污染稅與污染標準的福利比較：上游廠商市場結構與政策協調的角色

張嘉仁*

摘　要

Extended abstract download

本文修改自 Fujiwara (2010) 的兩國跨界污染相互傾銷模型，納入上游廠商的訂價決策與污染排放許可量的設定，重新比較污染稅與污染排放許可量的福利大小。首先，當兩國非合作制訂最適環境工具時，若上游廠商爲完全競爭市場，污染稅的福利低於污染排放許可量；若爲獨占市場，當跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小 (大) 時，污染稅的福利高 (低) 於污染排放許可量。其次，當兩國合作制訂最適環境工具時，若上游廠商爲完全競爭市場，兩種政策的福利相同；若爲獨占市場，污染稅的福利大於污染排放許可量。由此可知，無論兩國是否合作制訂環境工具，上游廠商的市場結構始終扮演重要角色。此外，當上游市場爲完全競爭或獨占時，兩國是否合作也會影響污染稅與污染排放許可量的福利比較。

關鍵詞：污染稅、污染排放許可量、跨界污染、垂直相關市場、市場結構

JEL 分類代號：F12、F18、H23

---

* 國立彰化師範大學公共事務與公民教育學系副教授，cjcj1862@gmail.com。作者感謝編輯委員以及匿名審查委員的悉心指正與寶貴建議。

DOI：10.7086/TJAE.202412_(116).0003

收件日期：民國 113 年 6 月 17 日；修改日期：民國 113 年 9 月 2 日；

接受日期：民國 113 年 11 月 25 日。

污染稅與污染標準的福利比較：上游廠商市場結構與政策協調的角色

張嘉仁

壹、前言

聯合國於 2015 年宣布「2030 永續發展目標 (Sustainable Development Goals, SDGs)」，其中包含如何減緩氣候環境變遷、促進永續經濟成長等 17 項指標。而 2023 年聯合國政府間氣候變遷專門委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 第六次評估報告 (IPCC Sixth Assessment Report, AR6) 指出，如果人類不立即採取減少使用化石燃料的行動，地球將面臨難以逆轉的危險處境[1]。因爲環境政策工具能夠有效減少碳排放，達成永續發展目標。因此，不同環境政策工具的福利比較成爲環境經濟學關心的重要議題[2]。其中，以價格誘因爲基礎的污染稅 (Emission taxes) 和以數量限制爲基礎的污染標準 (Emission standards) 之社會福利比較是許多文獻探討的重點[3]。

污染稅是用來解決環境外部性問題的一種市場機制，它的基本原理是將污染者排放的污染物進行訂價，透過課稅來內部化企業或個人對環境造成的負外部性（如空氣或水

---

[1] https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/。

[2] 環境管制的政策手段多種多樣，包括污染排放標準、皮古稅 (Pigouvian tax)、污染減量補貼、污染排放許可證拍賣、押金退還制度 (deposit refund system) 等。如何選擇合適的政策工具已成爲環境經濟學中的核心議題之一（翁仁甫與梁雅婷，2012）。

[3] 由於污染標準在「量」的表達上並不明確，故本文會以「污染排放許可量」一詞來取代污染排放標準。此外，污染排放許可量愈高（低）代表污染標準的愈鬆（嚴）。

污染）。這類稅收工具以皮古稅爲理論基礎，目的是讓企業或個人承擔其生產或消費行爲所造成的社會成本，從而促使其減少污染排放。污染稅的運作方式是針對每單位的污染排放徵收一定的費用，使污染者在生產決策時納入環境成本，從而減少污染量或採用更清潔的技術。而污染排放許可量是一種環境管制工具，用來設定污染物排放的上限，從而控制污染源對環境的影響。理論上，這是一種基於命令與控制 (command-and-control) 的政策工具，通常由政府機構根據環境質量目標或健康風險評估制訂。其目的是限制某些污染物，如二氧化碳、硫氧化物或氮氧化物的排放，從而減少空氣、水或土壤的污染。

自從 Baumol and Oates (1988) 與 Helfand (1999) 指出，在一個封閉經濟體系中，當廠商彼此對稱且沒有不確定性 (uncertainty) 時，則污染稅和污染排放許可量會產生相同的福利效果。後續的相關研究爲了驗證污染稅與污染排放許可量政策是否等價 (equivalence)，而從不同角度探討當產品爲不完全競爭市場時，何種因素會影響污染稅與污染排放許可量政策的福利大小。值得注意的是，除了 Chang and Sellak (2023) 有考慮到上游廠商的市場結構對於政府環境政策工具選擇的影響以外，目前的文獻很少觸及垂直市場結構對環境工具選擇的影響。此外，相關研究也普遍忽視了當前產業內貿易 (intra-industry trade) 背景下的跨界污染 (transboundary pollution) 問題[4]。

因此，本文修改 Fujiwara (2010) 存在污染稅下跨界污染的雙占相互傾銷模型，與其不同的是，首先，本文引入垂直相關市場的設定，依循 Bernhofen (1997) 與 Mukherjee et al. (2012) 的設定概念[5]，假設存在第三國上游廠商提供中間財，給從事產業內貿易行爲的

[4] Nagase and Silva (2007) 指出，中國的二氧化硫排放會導致中國和日本產生酸雨，而酸雨會以各種方式影響人類的生活，像是地下水和土壤的酸化阻礙了森林和農作物的生長，並對一些物種造成生命的威脅。

[5] Bernhofen (1997) 探討垂直相關市場下，存在第三國生產中間財廠商（上游廠商）制訂價格對出口國政府出口補貼（課稅）政策的福利效果。Mukherjee et al. (2012) 假設下游廠商之間存在不對稱 (asymmetry)，探討上游廠商的訂價方式在下游廠商採行不同的競爭策略下，對於廠商利潤以及社會福利的影響。

本國與外國下游廠商做爲要素投入[6]。其次，引入 Bárcena-Ruiz and Campo (2017) 對於污染稅和污染排放許可量的設定方式，進而探討當上游廠商爲完全競爭或獨占市場時，上游廠商的訂價方式對於不同環境政策工具之制訂與選擇的影響。

所謂產業內貿易係指同一產業內的國際貿易，即一個國家在同一類產品中同時出口和進口 (Brander, 1981)。而垂直專業化，Hummels et al. (2001) 指出下游廠商爲降低生產成本，會進口上游廠商的中間財，並對其進行加工後再出口，這種模式依賴於不同生產階段之間的垂直分工，從而促成了垂直相關市場結構的形成。從實證統計資料來看，首先，就全球中間財貿易金額來分析，根據世界貿易組織 (WTO) 的數據，中間財在全球貿易中佔有顯著的比重。在 2022 年第二季，中間財在總貿易（不包括燃料）中的比例保持在 50%，這一比率在過去十年間一直相對穩定 [7]。其次，就上游廠商的市場結構而言，獨占性廠商的實例像是：Microsoft 在個人電腦的 Windows 操作系統。根據 StatCounter 2021 年的數據，Windows 操作系統在全球桌面操作系統市場中的份額超過 75%[8]，而電腦製造商 DELL 與 Lenovo 等下游廠商則在國際間互相競爭，各國形成產業內貿易的現象；完全競爭廠商的實例像是：小麥市場，其有大量生產者，產品同質化程度高。根據聯合國糧食及農業組織 (FAO) 的數據，全球有超過 200 個國家和地區參與小麥的生產[9]，而食品加工和零售企業 Nestlé 與 General Mills 等下游廠商則在國際間互相競爭，各國形成產業內貿易的現象。無論是電腦製造還是食品加工的製造業，它們在生產過程中都可能造成空氣、水、土壤污染和固體廢物的環境污染損害。這些污染不僅影響生產所在國，還會跨界污染到其他國家 (Nagase and Silva, 2007)。

---

[6] 這是垂直相關市場下的垂直分離 (vertical separation) (Alipranti et al., 2014)，亦是本文模型所設定的情境，而若是一個上下游整合的廠商與純粹下游廠商來進行競爭，則是垂直相關市場下的垂直整合 (vertical integration) (Arya et al., 2008)。

[7] https://www.wto.org/english/news_e/news23_e/stat_01feb23_e.htm。

[8] https://gs.statcounter.com/。

[9] https://www.undp.org/facs。

在本文架構的推導下，我們有以下的發現：首先，在兩國非合作制訂 (non-cooperative game) 最適的環境工具下，當上游廠商爲完全競爭市場時，以價格誘因爲基礎的污染稅政策，相較於以數量限制爲基礎的污染排放許可量政策，會產生較低的商品價格，這使得污染稅政策下的環境污染損害大於污染排放許可量政策下的環境污染損害，進而導致兩國政府採行污染稅的福利水準小於污染排放許可量的福利水準；在上游廠商爲獨占市場下，由於垂直的利潤攫取效果，政府會採行較爲嚴格的環境政策工具，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小（大），政府降低污染稅稅率的誘因相對小（大）。此時，垂直的利潤攫取效果受到跨界污染效果的影響較小（大），使得最適污染稅稅率增加（下降），因而使得污染損害下降（增加），這使得不同環境政策工具下，環境污染損害的差異縮小（變大），導致污染稅的福利水準大（小）於污染排放許可量的福利水準。

其次，在兩國合作制訂 (cooperative game) 最適的環境工具下，當上游廠商爲完全競爭市場時，由於政府之間不會實施策略性貿易政策，因此，得到污染稅與污染排放許可量政策的福利效果相同，此結果與 Baumol and Oates (1988) 以及 Helfand (1999) 在封閉經濟體系、廠商對稱且沒有不確定性下的結果相同；而當上游廠商爲獨占市場時，由於污染稅下之消費者剩餘與廠商稅前利潤之總和大於污染排放許可量，而垂直的利潤攫取效果使得污染稅與污染排放許可量的環境污染損害差異縮小，導致採行污染稅的社會福利水準大於採行污染排放許可量的社會福利水準。此結果類似於 Chang and Sellak (2023) 探討本國兩廠商向外國上游獨占廠商進口中間財來生產異質性最終財的結果。

綜合前述觀點，在引入垂直相關市場的架構並考量政府之間政策協調的作用下，本研究得出以下結論：不論兩國是否合作制訂最適的環境工具，上游廠商的市場結構對於污染稅與污染排放許可量政策的福利比較，皆扮演關鍵性的角色；而當上游廠商爲完全競爭或獨占市場時，兩國是否合作制訂最適的環境工具也會影響污染稅與污染排放許可量政策的福利大小。值得強調的是，Baumol and Oates (1988) 以及 Helfand (1999) 等文獻在上游爲完全競爭市場的封閉經濟體系下，得到最適污染稅與污染排放許可量的社會

福利相等。這個結果與本文在上游爲完全競爭市場的兩國合作制訂最適環境工具下得出的結果一致。然而，這個結果不同於本文其他情境下所得到的結果；而 Chang and Sellak (2023) 的結果適用於本文在上游爲獨占市場下兩國合作制訂環境工具，或兩國非合作制訂環境工具下跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小的情況。然而，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較大時，則本文的結果明顯異於 Chang and Sellak (2023) 的結果。

本文的編排如下：第一節是前言；第二節是文獻回顧；第三節爲本文模型架構；第四節分別在上游廠商的市場結構爲獨占或完全競爭市場下，探討當兩國政府非合作制訂最適環境工具時，上、下游廠商以及政府在面對污染稅與污染排放許可量時的決策問題；第五節則檢視當兩國政府合作制訂最適污染稅與污染排放許可量時，廠商以及政府對於環境政策工具的制訂與抉擇問題；第六節爲問題與討論；第七節則是結論。

貳、文獻回顧

在污染稅與污染排放許可量福利比較的相關文獻方面。首先，就封閉的經濟體系而言，相關的研究文獻包括：同時考慮利益與成本的不確定性 (Stavins, 1996)、廠商數目固定與廠商自由進出市場 (Lahari and Ono, 2007)、混合雙占模型下民營化程度 (Naito and Ogawa, 2009)、對稱性寡占廠商下污染減量成本不確定 (Heuson, 2010)、差異化的污染排放許可量 (Kato, 2011)、雙占廠商之間交叉持股 (Bárcena-Ruiz and Campo, 2017; Dong and Chang, 2020)、混合寡占下私有企業數目 (Dong et al., 2019) 以及上游中間財獨占廠商 (Chang and Sellak, 2023) 等。

其次，在國際貿易的開放性經濟體系下，Ulph (1992) 發現當生產國將產品全部出口至消費國，則污染排放許可量政策較污染稅政策爲優。Ulph (1996) 指出當生產國僅消費少部分產出時，污染排放許可量政策較優；而生產國是主要消費者時，污染稅政策較優。

Lai (2003) 探討當勞工和環境保護者各自組成的利益團體時，指出當該國政府課徵污染稅時，非居住地的勞工與該國的勞工都要同時負擔污染稅的徵收，政府可以將污染稅轉嫁他國負擔。因此，就該國而言，污染稅的社會福利水準大於污染排放許可量的社會福利水準。Antoniou et al. (2012) 建構一個彼此對稱的雙占貿易模型，指出當需求的不確定程度較低時，由於污染排放許可量政策可以避免本國廠商完全因應外國政府的環境政策，所以會產生較高的社會福利水準；而當需求的不確定程度較高時，由於污染稅政策有較大的彈性，所以社會福利水準比較高。Chang et al. (2022) 探討利益團體與跨界污染對於污染稅與污染排放許可量政策福利效果的影響。其結論指出，當遊說效率夠小或者跨界污染程度夠大時，則污染排放許可量政策的福利水準大於污染稅政策的福利水準；而當跨界污染程度不大且廠商的遊說效率夠大時，則污染稅政策的福利水準大於污染排放許可量政策的福利水準。

上述比較污染稅與污染排放許可量的文獻中，除了 Chang and Sellak (2023) 外，均未涉及垂直相關市場對環境政策工具選擇的影響。

另一方面，關於垂直相關市場的理論研究，Spencer and Jones (1991)、Bernhofen (1997) 以及 Ishikawa and Spencer (1999) 等研究指出垂直相關市場對於政府策略性貿易政策扮演重要的角色。而 Lee (2007)、Ohori (2012)、鍾曙陵等 (2013) 以及 Wan et al. (2018) 等研究則指出垂直相關市場對於政府制訂污染稅政策扮演重要的角色。值得強調的是，Lee (2007)、Ohori (2012) 與 Wan et al. (2018) 假設污染稅的課徵對象是在上游廠商，而本文採取 Fujiwara (2010) 與鍾曙陵等 (2013) 的設定，假定污染稅的課徵對象是在下游廠商。此外，這些研究主要著重於貿易政策或污染稅的制訂及其福利效果，並未比較不同環境政策工具的福利效果。

在環境經濟學中，產業內貿易模型也被廣泛應用。Tanguay (2001) 認爲當該國政府只執行污染稅而不執行關稅時，該國政府會尋求攫取外國廠商的利潤，且嘗試移轉污染到另外一個國家，這種結果會比該國同時執行污染稅與關稅更無效率；而當跨界污染程度提高，則會擴大該國政府執行污染稅而不執行關稅跟同時執行污染稅與關稅兩種情況

下的福利水準。Fujiwara (2010) 研究指出，關稅和運輸成本的降低會導致污染稅稅率下降，進而造成污染損害增加，形成生態傾銷 (ecological dumping) 的現象[10]；而貿易自由化的福利效果則取決於邊際污染損害與跨界污染程度之間的互相影響。郭虹瑩等 (2017) 則在異質性 Bertrand 及 Cournot 兩種競爭模式下，探討關稅減讓 (tariff concessions) 政策對於最適污染稅與社會福利水準的影響。然而，Fujiwara (2010)、Tanguay (2001) 以及郭虹瑩等 (2017) 皆著重在探討貿易自由化對污染稅與關稅的福利效果，並未比較污染稅與污染排放許可量的福利效果。

綜上所述，現有比較污染稅與污染排放許可量的相關文獻中，極少涉及垂直相關市場對環境政策工具選擇的影響。此外，垂直相關市場的理論文獻與產業內貿易模型在環境經濟學中的研究，尚未針對污染稅與污染排放許可量的福利效果進行比較。因此，本文將針對這一研究空白，探討具跨界污染的產業內貿易模型下，垂直市場結構對污染稅與排放許可量選擇的福利影響，以填補現有文獻的不足。

參、模型架構

本文修改 Fujiwara (2010) 所提出存在污染稅下具跨界污染的雙占相互傾銷市場模型，結合 Bárcena-Ruiz and Campo (2017) 對於污染稅和污染排放許可量的設定，以及 Bernhofen (1997) 與 Mukherjee et al. (2012) 的垂直相關市場，探討第三國生產中間財廠商 (上游廠商) 制訂價格的方式與跨界污染，如何影響不同環境政策工具的制訂與選擇。

假設經濟體系有三國，第三國上游廠商爲獨占市場，在固定的邊際生產成本 c 之下，生產中間財並提供給本國與外國下游廠商做爲要素投入。本國與外國各有一家下游廠商、一位代表性消費者以及政府。代表性消費者擁有固定數量的勞動秉賦 L，勞動可以在該國的計價財 (numeraire) Z 部門與污染財部門間移動，亦即這兩個部門在勞動市場上

[10] 生態傾銷相關文獻參考 Rauscher (1994, 1995)。

競爭同一種勞動力資源，但是勞動並無法在國際間移動，並且我們假設勞動市場是完全競爭市場。計價財部門生產的產品 Z 被設爲計價財，其價格標準化爲 1，該部門的生產函數具有固定規模報酬，即使用一單位勞動可以生產一單位計價財，由於計價財部門在完全競爭市場中運作，勞動的邊際生產力等於工資率，因此工資率等於 1，並且計價財的生產不會產生環境污染。由於消費者可以自由選擇在計價財部門和污染財部門工作，並且勞動市場爲完全競爭，勞動工資率必須反映勞動的邊際生產力，在這種情況下，兩個部門的邊際勞動生產力相同，導致工資率相同。任何工資率的差異都會導致勞動力從工資低的部門流向工資高的部門，直到工資率均等。因此，在完全競爭的勞動市場中，計價財部門和污染財部門的工資率皆爲 1。

此外，在本國與外國爲對稱的假設下，本文得僅採用本國的觀點來分析模型，至於所有外國的變數則以加註*的方式來區分，而經濟意涵在解釋上則類似於本國模型之論述。在下游廠商污染財的生產量與消費量方面，本文依循 Fujiwara (2010) 的設定方式，令 x (x^*) 與 y (y^*) 分別代表本國與外國下游廠商所生產，而在本國市場 (外國市場) 銷售的污染財數量，此時，本國 (外國) 廠商的污染財生產量爲 $X = x + x^*$ ($Y = y + y^*$)；本國 (外國) 市場的污染財消費量爲 $Q = x + y$ ($Q^* = x^* + y^*$)。本國與外國污染財的生產函數分別爲 $X = \min\{L_X / \omega, m\}$ 與 $Y = \min\{L_Y / \omega, m^*\}$，其中 L_X 與 L_Y 分別表示爲本國與外國污染財貨的勞動投入，m 與 m^* 分別代表本國與外國中間財的要素需求，ω 表示勞動生產力。假設一單位中間財的價格爲 κ，而當上游廠商爲完全競爭市場時，$\kappa = c$ [11]。勞動可以在本國計價財部門與污染財部門自由移動，使得污染財部門面對的勞動工資率爲 1，由上述可知本國與外國污染財的要素成本分別爲 $1 \cdot L_X + \kappa m$ 與 $1 \cdot L_Y + \kappa m^*$，由成本最小化的均衡條件下，可知本國與外國要素需求分別爲 $L_X = \omega X$ ， $m = X$ 與 $L_Y = \omega Y$ ， $m^* = Y$ ，

[11] 這是因爲在完全競爭市場下，廠商長期的經濟利潤爲零，因此，中間財的價格等於其邊際生產成本，亦即 $\kappa = c$。

基於這些結果，本國與外國污染財的要素成本可以重新表示爲 $(\omega+\kappa)X$ 與 $(\omega+\kappa)Y$ ，這是廠商利潤的減項。本國消費者的所得除了勞動所得 L [12]，除此，亦得到該國廠商的利潤 π ，與政府返還的污染稅收入 T，T 則採行定額的方式退還給代表性消費者。至於政府，則是在極大化社會福利函數的目標下，對於下游廠商的淨污染排放水準採取課徵污染稅 t 或制訂污染排放許可量 s 來執行策略性環境政策。因此，當本國與外國下游廠商從事產業內貿易行爲時，其決策因素除了本身的成本結構外，亦需要考慮政府所制訂的污染稅稅率或污染排放許可量。

至於在下游廠商的淨污染排放水準與污染減量方面，本文依隨 Tanguay (2001) 的設定方式，假設每生產一單位的最終財，廠商將排放一單位的污染，且污染並不局限於生產國，亦會跨界污染到其他國家。在污染稅政策下，若本國 (外國) 下游廠商的污染減量爲 l (l^*)，則淨污染排放水準是 $e=x+x^*-l$ ($e^*=y+y^*-l^*$)。而在污染排放許可量政策下，我們依據 Bárcena-Ruiz and Campo (2017) 的設定，假設當淨污染排放水準超過政府所制訂之污染排放許可量時，其成本相當昂貴，則本國 (外國) 下游廠商將會遵循政府制訂的絕對污染排放許可量 s (s^*)，使得廠商的淨污染排放水準 e (e^*) 會等於 s (s^*)[13]。綜上，本文的基本模型架構，如圖 1 所示：

[12] L 爲代表性消費者的勞動稟賦，本國消費者提供 L_X 給污染財部門使用，提供 $L-L_X$ 給計價財部門使用，因爲兩部門的勞動工資率皆爲 1，所以勞動所得爲 L。

[13] 在文獻中，關於設定污染排放許可量的方法主要分爲兩類。第一類是相對污染排放許可量，這是指政府將總污染量設定爲與總產出相關的比例 (Lahari and Ono,2007)。第二類是絕對污染排放許可量，即政府直接設定一個固定的總污染量上限 (Heuson, 2010, Kato, 2011, Bárcena-Ruiz and Campo, 2017 以及 Dong et al., 2019)。本研究選擇採用絕對污染排放許可量的方法。

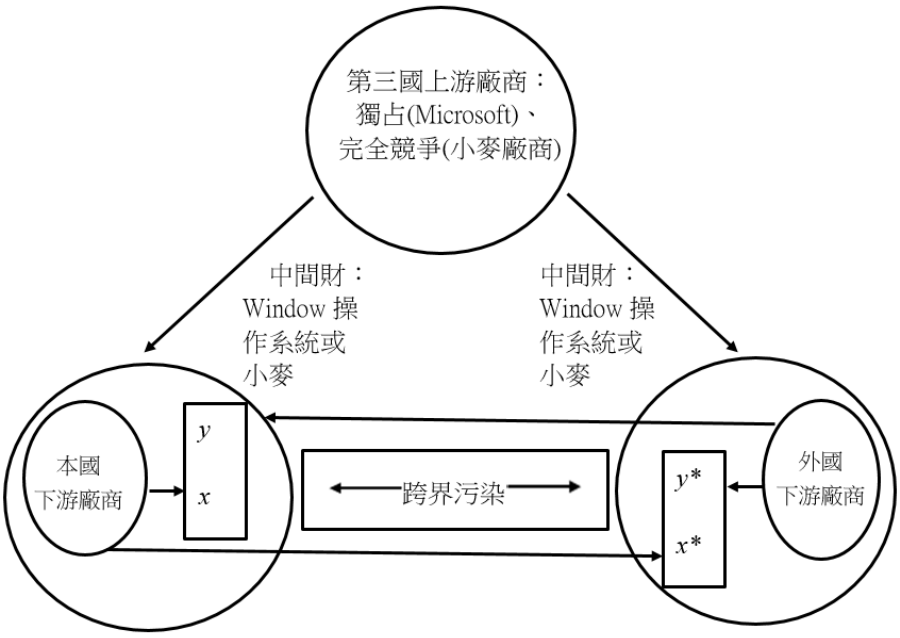


圖 1　垂直相關市場下跨界污染的雙占相互傾銷市場模型

在圖 1 當中，當上游廠商爲獨占市場時 (Microsoft)，下游廠商像是電腦製造商 DELL 與 Lenovo，以 Windows 操作系統爲中間財；而當上游廠商爲完全競爭市場時（小麥廠商），下游廠商像是食品加工和零售企業 Nestlé 與 General Mills，以小麥爲中間財，下游廠商在國際間互相競爭，本國與外國形成產業內貿易的現象。

在本國消費者的效用函數方面，我們考慮一具有準線性效用函數 (quasilinear utility fuction) 形態的代表性消費者，並將其效用函數寫爲[14]：

[14] 在消費者的偏好爲準線性設定下，財貨的消費則不會有所得效果，因此本文得以採用部分均衡的分析方式。另外，Kind et al. (2008) 亦指出當消費者的偏好爲準線性設定下，則不論污染稅收入在消費者之間的分配狀況爲何，均可維持競爭均衡以及獨占市場的效率性。

$$U(Q,Z,D)=u(Q)+Z-D=aQ-Q^2/2+Z-D \tag{1}$$

其中，a 爲一固定常數，假設 $a-c-\omega>0$ ；D 爲環境污染損害，在污染稅政策下，$D^t=\delta\left((x^t+x^{*t}-l^t)+\gamma(y^t+y^{*t}-l^{*t})\right)$，而在污染排放許可量政策下，$D^s=\delta(s+\gamma s^*)$。$\delta$ 爲邊際污染損害 ($\delta>0$)，當 δ 越大時，環境污染損害越大，γ 則是衡量跨界污染程度，$\gamma\in[0,1]$，當 γ 越大時，跨界污染程度將越強[15]。此外，我們將消費者的預算限制表達如下：

$$pQ+Z=L+\pi+T \tag{2}$$

其中，p 爲最終財價格，Q 是最終財消費量，L 爲勞動所得。

藉由求解本國消費者的最適決策問題，得到反需求函數如下[16]：

$$p=a-Q \tag{3}$$

同理，外國消費者的反需求函數爲：

$$p^*=a-Q^* \tag{4}$$

---

[15] 根據 Tanguay (2001) 與 Fujiwara (2010) 的設定，本文假設環境污染損害函數是一次式。

[16] 目前大多數文獻在處理污染損害對消費決策的影響時，諸如 Ulph (1996)、Tanguay (2001)、Fujiwara (2010)、Wu (2019)、Chang and Sellak (2023)、侯雨君等 (2021)，普遍假設消費者在做出消費決策時，會忽略污染量的考量。Pirttilä and Tuomala (1997) 稱此現象爲原子行爲 (behave atomistically)，即消費者在面對市場上的污染時，僅能觀察到污染的總量，而無法辨別各個廠商對總污染量的具體貢獻。因此，污染總量只影響到效用函數，而消費者在進行消費決策時，並無法考量個別廠商所產生的污染量。

因此，在污染稅政策下，當上游廠商爲完全競爭市場時，下游廠商的利潤函數可表達爲 (文後以加註上標 t 來表達環境政策工具爲污染稅)：

$$\pi^{t} = (p - c - \omega)x + (p^{*} - c - \omega)x^{*} - t(x + x^{*} - l) - \theta l^{2} \tag{5a}$$

$$\pi^{*t} = (p - c - \omega)y + (p^{*} - c - \omega)y^{*} - t^{*}(y + y^{*} - l^{*}) - \theta l^{*2} \tag{5b}$$

其中，θl^{2} (θl^{*2}) 爲本國（外國）下游廠商的污染減量成本，假設爲二次式函數，其中 θ 代表污染減量技術的成本效益 ($\theta > 0$)，爲了簡化分析，參考 García et al. (2018) 的設定，令 $\theta = 1/2$。而當上游廠商爲獨占市場且採單一訂價時 (uniform pricing)，下游廠商的利潤函數可表達爲：

$$\pi^{t} = (p - \kappa - \omega)x + (p^{*} - \kappa - \omega)x^{*} - t(x + x^{*} - l) - \theta l^{2} \tag{6a}$$

$$\pi^{*t} = (p - \kappa - \omega)y + (p^{*} - \kappa - \omega)y^{*} - t^{*}(y + y^{*} - l^{*}) - \theta l^{*2} \tag{6b}$$

而本國與外國政府的社會福利函數如下：

$$SW^{t}(t, t^{*}) = CS^{t} + \pi^{t} + T^{t} - D^{t} \tag{7a}$$

$$SW^{*t}(t^{*}, t) = CS^{*t} + \pi^{*t} + T^{*t} - D^{*t} \tag{7b}$$

其中，在準線性效用函數的假設下，本國與外國的消費者剩餘分別爲 $CS^{t} = u(Q^{t}) - pQ^{t}$ 與 $CS^{*t} = u(Q^{*t}) - p^{*}Q^{*t}$；本國與外國的污染稅收入分別是 $T^{t} = t(x^{t} + x^{*t} - l^{t})$ 與 $T^{*t} = t^{*}(y^{t} + y^{*t} - l^{*t})$。

而在污染排放許可量政策下，當上游廠商爲完全競爭市場時，下游廠商的利潤函數可表達爲（文後以加註上標 s 來表達環境政策工具爲污染排放許可量）：

$$\pi^{s} = (p - c - \omega)x + (p^{*} - c - \omega)x^{*} - \theta(x + x^{*} - s)^{2} \tag{8a}$$

$$\pi^{*s} = (p - c - \omega)y + (p^{*} - c - \omega)y^{*} - \theta(y + y^{*} - s^{*})^{2} \tag{8b}$$

而當上游廠商爲獨占市場且採單一訂價時，下游廠商的利潤函數可表達爲：

$$\pi^{s} = (p - \kappa - \omega)x + (p^{*} - \kappa - \omega)x^{*} - \theta(x + x^{*} - s)^{2} \tag{9a}$$

$$\pi^{*s} = (p - \kappa - \omega)y + (p^{*} - \kappa - \omega)y^{*} - \theta(y + y^{*} - s^{*})^{2} \tag{9b}$$

而本國與外國政府的社會福利函數如下：

$$SW^{s}(s, s^{*}) = CS^{s} + \pi^{s} - D^{s} \tag{10a}$$

$$SW^{*s}(s^{*}, s) = CS^{*s} + \pi^{*s} - D^{*s} \tag{10b}$$

其中，在準線性效用函數的假設下，本國與外國的消費者剩餘分別爲 $CS^{s} = u(Q^{s}) - pQ^{s}$ 與 $CS^{*s} = u(Q^{*s}) - p^{*}Q^{*s}$ 。

在上述設定下，本文建構一個四階段賽局進行分析，其決策時點依序如下：第一階段，本國與外國政府以兩國總福利水準的大小來共同決定所採取的環境政策工具（污染稅或污染排放許可量政策）；第二階段，給定兩國政府採行相同的環境政策工具下，本國與外國政府非合作（或合作）制訂最適的污染稅或污染排放許可量來極大化該國的社會福利水準[17]；第三階段，考慮到兩國政府制訂的環境政策工具，第三國上游廠商在獨占市場的情況下，訂定中間財價格；第四階段，給定兩國政府採行相同的環境政策工具以及第三國上游廠商的中間財價格下，本國與外國下游廠商同時且獨立決定其各自的產出

[17] 本文於第四、五節分別就兩國政府非合作與合作制訂最適環境政策工具的情況來加以探討。

水準與污染減量以追求利潤極大化。

值得說明的是，賽局第一階段以兩國總福利水準的大小來共同決定所採取的環境政策工具，乃是基於歐盟環境政策的實務現況。以歐盟爲例：就污染稅政策而言，雖然歐盟提供了框架，但各國在具體制訂污染稅時（例如碳稅、能源稅等）有不同的做法。例如，瑞典、芬蘭和丹麥等國家對碳排放徵收了較高的碳稅，而一些成員國則較少依賴直接的污染稅，而選擇其他的激勵或補貼政策。而就污染排放許可量政策而言，歐盟推動了空氣品質命令 (Air Quality Directive) 等法律，設立了統一的空氣污染物（如二氧化氮、顆粒物等）排放標準，要求所有成員國遵守。然而，各國在實施這些標準時，會根據其經濟狀況、產業結構以及環境條件設定不同的執行力度。例如，德國跟荷蘭針對汽車排放標準有更嚴格的執行，而其他國家則較爲寬鬆[18]。以下利用逆向歸納法 (backward induction) 進行推導，來求解上述子賽局完全均衡 (subgame perfect equilibrium)。我們以圖形 2 來呈現賽局的時序結構如下：

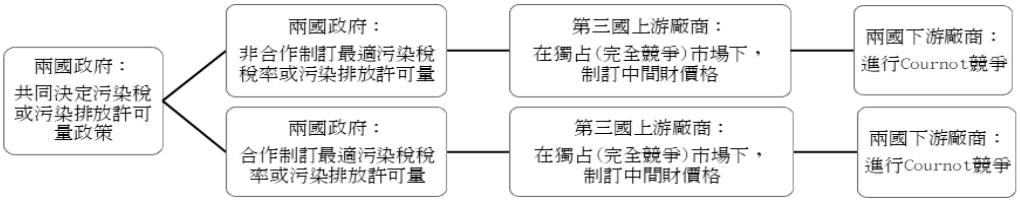


圖 2　賽局的時序結構圖

[18] https://taxfoundation.org/data/all/eu/carbon-taxes-in-europe-2023/；
https://www.eea.europa.eu/publications/national-emission-reduction-commitments-directive-2023。

肆、兩國非合作制訂最適污染稅與污染排放許可量

一、污染稅

當上游廠商爲獨占市場時，在賽局第四階段，我們對 (6) 式求算下游廠商決策問題的一階條件，並直接聯立求導 Cournot-Nash 均衡產出、污染減量以及淨污染排放水準：

$$x^t = x^{*t} = \frac{a-\kappa-\omega-2t+t^*}{3} \tag{11a}$$

$$y^t = y^{*t} = \frac{a-\kappa-\omega+t-2t^*}{3} \tag{11b}$$

$$Q^t = Q^{*t} = \frac{2(a-\kappa-\omega)-t-t^*}{3} \tag{11c}$$

$$l^t = t \text{ ，} l^{*t} = t^* \tag{11d}$$

在賽局的第三階段，本文求解上游獨占廠商對中間財單一訂價的決策問題。定義上游獨占廠商的利潤函數如下：

$$\Pi^t = (\kappa-c)(x^t + x^{*t}) + (\kappa-c)(y^t + y^{*t}) \tag{12}$$

我們計算中間財訂價決策的一階條件，並直接求得均衡中間財價格爲：

$$\kappa^t = \frac{2(a+c-\omega)-t-t^*}{4} \tag{13}$$

由 (13) 式，我們可以看出，當本國或外國的污染稅稅率提高時，第三國獨占廠商對於中間財的訂價會隨之降低。這是因爲污染稅稅率的增加會導致下游廠商的生產成本上升，從而減少他們生產和購買中間財的誘因，進而影響上游獨占廠商的利潤。因此，爲了鼓勵下游廠商購買其生產的中間財，這些上游獨占廠商便會降低中間財的價格。

在賽局的第二階段，本國政府的最適污染稅稅率如下[19]：

$$\hat{t} = \frac{1}{-(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}-1)}\left(\underbrace{(x^t+y^t)(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial y^t}{\partial t})}_{\text{消費者剩餘效果<0}}+\underbrace{p'x\frac{\partial y^t}{\partial t}+p^{*\prime}x^*\frac{\partial y^{*t}}{\partial t}}_{\text{利潤移轉效果<0}}\right.$$
$$\left.\underbrace{-\delta(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}-\frac{\partial l^t}{\partial t})}_{\text{境內污染效果>0}}\underbrace{-\delta\gamma(\frac{\partial y^t}{\partial t}+\frac{\partial y^{*t}}{\partial t})}_{\text{跨界污染效果<0}}\underbrace{-(x+x^*)\frac{\partial \kappa^t}{\partial t}}_{\text{垂直的利潤攫取效果>0}}\right) \tag{14}$$

由 (14) 式可知，最適污染稅稅率的制訂，主要取決於四種效果：第一項爲消費者剩餘效果 (consumer surplus effect)，政府可以透過較低的污染稅稅率，來提高本國消費者的福利水準。第二項爲利潤移轉效果 (profit-shifting effect)，本國政府可透過降低本國廠商負擔的污染稅稅率，以間接的減少外國廠商的產量以提高本國廠商利潤。第三項爲污染效果 (pollution effect)，此項效果包含兩部分，首先是，境內污染效果，政府會藉由較高的污染稅稅率，提高下游廠商的生產成本，透過最終財貨市場，來降低下游廠商的淨污染排放水準，進而減輕本國環境的污染損害；其次是，跨界污染效果，當兩國處於非合作的情況下，本國政府雖不會在意本國廠商外溢到外國的污染水準，但卻會在意外國廠商所製造的污染外溢給本國，以致於本國政府有誘因降低污染稅稅率，來減少外國廠商的生產量，進而減輕本國環境的污染損害。第四項爲垂直的利潤攫取效果 (vertical rent-extracting effect)，這是一種上、下游廠商之間利潤的攫取效果，本國政府爲避免上游

獨占廠商攫取下游廠商的利潤，會有增加污染稅稅率來降低中間財價格的誘因 (Bernhofen, 1997; Kawabata, 2010)。需要加以說明的是，當上游廠商爲完全競爭市場時，中間財的價格 κ 等於其邊際生產成本 c（固定常數），使得 $\partial\kappa^t/\partial t=0$。因此，在上游廠商爲完全競爭市場下，垂直的利潤攫取效果將消失不見。

透過 (3)、(11) 與 (13) 式，以及社會福利函數的定義，求解兩國政府 Cournot-Nash 均衡下的最適污染稅稅率爲：

$$\hat{t}=\hat{t}^{*}=\frac{-2A+3(13-5\gamma)\delta}{37}>0 \tag{14a}$$

其中，$A=a-c-\omega$。將 (14a) 式所求得的最適污染稅稅率代入 (3) 式與 (11) 式，可得本國與外國的消費量、生產量、污染減量、淨污染排放水準、商品價格，並進一步可求得本國及外國的社會福利水準、消費者剩餘、下游廠商利潤、污染稅收入、污染損害、上游廠商利潤以及中間財價格的各項均衡值，詳見附錄 B。

同理，本文亦可求得當上游廠商爲完全競爭市場時，最適污染稅稅率爲：

$$\tilde{t}=\tilde{t}^{*}=\frac{-4\mathrm{A}+3(7-2\gamma)\delta}{17}>0 \tag{15}$$

本國與外國的消費量、生產量、污染減量、淨污染排放水準、商品價格、社會福利水準、消費者剩餘、下游廠商利潤、污染稅收入、污染損害、上游廠商利潤以及中間財價格的各項均衡值，詳見附錄 C。

由 (14a) 與 (15) 兩式，我們可得：

$$\frac{\partial\hat{t}}{\partial\delta}=\frac{3(13-5\gamma)}{37}>0 \tag{16a}$$

---

[19] 求解過程請參見附錄 A。

$$\frac{\partial \hat{t}}{\partial \gamma} = -\frac{15\delta}{37} < 0 \tag{16b}$$

$$\frac{\partial \tilde{t}}{\partial \delta} = \frac{3(7-2\gamma)}{17} > 0 \tag{16c}$$

$$\frac{\partial \tilde{t}}{\partial \gamma} = -\frac{6\delta}{17} < 0 \tag{16d}$$

由 (16) 式，可知在政府採行污染稅政策下，當第三國上游廠商爲獨占或完全競爭市場時，則污染稅稅率與邊際污染損害呈正向關係；然而污染稅稅率與跨界污染程度呈反向關係。這其中的經濟直覺在於：當邊際污染損害上升，政府爲了減少環境污染損害，會提高污染稅稅率；而隨跨界污染程度增加，政府爲了抑制外國廠商，會降低污染稅稅率。

另外，在污染稅政策下，將 (14a) 式減 (15) 式以及附錄 B 的 (B10) 式減附錄 C 的 (C10) 式，計算上游廠商爲獨占與完全競爭市場時，最適污染稅稅率以及環境污染損害的差異爲：

$$\hat{t} - \tilde{t} = \frac{3\left(38(A-\delta) - 11\gamma\delta\right)}{629} > 0 \tag{17a}$$

$$\hat{D}^t - \tilde{D}^t = -\frac{3(1+\gamma)\delta\left(137(A-\delta) + 10\gamma\delta\right)}{629} < 0 \tag{17b}$$

由 (17) 式，可知當政府採污染稅當環境政策工具時，則第三國上游獨占廠商下的最適污染稅稅率（環境污染損害）高（低）於上游廠商爲完全競爭市場下的最適污染稅稅率（環境污染損害）。這其中的經濟直覺在於：當第三國爲上游獨占廠商時，由於垂直的利潤攫取效果會促使本國政府提高污染稅稅率，來降低中間財價格，以便攫取上游獨占廠商的利潤，導致上游爲獨占廠商的最適污染稅稅率高於上游爲完全競爭廠商的最適污染稅稅率。另一方面，污染稅稅率的提高會降低下游廠商的淨污染排放水準，進而減

輕本國環境的污染損害，這使得上游爲獨占廠商的環境污染損害低於上游爲完全競爭廠商的環境污染損害。

二、污染排放許可量

當上游廠商爲獨占市場時，在賽局第四階段，我們對 (9) 式求算下游廠商決策問題的一階條件，並直接聯立求導 Cournot-Nash 均衡產出：

$$x^s = x^{*s} = \frac{3(a-\kappa-\omega)+4s-s^*}{15} \tag{18a}$$

$$y^s = y^{*s} = \frac{3(a-\kappa-\omega)-s+4s^*}{15} \tag{18b}$$

$$Q^s = Q^{*s} = \frac{2(a-\kappa-\omega)+s+s^*}{5} \tag{18c}$$

接著，求導賽局第三階段的均衡解，均衡中間財價格爲：

$$\kappa^s = \frac{2(a+c-\omega)+s+s^*}{4} \tag{19}$$

(19) 式指出，在採行污染排放許可量下，當本國或外國政府降低污染排放許可量時，會促使第三國上游獨占廠商減少其對中間財的訂價。

在賽局的第二階段，本國政府的最適污染排放許可量爲[20]：

[20] 求解過程類似污染稅的方式，故不再贅述。

$$s=\left(\underbrace{(x^s+y^s)\left(\frac{\partial x^s}{\partial s}+\frac{\partial y^s}{\partial s}\right)}_{\text{消費者剩餘效果>0}}+\underbrace{p'x\frac{\partial y^s}{\partial s}+p^{*\prime}x^*\frac{\partial y^{*s}}{\partial s}+x+x^*}_{\text{利潤移轉效果>0}}\underbrace{-\delta}_{\text{污染效果<0}}\underbrace{-(x+x^*)\frac{\partial \kappa^s}{\partial s}}_{\text{垂直的利潤攫取效果<0}}\right) \tag{20}$$

由 (20) 式可知，污染排放許可量的訂定，主要取決於四種效果：第一項爲消費者剩餘效果，政府可以透過較高的污染排放許可量，來提高本國消費者的福利水準。第二項爲利潤移轉效果，本國政府可透過較高的污染排放許可量，降低本國廠商的成本負擔，以間接的減少外國廠商的產量以提高利潤。第三項爲污染效果，政府可以藉由較低的污染排放許可量，來降低下游廠商的淨污染排放水準，進而減輕本國環境的污染損害。第四項爲垂直的利潤攫取效果，本國政府爲避免第三國上游獨占廠商攫取下游廠商的利潤，會有制訂較低的污染排放許可量的誘因。同理，當上游廠商爲完全競爭市場時，$\partial\kappa^s/\partial s=0$。因此，在上游廠商爲完全競爭市場下，垂直的利潤攫取效果將消失不見。

透過 (3)、(18) 與 (19) 等式，以及社會福利函數的定義，求解最適污染排放許可量爲：

$$\hat{s}=\hat{s}^*=\frac{29A-150\delta}{121} \tag{20a}$$

將 (20a) 式所求得的最適污染排放許可量代入 (3) 式與 (18) 式，可得本國與外國的消費量、生產量、污染減量、淨污染排放水準、商品價格，並進一步可求得本國及外國的社會福利水準、消費者剩餘、下游廠商利潤、污染損害、上游廠商利潤以及中間財價格的各項均衡值，詳見附錄 D。

同理，本文亦可求得當上游廠商爲完全競爭市場時，最適污染排放許可量爲：

$$\tilde{s}=\tilde{s}^*=\frac{38A-75\delta}{37} \tag{21}$$

本國與外國的消費量、生產量、污染減量、淨污染排放水準、商品價格、社會福利水準、

消費者剩餘、下游廠商利潤、污染損害、上游廠商利潤以及中間財價格的各項均衡值，詳見附錄 E。

由 (20a) 與 (21) 兩式，我們可得：

$$\frac{\partial \hat{s}}{\partial \delta} = -\frac{150}{121} < 0 \tag{22a}$$

$$\frac{\partial \tilde{s}}{\partial \delta} = -\frac{75}{37} < 0 \tag{22b}$$

透過 (20a)、(21) 與 (22) 式，可知在政府採行污染排放許可量政策下，當第三國上游廠商爲獨占或完全競爭市場時，則污染排放許可量與邊際污染損害呈反向關係；然而污染排放許可量不受跨界污染程度的影響。這其中的經濟直覺在於：隨邊際污染損害增加，政府爲了降低環境污染損害，會設定較低的污染排放許可量。而當兩國處於非合作的情況下，由於本國政府所訂定的污染排放許可量並無法影響外國廠商的淨污染排放水準，以致於本國污染排放許可量的訂定不受跨界污染程度的影響。

值得說明的是，在環境污染損害爲一次式函數的模型下 (Tanguay, 2001; Fujiwara, 2010)[21]，透過 (16)、(20a)、(21) 與 (22) 式可知，污染稅稅率與跨界污染程度呈反向關係，然而污染排放許可量則不受跨界污染程度的影響。這項差異凸顯出，在不同環境政策工具下，對於社會福利水準的優劣比較，跨界污染程度扮演重要的角色。

此外，在污染排放許可量政策下，將 (20a) 式減 (21) 式以及附錄 D 的 (D9) 式減附錄 E 的 (E9) 式，計算上游廠商爲獨占與完全競爭市場時，最適污染排放許可量以及環境污染損害的差異爲：

[21] Lai and Hu (2008) 假設環境污染損害為二次式函數。而許淑媜等 (2015) 則認為，環境污染損害的函數型式對於最適環境政策具有關鍵性影響。

$$\hat{s}-\tilde{s}=-\frac{3525(A-\delta)}{4477}<0 \tag{23a}$$

$$\hat{D}^{s}-\tilde{D}^{s}=-\frac{3525(1+\gamma)(A-\delta)}{4477}<0 \tag{23b}$$

由 (23) 式，可知當政府採污染排放許可量當環境政策工具時，則第三國上游獨占廠商下的最適污染排放許可量會比上游廠商爲完全競爭市場下的最適污染排放許可量來的低；且第三國上游獨占廠商下的環境污染損害會低於上游廠商爲完全競爭市場下的環境污染損害。這其中的經濟直覺在於：當第三國爲上游獨占廠商時，由於垂直的利潤攫取效果會促使本國政府制訂較低的污染排放許可量，來降低中間財價格，以便攫取上游獨占廠商的利潤，導致上游爲獨占廠商的最適污染排放許可量比起上游爲完全競爭廠商的最適污染排放許可量來的低。另一方面，較低的污染排放許可量會減少下游廠商的淨污染排放水準，進而減輕本國環境的污染損害，這使得上游爲獨占廠商的環境污染損害低於上游爲完全競爭廠商的環境污染損害。

值得說明的是，(17) 與 (23) 式都指出當上游爲獨占廠商時，由於垂直的利潤攫取效果，相較於上游爲完全競爭廠商，本國政府會採行較爲嚴格的環境政策工具，並且使得環境污染損害下降。

三、環境政策工具的選擇

本小節將針對賽局的第一階段求取均衡解，亦即就不同環境政策工具下兩國的總福利水準加以比較，以提供政府在環境政策工具選擇時的判斷標準。值得一提的是，由於本文爲對稱模型，故當本國政府採取污染稅政策的社會福利水準高（低）於採取污染排放許可量政策的社會福利水準時，則表示外國政府也是同樣的情況，因此在環境工具的決定上，僅需就本國政府在不同環境政策工具的社會福利水準加以比較即可。此外，爲了符合本文模型的經濟意涵，本國與外國下游廠商存在產業內貿易之行爲（即兩國廠商

的出口量同時大於零），淨污染排放水準及污染減量皆大於零，且生產量大於污染減量的情況。因此，我們需要對跨界污染程度 γ 及邊際污染損害 δ 做出一些範圍的限制。此處建構假設 1 如下：

假設 1. 給定環境政策工具爲污染稅或污染排放許可量，以及第三國上游廠商爲獨占市場下，存在兩國產業內貿易行爲，淨污染排放水準及污染減量皆爲正值，且生產量大於污染量的條件爲：$0 \le \gamma \le 1$ 且 $2A/(39-15\gamma) < \delta < 29A/150$ [22]。

(一)不同環境政策工具下消費量、生產量以及淨污染排放水準的比較

我們將附錄 B 的 (B5) 式與附錄 C 的 (C5) 式相減，可以得到不同環境政策工具下商品價格的差異爲：

$$\hat{p}^t - \hat{p}^s = -\frac{463(A-\delta)+605\gamma\delta}{4477} < 0 \tag{24}$$

另外，將附錄 B 的 (B2) 與 (B4) 式減附錄 C 的 (C2) 與 (C4) 式，可得不同環境政策工具下消費量、生產量以及淨污染排放水準的差異爲：

$$\hat{Q}^t - \hat{Q}^s = \hat{X}^t - \hat{X}^s = \frac{463(A-\delta)+605\gamma\delta}{4477} > 0 \tag{25a}$$

$$\hat{e}^t - \hat{e}^s = \frac{2\left(371(A-\delta)+1210\gamma\delta\right)}{4477} > 0 \tag{25b}$$

---

[22] 假設 1 的參數範圍表明，污染稅稅率和污染排放許可量皆爲正值。由於消費者剩餘和利潤轉移的效果皆爲負值，只有當污染損害效果較大時，才能使污染稅稅率和污染排放許可量同時爲正。這也暗示了本文模型所探討的情境爲高污染產業。

藉由 (24) 式與 (25) 式，在假設 1 下，我們建構命題 1。

命題 1. 在環境政策工具爲污染稅或污染排放許可量下，當第三國上游廠商爲獨占市場時，則 $\hat{p}^t < \hat{p}^s$、$\hat{Q}^t > \hat{Q}^s$、$\hat{X}^t > \hat{X}^s$ 且 $\hat{e}^t > \hat{e}^s$。

命題 1 的經濟直覺說明如下：在政府之間實施策略性貿易政策下，由 (16) 與 (22) 兩式可知，污染稅稅率與跨界污染程度呈反向關係，然而污染排放許可量則不受跨界污染程度的影響，這使得以價格誘因爲基礎的污染稅政策，相較於以數量限制爲基礎的污染排放許可量政策，下游廠商之間的競爭程度較高，導致產生較低的商品價格。

由於污染稅政策相較於污染排放許可量政策，商品價格較低。因此，透過反需求函數以及本文對稱模型的假設，可知污染稅政策下的消費量、生產量以及淨污染排放水準，大於污染排放許可量政策下的消費量、生產量以及淨污染排放水準。

同理，當上游廠商爲完全競爭市場時[23]，本文亦可求得：$\tilde{p}^t < \tilde{p}^s$、$\tilde{Q}^t > \tilde{Q}^s$、$\tilde{X}^t > \tilde{X}^s$ 且 $\tilde{e}^t > \tilde{e}^s$，詳見附錄 F 的 (F1) 至 (F3) 式，其經濟直覺則與上游廠商爲獨占市場時相同。

(二)不同環境政策工具下社會福利水準的比較

當上游廠商爲獨占市場時，我們計算不同環境政策工具下消費者剩餘、下游廠商利潤加上污染稅收入以及環境污染損害的差異分別爲：

$$\hat{CS}^t - \hat{CS}^s = \frac{1242229(A-\delta)^2 + 1903330A\gamma\delta + 5\gamma\delta^2(73205\gamma - 380666)}{40087058} \tag{26a}$$

$$\hat{D}^t - \hat{D}^s = \frac{2(1+\gamma)\delta\left(371(A-\delta) + 1210\gamma\delta\right)}{4477} \tag{26b}$$

[23] 符合經濟意涵的條件爲：$0 \le \gamma \le 1$ 且 $4A/(21-6\gamma) < \delta < 38A/75$。

$$(\hat{\pi}^t + \hat{T}^t) - \hat{\pi}^s = \frac{170781(A-\delta)^2 - 2488970A\gamma\delta + 17\gamma\delta^2(228686 - 158429\gamma)}{20043529} \qquad (26c)$$

根據 (26) 式，在假設 1 下，我們建構命題 2：

命題 2. 在環境政策工具爲污染稅或污染排放許可量下，當第三國上游廠商爲獨占市場時，則 $\hat{CS}^t > \hat{CS}^s$ 、 $\hat{D}^t > \hat{D}^s$ 且 $(\hat{\pi}^t + \hat{T}^t) > \hat{\pi}^s$ 。

命題 2 的經濟直覺在於，由命題 1 可知，當第三國上游廠商爲獨占市場時，污染稅政策下消費量、生產量與淨污染排放水準皆大於污染排放許可量政策下的消費量、生產量與淨污染排放水準，進而導致採行污染稅之消費者剩餘、環境污染損害與廠商稅前利潤皆大於採行污染排放許可量之消費者剩餘、環境污染損害與廠商稅前利潤。因此，本文得到命題 2 的結論。

同理，當上游廠商爲完全競爭市場時，本文得到：$\tilde{CS}^t > \tilde{CS}^s$ 、 $\tilde{D}^t > \tilde{D}^s$ 、$(\tilde{\pi}^t + \tilde{T}^t) < \tilde{\pi}^s$ ，詳見附錄 F 的 (F4) 至 (F6) 式。與上游廠商爲獨占市場相比，這項結果有兩個不同之處。首先，由 (17) 與 (23) 兩式可知，當上游廠商爲獨占市場時，由於垂直的利潤攫取效果，本國政府會採取更嚴格的環境政策，從而降低消費量、生產量及淨污染排放水準。此外，命題 1 也指出，污染稅政策對消費量、生產量及淨污染排放水準的影響大於污染排放許可量政策。因此，當上游廠商處於完全競爭市場時，相較於獨占市場，不同環境政策工具下的消費者剩餘和環境污染損害的差異更大。其次，當上游廠商處於完全競爭市場時，與獨占市場相比，缺乏垂直的利潤攫取效果，這導致污染稅稅率較低，從而使污染稅政策下的下游廠商稅前利潤低於污染排放許可量政策下的利潤。

此外，我們藉由 (26) 式得到：

$$\hat{SW}^t - \hat{SW}^s = \frac{143981(A-\delta)^2 - 883498A\gamma\delta + 11\gamma\delta^2(80318 - 218405\gamma)}{3644278} \qquad (27)$$

根據 (26) 與 (27) 兩式，在假設 1 下，我們建構命題 3：

命題 3. 在環境政策工具爲污染稅或污染排放許可量下，第三國上游廠商爲獨占市場時，當 $0 \le \gamma \le 0.512$ 且 $2A/(39-15\gamma) < \delta < 29A/150$ ，或 $0.512 < \gamma \le 1$ 且 $2A/(39-15\gamma) < \delta < \delta_1$ 時[24]，則 $\hat{S}W^t > \hat{S}W^s$ ；而當 $0.512 < \gamma \le 1$ 且 $\delta_1 < \delta < 29A/150$ 時，則 $\hat{S}W^t < \hat{S}W^s$ 。

命題 3 指出當跨界污染程度 (γ) 較小，或跨界污染程度較大且邊際污染損害 (δ) 較小時，採行污染稅政策之社會福利水準大於採行污染排放許可量政策之社會福利水準；而當跨界污染程度較大且邊際污染損害較大時，採行污染稅政策之社會福利水準小於採行污染排放許可量政策之社會福利水準。

命題 3 的經濟直覺如下：對於最適污染稅稅率的制訂而言，垂直的利潤攫取效果會使政府有誘因提高污染稅稅率；而跨界污染效果則會使政府有誘因降低污染稅稅率，這是因爲本國政府爲了避免產生過大的跨界污染，會制訂較低的污染稅率來抑制外國的生產量。詳細而言，當跨界污染程度較小，或者跨界污染程度較大且邊際污染損害較小時，也就是說，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小，政府降低污染稅稅率的誘因相對小。此時，垂直的利潤攫取效果受到跨界污染效果的影響較小，使得最適污染稅稅率增加，因而使得污染損害下降，這使得不同環境政策工具下，環境污染損害的差異縮小，導致 $\hat{S}W^t > \hat{S}W^s$ 。

而當跨界污染程度較大且邊際污染損害較大時，兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較大，政府降低污染稅稅率的誘因相對大。此時，垂直的利潤攫取效果會被跨界污染效果所抵銷，使得最適污染稅稅率下降，因而使得污染損害增加，使得不同環境政策工具下，環境污染損害的差異變大，導致 $\hat{S}W^t > \hat{S}W^s$ 。

---

[24] $\delta_1 = \dfrac{A(143981+441749\gamma) - 7326\sqrt{10081}\sqrt{(\gamma(a-c))^2 + (\gamma(w-a))^2 + (\gamma(c-w))^2}}{143981+883498\gamma-2402455\gamma^2}$ 。

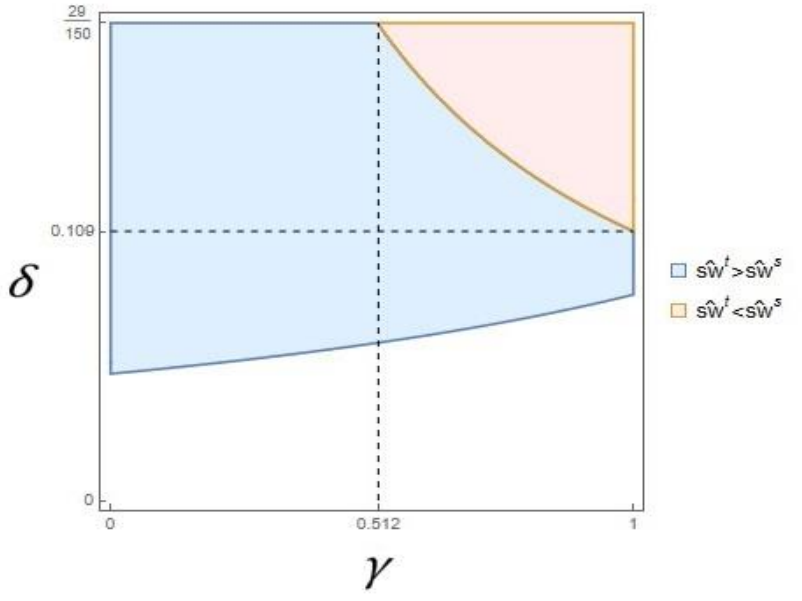


圖 3　上游獨占廠商，不同環境政策工具的福利水準比較

此外，我們也可以圖形說明 (27) 式的福利大小，令 $A=1$ ($a=1,c=0,\omega=0$) 時，則由圖 3 可知，當 $0\le\gamma\le 0.512$ 且 $2/(39-15\gamma)<\delta<29/150$ ，或 $0.512<\gamma\le 1$ 且 $2/(39-15\gamma)<\delta<\delta_1$ 時，得到 $\hat{S}W^t>\hat{S}W^s$ ；而當 $0.512<\gamma\le 1$ 且 $\delta_1<\delta<29/150$ 時，得到 $\hat{S}W^t<\hat{S}W^s$ 。

特別值得說明的是，針對開放性經濟體系中的傳統文獻，Chang and Sellak (2023) 探討了本國擁有兩個下游廠商，並從外國上游獨占廠商進口中間財以生產異質性最終產品的模型。他們發現，在污染稅政策下，中間財的價格低於污染排放許可量政策下的中間財價格，這導致採用污染稅政策時的福利水準高於採用污染排放許可量政策的福利水準。然而，命題 3 的結果與 Chang and Sellak (2023) 的研究不同，產生差異的關鍵在於本文引入了兩國間產業內貿易與跨界污染的共同影響，並深入分析其對政策選擇的福利效果。由於產業內貿易和跨界污染是現實世界會發生的現象，而 Chang and Sellak (2023) 並

沒有考量這兩種現象，這也是本文與 Chang and Sellak (2023) 主要的不同之處，而這樣的設定也得出與 Chang and Sellak (2023) 相同與相異之處，也就是說，本文與 Chang and Sellak (2023) 雖然都有考慮上游廠商，但對於貿易的型態與污染的設定是不同的，這可以讓環境政策工具比較的文獻更多樣化。值得注意的是，當跨界污染程度爲零時，則本文的結果可退化爲 Chang and Sellak (2023) 所指出的 $\hat{SW}^t > \hat{SW}^s$ 的結果。然而，當跨界污染程度較大且邊際污染損害較大時，則本文得出 $\hat{SW}^t < \hat{SW}^s$ 的結果，明顯與 Chang and Sellak (2023) 不同。這凸顯出雖然本文與 Chang and Sellak (2023) 都強調了垂直的利潤攫取效果，但在考慮跨界污染的產業內貿易模型中，當跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較大時，本國政府爲了避免產生過大的跨界污染，會制訂較低的污染稅率來抑制外國的生產量。然而，此舉將造成本國在污染稅下產生更多的環境損害，進而損害本國的福利，如此使得污染排放許可量在福利上更具優勢，這個結果與 Chang and Sellak (2023) 不同。

同理，當上游廠商爲完全競爭市場時，藉由附錄 C 的 (C6) 式與附錄 E 的 (E6) 式，本文可求得不同環境政策工具下福利水準的差異爲：

$$\tilde{SW}^t - \tilde{SW}^s = -\frac{196\left(2\mathrm{A} - (2-37\gamma)\delta\right)^2}{395641} < 0 \tag{28}$$

由 (28) 式，我們建立命題 4 如下。

命題 4. 在環境政策工具爲污染稅或污染排放許可量下，第三國上游廠商爲完全競爭市場時，$\tilde{SW}^t < \tilde{SW}^s$。

命題 4 指出，採行污染稅政策下的福利水準小於採行污染排放許可量政策下的福利水準。這與 Baumol and Oates (1988) 和 Helfand (1999) 的結論不同，其關鍵原因在於考慮跨界污染的產業內貿易模型，各國政府會以環境工具來實行策略性貿易行爲，相較於基於數量限制的污染排放許可量，污染稅會使得產品市場變得更加競爭，導致產品市場

價格下降與市場需求量增加，進而造成更多的環境污染損害，如此使得污染排放許可量在福利上更具優勢。

需要一提的是，就開放性經濟體系下，假設上游廠商爲完全競爭市場的傳統文獻而言，Ulph (1996) 以生產國消費污染性產品的比重來分析環境政策工具的優劣，結論指出當生產國爲污染性產品的次要（主要）消費者時，污染排放許可量（污染稅）政策較優。Lai (2003) 以租稅轉嫁的角度來探討污染稅與污染排放許可量的選擇，研究發現當政府可以將污染稅轉嫁他國負擔時，污染稅政策的社會福利水準大於污染排放許可量政策的社會福利水準。Antoniou et al. (2012) 以需求不確定性的觀點來分析政府環境政策工具的選擇，結果顯示當需求的不確定程度較低（高）時，污染排放許可量（污染稅）政策會產生較高的社會福利水準。Chang et al. (2022) 以利益團體及跨界污染來分析污染稅與污染排放許可量政策的福利效果。當遊說效率夠小或者跨界污染程度夠大時，則污染排放許可量政策較優；而當跨界污染程度不大且廠商的遊說效率夠大時，則污染稅政策較優。這些傳統文獻用來分析政府對於環境政策工具選擇的關鍵因子爲：生產國消費污染性產品的比重、污染稅的轉嫁、需求的不確定程度以及遊說效率等。然而本文則是在具跨界污染的產業內貿易模型下，考慮跨界污染程度以及邊際污染損害對於政府制訂最適的污染稅或污染排放許可量的不同影響，而得到污染排放許可量政策較優的結論。

綜合命題 3 與 4，就兩國非合作制訂最適環境工具下，上游廠商爲獨占或完全競爭市場的福利比較方面。當上游廠商爲獨占市場時，由於垂直的利潤攫取效果，命題 3 指出，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小（大）時，則兩國政府採行污染稅的福利水準大（小）於污染排放許可量的福利水準；而當上游廠商爲完全競爭市場時，命題 4 則指出，污染排放許可量政策優於污染稅政策。這兩項命題的重大差異凸顯出，上游廠商市場結構的差異，對於政府環境政策工具的選擇，扮演關鍵性的角色，這是本文的一大貢獻。

伍、兩國合作制訂最適污染稅與污染排放許可量

在賽局的第二階段中，兩國政府是否合作制訂最適的環境工具爲本文關注的重點。因此，在第四節分析完兩國政府非合作制訂最適環境工具的情況之後，本節接著在兩國進行政策協調，即政府之間合作制訂最適環境工具下，探討上游廠商市場結構如何影響污染稅與污染排放許可量政策的福利大小。

一、最適污染稅稅率與污染排放許可量

當兩國政府合作制訂最適污染稅或污染排放許可量時，兩國政府在不同環境工具下的目標函數爲：

$$\begin{aligned} GW^t &= SW^t(t,t^*) + SW^{*t}(t^*,t) \\ &= CS^t + \pi^t + T^t - D^t + CS^{*t} + \pi^{*t} + T^{*t} - D^{*t} \end{aligned} \tag{29}$$

$$\begin{aligned} GW^s &= SW^s(s,s^*) + SW^{*s}(s^*,s) \\ &= CS^s + \pi^s - D^s + CS^{*s} + \pi^{*s} - D^{*s} \end{aligned} \tag{30}$$

其中，GW^t 與 GW^s 分別爲污染稅與污染排放許可量政策下，兩國福利水準的總和。

在上游廠商爲獨占市場下，當兩國政府合作制訂最適環境工具時，本文類似於 Chang and Sellak (2023) 在本國有兩個下游廠商並向外國上游獨占廠商進口中間財，來生產異質性最終財的模型，計算得到最適污染稅稅率與污染排放許可量爲：

$$\breve{t} = \breve{t}^{*} = \frac{A+12(1+\gamma)\delta}{13} \tag{31}$$

$$\breve{s} = \breve{s}^{*} = \frac{3A-25(1+\gamma)\delta}{22} \tag{32}$$

而在上游廠商爲完全競爭市場下，當兩國政府合作制訂最適污染稅或污染排放許可量時，則本文退化爲 Baumol and Oates (1988) 以及 Helfand (1999) 在封閉經濟體系、廠商對稱且沒有不確定性下的模型。計算得到最適污染稅稅率與污染排放許可量爲：

$$\bar{t} = \bar{t}^{*} = \frac{-2A+15(1+\gamma)\delta}{13} \tag{33}$$

$$\bar{s} = \bar{s}^{*} = \frac{12A-25(1+\gamma)\delta}{13} \tag{34}$$

將 (31) 式減 (33) 式、(32) 式減 (34) 式，計算在兩國合作制訂最適環境工具下，上游廠商爲獨占市場或完全競爭市場時，最適污染稅稅率以及最適污染排放許可量的差異爲：

$$\breve{t} - \bar{t} = \frac{3\left(A-(1+\gamma)\delta\right)}{13} > 0 \tag{35a}$$

$$\breve{s} - \bar{s} = -\frac{225\left(A-(1+\gamma)\delta\right)}{286} < 0 \tag{35b}$$

由 (35) 式可知，當兩國合作制訂最適環境工具時，由於垂直的利潤攫取效果，上游獨占廠商下的最適污染稅與污染排放許可量會較上游完全競爭廠商下的最適污染稅與污染排放許可量來的嚴格。

二、不同環境政策工具下社會福利水準的比較

當上游廠商爲獨占市場下，本文得到在不同環境工具下，兩國福利水準的總和爲：

$$\breve{G}W^{t}=\frac{3(A-\delta)^{2}+16\delta^{2}+\gamma\delta^{2}(32+16\gamma)}{13} \tag{36}$$

$$\breve{G}W^{s}=\frac{3(A-\delta)^{2}+25\delta^{2}+\gamma\delta^{2}(50+25\gamma)}{22} \tag{37}$$

將 (36) 式 減 (37) 式，得到不同環境政策工具下，兩國福利水準總和的差異爲：

$$\breve{G}W^{t}-\breve{G}W^{s}=\frac{27\left(A-(1+\gamma)\delta\right)^{2}}{286}>0 \tag{38}$$

由 (38) 式，在本文架構下，當符合經濟意涵的條件時[25]，我們建構命題 5。

命題 5. 在環境政策工具爲污染稅或污染排放許可量，且第三國上游廠商爲獨占市場下，當兩國合作制訂最適污染稅與污染排放許可量時，則 $\breve{G}W^{t}>\breve{G}W^{s}$ 。

命題 5 的經濟直覺如下：當上游廠商爲獨占市場時，相較於上游廠商爲完全競爭市場，在垂直的利潤攫取效果下，本國政府會採取較爲嚴格的環境政策，進而降低消費量、生產量以及淨污染排放水準。因此，當上游廠商爲獨占市場時，由於污染稅下之消費者剩餘與廠商稅前利潤之總和大於污染排放許可量，而垂直的利潤攫取效果使得污染稅與污染排放許可量的環境污染損害差異縮小，導致採行污染稅的社會福利水準大於採行污染排放許可量的社會福利水準。

---

[25] $\gamma\in[0,1]$ 且 $0<\delta<3A/25(1+\gamma)$ 。

值得注意的是，命題 3 與命題 5 的結論不同，表明兩國是否合作制訂最適環境政策工具，會產生不同的政策效果。這是因爲，當上游廠商爲獨占市場時，無論兩國是否合作，政府都會因垂直的利潤攫取效果而採取更嚴格的環境政策工具，以減少環境污染的損害。然而，命題 3 與命題 5 的主要區別在於，跨界污染效果對於政府間是否合作制訂最適環境政策工具的影響有所不同。

當兩國合作制訂最適環境工具時，由於兩國政府將跨界污染而產生的跨界污染效果，納入兩國的目標函數，使得跨界污染效果產生的環境污染損害在兩種環境政策工具下並沒有差異，此時，垂直的利潤攫取效果決定了政府環境政策工具的選擇，得到 $\breve{G}W^t > \breve{G}W^s$。可是當兩國非合作制訂最適環境工具時，在污染稅下，隨著跨界污染程度增加，政府會降低污染稅稅率，然而污染排放許可量則不受跨界污染程度的影響，換言之，跨界污染效果產生的環境污染損害在兩種環境政策工具下有所差異。因此，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小時，使得污染稅與污染排放許可量政策所產生環境污染損害的差異較小，導致 $\hat{S}W^t > \hat{S}W^s$；而當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較大時，使得污染稅與污染排放許可量政策所產生環境污染損害的差異較大，導致 $\hat{S}W^t < \hat{S}W^s$。

同理，當上游廠商爲完全競爭市場下，本文計算得到在不同環境工具下，兩國福利水準的總和爲：

$$\bar{G}W^t = \bar{G}W^s = \frac{12(A-\delta)^2 + 25\delta^2 + \gamma\delta^2(50+25\gamma)}{13} \tag{39}$$

透過 (39) 式，在本文架構下，當符合經濟意涵的條件時[26]，我們建構命題 6。

命題 6. 在環境政策工具爲污染稅或污染排放許可量，且第三國上游廠商爲完全競爭市場下，當兩國合作制訂最適污染稅與污染排放許可量時，則 $\bar{G}W^t = \bar{G}W^s$。

命題 6 的經濟直覺在於：在上游廠商爲完全競爭市場下，當兩國政府合作制訂最適環境工具時，由於政府之間共同考量廠商在生產過程中對彼此環境所造成的污染損害，藉由設定最適的污染排放總量，在廠商對稱且沒有不確定性下，使得不同環境工具產生相同的生產量、消費量以及淨污染排放水準，導致污染稅政策下的福利水準等於污染排放許可量政策下的福利水準。

值得說明的是，就上游廠商爲完全競爭市場下，兩國合作與非合作制訂最適環境工具的福利比較方面。當兩國合作制訂最適環境工具時，由於政府之間會將廠商在生產過程中，因爲跨界污染而產生的跨界污染效果，對彼此所造成的環境污染損害納入兩國的目標函數，命題 6 指出，$\bar{G}W^t = \bar{G}W^s$；而當政府非合作制訂最適環境工具時，在污染稅下，隨著跨界污染程度增加，會使得政府降低污染稅稅率，然而污染排放許可量則不受跨界污染程度的影響，因此，污染稅下的環境污染損害較大，導致命題 4 指出，$\tilde{S}W^t < \tilde{S}W^s$。由上述可知，命題 4 與命題 6 產生差異的關鍵因子爲：跨界污染程度所產生的跨界污染效果對於兩國合作與非合作制訂最適環境工具的影響不同所導致。因此，在具跨界污染的產業內貿易模型下，當上游廠商爲完全競爭市場時，兩國是否合作制訂最適污染稅與污染排放許可量，將會是環境政策工具選擇的關鍵因素。

此外，就兩國合作制訂最適環境工具下，上游廠商爲獨占或完全競爭市場的福利比較方面。當上游廠商爲獨占市場時，由於垂直的利潤攫取效果，命題 5 指出，污染稅政策下的福利水準大於污染排放許可量政策下的福利水準；而當上游廠商爲完全競爭市場時，命題 6 則指出，污染稅與污染排放許可量政策有相同的福利水準。命題 5 與命題 6 產生差異的關鍵因子爲：垂直的利潤攫取效果。因此，即便兩國政府合作制訂最適環境工具，上游廠商市場結構的差異仍會影響政府對於環境政策工具的選擇。

---

[26] $\gamma \in [0,1]$ 且 $2A/15(1+\gamma) < \delta < 12A/25(1+\gamma)$。

陸、問題與討論

本節中，我們試圖從不同的模型設定架構，對本文的各項分析進行不同角度的問題與討論。

一、貿易成本的角色

本節探討在貿易成本大於零下，當兩國政府非合作制訂最適污染稅稅率與污染排放許可量時，政府對於環境政策工具的抉擇問題。首先，當上游廠商爲獨占市場時，在污染稅或污染排放許可量政策下，下游廠商的利潤函數可表達爲：

$$\pi^{t} = (p-\kappa-\omega)x+(p^{*}-\kappa-\omega-\mu)x^{*}-t(x+x^{*}-l)-\theta l^{2}$$

$$\pi^{*t} = (p-\kappa-\omega-\mu)y+(p^{*}-\kappa-\omega)y^{*}-t^{*}(y+y^{*}-l^{*})-\theta l^{*2}$$

$$\pi^{s} = (p-\kappa-\omega)x+(p^{*}-\kappa-\omega-\mu)x^{*}-\theta(x+x^{*}-s)^{2}$$

$$\pi^{*s} = (p-\kappa-\omega-\mu)y+(p^{*}-\kappa-\omega)y^{*}-\theta(y+y^{*}-s^{*})^{2}$$

其中，當本國或外國廠商出口每單位財貨至對方國家時，他們必須承擔貿易成本 $\mu>0$。文獻上，貿易成本 μ 可被廣義解釋爲在兩國間進行商品交易時遭遇的任何障礙所引發的成本。經過計算，不同環境政策工具之社會福利水準差異如下：

$$\hat{S}W^{t}-\hat{S}W^{s}=\frac{575924(A-\delta)^{2}+143981\mu^{2}+4(\omega\delta+\gamma\delta)^{2}-9609820\gamma^{2}\delta^{2}}{14577112} \qquad (40)$$

由 (40) 式，可知當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較大時，則 $\hat{SW}^t < \hat{SW}^s$；反之，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小時，則 $\hat{SW}^t > \hat{SW}^s$，此項結論與命題 3 一致[27]。

其次，當上游廠商爲完全競爭市場時，不同環境政策工具之社會福利水準差異如下：

$$\tilde{SW}^t - \tilde{SW}^s = -\frac{196\left(-2A+\mu+(2-37\gamma)\delta\right)^2}{395641} \tag{41}$$

由 (41) 式，可知 $\tilde{SW}^t < \tilde{SW}^s$，此項結論與命題 4 一致。

(40) 與 (41) 兩式的福利大小，顯示貿易成本的作用限於改變社會福利函數中消費者剩餘、廠商利潤及政府稅收等組成項目的規模，並未影響政府在選擇環境政策工具上的決策。

二、第三國出口模型

本節依循 Berhofen (1997) 的第三國出口模型，假設本國與外國下游廠商出口同質性商品至第三國，來分析污染稅與污染排放許可量的福利比較。

首先，當上游廠商爲獨占市場時，在污染稅或污染排放許可量政策下，下游廠商的利潤函數可表達爲：

$$\pi^t = (p-\kappa-\omega)x - t(x-l) - \theta l^2$$

$$\pi^{*t} = (p-\kappa-\omega)y - t^*(y-l^*) - \theta l^{*2}$$

$$\pi^s = (p-\kappa-\omega)x - \theta(x-s)^2$$

---

[27] 由於篇幅限制，欲了解詳細數學條件的讀者可向作者索取。

$$\pi^{*s} = (p - \kappa - \omega)y - \theta(y - s^*)^2$$

其中，x 與 y 分別代表本國與外國下游廠商所生產而在第三國銷售的財貨數量，而第三國市場的財貨消費量則爲 $Q = x + y$。需要說明的是，由於消費市場在第三國，因此，本國與外國的社會福利函數並不包含消費者剩餘。

當兩國非合作制訂最適環境工具時，不同環境政策工具之社會福利水準差異如下：

$$\hat{SW}^t - \hat{SW}^s = \frac{693153(A-\delta)^2 - 14516658A\gamma\delta + \gamma\delta^2(14516658 - 57396655\gamma)}{160174336} \qquad (42)$$

由 (42) 式，可知當 $0 \le \gamma \le 0.309$，或 $0.309 < \gamma < 0.512$ 且 $A/(15-3\gamma) < \delta < \delta_2$ 時[28]，則 $\hat{SW}^t > \hat{SW}^s$；而當 $0.309 < \gamma \le 0.512$ 且 $\delta_2 < \delta < 15A/128$，或 $0.512 < \gamma \le 1$ 時，則 $\hat{SW}^t < \hat{SW}^s$。

(42) 式福利大小的經濟直覺如下：對於最適污染稅稅率的制訂而言，垂直的利潤攫取效果會使政府有誘因提高污染稅稅率，而跨界污染效果則會使政府有誘因降低污染稅稅率。詳細而言，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小時，政府降低污染稅稅率的誘因相對小。此時，垂直的利潤攫取效果受到跨界污染效果的影響較小，使得最適污染稅稅率增加，因而使得污染損害下降，這使得不同環境政策工具下，環境污染損害的差異縮小，導致 $\hat{SW}^t > \hat{SW}^s$。

而當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較大時，政府降低污染稅稅率的誘因相對大。此時，垂直的利潤攫取效果會被跨界污染效果所抵銷，使得最適污染稅稅率下降，因而使得污染損害增加，使得不同環境政策工具下，環境污染損害的差異變大，導致 $\hat{SW}^t < \hat{SW}^s$，此項結論與命題 3 一致。

---

[28] $\delta_2 = A\left(\frac{-693153 - 7258329\gamma + 151872\sqrt{4009}\gamma}{-693153 - 14516658\gamma + 57396655\gamma^2}\right)$。

其次，當上游廠商爲完全競爭市場時，當兩國非合作制訂最適環境工具時，不同環境政策工具之社會福利水準差異如下：

$$\tilde{S}W^t - \tilde{S}W^s = -\frac{125\left(3(A-\delta)+23\gamma\delta\right)^2}{207368} \tag{43}$$

由 (43) 式，可知 $\tilde{S}W^t < \tilde{S}W^s$，此項結論與命題 4 一致。

三、環境污染損害為二次式函數

根據 Lai and Hu (2008) 的設定，我們假設環境污染損害爲二次式函數，則不同環境政策工具下，本國與外國的環境污染損害函數分別是：

$$D^t = \delta\left((x^t + x^{*t} - l^t) + \gamma(y^t + y^{*t} - l^{*t})\right)^2$$

$$D^{*t} = \delta\left((y^t + y^{*t} - l^{*t}) + \gamma(x^t + x^{*t} - l^t)\right)^2$$

$$D^s = \delta(s + \gamma s^*)^2$$

$$D^{*s} = \delta(s^* + \gamma s)^2$$

經過計算，我們可以得到在兩國非合作制訂最適環境工具下，當上游廠商爲獨占或完全競爭市場時，不同環境工具下的福利水準差異爲：

$$\hat{S}W^t - \hat{S}W^s = \frac{1}{2}A^2\Delta_1(\gamma,\delta) > 0 \tag{44a}$$

$$\tilde{S}W^t - \tilde{S}W^s = 16A^2\Delta_2(\gamma,\delta) < 0 \tag{44b}$$

其中，$\Delta_1(\gamma,\delta)$ 與 $\Delta_2(\gamma,\delta)$ 詳見附錄 G。

(44a) 式指出，採行污染稅政策會優於採行污染排放許可量政策，這與命題 3 的結論不一致。而其中的原因在於二次式的污染損害函數會產生較大的環境污染損害，由於垂直的利潤攫取效果，政府會採行較爲嚴格的環境政策，使得不同環境政策工具下污染損害的差距縮小，導致 $\hat{S}W^t > \hat{S}W^s$。而 (44b) 式則指出採行污染排放許可量政策會優於採行污染稅政策，這與命題 4 的結論一致。

同理，經過計算得到兩國合作制訂最適環境工具下，當上游廠商爲獨占或完全競爭市場時，不同環境工具下的福利水準差異爲：

$$\breve{G}W^t - \breve{G}W^s = \frac{27A^2\left(1+2(1+\gamma)^2\delta\right)^2}{2\left(11+25(1+\gamma)^2\delta\right)\left(13+32(1+\gamma)^2\delta\right)} > 0 \tag{45a}$$

$$\bar{G}W^t = \bar{G}W^s = \frac{12A^2\left(1+2(1+\gamma)^2\delta\right)}{13+50(1+\gamma)^2\delta} \tag{45b}$$

(45) 式的福利大小與命題 5、6 的結論一致。

四、環境政策工具的內生性選擇

本節探討兩國政府內生化選擇最適的環境政策工具，即 Nash 均衡策略。在第三國上游廠商爲獨占市場下，當兩國政府皆採行污染稅或污染排放許可量政策時，下游廠商的利潤函數如 (6) 與 (9) 式。當本國採行污染稅政策，外國採行污染排放許可量政策時，下游廠商的利潤函數分別爲 (6a) 與 (8b) 式；而當本國採行污染排放許可量政策，外國採行污染稅政策時，下游廠商的利潤函數分別爲 (8a) 與 (6b) 式。

經過運算，本國與外國政府環境政策工具的選擇與相應的福利水準如表 1 所示：

表1：環境政策工具的選擇與相應的福利水準

本國 \ 外國	污染稅	污染排放許可量
污染稅	$S\hat{W}^{tt}$， $S\hat{W}^{*tt}$	$S\hat{W}^{ts}$， $S\hat{W}^{*ts}$
污染排放許可量	$S\hat{W}^{st}$， $S\hat{W}^{*st}$	$S\hat{W}^{ss}$， $S\hat{W}^{*ss}$

其中，上標 *tt*：代表兩國政府皆採行污染稅政策；上標 *ss*：代表兩國政府皆採行污染排放許可量政策；上標 *ts* (*st*)：代表本國（外國）採行污染稅政策，外國（本國）採行污染排放許可量政策。$S\hat{W}^{tt} = S\hat{W}^{*tt}$，爲附錄 B 的 (B6) 式；$S\hat{W}^{ss} = S\hat{W}^{*ss}$，爲附錄 D 的 (D6) 式； $S\hat{W}^{ts} = S\hat{W}^{*st} = \Omega_1(\gamma,\delta)$ ； $S\hat{W}^{*ts} = S\hat{W}^{st} = \Omega_2(\gamma,\delta)$ [29]。

令 A = 1 ($a = 1, c = 0, \omega = 0$) 時，我們以圖形 4 來說明兩國不同政策組合的 Nash 均衡策略，在本國與外國爲對稱模型下，圖中的黑色實線代表 $S\hat{W}^{tt} = S\hat{W}^{st}$ ($S\hat{W}^{*tt} = S\hat{W}^{*ts}$)、黑色細虛線代表 $S\hat{W}^{ts} = S\hat{W}^{ss}$ ($S\hat{W}^{*st} = S\hat{W}^{*ss}$)、黑色粗虛線的上方則是符合經濟意涵的條件。首先，當跨界污染程度較小 ($0 \le \gamma < 0.159$)，則 $S\hat{W}^{tt} > S\hat{W}^{st}$ 且 $S\hat{W}^{*tt} > S\hat{W}^{*ts}$ ，使得污染稅爲兩國政府的 Nash 均衡策略，如圖形中的「I」區。其次，在跨界污染程度爲 $0.159 \le \gamma < 0.315$ 的情況，當邊際污染損害較大時，導致 $S\hat{W}^{ts} > S\hat{W}^{ss}$ 且 $S\hat{W}^{*tt} < S\hat{W}^{*ts}$ ($S\hat{W}^{tt} < S\hat{W}^{st}$ 且 $S\hat{W}^{*st} > S\hat{W}^{*ss}$)，則本國（外國）政府採行污染稅而外國（本國）政府採行污染排放許可量爲 Nash 均衡策略，如圖形中的「**II**」區。當邊際污染損害較小時，則污染稅爲兩國政府的 Nash 均衡策略，如圖形中的「I」區。其三，在跨界污染程度爲 $0.315 \le \gamma < 0.548$ 的情況，當邊際污染損害較小時，污染稅爲兩國政府的 Nash 均衡策略，如圖形中的「I」區。當邊際污染損害爲中間值時，則本國（外國）政府採行污染稅而外國（本國）政府採行污染排放許可量爲 Nash 均衡策略，如圖形中的「**II**」區。

[29] 因篇幅限制，$\Omega_1(\gamma,\delta)$ 與 $\Omega_2(\gamma,\delta)$ 的完整數學式可向作者索取。

當邊際污染損害較大時，污染排放許可量爲兩國政府的 Nash 均衡策略，如圖形中的「**III**」區。其四，在跨界污染程度爲 $0.548 \le \gamma < 0.892$ 的情況，當邊際污染損害較小時，則本國（外國）政府採行污染稅而外國（本國）政府採行污染排放許可量爲 Nash 均衡策略，當邊際污染損害較大時，污染排放許可量爲兩國政府的 Nash 均衡策略。最後，當跨界污染程度爲 $0.892 \le \gamma < 1$，則污染排放許可量爲兩國政府的 Nash 均衡策略[30]。

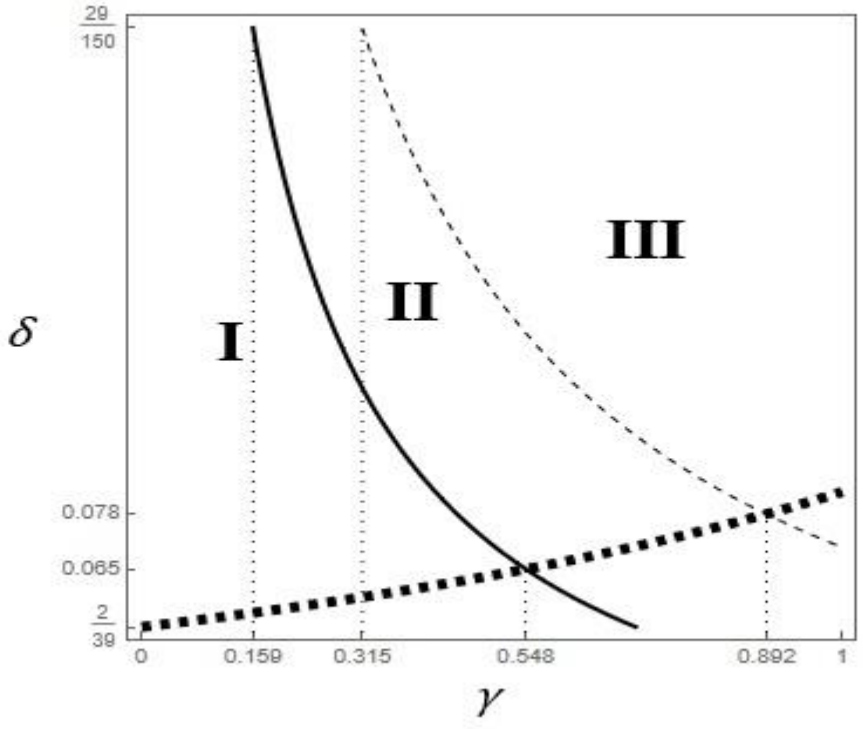


圖 4　上游獨占廠商，環境政策工具的 Nash 均衡策略

[30] Nash 均衡的完整條件，有興趣的讀者可向作者索取。

由上述的分析可知，首先，當跨界污染程度與邊際污染損害都較小時，也就是說，跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小，污染稅爲兩國政府的 Nash 均衡策略的結果，這是因爲當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小，政府降低污染稅稅率的誘因相對小。此時，垂直的利潤攫取效果受到跨界污染效果的影響較小，使得最適污染稅稅率增加，因而使得污染損害下降，這使得兩國採行污染稅的社會福利增加。其次，當跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度爲中間值時，則容易誘發兩國採取不同的環境政策。這是因爲，當給定外國採取污染稅政策時，在適中的跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度下，因爲本國採取污染排放許可量可有效壓制環境污染損害，因此本國會採取污染排放許可量政策，一旦本國採取污染排放許可量政策，在適中的跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度下，外國政府也可透過較高的污染稅率壓制環境污染損害，因此外國會採取污染稅政策。因此，兩國有可能採取不同的環境政策。最後，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較大，政府降低污染稅稅率的誘因相對大。此時，垂直的利潤攫取效果會被跨界污染效果所抵銷，使得最適污染稅稅率下降，因而使得在污染稅政策下污染損害增加，使得污染排放許可量爲兩國政府的 Nash 均衡策略。

五、對中間性財貨課徵關稅

當第三國上游獨占廠商因提供較多中間財而導致本國與外國環境污染損害增加時，第三國的出口政策將會因而受到影響。對於這樣的情境，本節依循 Chang and Sellak (2023) 的假設，兩國政府對上游獨占廠商的中間財進口徵收關稅，以減少環境污染損害並增加關稅收入。此外，在賽局的第二階段，政府同時決定最適的污染稅（或污染排放許可量）以及關稅稅率。此時，上游獨占廠商的利潤函數爲：

$$\Pi = (\kappa - c - \tau)(x^t + x^{*t}) + (\kappa - c - \tau^*)(y^t + y^{*t}) \tag{46}$$

其中，τ 與 τ^* 分別爲本國與外國政府對於上游獨占廠商中間財的出口所課徵的關稅稅率。而污染稅與污染排放許可量政策下的均衡中間財價格則分別爲：

$$\kappa^t = \frac{2(a+c-\omega)-t-t^*+\tau+\tau^*}{4} \tag{47a}$$

$$\kappa^s = \frac{2(a+c-\omega)+s+s^*+\tau+\tau^*}{4} \tag{47b}$$

在兩國非合作制訂最適的環境工具下，經過計算可以求得不同環境政策工具下，社會福利水準的差異爲：

$$\hat{SW}^t - \hat{SW}^s = \frac{1009(A-\delta)^2 - 131A\gamma\delta - 11\gamma\delta^2(218405\gamma - 80318)}{6272} < 0 \tag{48}$$

(48) 式指出，採行污染排放許可量政策會優於採行污染稅政策，這結論與命題 3 不同。這其中的經濟直覺在於，根據 (47) 式可知，中間財的價格與關稅稅率呈現正向關係，也就是說，關稅的課徵會提高中間財的價格，這會抵消垂直的利潤攫取效果，進而減少政府實施較嚴格污染稅政策的誘因。因此，不同環境政策工具下的污染損害差異變大，導致 $\hat{SW}^t < \hat{SW}^s$。

柒、結論

本文的貢獻之處在於將國際貿易中普遍存在的垂直相關市場現象，融入跨界污染的雙占相互傾銷市場模型中，在兩國政府非合作與合作制訂最適環境工具下，分別探討上游廠商訂價與跨界污染對於污染稅或污染排放許可量的影響，而得到比 Baumol and Oates (1988)、Helfand (1999) 及 Chang and Sellak (2023) 等模型更一般化的結論。

首先，在兩國非合作制訂最適的環境工具下，當上游廠商爲獨占市場，由於垂直的利潤攫取效果，政府會採行較爲嚴格的環境政策工具，當兩國跨界污染程度與邊際污染損害的交互影響程度較小（大），政府降低污染稅稅率的誘因相對小（大）。此時，垂直的利潤攫取效果受到跨界污染效果的影響較小（大），使得最適污染稅稅率增加（下降），因而使得污染損害下降（增加），這使得不同環境政策工具下，環境污染損害的差異縮小（變大），導致污染稅的福利水準大（小）於污染排放許可量的福利水準。當上游廠商爲完全競爭市場時，以價格誘因爲基礎的污染稅政策，相較於以數量限制爲基礎的污染排放許可量政策，會產生較低的商品價格，這使得污染稅政策下的環境污染損害大於污染排放許可量政策下的環境污染損害，進而導致兩國政府採行污染稅的福利水準小於污染排放許可量的福利水準

其次，在兩國合作制訂 (cooperative game) 最適的環境工具下，當上游廠商爲獨占市場時，由於污染稅下之消費者剩餘與廠商稅前利潤之總和大於污染排放許可量，而垂直的利潤攫取效果使得污染稅與污染排放許可量的環境污染損害差異縮小，導致採行污染稅的社會福利水準大於採行污染排放許可量的社會福利水準。此結果類似於 Chang and Sellak (2023) 探討本國兩廠商向外國上游獨占廠商進口中間財來生產異質性最終財的結果。此外，當上游廠商爲完全競爭市場時，由於政府之間不會實施策略性貿易政策，因此，得到污染稅與污染排放許可量政策的福利效果相同，此結果與 Baumol and Oates (1988) 以及 Helfand (1999) 在封閉經濟體系、廠商對稱且沒有不確定性下的結果相同。

因此，不論兩國是否合作制訂最適的環境工具，上游廠商的市場結構對於污染稅與污染排放許可量政策的福利比較，皆扮演關鍵性的角色。而當上游廠商爲獨占或完全競爭市場時，兩國是否合作制訂最適的環境工具也會影響污染稅與污染排放許可量政策的福利大小。

雖然本文在政府環境政策的制訂與抉擇上提出了不同於相關文獻的見解，但不可否認的是，本文未考慮非線性需求函數以及中間財廠商面對寡占市場時，如何影響政府對於污染稅與污染排放許可量的抉擇。此外，本文採行 Cournot 數量競爭方式來探討最適

污染稅稅率或污染排放許可量之決定，至於下游廠商之間可能存在 Bertrand 價格競爭方式則未納入考量。而上述所指出的各項情況，都可以作爲將來進一步探討環境政策工具制訂與選擇的研究方向。

附錄 A. 上游獨占市場，最適污染稅稅率的推導

在污染稅政策下，當上游廠商爲獨占市場時，下游廠商的利潤函數可表達爲：

$$\pi^{t}(x,x^{*},y,y^{*},l,t)=(p-\kappa-\omega)x+(p^{*}-\kappa-\omega)x^{*}-t(x+x^{*}-l)-\frac{l^{2}}{2} \tag{A1}$$

$$\pi^{*t}(x,x^{*},y,y^{*},l^{*},t^{*})=(p-\kappa-\omega)y+(p^{*}-\kappa-\omega)y^{*}-t^{*}(y+y^{*}-l^{*})-\frac{l^{*2}}{2} \tag{A2}$$

(A1) 與 (A2) 兩式，極大的一階條件分別爲：

$$\frac{\partial\pi^{t}}{\partial x}=p-\kappa-\omega+p'x-t=0$$

$$\frac{\partial\pi^{t}}{\partial x^{*}}=p^{*}-\kappa-\omega+p^{*'}x^{*}-t^{*}=0$$

$$\frac{\partial\pi^{t}}{\partial l}=t-l=0$$

$$\frac{\partial\pi^{*t}}{\partial y}=p-\kappa-\omega+p'y-t^{*}=0$$

$$\frac{\partial\pi^{*t}}{\partial y^{*}}=p^{*}-\kappa-\omega+p^{*'}y^{*}-t^{*}=0$$

$$\frac{\partial\pi^{*t}}{\partial l}=t^{*}-l^{*}=0$$

由上述方程式可解出均衡之 $x^t(t,t^*)$ ， $y^t(t,t^*)$ ， $l^t(t)$ ； $x^{*t}(t,t^*)$ ， $y^{*t}(t,t^*)$ ， $l^{*t}(t^*)$ 。另外，上游獨占廠商的利潤函數如下：

$$\Pi^t=(\kappa-c)(x^t+x^{*t})+(\kappa-c)(y^t+y^{*t}) \tag{A3}$$

(A3) 式，極大的一階條件爲：

$$\frac{\partial\Pi^t}{\partial\kappa}=\frac{2\left(2(a+c-\omega)-t-t^*-4\kappa\right)}{3}=0$$

由上述方程式可解出均衡之 $\kappa^t(t,t^*)$ 。因此，本國廠商的均衡利潤可寫爲：

$$\pi^t(t,t^*)=\pi^t(x^t(t,t^*),x^{*t}(t,t^*),y^t(t,t^*),y^{*t}(t,t^*),l^t(t),\kappa^t(t,t^*),t)\ 。$$

依照本文的設定，在最後一階段的均衡時，本國福利函數應爲：

$$\begin{aligned}SW(t,t^*)&=L+CS+\pi^t+T-D\\&=L+\frac{(x(t,t^*)+y(t,t^*))^2}{2}+\pi^t(t,t^*)+t(x(t,t^*)+x^*(t,t^*)-l^t(t))\\&\quad-\delta(x(t,t^*)+x^*(t,t^*)-l^t(t))-\delta\gamma(y(t,t^*)+y^*(t,t^*)-l^{*t}(t^*))\end{aligned} \tag{A4}$$

其中， $CS=\frac{(x(t,t^*)+y(t,t^*))^2}{2}$ 。因此，本國福利極大的一階條件爲：

$$\begin{aligned}\frac{dSW(t,t^*)}{dt}&=(x^t+y^t)(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial y^t}{\partial t})+\frac{\partial\pi^t}{\partial x}\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial\pi^t}{\partial x^*}\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}+\frac{\partial\pi^t}{\partial y}\frac{\partial y^t}{\partial t}+\frac{\partial\pi^t}{\partial y^*}\frac{\partial y^{*t}}{\partial t}\\&\quad+\frac{\partial\pi^t}{\partial l}\frac{\partial l^t}{\partial t}+\frac{\partial\pi^t}{\partial\kappa}\frac{\partial\kappa^t}{\partial t}+\frac{\partial\pi^t}{\partial t}+(x^t+x^{*t}-l^t)+t(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}-\frac{\partial l^t}{\partial t})\end{aligned}$$

$$-\delta(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}-\frac{\partial l^t}{\partial t})-\delta\gamma(\frac{\partial y^t}{\partial t}+\frac{\partial y^{*t}}{\partial t}-\frac{\partial l^{*t}}{\partial t})$$

利用廠商利潤的一階條件（亦即包絡定理）：$\partial\pi^t/\partial x=0$；$\partial\pi^t/\partial x^*=0$；$\partial\pi^t/\partial l=0$；$\partial\pi^t/\partial y=p'x$；$\partial\pi^t/\partial y^*=p^{*\prime}x^*$；$\partial\pi^t/\partial\kappa=-(x+x^*)$；$\partial\pi^t/\partial t=-(x+x^*-l)$。可得：

$$\begin{aligned}\frac{dSW(t,t^*)}{dt}&=(x^t+y^t)(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial y^t}{\partial t})+p'x\frac{\partial y^t}{\partial t}+p^{*\prime}x^*\frac{\partial y^{*t}}{\partial t}-(x+x^*)\frac{\partial\kappa^t}{\partial t}-(x+x^*-l)\\&\quad+(x^t+x^{*t}-l^t)+t(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}-\frac{\partial l^t}{\partial t})-\delta(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}-\frac{\partial l^t}{\partial t})-\delta\gamma(\frac{\partial y^t}{\partial t}+\frac{\partial y^{*t}}{\partial t})\\&=(x^t+y^t)(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial y^t}{\partial t})+p'x\frac{\partial y^t}{\partial t}+p^{*\prime}x^*\frac{\partial y^{*t}}{\partial t}+t(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}-\frac{\partial l^t}{\partial t})\\&\quad-\delta(\frac{\partial x^t}{\partial t}+\frac{\partial x^{*t}}{\partial t}-\frac{\partial l^t}{\partial t})-\delta\gamma(\frac{\partial y^t}{\partial t}+\frac{\partial y^{*t}}{\partial t})-(x+x^*)\frac{\partial\kappa^t}{\partial t}\end{aligned}\tag{A5}$$

令 (A5) 式爲零，可得 (14) 式。

附錄 B. 上游獨占市場，污染稅政策下各項均衡值

$$\hat{x}^t = \hat{x}^{*t} = \hat{y}^t = \hat{y}^{*t} = \frac{13\mathrm{A} - (13-5\gamma)\delta}{74} \tag{B1}$$

$$\hat{Q}^t = \hat{Q}^{*t} = \hat{X}^t = \hat{Y}^s = \frac{13\mathrm{A} - (13-5\gamma)\delta}{37} \tag{B2}$$

$$\hat{l}^t = \hat{l}^{*t} = \hat{t} = \hat{t}^* = \frac{-2\mathrm{A} + 3(13-5\gamma)\delta}{37} \tag{B3}$$

$$\hat{e}^t = \hat{e}^{*t} = \frac{15\mathrm{A} - 4(13-5\gamma)\delta}{37} \tag{B4}$$

$$\hat{p}^t = \hat{p}^{*t} = \frac{24a + 13(c+\omega+\delta) - 5\gamma\delta}{37} \tag{B5}$$

$$\hat{SW}^t = \hat{SW}^{*t} = \frac{282(A-\delta)^2 + 1651\delta^2 + \gamma\delta^2(4058 - 1805\gamma)}{2738} \tag{B6}$$

$$\hat{CS}^t = \hat{CS}^{*t} = \frac{\left(13A - (13-5\gamma)\delta\right)^2}{2738} \tag{B7}$$

$$\hat{\pi}^t = \hat{\pi}^{*t} = \frac{173A^2 + 1690\delta^2 + \gamma\delta^2(250\gamma - 1300)}{2738} \tag{B8}$$

$$\hat{T} = \hat{T}^* = -\frac{\left(2A - 3(13-5\gamma)\delta\right)\left(15A - 4(13-5\gamma)\delta\right)}{1369} \tag{B9}$$

$$\hat{D}^t = \hat{D}^{*t} = \frac{(1+\gamma)\delta\left(15A - 4(13-5\gamma)\delta\right)}{37} \tag{B10}$$

$$\hat{\Pi}^t = \frac{3\left(13(A-\delta)+5\gamma\delta\right)^2}{1369} \tag{B11}$$

$$\hat{\kappa}^t = \frac{39(a-\omega-\delta)+35c+15\gamma\delta}{74} \tag{B12}$$

附錄 C. 上游完全競爭市場，污染稅政策下各項均衡值

$$\tilde{x}^t = \tilde{x}^{*t} = \tilde{y}^t = \tilde{y}^{*t} = \frac{7A-(7-2\gamma)\delta}{17} \tag{C1}$$

$$\tilde{Q}^t = \tilde{Q}^{*t} = \tilde{X}^t = \tilde{Y}^t = \frac{2\left(7A-(7-2\gamma)\delta\right)}{17} \tag{C2}$$

$$\tilde{l}^t = \tilde{l}^{*t} = \tilde{t} = \tilde{t}^* = \frac{-4A+3(7-2\gamma)\delta}{17} \tag{C3}$$

$$\tilde{e}^t = \tilde{e}^{*t} = \frac{18A-5(7-2\gamma)\delta}{17} \tag{C4}$$

$$\tilde{p}^t = \tilde{p}^{*t} = \frac{3a+14(c+\delta+\omega)-4\gamma\delta}{17} \tag{C5}$$

$$\tilde{SW}^t = \tilde{SW}^{*t} = \frac{264(A-\delta)^2+553\delta^2+\gamma\delta^2(1214-392\gamma)}{578} \tag{C6}$$

$$\tilde{CS}^t = \tilde{CS}^{*t} = \frac{2\left(7A-(7-2\gamma)\delta\right)^2}{289} \tag{C7}$$

$$\tilde{\pi}^t = \tilde{\pi}^{*t} = \frac{212A^2+673\delta^2+\gamma\delta^2(52\gamma-364)}{578} \tag{C8}$$

$$\tilde{T} = \tilde{T}^* = -\frac{\left(4A-3(7-2\gamma)\delta\right)\left(18A-5(7-2\gamma)\delta\right)}{289} \tag{C9}$$

$$\tilde{D}^{t} = \tilde{D}^{*t} = \frac{(1+\gamma)\delta\left(18A - 5(7-2\gamma)\delta\right)}{17} \tag{C10}$$

附錄 D. 上游獨占市場，污染排放許可量政策下各項均衡值

$$\hat{x}^s = \hat{x}^{*s} = \hat{y}^s = \hat{y}^{*s} = \frac{15(A-\delta)}{121} \tag{D1}$$

$$\hat{Q}^s = \hat{Q}^{*s} = \hat{X}^s = \hat{Y}^s = \frac{30(A-\delta)}{121} \tag{D2}$$

$$\hat{l}^s = \hat{l}^{*s} = \frac{A+120\delta}{121} \tag{D3}$$

$$\hat{e}^s = \hat{e}^{*s} = \hat{s} = \hat{s}^* = \frac{29A-150\delta}{121} \tag{D4}$$

$$\hat{p}^s = \hat{p}^{*s} = \frac{91a+30(c+\omega+\delta)}{121} \tag{D5}$$

$$\hat{SW}^s = \hat{SW}^{*s} = \frac{169(A-\delta)^2+1500\delta^2+\gamma\delta^2(3300-638\gamma)}{2662} \tag{D6}$$

$$\hat{CS}^s = \hat{CS}^{*s} = \frac{450(A-\delta)^2}{14641} \tag{D7}$$

$$\hat{\pi}^s = \hat{\pi}^{*s} = \frac{959A^2+5100A\delta-20700\delta^2+1918c\omega}{29282} \tag{D8}$$

$$\hat{D}^s = \hat{D}^{*s} = \frac{(1+\gamma)(29A-150\delta)\delta}{121} \tag{D9}$$

$$\hat{\Pi}^s = \frac{4500(A-\delta)^2}{14641} \tag{D10}$$

$$\hat{\kappa}^s = \frac{75(a-\omega-\delta)+46c}{121} \tag{D11}$$

附錄 E. 上游完全競爭市場，污染排放許可量政策下各項均衡值

$$\tilde{x}^s = \tilde{x}^{*s} = \tilde{y}^s = \tilde{y}^{*s} = \frac{15(A-\delta)}{37} \tag{E1}$$

$$\tilde{Q}^s = \tilde{Q}^{*s} = \tilde{X}^s = \tilde{Y}^s = \frac{30(A-\delta)}{37} \tag{E2}$$

$$\tilde{l}^s = \tilde{l}^{*s} = \frac{-8A+45\delta}{37} \tag{E3}$$

$$\tilde{e}^s = \tilde{e}^{*s} = \tilde{s} = \tilde{s}^* = \frac{38A-75\delta}{37} \tag{E4}$$

$$\tilde{p}^s = \tilde{p}^{*s} = \frac{7a+30(c+\omega+\delta)}{37} \tag{E5}$$

$$\tilde{SW}^s = \tilde{SW}^{*s} = \frac{1256(A-\delta)^2+2625\delta^2+\gamma\delta^2(5550-2812\gamma)}{2738} \tag{E6}$$

$$\tilde{CS}^s = \tilde{CS}^{*s} = \frac{450(A-\delta)^2}{1369} \tag{E7}$$

$$\tilde{\pi}^s = \tilde{\pi}^{*s} = \frac{356A^2+2100A\delta-3825\delta^2+712c\omega}{2738} \tag{E8}$$

$$\tilde{D}^s = \tilde{D}^{*s} = \frac{(1+\gamma)(38A-75\delta)\delta}{37} \tag{E9}$$

附錄 F. 上游完全競爭市場，各項變數差異均衡值

$$\tilde{p}^t - \tilde{p}^s = -\frac{4\left(2A-(2-37\gamma)\delta\right)}{629} < 0 \tag{F1}$$

$$\tilde{Q}^t - \tilde{Q}^s = \tilde{X}^t - \tilde{X}^s = \frac{4\left(2A-(2-37\gamma)\delta\right)}{629} > 0 \tag{F2}$$

$$\tilde{e}^t - \tilde{e}^s = \frac{10\left(2A-(2-37\gamma)\delta\right)}{629} > 0 \tag{F3}$$

$$\tilde{CS}^t - \tilde{CS}^s = \frac{8\left(514(A-\delta)^2 + 9583A\gamma\delta + \gamma\delta^2(1369\gamma - 9583)\right)}{395641} > 0 \tag{F4}$$

$$\tilde{D}^t - \tilde{D}^s = \frac{10(1+\gamma)\delta\left(2A-(2-37\gamma)\delta\right)}{629} > 0 \tag{F5}$$

$$(\tilde{\pi}^t + \tilde{T}^t) - \tilde{\pi}^s = -\frac{2\left(144A^2 + 2738A\gamma\delta + \delta^2(514 - 9583\gamma + 1369\gamma)^2\right)}{23273} < 0 \tag{F6}$$

附錄 G. 環境污染損害為二次式函數，$\Delta_1(\gamma,\delta)$ 與$\Delta_2(\gamma,\delta)$

$$\Delta_1(\gamma,\delta)=\left(\begin{array}{c}\dfrac{6\left(47+(263+58\gamma-205\gamma^2)\delta+2(13+8\gamma-5\gamma^2)^2\delta^2\right)}{\left(37+8(13+8\gamma-5\gamma^2)\delta\right)^2}\\ -\dfrac{\left(1859+(9118+7436\gamma-1682\gamma^2)\delta+10800(1+\gamma)^2\delta^2\right)}{\left(121+300(1+\gamma)\delta\right)^2}\end{array}\right) \tag{G1}$$

$$\Delta_2(\gamma,\delta)=\frac{\left(-49-25(8+7\gamma-\gamma^2)\delta\right)\left(1+(2+40\gamma+38\gamma^2)\delta\right)^2}{\left(37+150(1+\gamma)\delta\right)^2\left(17+(70+50\gamma-20\gamma^2)\delta\right)^2} \tag{G2}$$

參考文獻

一、中文部分

許淑媖、楊雅博與胡均立，2015，「環境污染型式、市場集中度與環境政策」，經濟論文，43(1)：45-80。(Hsu, S. Y., Y. P. Yang, and J. L. Hu, 2015, "Pollution Pattern, Market Concentration, and Environmental Policy", *Academia Economic Papers*, 43(1): 45-80.)

侯雨君、翁堃嵐與郭虹瑩，2021，「策略性環境企業社會責任與民營化中立性定理」，人文及社會科學期刊，33(3)：425-449。(Hou, Y. C., K. L. G. Ueng, and H. I. Kuo, 2021, "Strategic Environmental Corporate Social Responsibility and the Privatization Neutrality Theorem", *Journal of Social Science and Philosophy*, 33(3): 425-449.)

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。(Ueng, Z. F. and Y. T. Liang, 2012, "An Analysis of Governmental Environmental Incentive Regulation with Delay", *Taiwan Journal of Applied Economics*, 91: 197-221.)

郭虹瑩、吳朝欽與楊明憲，2017，「貿易自由化、污染稅與福利效果－異質性 Bertrand 與 Cournot 競爭模式的比較」，農業經濟叢刊，23(2)：1-40。(Kuo, H. I., T. C. Wu, and M. H. Yang, 2017, "Trade Liberalization, Pollution Tax and Social Welfare - The Comparison between Bertrand Competition and Cournot Competition with Product Heterogeneity", *Taiwanese Agricultural Economic Review*, 23(2): 1-40.)

鍾曙陵、胡均立與林燕淑，2013，「垂直相關市場下貿易自由化與最適環境政策」，經濟論文叢刊，41(2)：113-135。(Chung, H. L., J. L. Hu and Y. S. Lin, 2013, "Trade Liberalization and Optimal Environmental Policy in a Vertically Related Market", *Taiwan*

Economic Review, 41(2): 113-135.)

二、英文部分

Alipranti, M., C. Milliou, and E. Petrakis, 2014, "Price vs. Quantity Competition in a Vertically Related Market", *Economic Letters*, 124(1): 122-126.

Antoniou, F., P. Hatzipanayotou, and P. Koundouri, 2012, "Second Best Environmental Policies under Uncertainty", *Southern Economic Journal*, 78(3): 1019-1040.

Arya, A., B. Mittendorf, and D. E. M. Sappington, 2008, "Out-sourcing, Vertical Integration, and Price vs. Quantity Competition", *International Journal of Industrial Organization*, 26(1): 1-16.

Bárcena-Ruiz, J. C. and M. L. Campo, 2017, "Taxes Versus Standards under Cross-ownership", *Resource and Energy Economics*, 50: 36-50.

Baumol, W. J. and W. E. Oates, 1988, *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Bernhofen, D. M., 1997, "Strategic Trade Policy in a Vertically Related Industry", *Review of International Economics*, 5(3): 429-433.

Brander, J. A., 1981, "Intra-Industry Trade in Identical Commodities", *Journal of International Economics*, 11(1): 1-14.

Chang, H. W., T. C. Wu, and C. H. Lin, 2022, "The Superiority of Pollution Taxes and Emission Standards: The Roles of Interest Groups and Transboundary Pollution", Available at *SSRN: https://ssrn.com/abstract=4263836*.

Chang, Y. M. and M. Sellak, 2023, "Environmental Policy in Vertical Markets with Downstream Pollution: Taxes versus Standards", *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, 23(4): 897-923.

Dong, Q., J. C. Bárcena-Ruiz, and M. B. Garzón, 2019, "Privatization and Environmental Policy in a Mixed Oligopoly", *Estudios de Economía*, 46(2): 173-190.

Dong, Q. and Y. M. Chang, 2020, "Emission Taxes vs. Environmental Standards under Partial

Ownership Arrangements", *Research in Economics*, 74(3): 250-262.

Fujiwara, K., 2010, "Strategic Environmental Policies and the Gains from Trade Liberalization", *Review of Development Economics*, 14(2): 360–373.

García, A., L. Mariel, and S. H. Lee, 2018, "Time-Inconsistent Environmental Policies with a Consumer-Friendly Firm: Tradable Permits versus Emission Tax", *International Review of Economics and Finance*, 58(C): 523-537.

Helfand, G. E., 1999, "Standards Versus Taxes in Pollution Control", in Van Der Bergh, J., ed., *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar Cheltenham UK and Northampton MA, USA.

Heuson, C., 2010, "Weitzman Revisited: Emission Standards Versus Taxes with Uncertain Abatement Costs and Market Power of Polluting Firms", *Environmental and Resource Economics*, 47(3): 349-369.

Hummels, D., J. Ishii, and K. M. Yi, 2001, "The Nature and Growth of Vertical Specialization in World Trade", *Journal of International Economics*, 54(1): 75-96.

Ishikawa, J. and B. J. Spencer, 1999, "Rent-Shifting Export Subsidies with an Imported Intermediate Product", *Journal of International Economics*, 48(2): 199-232.

Kato, K., 2011, "Emission Quota versus Emission Tax in a Mixed Duopoly", *Environmental Economics and Policy Studies*, 13(1): 43-63.

Kawabata, Y., 2010, "Strategic Export Policy in Vertically Related Markets", *Bulletin of Economic Research*, 62(2): 109-131.

Kind, H. J., M. Koethenbuerger, and G. Schjelderup, 2008, "Efficiency Enhancing Taxation in Two-Sided Markets", *Journal of Public Economics*, 92: 1531-1539.

Lahari, S. and Y. Ono, 2007, "Relative Emission Standard Versus Tax under Oligopoly: The Role of Free Entry", *Journal of Economics*, 91(2): 107-128.

Lai, Y. B., 2003, "Interest Groups, Economic Competition, and Endogenous Public Policy", *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 159(2): 342-361.

Lai, Y. B. and C. H. Hu, 2008, "Trade Agreements, Domestic Environmental Regulation, and Transboundary Pollution", *Resource and Energy Economics*, 30(2): 209-228.

Lee, K. D., 2007, "Equilibrium Environmental Taxes on Intermediate-Good Production When

Markets are Vertically Related in Open Economies", *Hitotsubashi Journal of Economics*, 48(1): 113-135.

Mukherjee, A., U. Broll, and S. Mukherjee, 2012, "Bertrand versus Cournot competition in a vertical structure-a note", *The Manchester School*, 80(5): 545-559.

Nagase, Y. and E. C. Silva, 2007, "Acid Rain in China and Japan: A Game-theoretic Analysis", *Regional Science and Urban Economics*, 37(1): 100-120.

Naito, T. and H. Ogawa, 2009, "Direct versus Indirect Environmental Regulation in a Partially Privatized Mixed Duopoly", *Environmental Economics and Policy Studies*, 10: 87-100.

Ohori, S., 2012, "Environmental Tax and Public Ownership in Vertically Related Markets", *Journal of Industry, Competition and Trade*, 12(2): 169-176.

Pirttilä, J. and M. Tuomala, 1997, "Income Tax, Commodity Tax and Environmental Policy", *International Tax and Public Finance*, 4: 379-393.

Rauscher, M., 1994, "On Ecological Dumping", *Oxford Economic Papers*, 46: 822-840.

Rauscher, M., 1995, ''Environmental Regulation and the Location of Polluting Industries", *International Tax and Public Finance*, 2(2): 229-244.

Spencer, B. J. and R. W. Jones, 1991, "Vertical Foreclosure and International Trade Policy", *Review of Economic Studies*, 58(1): 153-170.

Stavins, R. N., 1996, "Correlated Uncertainty and Policy Instrument Choice", *Journal of Environmental Economics and Management*, 30(2): 218-232.

Tanguay, G. A., 2001, "Strategic Environmental Policies under International Duopolistic Competition", *International Tax and Public Finance*, 8(5/6): 793-811.

Ulph, A., 1992, "The Choice of Environmental Instruments and Strategic International Trade", in Pethig, R., ed., *Conflicts and Cooperation in Managing Environmental Resources*, Berlin: Springer.

Ulph, A., 1996, "Environmental Policy Instruments and Imperfectly Competitive International Trade", *Environmental and Resource Economics*, 7(4): 333-355.

Wan, R., M. Nakada, and Y. Takarada, 2018, "Trade Liberalization in Environmental Goods", *Resource and Energy Economics*, 51: 44-66.

Wu, T. C., 2019, "Trade Costs and the Choice of International Commodity Tax Base revisited:

The Role of Transboundary Pollution", *International Journal of Economic Theory*, 15(4): 361-383.

Welfare Comparison of Emission Taxes and Emission Standards: Role of Upstream Firms' Market Structure and Policy Coordination

Chia-Jen Chang*

Abstract

This study modifies Fujiwara's (2010) reciprocal dumping model of transboundary pollution by incorporating upstream firms' pricing decisions and emission standards and conducted a welfare comparison between emission taxes and standards. First, in a noncooperative framework, when the upstream market is perfectly competitive, the level of welfare is lower under an emission tax policy than under an emission standards policy. However, in a monopolistic market, the level of welfare is higher (lower) under an emission tax policy than under an emission standards policy when the interaction between transboundary pollution and marginal pollution damage is smaller (larger). Second, under a cooperative framework, the level of welfare is identical under both policies in a perfectly competitive market but higher under the emission tax policy in a monopolistic market. These results highlight the crucial role of the upstream market structure, which influences welfare levels

* Associate Professor, Department of Public Affairs and Civic Education, National Changhua University of Education, cjcj1862@gmail.com.

DOI: 10.7086/TJAE.202412_(116).0003

Received June 17, 2024; Revised September 2, 2024; Accepted November 25, 2024.

regardless of the level of cooperation between countries. Additionally, cooperation affects the welfare comparison between taxes and standards in both market structures.

Keywords: Emission taxes, Emission standards, Transboundary pollution, Vertically related markets, Market structure

JEL Classification: F12, F18, H23

Extended Abstract

I. Introduction

The 2023 Sixth Assessment Report released by the Intergovernmental Panel on Climate Change underscores that without prompt action to curtail fossil fuel consumption, humanity risks experiencing irreversible and severe consequences. Environmental policy instruments are essential for effectively mitigating carbon emissions and achieving sustainable development goals. Consequently, the welfare implications of various environmental policy tools have become a central focus in environmental economics. Notably, the comparison of social welfare outcomes between price-based instruments (e.g., emission taxes) and quantity-based instruments (e.g., emission standards) has been extensively conducted.

Baumol and Oates (1988) and Helfand (1999) demonstrated that in a closed economy with symmetric firms and no uncertainty, emission taxes and emission standards yield equivalent welfare outcomes. Subsequently, various studies have attempted to validate this finding, examining various factors affecting the welfare outcomes of emission taxes and emission standards, particularly in the context of imperfectly competitive markets. Notably, although Chang and Sellak (2023) investigated the role of upstream market structures in influencing governments' choices of environmental policy instruments, the literature has largely neglected the effect of vertical market structures on the selection of such tools. Moreover, the issue of transboundary pollution within the framework of contemporary intraindustry trade has generally been overlooked by scholars.

The present study extends Fujiwara's (2010) model of cross-border pollution in a duopolistic reciprocal dumping framework under an emission tax policy by incorporating a vertically related market structure. In contrast to Fujiwara's work, this study adopts the conceptual frameworks of Bernhofen (1997) and Mukherjee et al. (2012), assuming the presence of a third-country upstream firm that supplies intermediate goods to domestic and

foreign downstream firms engaged in intraindustry trade. Furthermore, it integrates the policy-setting framework of emission taxes and emission standards proposed by Bárcena-Ruiz and Campo (2017), examining how the pricing strategies of upstream firms—operating under either monopolistic or perfectly competitive market structures—influence the formulation and selection of environmental policy instruments.

II. Methodology

The setup of the proposed model is as follows. Under an emission tax policy, when the upstream market operates under either monopolistic or perfectly competitive conditions, the profit functions for domestic and foreign downstream firms are expressed as:

$$\pi^{t} = (p-\kappa-\omega)x+(p^{*}-\kappa-\omega)x^{*}-t(x+x^{*}-l)-\theta l^{2}$$

$$\pi^{*t} = (p-\kappa-\omega)y+(p^{*}-\kappa-\omega)y^{*}-t^{*}(y+y^{*}-l^{*})-\theta l^{*2}$$

$$\pi^{t} = (p-c-\omega)x+(p^{*}-c-\omega)x^{*}-t(x+x^{*}-l)-\theta l^{2}$$

$$\pi^{*t} = (p-c-\omega)y+(p^{*}-c-\omega)y^{*}-t^{*}(y+y^{*}-l^{*})-\theta l^{*2}$$

where κ is the price of the intermediate good, c is the fixed marginal production cost of the upstream firm, ω is labor productivity, t (t^{*}) is the pollution tax rate in the domestic (foreign) country, l (l^{*}) is the pollution reduction achieved by the domestic (foreign) downstream firm, θl^{2} (θl^{*2}) is the cost of pollution reduction for the domestic (foreign) downstream firm, and θ is the cost-efficiency of pollution reduction technology, which is simplified in the analysis as $1/2$.

The social welfare functions for the domestic and foreign governments are defined as

follows:

$$SW^t(t,t^*) = CS^t + \pi^t + T^t - D^t$$

$$SW^{*t}(t^*,t) = CS^{*t} + \pi^{*t} + T^{*t} - D^{*t}$$

In the assumption of a quasilinear utility function, the consumer surpluses in the domestic and foreign countries are represented by $CS^t = u(Q^t) - pQ^t$ and $CS^{*t} = u(Q^{*t}) - p^*Q^{*t}$, respectively; the pollution tax revenues in the domestic and foreign countries are represented by $T^t = t(x^t + x^{*t} - l^t)$ and $T^{*t} = t^*(y^t + y^{*t} - l^{*t})$, respectively; the environmental pollution damages in the domestic and foreign countries are represented by $D^t = \delta\left((x^t + x^{*t} - l^t) + \gamma(y^t + y^{*t} - l^{*t})\right)$ and $D^{*t} = \delta\left((y^t + y^{*t} - l^{*t}) + \gamma(x^t + x^{*t} - l^t)\right)$, respectively; δ represents the marginal pollution damage, with a larger δ indicating greater environmental pollution damage; and γ represents the level of transboundary pollution, with a larger γ indicating a higher level of transboundary pollution.

Under an emission standards policy, when the upstream market operates under either monopolistic or perfectly competitive conditions, the profit functions for the domestic and foreign downstream firms are expressed as:

$$\pi^s = (p - \kappa - \omega)x + (p^* - \kappa - \omega)x^* - \theta(x + x^* - s)^2$$

$$\pi^{*s} = (p - \kappa - \omega)y + (p^* - \kappa - \omega)y^* - \theta(y + y^* - s^*)^2$$

$$\pi^s = (p - c - \omega)x + (p^* - c - \omega)x^* - \theta(x + x^* - s)^2$$

$$\pi^{*s} = (p - c - \omega)y + (p^* - c - \omega)y^* - \theta(y + y^* - s^*)^2$$

where s (s^*) is the emission standards in the domestic (foreign) country.

The social welfare functions for the domestic and foreign governments are formulated as follows:

$$SW^s(s, s^*) = CS^s + \pi^s - D^s$$

$$SW^{*s}(s^*, s) = CS^{*s} + \pi^{*s} - D^{*s}$$

Under the assumption of a quasilinear utility function, the consumer surpluses in the domestic and foreign countries are represented by $CS^s = u(Q^s) - pQ^s$ and $CS^{*s} = u(Q^{*s}) - p^*Q^{*s}$, respectively, and the environmental pollution damages in the domestic and foreign countries are represented by $D^s = \delta(s + \gamma s^*)$ and $D^{*s} = \delta(s^* + \gamma s)$, respectively. Under the specified setup, the present study constructs a four-stage game for analysis. In the first stage, the domestic and foreign governments jointly select the environmental policy instrument (emission taxes or emission standards) on the basis of total welfare levels. In the second stage, they noncooperatively (or cooperatively) determine the optimal emission tax rate or emission standards to maximize social welfare. In the third stage, the third-country upstream firm sets the price of the intermediate good in a monopolistic market. In the fourth stage, domestic and foreign downstream firms independently decide their output levels and pollution reductions to maximize profits, given the implementation of the environmental policy instrument and the price of the intermediate good.

III. Results

Within the framework established in this study, the following findings emerge. First, in a noncooperative game where both countries independently determine their optimal environmental policy instruments, if the upstream firm operates in a monopolistic market, the social welfare level under the emission tax policy surpasses that under the emission standard

policy when the level of transboundary pollution is low or when it is high but accompanied by low marginal pollution damage. Conversely, when the levels of transboundary pollution and marginal pollution damage are both high, the social welfare level under the emission tax policy falls below that of the emission standard policy.

The economic intuition is as follows. In setting the optimal emission tax rate, the vertical rent-extracting effect motivates the government to increase the tax rate, whereas the transboundary pollution effect incentivizes the government to reduce it. The latter occurs because the domestic government, seeking to mitigate excessive transboundary pollution, reduces the tax rate to suppress foreign production levels. Specifically, when the degree of transboundary pollution is low or when it is high but marginal pollution damage is low—when the interaction between transboundary pollution and marginal pollution damage is relatively weak—the government's incentive to reduce the emission tax rate diminishes. In such cases, the vertical rent-extracting effect dominates, leading to an increase in the optimal emission tax rate. This reduces pollution damage and narrows the disparity in environmental pollution damage between the two policy instruments. Consequently, the social welfare level under the emission tax policy surpasses that under the emission standards policy.

When the levels of transboundary pollution and marginal pollution damage are both high, their interaction becomes significant, creating a stronger incentive for governments to reduce the emission tax rate. In this scenario, the vertical rent-extracting effect is counteracted by the transboundary pollution effect, leading to a reduction in the optimal emission tax rate. As a result, pollution damage increases, widening the gap in environmental pollution damage between the two policy instruments and resulting in the social welfare level under the emission tax policy falling below that under the emission standards policy.

This result contrasts with the findings of Chang and Sellak (2023). The primary distinction lies in this study's integration of the combined effects of intraindustry trade and transboundary pollution between the two countries, providing a more nuanced analysis of their effects on the welfare outcomes of policy choices. Because intraindustry trade and transboundary pollution are real-world phenomena, their exclusion in Chang and Sellak (2023) represents a key limitation. The present study distinguishes itself from Chang and Sellak (2023)

by incorporating these factors. Although both studies examine the role of upstream firms, they diverge in their assumptions regarding trade patterns and pollution frameworks. This distinction broadens the scope of the literature comparing environmental policy instruments.

Notably, when the level of transboundary pollution is zero, the findings of the present study align with those of Chang and Sellak (2023), where $\hat{SW}^t > \hat{SW}^s$. However, when the level of transboundary pollution is high and the marginal pollution damage is substantial, $\hat{SW}^t < \hat{SW}^s$, indicating a clear divergence from Chang and Sellak (2023). This distinction underscores that although both studies focus on the vertical rent-extracting effect, incorporating a transboundary pollution model with intraindustry trade introduces a key difference. When the interaction between transboundary pollution and marginal pollution damage is substantial, the domestic government, seeking to mitigate excessive transboundary pollution, adopts a lower emission tax rate to suppress foreign production. However, this strategy leads to increased domestic environmental damage under the emission tax policy, ultimately reducing domestic welfare. Consequently, the emission standards policy becomes more advantageous for maintaining and promoting welfare, which is a result that contrasts with Chang and Sellak (2023).

When the upstream market is perfectly competitive, the welfare level under the emission tax policy is lower than that under the emission standards policy. This finding diverges from the conclusions of Baumol and Oates (1988) and Helfand (1999). The primary reason lies in the incorporation of a transboundary pollution model within an intraindustry trade framework. In this context, governments strategically employ environmental policy instruments to influence trade dynamics. Compared with quantity-based emission standards, emission taxes exacerbate market competition, resulting in lower product prices and higher market demand. This, in turn, leads to increased environmental pollution damage, rendering emission standards more beneficial in terms of welfare outcomes.

Ulph (1996) evaluated the relative advantages of environmental policy instruments on the basis of the share of polluting products consumed by the producing country in the context of an open economy with a perfectly competitive upstream market and concluded that emission

standards are preferable when the producing country consumes a small proportion of the polluting product, whereas emission taxes are favored when it consumes a large proportion. Lai (2003) examined the choice between emission taxes and emission standards from a tax-shifting perspective, discovering that when governments can transfer the burden of emission taxes to foreign entities, welfare level under the emission tax policy exceeds that under the emission standards policy. Antoniou et al. (2012) investigated the selection of environmental policy instruments under demand uncertainty. Their results indicate that emission standards lead to more social welfare when demand uncertainty is low, whereas emission taxes are more beneficial when demand uncertainty is high. Chang et al. (2022) explored the welfare outcome implications of emission taxes and standards in the context of interest groups and transboundary pollution. They reported that when lobbying efficiency is low or transboundary pollution is high, emission standards are preferable. Conversely, when transboundary pollution is limited and firms' lobbying efficiency is high, emission taxes become more advantageous.

These studies highlight several factors influencing governments' choice of environmental policy instruments, including the proportion of polluting products consumed by the producing country, the ability to shift emission tax burdens, demand uncertainty, and lobbying efficiency. By contrast, the present study adopts an intraindustry trade model that incorporates transboundary pollution, focusing on the distinct roles of transboundary pollution levels and marginal pollution damage in determining governments' optimal policy choices. The analysis reveals that emission standards generally provide greater welfare benefits under these conditions.

In a cooperative framework where both countries jointly decide on optimal environmental policy instruments, a monopolistic upstream market induces the vertical rent-extracting effect, prompting the domestic government to implement stricter environmental policies. This leads to lower levels of consumption, production, and net pollution emissions. Under these conditions, the combined consumer surplus and pre-tax profits of firms are higher under the emission tax policy than under the emission standards policy. Furthermore, the vertical rent-extracting effect reduces the disparity in environmental pollution damages between the two policies, leading to a higher level of social welfare under the emission-tax policy.

When the upstream market is perfectly competitive, and governments cooperatively select the optimal environmental policy instruments, they account for the transboundary pollution caused by firms' production in each country. With the establishment of optimal standards for total pollution emissions and the assumptions of firm symmetry and no uncertainty, both policies lead to equivalent production levels, consumption levels, and net pollution emissions. Consequently, the levels of welfare under the emission tax policy and the emission standards policy are identical.

IV. Conclusion

The present study contributes to the literature by incorporating the prevalent phenomenon of vertically related markets in international trade into a duopolistic reciprocal dumping model with transboundary pollution. By analyzing the effects of upstream firm pricing and transboundary pollution on emission taxes and emission standards, the study provides insights under both noncooperative and cooperative optimal environmental policy settings. This model offers more generalized conclusions than do those proposed by Baumol and Oates (1988), Helfand (1999), or Chang and Sellak (2023).

The findings underscore the crucial role of upstream market structure in the welfare comparison between emission tax and emission standard policies, regardless of whether countries cooperate in setting optimal environmental policy instruments. Additionally, the decision to adopt cooperative or noncooperative strategies in formulating these instruments substantially affects welfare outcomes, with the influence varying depending on whether the upstream market operates under monopolistic or perfectly competitive conditions.