生產，驗證前文【結果二】的理論推論。

二、差別費率差值與 PET 容器附件使用 PVC 百分比的關係

爲減少業者使用 PVC 容器附件，引導業者改用其他環境友善的容器附件，環保署自 2005 年起，調整過去單一費率的制度，改採差別費率的政策，若容器附件使用對環境不良影響的 PVC 材質，則逐年加重回收清潔處理費，從 2005 年加重 30%，至 2008 到 2011 年加重 100%，以經濟誘因引導容器業者，在製造標籤時改採其他替代材質。本研究以差別費率差值 (*x*3) 對 PET 容器附件使用 PVC 百分比 (*y*3)，進行實證分析，結果如表 3。

表 3 顯示 R^2 爲 0.9162，代表差別費率差值 (*x*3) 可解釋 91.62% PET 容器附件使用 PVC 百分比 (*y*3) 之變異情形。T 檢定計算結果，*p* value 值爲 0.0007，小於顯著水準 0.05，故有足夠統計證據顯示費率差值與營業量顯著相關，且 *x*3 的迴歸係數爲負值 (–0.05626579)，經濟意義指出，提高 PET 容器附件使用費率差額 (*x*3) 愈大，PET 容器附件使用 PVC 營業量占比 (*y*3) (或採用量占比) 將愈低，如表 3 所示，同樣驗證，政府對環境不友善設計的產品採取差別費率，的確會降低業者的環境不友善的行爲。

表 3　y3 與 x3 之迴歸分析結果

	係數	標準差	*t* 統計	*P*-值	R^2	觀察值
截距	0.710970263***	0.06997167	10.16083	0.000158	0.916222502	7
*x*3	–0.05626579***	0.007608913	–7.39472	0.000711		

註：***表示 1% 顯著

伍、結論與建議

促進產品環境化設計，是奠立永續性產品的重要基石，亦是降低固體廢棄物環境成本及提升循環經濟政府績效的最重要策略。本研究以目前固體廢棄物收費制度爲基礎，整合延長生產者責任制度，建立生命週期廢棄物管理模型，分析如何有效促進環境化設計投資的誘因策略。本研究的分析結果，將有助相關政策工具 (例如環保標章、廢棄物回收與管理及綠色政府採購) 的整合與運用。針對上述研究結果，提出相關政策建議與未來研究方向供政府擬定相關政策與後續研究之參考：(1) 在現行收費制度下，利用環保標章制度區分產品環境化程度，據此採取差別費率，提高企業產品環境化設計誘因，激勵企業綠色生產投資；(2) 配合產品環保標章制度，落實政府綠色採購行爲，透過綠色產品需求創造綠色產品生產商機；(3) 加強國民綠色產品認知，以及建立綠色產品購買獎勵機制，提高綠色產品市場價值，有利於綠色生產行爲的開創；(4) 產品生命週期收費制度有利於企業環境化資本投資，是未來整合性產品政策 (integrated product policy, IPP) 的重要政策工具之一，然而，生產製程與最終處置污染排放量性質的差異性是未來該制度建置的問題。

透過本文的研究，提出對於現行產品環境責任之收費制度的變革，此外，亦提出產品生命週期收費制度的觀念，並結合環保標章制度與政府綠色採購措施，成爲未來政府執行與發展整合產品政策的重要參考。本研究亦透過國內課徵回收清除處理費費率制度

的實證資料，驗證本文的理論結果。然而，本文僅探討代表性廠商的行爲決策問題，並沒有探討整體社會的總和問題，這是本研究在應用上須留意之處。由於影響廠商環境化設計的因素眾多，包括投入成本、產品在市場的接受度、取得或開發技術的困難度，甚或是新物料之來源取得等等因素。本文除了考量成本與綠色產品偏好之外，至於技術開發困難度，是與成本因子有關，本文雖然有考量，但是並沒有特別探討，這是本文的限制之一。新物料之來源取得問題，亦是本文忽略之處，將是後續模型可擴充的方向。排放交易制度亦是具有潛力的政策工具，納入生命週期交易制度，並與收費制度比較應是未來可進一步研究的方向。本研究理論模型主體是固體廢棄物，雖然納入溫室氣體 (或空氣與水污染) 排放的管理策略，由於本文僅探討最終處置差別費率之影響，因此，以固體廢棄物進行實證分析，並未對溫室氣體 (或空氣與水污染) 排放進行差別費率影響的學理分析，因此，無法以空氣污染物進行實證分析，亦是本文未來可延伸的研究課題。

參考文獻

一、中文部分

行政院環境保護署，2019，應回收容器責任業者課費及管理專案工作計畫，臺北：行政院環境保護署。(Environmental Protection Administration, Executive Yuan, 2019, The Project of the Levy Charging for Regulated Recyclable Containers and the Management Improving of Responsible Producers, Taipei: Environmental Protection Administration, Executive Yuan.)

行政院環境保護署，2020a，108 年及 109 年資源回收管理基金責任業者營業量申報輔導專案工作計畫，臺北：行政院環境保護署。(Environmental Protection Administration, Executive Yuan, 2020a, The 2019 and 2020 Guidance Project on the Reporting of Recycling Operating Volume for the Responsible Enterprises of the Recycling Management Fund, Taipei: Environmental Protection Administration, Executive Yuan.)

行政院環境保護署，2020b，應回收廢棄物營業量申報系統，取自https://recycle1.epa.gov.tw/sys/business/，檢索日期：2021/03/01。(Environmental Protection Administration, Executive Yuan, 2021, Regulated Recyclable Waste Operating Volume Reporting System, Retrieved March 1, 2021, from https://recycle1.epa.gov.tw/sys/business/.)

李堅明、吳孟兒與 E. R. Rosalez，2015，「誠實申報條件再檢視與政府查核努力合理性評估-以台灣固體廢棄物管理爲例」，農業經濟叢刊，21：111-149。(Lee, C. M., M. Wu, and E. R. Rosalez, “Re-evaluate ‘Genuine’ Truthful Conditions and Audit Effort Plausibility Assessment: A Case of Solid Waste Management System in Taiwan”, *Taiwanese Agricultural Economic Review*, 21: 111-149.)

二、英文部分

Allcott, H. and M. Greenstone, 2012, "Is There An Energy Efficiency Gap?", *Journal of Economic Perspectives*, 26: 3-28.

Bovea, M. D. and R. Vidal, 2004, "Increasing Product Value by Integrating Environmental Impact, Costs and Customer Valuation", *Resources, Conservation and Recycling*, 41: 133-145.

Calcott, P. and M. Walls, 2005, "Waste, Recycling, and 'Design for Environment': Roles for Markets and Policy Instruments", *Resource and Energy Economics*, 27*:* 287-305.

Cerin, P. and L. Karlson, 2002, "Business Incentives for Sustainability: A Property Rights Approach", *Ecological Economics*, 40: 13-22.

European Commission, 2010, *Being Wise with Waste: The EU's Approach to Waste Management*, Luxembourg: Publications Office of the European Union.

European Commission, 2018, "Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on a Monitoring Framework for the Circular Economy", European Commission, Retrieved March 1, 2021, from https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/detail?ref=COM(2018)29&lang=en.

European Commission, 2020, *Circular Economy Action Plan – For a Cleaner and more Competitive Europe*, Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Fleckinger, P. and M. Glachant, 2010, "The Organization of Extended Producer Responsibility in Waste Policy with Product Differentiation", *Journal of Environmental Economics and Management*, 59: 57-66.

Hoornweg, D. and P. Bhada-Tata, 2012, *What A Waste: A Global Review of Solid Waste Management*, Washington: Urban Development & Local Governmnt Unit, World Bank.

Hosoda, E., 2004, "Evaluation of EPR Programs in Japan: A Survey. Economic Aspects of Extended Producer", in Organisation for Economic Co-operation and Development, ed., *Economic Aspects of Extended Producer Responsibility*, 151-192, Paris: OECD.

Hyman, M., B. Turner, and C. Ainhoa, 2013, *Guidelines for National Waste Management Strategies: Moving from Challenges to Opportunities*, Nairobi: United Nations Environment Programme.

Jaffe, A. B. and R. N. Stavins, 1994, "The Energy Paradox and the Diffusion of Conservation Technology", *Resource and Energy Economic*, 16: 91-122.

Kahneman, D., J. L. Knetsch, and R. H. Thaler, 1991, "Anomalies: The Endowment Effect, Loss Aversion, and Status Quo Bias", *Journal of Economic Perspectives*, 5: 193-206.

Kahneman, D. and A. Tversky, 1979, "Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk", *Econometrica*, 47: 263-291.

Knobloch, F. and J. F. Mercure, 2016, "The Behavioural Aspect of Green Technology Investments: A General Positive Model in the Context of Heterogeneous Agents", *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 21: 39-55.

Li, L. and K. Geiser, 2005, "Environmentally Responsible Public Procurement (ERPP) and Its Implications for Integrated Product Policy (IPP)", *Journal of Cleaner Production*, 13: 705-715.

Lindhqvist, T., 2000, *Extended Producer Responsibility in Cleaner Production: Policy Principle to Promote Environmental Improvements of Product System*, Doctoral Dissertation, Lund University, Sweden.

Moraga, G., S. Huysveld, F. Mathieux, G. A. Belengini, L. Alaerts, K. V. Acker, S. de Meester, and J. Dewulf, 2019, "Circular Economy Indicators: What Do They Measure?", *Resource, Conservation and Recycling*, 146: 452-461.

Nordhaus, W., 2013, *The Climate Casino: Risk, Uncertainty, and Economics for a Warming World*, New Haven: Yale University Press.

Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), 2014, "The State of Play on Extended Producer Responsibility (EPR): Opportunities and Challenges", in Proceeding of *the Global Forum on Environment: Promoting Sustainable Materials Management through Extended Producer Responsibility (EPR)*, Tokyo, Japan.

Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), 2016, *Policy Guidance on Resource Efficiency*, Paris: OECD Publishing.

Rada, E. C. and L. Cioca, 2017, “Optimizing the Methodology of Characterization of Municipal Solid Waste in EU under a Circular Economy Perspective”, *Energy Procedia*, 119: 72-85.

Runkel, M., 2003, “Product Durability and Extended Producer Responsibility in Solid Waste Management”, *Environmental and Resource Economics*, 24: 161-182.

Samuelson, W. and R. Zeckhauser, 1988, “Status Quo Bias in Decision Making”, *Journal of Risk and Uncertainty*, 1: 7-59.

Thaler, R. H. and C. R. Sunstein, 2008, *Nudge: Improving Decisions about Health, Wealth, and Happiness*, New Haven: Yale University Press.

Tversky, A. and D. Kahneman, 1983, “Extensional Versus Intuitive Reasoning: The Conjunction Fallacy in Probability Judgment”, *Psychological Review*, 90: 293-315.

Von der Leyen, U., 2019, *My Agenda for Europe: Political Guidelines for the Next European Commission 2019-2024*, Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Walls, M. and K. Palmer, 2001, “Upstream Pollution, Downstream Waste Disposal, and The Design of Comprehensive Environmental Polices”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 41: 94-81.

Wilson, D. C, L. Rodic, P. Modak, R. Soos, A. Carpintero, K. Velis, M. Iyer, and O. Simonett, 2015, *Global Waste Management Outlook*, Nairobi: United Nations Environment Programme.

Theoretic Model and Empirical Analysis of Product Sustainable Design Incentive Strategy for Circular Economy

Su-Chen Yuan* and Chien-Ming Lee**

Abstract

Up to 80% of Product's environmental impact are determined at design phase, therefore, lacking of environmental integrity thinking is the key shortage of current solid waste management. This paper introduces Product Life Cycle Emission Fee Model to describe how the integrated product policy of life cycle production to encourage the product sustainable design incentive. Besides, we also presents the obstacles of green investment due to the myopic behavior. The key finds are as follows: (1) Adopting a discrimination rate for final waste disposal that would be more effective in encouraging environmentally friendly designing; (2) Higher emission allowance price will facilitate firm to produce much green products; (3) Higher emission intensive of the final disposal wastes will stimulate more productive investment as well as environmentally friendly capital investment, leaving abatement capital stock unchanged; (4) Promoting consumer's preference of green products is the driving force to facilitate green production of the firm; (5) Internalizing the external benefit of green product

---

* Environmental Specialist, Environmental Protection Administration, Executive Yuan; Ph. D. Candidate, Institute of Natural Resource Management, National Taipei University. Email: jdyuan7@gmail.com.

** Professor, Institute of Natural Resource Management, National Taipei University, Corresponding Author. Email: cmlee@mail.ntpu.edu.tw, Tel: +886-2-8674-1111 ext 67335.

DOI: 10.53106/054696002022120112006

is a key strategy to overcome the investment myopic behavior for encouraging environmental design investment. This study further validates the theoretical results with domestic data.

Keywords: Product Life Cycle, Product Sustainability, Extended Producer Responsibility, Limited Rational

JEL Classification: Q21, Q25, Q28

Received March 4, 2022; Revised September 21, 2022; Accepted November 1, 2022.