

台灣農地土壤污染整治之成本效益分析

溫麗琪^{*}、劉哲良^{**}、楊筠^{***}、林俊旭^{****}

本文是國內第一次系統性地針對國內土壤及地下水污染場址進行的經濟分析，主要採用成本效益法進行我國列管中土壤污染農地之整治行動成本效益分析。在整治成本估算上，本文依據實務的整治專案結構，將成本定義為三大項目，分別是「事前規劃及設計成本」、「污染改善工程成本」，以及「事後監測及成效驗證成本」。而在效益項目上，本文將整治效益歸納為「土地使用價值之回復效益」與「健康風險危害降低效益」等二項效益。本文之分析結果，將可視為台灣土水管理制度執行績效之貨幣化呈現。根據分析結果，我國列管中污染農地在完成污染整治後，其淨效益現值為正，表示整治行動之執行，對於社會整體而言將是利大於弊。

關鍵詞：土壤污染、整治行動、成本效益分析、農地污染場址

* 中華經濟研究院綠色經濟研究中心研究員。

** 聯繫作者：劉哲良，中華經濟研究院綠色經濟研究中心助研究員，臺北市 10672 大安區長興街 75 號。電話：(02) 2735-6006 轉 423；傳真：(02) 2739-0610；E-mail：jlliou@cier.edu.tw。

*** 中華經濟研究院綠色經濟研究中心輔佐研究員。

**** 中華經濟研究院綠色經濟研究中心研究員。

I、前言

我國於過去數十年間，快速的經濟成長背後意味著大量環境資源之使用，在環境保護意識尚未成熟、且缺乏完善的法規與管理制度下，各類衍生自經濟發展過程中的環境污染問題也隨之日益嚴重。自 1981 年起，我國陸續發現幾件重大的土壤及地下水污染案件，如中石化安順廠、高銀化工、基力化工、台灣美國無線電桃園廠等。由於土壤及地下水為環境之主要受體，因此源自不同路徑的污染物質最後也容易傳遞至土壤及地下水造成污染累積，進而對活動於其上的民眾產生危害。為避免大眾健康遭受土壤及地下水污染之危害、並建立積極性的管理制度，行政院環境保護署乃著手研訂土壤及地下水相關環保法規，並於 2000 年經總統公布《土壤及地下水污染整治法》(以下簡稱《土污法》)，以做為我國土壤及地下水污染管理之主要法源依據。

就公共政策執行績效的角度而言，一個符合效率 (efficiency) 的管理制度，必須對社會整體而言是利大於弊。在現行《土污法》的相關規定中，對污染場址進行整治為現有管理制度下至關重要的一個環節。相較於其他種類之污染，土壤及地下水污染整治所須耗費的經費支出相對較高，隨著我國的污染場址數量之增加，對於整體社會而言將是沉重的負擔。由於整治行動耗費甚鉅，其為社會整體帶來的好處是否高於所付出的代價，將是我國土污政策績效評估的一個重要議題。

「成本效益分析」(cost-benefit analysis, 以下簡稱 CBA) 為一個立基於經濟分析觀點的決策評估方法，同時適用於私人事務計畫與公共事務的決策評估。對於私人決策者而言，成本與效益主要對應於公司或個人之財務成本與財務收入，評估範疇主要為公司本身。然對於公共事務決策而言，是將全社會視為一整體，考慮所有受決策影響部門與個人的成本與效益，進而透過

比較效益與成本差異的淨效益值，以做為決策與計畫的選擇。

一般而言，成本是指全社會所有成員將因此環境保護政策之執行而承擔的「機會成本」(opportunity cost)，此種機會成本則包含會計層面的直接成本，以及與因政策執行後造成的各項間接損失成本。而效益則是指社會所有成員因環境保護政策之執行所帶來其福利(welfare)改善的影響。CBA 應用於公共事務決策時，其概念為全社會福利極大化，因此涵括於社會範疇內的環境品質、民眾福利等均可為評估項目。將此方法應用於公共事務決策始於 1930 年代，美國政府採用 CBA 進行洪水控制計畫評估，其後廣泛運用於公共建設、環境保護政策、開發政策等議題，國際針對開發計畫與環境政策之 CBA 分析指南亦已發展相當詳盡 (Jenkins & Kuo, 2007; United States Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards Innovative Strategies and Economics Group, 1999; United States Environmental Protection Agency, 2010a; Australia Government Civil Aviation Safety Authority, 2007; European Commission, 2008)。而我國亦於 1998 年將成本效益分析方法正式納入《預算法》內，要求重大公共投資開發案須進行 CBA 分析；行政院環境保護署更於 2012 年公布《環境政策與開發計畫成本效益分析參考手冊》，以做為國內相關政策與開發計畫 CBA 執行作業之參考。

我國自 1980 年代起逐漸重視環境資源保育議題，國內學者也開始針對環境保護或資源管理議題進行 CBA 分析，這些相關的研究成果如梁啟源 (1993)、蕭代基與林全 (1993)、蕭代基 (1998) 等。針對環境資源議題而言，因環境資源管理的成本與效益為社會多數人共同承擔與享有，於是著眼於與全體社會總福利的社會 CBA 分析，將是進行環境資源決策時的工具。

針對環境政策進行 CBA 分析並不是件容易的工作，相較於聚焦單一成本或效益項目的評估，政策的 CBA 評估更需要涵蓋完整的成本及效益項目。例如在執行土壤污染管制政策後，污染行為人進行污染整治所必須支付的整治經費支出、主管機關因執行該政策所須增加的行政成本等，皆屬於執

行此制度之成本。另一方面，污染場址之整治而使社會大眾罹病風險降低、或令受污染土地之價值因整治而回復，都是土壤污染管理制度所帶來的效益。無論是成本或是效益項目，並不易全面性地找到合適、並具可操作的量化方法進行貨幣化之評估。因為實際操作 CBA 評估所涉及的複雜度，完整的土壤污染整治 CBA 評估並不多見，僅存在少數的代表性評估報告。

比如，紐西蘭政府環境部 (New Zealand Ministry for the Environment) 於 2010 年針對《國家環境標準》(National Environmental Standard) 修訂之土壤污染管理策略進行 CBA 分析。該報告首先界定範疇與基準情境，並探討何種類場址及多少面積將受國家環境標準影響，進而估算標準實施後的 20 年內執行此一政策所需之成本。其次，則是估算此一政策為社會帶來的效益，包含各地方政府政策規劃成本節省、同意儲槽 (storage tank) 遷移申請行政成本之節省、公眾健康效益 (涵括：減少癌症死亡率、減少癌症罹病率、減少鉛毒性對幼兒之影響、減少腎臟疾病)、以及環境效益等，最後將全社會之成本效益共同比較，並歸結出成本小於效益之結論。

而荷蘭環境評估研究局 (Netherlands Environmental Assessment Agency) 於 2007 年則針對該國土壤及地下水整治行動進行社會 CBA 分析。該評估將民眾健康、飲用水供給，以及住宅價格變化做為衡量效益之基礎，並與執行整治行動的成本進行比較。相較上述二個完成量化評估之案例，美國環境保護署 (United States Environmental Protection Agency) (2010b) 雖未有完整的 CBA 量化評估，但其體認到 CBA 評估對於衡量政策成效之重要性，因此曾針對專為土壤及地下水污染整治所設立的「超級基金」(Superfund) 所能夠帶來的潛在效益項目進行定性描述，包含將效益區分為公眾健康、生態效益、與土地價值影響等，並規劃在此基礎上進行接續的量化評估。

反觀台灣，自 2000 年實施《土污法》迄今，相關之政策配套及管理機制雖日益完善，但仍未針對污染場址之整治進行完整的 CBA 分析。職是之故，本研究使用《土壤及地下水管理資訊系統》(行政院環境保護署，2013a)

上所列管的污染場址實證資料，進行台灣首度完整的土壤污染整治 CBA 評估。現有污染場址共區分為六種類型，分別是「農地」、「工廠」、「加油站」、「儲槽」、「非法棄置場」及「其他類型」。其中以列管農地數量最多、污染面積最大，因此將農地污染場址做為主要評估對象。透過 CBA 之執行，可將整治績效予以貨幣化，並藉由成本及效益現值之比較，進一步了解現行管理制度之執行效率，以及做為構思後續制度修正之參考依據。有此評估結果，方能凸顯台灣對於土壤污染整治的重視以及提升決策之完整性。

後續各段落的安排如下：第二節簡要說明我國土壤及地下水污染列管標準程序及農地列管現況；第三節為成本及效益項目計算方法及實證資料來源說明；第四節呈現及分析成本及效益之估算結果；第五節則是針對分析結果進行結論說明。

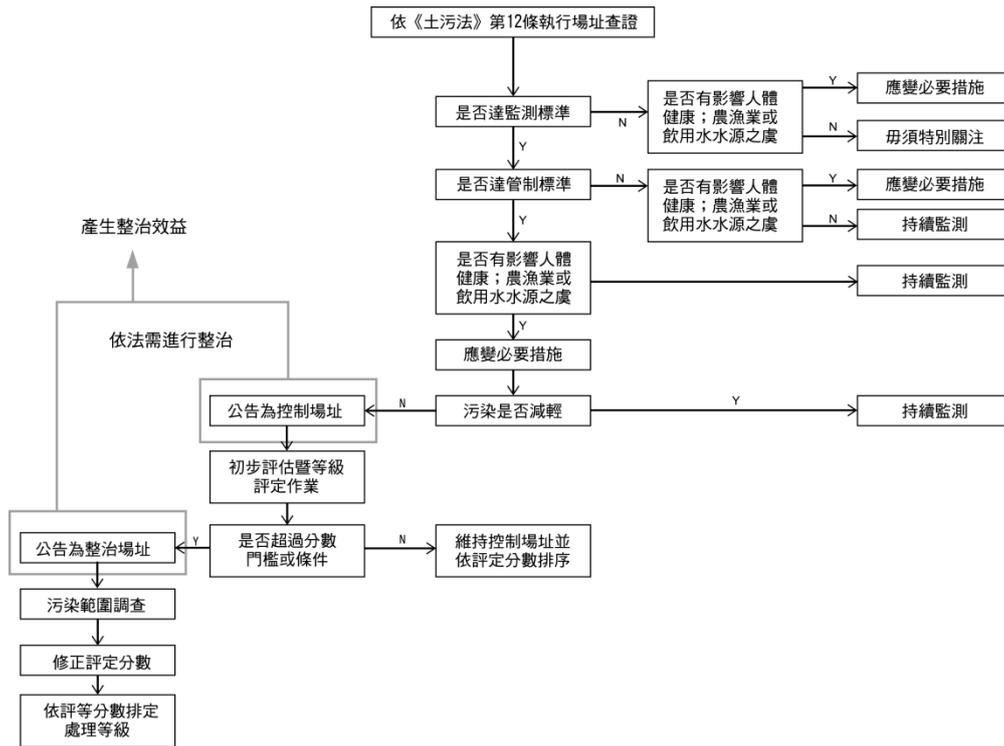
II、我國土壤及地下水污染列管標準程序 及污染農地列管現況

2.1 國內污染場址評定流程

依據《土污法》的相關規定，我國主管機關已發展出如圖 1 的工作管理流程來進行國內污染場址之評定及管理。首先，當直轄市、縣（市）主管機關進行定期檢測轄區內土壤及地下水品質狀況後，發現該地區污染物濃度低於管制標準而達監測標準時，應定期監測；反之，若該區污染物濃度達管制標準者，則應採行適當應變必要措施。

進而，根據《土污法》第七條第五項：「發現土壤、底泥或地下水因受污染而有影響人體健康、農漁業生產或飲用水水源之虞者，得準用第十五條第一項規定，採取應變必要措施」。此時若因採取應變措施而使污染情形減輕，則根據《土污法》第七條第七項，經所在地主管機關查證其土壤及地下

水污染物濃度低於土壤、地下水污染管制標準者，得不公告為「控制場址」。反之，則進入「控制場址」及「整治場址」的評定程序。



資料來源：行政院環境保護署（2012a）。

圖 1 國內污染場址判定流程

在「控制場址」及「整治場址」的評定程序上，若當場址之土壤或地下水污染來源明確，污染物濃度達土壤或地下水污染管制標準時，根據《土污法》第十二條第二項，直轄市、縣（市）主管機關應公告為土壤、地下水污染「控制場址」；同時根據《土污法》第十三條，「控制場址」者，直轄市、縣（市）主管機關應命污染行為人或潛在污染責任人，於六個月內完成調查工作及擬定污染控制計畫，並送直轄市、縣（市）主管機關核定後實施。若「控制場址」經初步評估後，有嚴重危害國民健康及生活環境之虞時，根據

《土污法》第十二條第三項應報請中央主管機關公告為「整治場址」。相關的場址類型定義彙整如表 1。

表 1 國內污染場址評定流程中所對應的場址定義

| 項目 | 條件 | 作法 |
|------|---|-----------------------|
| 定期監測 | 污染物濃度低於管制標準而達監測標準。 | 定期監測 |
| 應變措施 | 發現土壤、底泥或地下水因受污染而有影響人體健康、農漁業生產或飲用水水源之虞者；於公告為控制、整治場址前逕行或依序命相關行為者採取必要措施。 | 必要措施 |
| 控制場址 | 指土壤污染或地下水污染來源明確之場址，其污染物非自然環境存在經沖刷、流布、沉積、引灌，致該污物達土壤或地下水污染管制標準者。 | 擬定控制計畫限期進行污染改善至管制標準以下 |
| 整治場址 | 指污染控制場址經初步評估，有嚴重危害國民健康及生活環境之虞，而經中央主管機關審核公告者。 | 擬定整治計畫限期進行污染改善至管制標準以下 |

資料來源：整理自行政院環境保護署（2012a）。

由上述之內容，可瞭解在目前國內污染場址評定流程架構下，「控制場址」與「整治場址」屬剛性法規要求，受規範場址須將所受污染改善至管制標準以下；而「採行必要措施之場址」則無剛性標準以進行積極污染改善或消極的圍堵必要措施。亦即，我國現行制度下的污染場址以公告為「控制場址」與「整治場址」的場址為主。因此，我們將目前公告為控制場址與公告為整治場址、且尚未經主管機關核定解除列管之污染場址重新以「列管場址」來定義，並做為後續採用 CBA 進行分析的對象。

2.2 污染農場列管現況

我國目前的污染場址資料，皆登載於國內主管機關，亦即行政院環境保護署土壤及地下水整治基金管理會所建構的《土壤及地下水管理資訊系統》

中。根據該資訊管理系統的統計資料，至 2013 年 3 月底止，列管中的農地污染場址數量為 878 處、面積共約 134.8 公頃，分別散布於宜蘭縣、南投縣、苗栗縣、桃園縣、高雄市、雲林縣、嘉義市、彰化縣、臺中市、臺南市等 10 個縣市。污染場址資料彙整如表 2 所示。

表 2 各類型污染場址數量及面積資訊

| 縣市 | 數量 (處) | 面積 (公頃) | 縣市 | 數量 (處) | 面積 (公頃) |
|-----|--------|---------|-----|--------|---------|
| 宜蘭縣 | 3 | 2.89 | 雲林縣 | 3 | 0.59 |
| 南投縣 | 10 | 0.54 | 嘉義市 | 5 | 1.14 |
| 苗栗縣 | 11 | 1.16 | 彰化縣 | 32 | 5.91 |
| 桃園縣 | 322 | 70.28 | 臺中市 | 427 | 39.53 |
| 高雄市 | 20 | 4.10 | 臺南市 | 43 | 8.07 |

資料來源：整理自行政院環境保護署 (2013a)。

III、成本及效益分析方法

3.1 成本內涵與估算方法

依據美國環境保護署 (United States Environmental Protection Agency, 2000) 所提出的《土壤及地下水污染整治成本估算指引》，污染整治計畫之執行期程可分為三個階段，分別是「整治計畫規劃設計」、「整治工作執行」與「事後成效驗證與監測」等三個階段，概念呈現如圖 2 所示。這三個不同階段，可分別計算出對應的成本項目；而各階段之成本總和，即為一個完整的整治計畫成本。換言之，一個完整的整治專案成本應包含三個部分，分別是「事前規劃設計成本」、「污染改善工程成本」、以及「事後成效驗證成本」。以下分別就各項目之估算方法進行簡要說明。



資料來源：修改自 United States Environmental Protection Agency (2000)。

圖 2 整治計畫所涵蓋之工作期程與內容

3.1.1 事前規劃設計成本與事後成效驗證成本

美國環境保護署 (United States Environmental Protection Agency, 2000) 其《土壤及地下水污染整治成本估算指引》中提到，在進行整治專案的成本評估時，事前規劃成本（主要為整治計畫的設計規劃）將是必要的考量項目。在未進行深入的現址調查前，建議預先以整治工程總經費的一定比例做為此一項目成本之估計依據（註 1）。國內目前並未有相關的成本估算指引，因此事前規劃設計成本於整體污染改善工法經費之占比，無法透過取得現存的參考依據。為合理呈現國內整治實例之情況，乃透過環境保護署《土壤及地下水管理資訊系統》取得過往已完成污染改善的專案計畫報告，針對成本內容較為完整的專案（註 2），就各專案事前規劃設計成本占其污染整治工程費用之比例進行彙整，作為後續針對估算事前規劃設計成本之依據。相關案例資料彙整呈現如表 3。

根據表 3 的資料，其中事前規劃設計成本占其污染整治工程費用之比例最高者為 0.32，最低者為 0.13，平均值為 0.23。後續針對各污染場址之事前規劃設計成本估算方式，將以上述最大比例、平均比例、最小比例等三個值設立三類情境，分別將比值與「污染整治工程費用」相乘，視為上述三類情境下各污染場址之事前規劃設計成本。

而在事後成效驗證成本方面，與事前規劃設計成本推估方式相同，透過

蒐集過往已完成污染改善之專案計畫報告，針對專案報告中事後成效監測與驗證成本占污染改善工程費用比例進行彙整，作為估算場址事後成效監測與驗證成本之參考。根據案例蒐集結果，事後監測與成效驗證成本占其污染整治工程費用之比例最高者為 0.57，最低者為 0.05，平均值為 0.21。針對各污染場址之事後監測與成效驗證成本估算方式，同樣以上述三個比例設定設立三種成本情境，分別將比值與「污染整治工程費用」相乘，視為上述三類情境下各污染場址之事後監測與成效驗證成本。相關結果呈現如表 4。

表 3 事前規劃成本占污染改善工程費用比例彙整

| 案例 | 事前規劃成本(A) (元) | 計畫總成本 (元) | 污染改善工程費用(B) ¹ (元) | 事前規劃成本占污染改善 工程費用之比值 (A/B) |
|----|------------------|--------------|---------------------------------|------------------------------|
| 1 | 150,000 | 670,000 | 495,000 | 0.30 |
| 2 | 150,000 | 858,000 | 658,000 | 0.23 |
| 3 | 610,000 | 2,650,000 | 1,910,000 | 0.32 |
| 4 | 920,000 | 7,200,000 | 5,530,000 | 0.17 |
| 5 | 2,000,000 | 19,800,000 | 16,000,000 | 0.13 |
| 6 | 800,000 | 5,200,000 | 3,700,000 | 0.22 |

資料來源：彙整自行政院環境保護署（2013a）。

註 1：各污染改善計畫書內所詳列之成本項目不一，評估時乃將「該計畫之計畫總成本」減去「事前規劃設計成本」及「事後成效驗證監測成本」，視為「污染改善工程費用」。因此，此處所指之「污染改善工程費用」包含直接薪資、雜費管理費、土方處理費、二次污染防治等項目。

3.1.2 污染改善工程成本

污染改善工程費用之估算，主要受到污染改善目標、污染土方或地下水水體處理量與整治工法之影響。國內現行法規針對受污染土地進行污染改善的目標，仍以「改善至管制標準以下」做為管制目標；惟當列管場址之土壤或地下水污染降低至管制標準以下，方可解除列管。在上述原則下，行政院環境保護署（2011）曾建立國內土壤及地下水污染整治改善工程成本之估算

模式（註 3），並執行國內整治經費之推估。依據該模式，土壤污染整治工程成本可依其計算邏輯呈現如圖 3 所示。

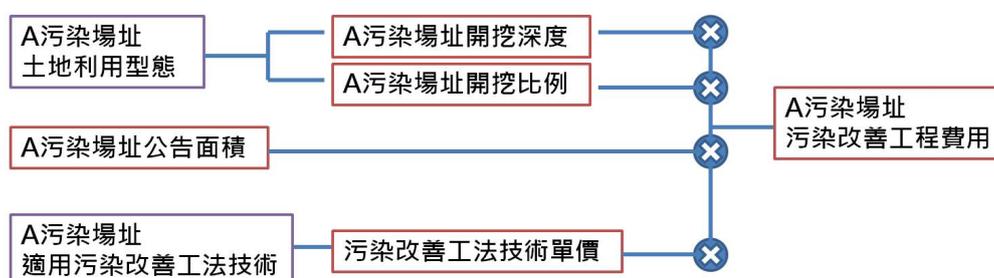
配合圖 3 進行土壤污染改善工程成本之推估說明，在農地污染場址之對象上，若欲估算某特定農地污染場址 A 之污染改善工程費用，首先需瞭解 A 污染場址之「污染公告面積」與「適用改善工法技術」。其次根據表 5，瞭解污染農地場址 A 之適用開挖深度與開挖比例，再對應於表 6，瞭解污染農地場址 A 適用之污染改善工法技術單價（我國農地污染整治實務上多採用「翻轉稀釋+排客土」法），將「A 污染場址開挖深度」、「A 污染場址開挖比例」、「A 污染場址公告面積」與「A 污染場址適用污染改善工法技術單價」四項數值相乘，即可得 A 污染場址經估算所需之污染改善工程費用。

表 4 事後成效監測與驗證成本占計畫總成本比例彙整

| 案例 | 事後成效監測成本 (A) (元) | 計畫總成本 (元) | 污染改善工程費用(B) ¹ (元) | 事後成效監測成本占污染 改善工程費用之比值 (A/B) |
|----|---------------------|--------------|---------------------------------|-----------------------------------|
| 1 | 1,800,000 | 6,400,000 | 4,600,000 | 0.39 |
| 2 | 1,800,000 | 19,800,000 | 16,000,000 | 0.11 |
| 3 | 500,000 | 5,500,000 | 5,000,000 | 0.10 |
| 4 | 400,000 | 1,250,000 | 850,000 | 0.47 |
| 5 | 474,240 | 2,594,808 | 2,120,568 | 0.22 |
| 6 | 500,000 | 1,380,000 | 880,000 | 0.57 |
| 7 | 700,000 | 5,200,000 | 3,700,000 | 0.19 |
| 8 | 25,000 | 670,000 | 495,000 | 0.05 |
| 9 | 50,000 | 858,000 | 658,000 | 0.08 |
| 10 | 130,000 | 2,650,000 | 1,910,000 | 0.07 |
| 11 | 207,000 | 3,000,000 | 2,793,000 | 0.07 |
| 12 | 750,000 | 7,200,000 | 5,530,000 | 0.14 |
| 13 | 26,000,000 | 180,000,000 | 154,000,000 | 0.17 |
| 14 | 400,000 | 2,300,000 | 1,900,000 | 0.21 |
| 15 | 3,500,000 | 13,130,000 | 9,630,000 | 0.36 |

資料來源：彙整彙自行政院環境保護署（2013a）。

註 1：各污染改善計畫書內所詳列之成本項目不一，評估時將「該計畫之計畫總成本」減去「事前規劃設計成本」及「事後成效驗證監測成本」，視為「污染改善工程費用」。因此，此處所指之「污染改善工程費用」包含直接薪資、雜費管理費、土方處理費、二次污染防治等項目。



資料來源：修改自行政院環境保護署（2011）。

註：圖中「 \otimes 」為乘號，表示各項目之間相乘即可得到污染改善工程費用。

圖 3 土壤污染改善工程成本估算模式

在選用上述方法計算污染場址整治成本時，所採用之污染場址資料（包含面積、污染物、污染濃度等）主要取自環境保護署所建立之《土壤及地下水管理資訊系統》。該系統中包含了計算所有列管污染場址整治成本之相關資料。

表 5 農地污染物之開挖深度與開挖比例

| 開挖深度與開挖比例 | 農地 |
|----------------|------|
| 化學品 | 1 公尺 |
| 總石油碳氫化合物 (TPH) | 1 公尺 |
| 重金屬 | 1 公尺 |
| 開挖比例 (%) | 100% |

資料來源：行政院環境保護署（2011）。

3.2 效益項目內涵與估算方法

根據行政院環境保護署（2012b）《環境政策與開發計畫成本效益分析作業參考手冊》中之說明，環境公共政策的施行目標，主要為減少特定污染；也因此，該環境政策實施所帶來的政策效益，即為減少污染未處理前所帶來的各項損害。換言之，環境政策的效益項目，乃是由「降低污染損害」的角

度來定義。依此，首先就土壤或地下水污染可能造成的損害來說明，方能定義出整治行動所帶來的效益項目。

參考國內外土壤及地下水污染整治的相關文獻，農地因土壤及地下水污染所帶來的損害，至少包含如作物品質降低所造成的農產損失、土地價值因利用受限所造成的經濟損失、生態環境效益之損失、健康風險危害所帶來的經濟損失等（Foundation for Water Research, 1996；Morris & Weatherhead, 1996；Environment Agency, 2000；行政院農業委員會, 2008；United States Environmental Protection Agency, 2010b）。若進一步探討，這些農地污染所可能產生的損害項目又可簡要歸納區分為二大類（彙整如圖 4），分別是「使用價值之損失」及「健康風險危害」，簡要分述如下小各節。

表 6 各項污染整治技術使用單價彙整

（單位：元）

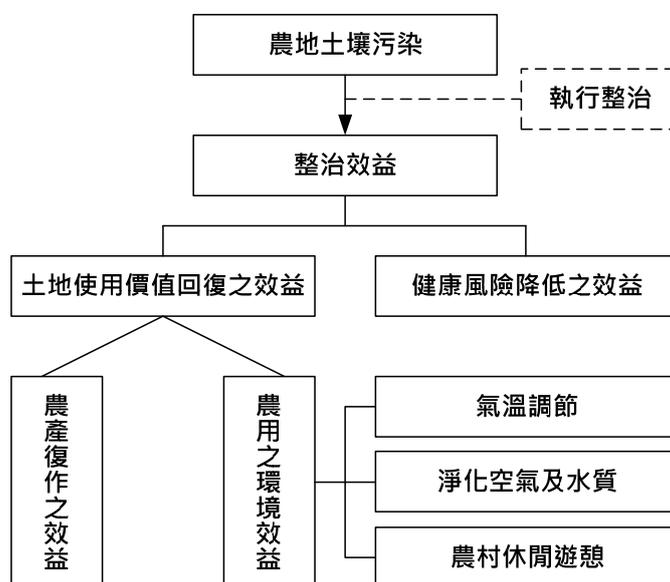
| 污染型態 | 場址類型 | 污染介質 | 整治方式 | 整治費用單價 |
|-------|-------------|---------------|---------|---------------------------|
| 油品類 | 加油站 | 土壤（地下 3m 內） | | 500~16,000/m ³ |
| | | 地下水（地下 10m 內） | | 5,000/m ² |
| | 管線洩露 | 土壤（地下 3m 內） | 加強式生物復育 | 12,000/m ² |
| | | 地下水（地下 10m 內） | | 4,000/m ² |
| | 工廠 | 土壤（地下 3m 內） | | 4,500/m ³ |
| 重金屬 | 工廠 | 土壤（地下 3m 內） | 客土及翻轉稀釋 | 5,000/m ³ |
| | | | 酸洗及固化 | 20,000/m ³ |
| | | 土壤（地下 6m 內） | 酸洗及客土稀釋 | 15,000/m ³ |
| | | 地下水（地下 10m 內） | 化學法 | 10,000/m ² |
| | 農地 | 土壤（地下 3m 內） | 客土及翻轉稀釋 | 1,000/m ³ |
| 含氯污染物 | 工廠 | 地下水（地下 10m 內） | 化學氧化法 | 5,000/m ² |
| 特殊化學品 | 工廠 （中石化） | 戴奧辛及重金屬汞 | 焚化及吸附處理 | 30,000/m ³ |

資料來源：行政院環境保護署（2011）。

註 1：後續計算時，將採用 2012 年物價為基準進行平減，以去除物價變動對相關貨幣化衡量結果之影響。

3.2.1 土地使用價值之損失

土地及水源為農作生產最重要的投入要素，在土地及地下水受到污染的情況下，可能導致灌溉用水的不足，或是土地無法使用，因而對生產帶來衝擊。此時所導致的生產利潤損失，即是土壤及地下水污染對農地所帶來的使用價值上之損失。在台灣，一旦當農地公告為控制或整治場址後，則不可再進行任何使用，此時農民即將因不能生產而帶來收益上之損失。此外，農地因其特殊的使用型態，能夠帶來數種環境效益。以行政院農業委員會（2008）《水田三生機能效益評估及實例分析》之評估結果顯示，該研究評估說明水田至少具有「氣溫調節」、「淨化空氣與水質」與「農村休閒遊憩」等三縮生態環境效果。然而，這些效益的存在是農地做為農用的前提之下；一旦農地遭受土壤污染、並受到管制而無法使用，此時原本具備的環境效益，也將因此而受到損害。



資料來源：本研究繪製。

圖 4 污染農地進行整治後所產生之效益項目

另外，研究提及土壤及地下水污染將帶來土地價格之損失 (land value loss) (Foundation for Water Research, 1996; Environment Agency, 2000; United States Environmental Protection Agency, 2010b)，由理論的角度來看，土地價格即為使用此土地所能帶來的長期總利潤之折現值，當上述各項使用功能因污染而折損時，將會對土地價值產生影響。換言之，土地價格因污染及其管理制度的降低程度，亦可做為土地使用價值因污染而折損之衡量指標。

3.2.2 健康風險危害 (註 4)

土壤及地下水污染對人類最直接影響，即是對人體健康產生程度不一的健康損害，這些損害可能造成死亡率及致病率上升之結果，而民眾因此所支付的相關醫療費用，以及就醫期間所產生的各項機會成本 (如就醫期間無法工作而導致之收入損失等)，即可視為健康風險危害所帶來的損失 (蕭代基等, 2002; 行政院環境保護署, 2012b)。

依此，整治行動之執行，主要功能在於減少上述二種因污染而產生的損害，因此整治行動所帶來的政策效益項目，即可歸納為以下二項，分別是土地使用價值回復效益、及健康風險危害降低所帶來的經濟損失減少之效益。

3.2.3 土地使用價值回復效益之計算

針對此效益項目，可採用二種衡量方式來進行評估。第一種方法是採用污染整治後、農地恢復農用所帶來的農產利潤及環境生態回復效益，以做為土地使用價值回復效益之衡量。第二種方法，則是以整治前後之土地價格變化來衡量使用價值因整治所帶來的效益。土地價格為土地利用長期獲利折現值做為計算基準，而此二種評估方法只能擇一做為土地使用價值回復效益之表示，不能予與相加。此處同時進行二者之評估，除了做為相互比較外，另用於做為此一效益項目的最高、或最低的可能值。

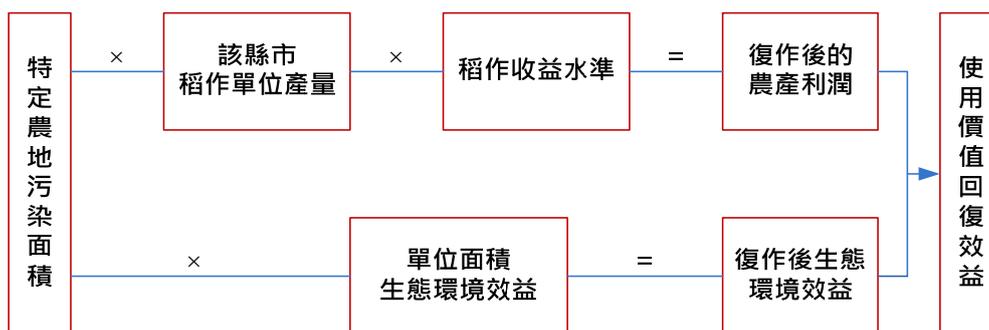
3.2.3.1 以農產利潤及生態環境效益為使用價值回復效益之衡量

在第一種衡量方法裡，所衡量的效益內容包含農地恢復農用所帶來的農產利潤及環境生態回復效益。在農產利潤之估算上，則依文獻上所定義之「市場價值評估法」(market value approach) 進行評估(蕭代基等，2002；行政院環境保護署，2012b)。該方法基本假設環境品質是生產市場財貨的投入因素之一，故環境品質水準之變動，將影響生產成本，進而造成市場產品之價格與數量變動。立基於此，可透過觀察到的市場財貨供給與需求變動，進而推估環境品質變動之經濟效益。在農作市場中，由於市場接近完全競爭，且受污染土地所影響的作物產量占市場總比例並不高，因此假設農作物市場財貨之供需固定、價格不因土地受污染而減少作物產量。在此一前提下，土壤污染改善後使農地回復種植作物，將帶來農作產量增加，透過產量增加數量乘上市場價格及利潤率，即為污染農地污染改善後之農地恢復耕作效益(註5)。

此效益項目之重要參數包含「復作後之作物種植面積」、「作物種類」、「單位產量」與「收益水準」。對於「復作之作物種植面積」，透過《土壤及地下水管理資訊系統》之場址資料彙整，發現列管中污染農地有 70% 為休耕地，只有 30% 的污染農地在受污染前有種植作物。採用農產利潤是推論土地使用價值的一種做法，即便在整治完成後、特定農地仍然維持休耕狀態，並不影響該農地潛在擁有的土地使用價值，因此乃假設所有污染農地在整治完成後、即全部恢復農用，此部分的資料來主要取自行政院環境保護署(2013a)。

在污染整治完成後復作的「作物種類」選擇上，理想上須就整治前農地所種植之農作種類來推論後續可能復作的作物種類。然透過《土壤及地下水管理資訊系統》(行政院環境保護署，2013a) 之場址資料彙整發現，在污染前有種植作物農地佔全部污染農地的 30%，有超過 50% 以上的比例種植稻作，其餘的作物項目不是資料缺乏、就是項目過於分散。因此，乃以目前列管中農地的最大宗—稻作—做為復作的作物選項假設。而在各縣市的「單位

產量」與「收益水準」資料方面，主要取自行政院農業委員會（2013a）所公布之《101年農業統計年報》，以此做為後續計算之基礎。



資料來源：本研究繪製。

圖 5 在農產利潤衡量下之農地使用價值回復效益

表 7 2012 年污染場址所在縣市稻作單位產量、作物價格與收益水準

| 縣市 | 單位產量（公斤/公頃） | 收益水準（元/公斤） |
|-----|-------------|------------|
| 宜蘭縣 | 6,135 | |
| 南投縣 | 6,982 | |
| 苗栗縣 | 5,801 | |
| 桃園縣 | 5,255 | |
| 高雄市 | 6,770 | |
| 雲林縣 | 7,383 | 22.3 |
| 嘉義市 | 6,437 | |
| 彰化縣 | 7,095 | |
| 臺中市 | 6,116 | |
| 臺南市 | 7,036 | |

資料來源：行政院農業委員會（2013a）。

註 1：稻米價格為「硬稻穀」與「軟秈稻穀」之白米平均零售價格。

註 2：收益水準為一、二期「硬稻穀」與一、二期「軟秈稻穀」之白米平均收益水準。計算方法為農業年報中、對應作物之粗收益減第二種生產費（直接+間接成本+地租+資本利息-副產品之物價）而得。

其次，在農地恢復農用後所帶來的生態環境效益上，主要參考行政院農業委員會（2008）《水田三生機能效益評估及實例分析》之估算結果。該研究評估水田具有「氣溫調節」、「淨化空氣與水質」及「農村休閒遊憩效益」等三項外部效益，其中「氣溫調節效益」是以實測資料推算水田耕種期間每公頃土地消耗蒸發潛熱功率，換算為節省冷氣開機度數，並以該計畫執行期間電價為基礎，計算水田氣溫調節效益。而「溫室氣體吸存效益」以水稻二氧化碳固碳量為基礎，配合造林投資成本為最低二氧化碳減量成本，計算碳吸存效益。「氧氣產生效益」以實測關渡地區水田氧氣釋放量資料為基礎，進一步配合醫療市場產氧價格貨幣化此效益。「遊憩效益」則以國人每年旅遊人次與金額為基礎，與水田面積占休閒遊憩區之比例進行綜合估算（註6）。此效益項目主要是以「農地污染改善面積」乘上前述計算而得的各區域之外部效益做（如表8），即可得到表8各區域污染農地恢復農用後所帶來的環境生態效益。

表8 臺灣各地區水稻田外部效益評估結果¹

（單位：元/公頃）

| 區域/願付價格 | 單位面積外部效益（以2012年物價進行平減） |
|---------|------------------------|
| 北部區域 | 348,450 |
| 中部區域 | 568,010 |
| 南部區域 | 310,210 |
| 東部區域 | 508,071 |
| 全台灣區域 | 365,292 |

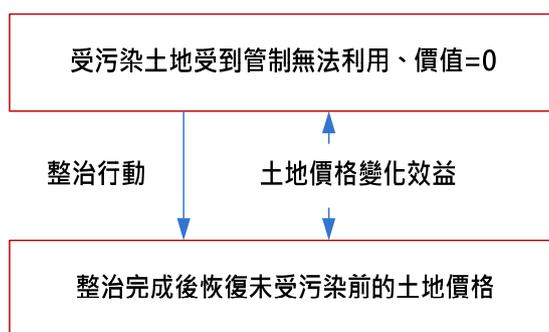
資料來源：原始資料來自於行政院農業委員會（2008）。

註1：以2012年物價進行平減之。

3.2.3.2 以整治前後土地價格差異為使用價值回復效益之衡量

在我國現狀的管理制度之下，一旦場址發現遭受土壤及地下水污染，則該場址之使用即受到主管機關之限制。從功能性的角度而言，此時場址不能再做利用，直到完成污染改善並解除列管後，方能進行土地利用。從土地價

值的角度來說，由於土地價格在理論上為使用此土地所能帶來的長期利益之折現值，因此，一旦土地受限無法使用時，理論上該土地的價格在短期內將因欠缺交易可能性，而令污染期間的土地現值為 0（使用價值為 0）；直到完成污染改善並解除列管後，理論上之土地價格才可能回復到未受污染前的土地市價。於此邏輯基礎上，計算整治行動所帶來的土地價格變化效益時，即是假設在污染整治未完成前，該土地之價格為 0；而在進行整治後，則將回復到原來未受污染前的價格。整治前後的土地價格差異，即定義以土地價值所代表的土地使用價值回復效益之衡量。



資料來源：本研究繪製。

圖 6 以土地價格回復為衡量之農地使用價值回復效益

表 9 各縣市農地平均單位交易價格

| 縣市 | 平均交易價格 (元/m ²) | 縣市 | 平均交易價格 (元/m ²) |
|-----|----------------------------|-----|----------------------------|
| 宜蘭縣 | 2,431 | 雲林縣 | 503 |
| 南投縣 | 1,110 | 嘉義市 | 472 |
| 苗栗縣 | 962 | 彰化縣 | 2,630 |
| 桃園縣 | 6,964 | 臺中市 | 5,389 |
| 高雄市 | 1,032 | 臺南市 | 5,032 |

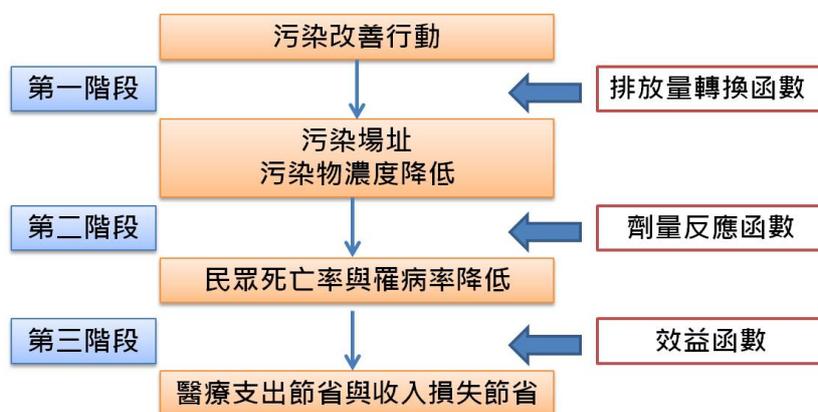
資料來源：除了嘉義市外的交易價格資料來自行政院農業委員會（2013b）。而嘉義市的資料，則來自於內政部地政司（2013）。

註：上述平均交易價格以 2012 年物價為基準進行平減。

在進行實證計算所使用的相關參數上，特定場址整治後之土地價格，以該縣市平均農地實際交易價格（其為未受污染之土地價格）做為代理參數。資料主要取自行政院農業委員會所建構之《農地銀行》線上查詢系統（行政院農業委員會，2013b），查詢特定污染所在縣市之農地平均交易價格做為整治後農地價格之代理變數（註 7）。使用公告污染面積，再乘上座落於特定縣市的平均農地交易價格，即可得到整治後的土地價格回復效果，此即為以土地價格做為衡量指標的農地使用價值回復效益。

3.2.4 健康風險危害降低效益

當土壤及地下水污染透過污染改善行動降低其污染情況後，受此土地影響的民眾，其死亡與罹病等健康風險危害降低所帶來的就醫成本與工作損失之節省，即為污染改善行動所帶來的健康風險危害降低效益。採用上述邏輯估計污染改善後的健康風險危害降低效益，必須依序進行三個階段的估計分析。首先，當採取污染改善行動後，並達到特定污染改善目標，污染場址的污染程度預期將因此而下降。依此在第一階段，須瞭解整治行動之執行能夠降低多少污染程度。其次在第二階段，則需要將物質污染降低的程度，進一步轉化為對民眾健康風險降低的幅度；在此一階段中，為估算二者的互動關係，必須透過劑量反應函數（dose-response functions）進行估算。在最後一個階段的工作中，主要是透過疾病成本法（cost of illness approach）的概念，將民眾健康風險降低程度以貨幣化單位加以表示，即為污染改善行動使民眾健康風險危害降低之效益。包含上述三個階段的完整估算程序即為研究文獻上所定義的「衝擊路徑法」（Impact Pathway Analysis，以下簡稱 IPA）（蕭代基等，2002；行政院環境保護署，2012b），IPA 的評估步驟呈現如圖 7 所示。



資料來源：本研究繪製。

圖 7 衝擊路徑法評估流程與架構

在實際執行評估時，前二個階段主要是採用由環境保護署所建立的《土壤及地下水管理資訊系統－健康風險評估模擬系統》（註 8）進行健康風險之計算（行政院環境保護署，2013b）。在此一評估模擬系統中，健康風險指標包含「致癌風險」與「非致癌風險」二項。惟在該系統中，「非致癌風險」呈現為一門檻值（threshold value）而非如「致癌風險」為一連續變數，無法連結污染整治行動與「非致癌風險」降低之間的關聯性，因此無法估算「非致癌風險」由於污染整治而改變的效益。綜言之，於「健康風險危害降低效益」之衡量範疇上，主要計算當污染由現況改善至管制標準時之「致癌風險」降低所帶來的效益為主。該評估模擬系統之相關計算流程示意可呈現如圖 8 所示。

依據前述衝擊路徑流程之架構，為估算國內污染場址進行污染改善後對民眾所面對之健康風險危害降低的效益，首先將現行污染場址所登載之污染物濃度視為「關切污染物」輸入評估系統內，經模擬試算後可得所登載污染物濃度之致癌風險值；進一步假設進行污染改善行動後，使場址之污染物濃度降至管制標準，將特定污染物管制標準輸入評估系統內，經模擬試算後可得管制標準污染物濃度之致癌風險值。經模擬試算後可得管制標準污染物濃

度之致癌風險值、與原污染場址所登載污染物濃度之致癌風險值之差異，其值即視為污染場址改善後的風險降低幅度。



資料來源：本研究繪製。

註：圖中「×」為乘號、「＝」為等號。

圖 8 《健康風險評估模擬系統》致癌風險計算流程

而第三個階段則是採用「癌症醫療費用」與「無法工作所造成之薪資損失」做為效益衡量指標，進一步將致癌降低所帶來的醫療費用之節省與薪資損失降低幅度，定義為污染整治所帶來的健康風險危害降低效益。此階段乃利用前二階段所估算之污染場址改善後民眾致癌風險降低值，配合疾病成本法，將民眾面對致癌風險降低的效益進行貨幣化估算。在此三階段的效益估算過程中，受「受影響人口數量」、「癌症治療費用」、「無法工作日數」、「每年住院機率」、「日薪資」、「持續時間」等參數會影響最後之效益估算結果。

為完成上述之估計，須在實證上找到對應的資料來進行計算。各變數之可取得性及完整性為最主要考量。在「受影響人口數量」上，以《土壤及地下水管理資訊系統》上各場址之公告污染面積（行政院環境保護署，2013a），與行政院主計處公告國內各縣市 2012 年的人口密度（人/平方公

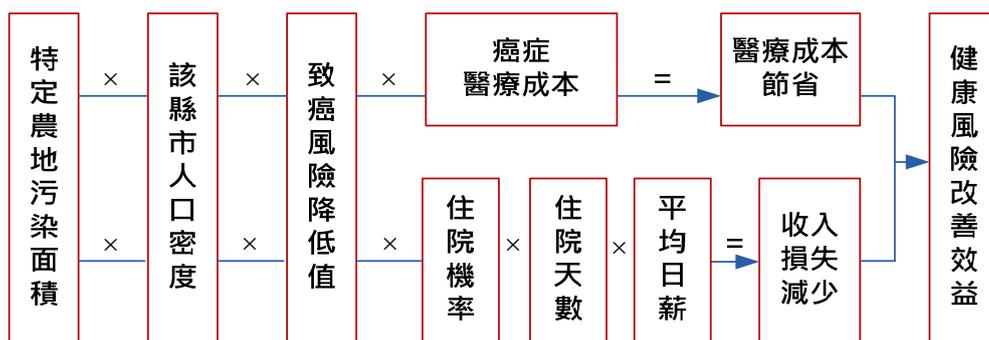
里)相乘,即可得到受污染場址影響之人口數量。

另一方面,「癌症醫療費用之節省」與「收入損失之降低」的計算流程可呈現如圖 9 所示。在「癌症治療費用」此一參數上,目前並沒有完整、現成的公開資料可以取用,因此主要參考黃仁杰(2009)的研究結果,該研究針對 2005 年罹癌死亡者死亡前一年醫療情形與費用分析,估算出平均每位患者死亡前一年醫療費用(包含門診平均費用、急診平均費用、住院平均費用、急性病房費用、加護病房費用、住院手術費用、安寧照護費用、化學治療費用、放射治療費用、呼吸治療費用)為 415,077 元。再以 2012 年的物價做為平減基準,則該費用為 438,245 元。

表 10 2012 年污染場址所在縣市之人口密度

| 縣市 | 人口密度(人/平方公里) | 縣市 | 人口密度(人/平方公里) |
|-----|--------------|-----|--------------|
| 宜蘭縣 | 214 | 雲林縣 | 551 |
| 南投縣 | 127 | 嘉義市 | 4,519 |
| 苗栗縣 | 310 | 彰化縣 | 1,210 |
| 桃園縣 | 1,663 | 臺中市 | 1,212 |
| 高雄市 | 943 | 臺南市 | 859 |

資料來源:行政院主計總處(2013)。



資料來源:本研究繪製。

註:圖中「×」為乘號、「=」為等號。

圖 9 採用疾病成本法估算健康風險危害降低效益之流程

對於「無法工作日數」，則參考行政院衛生福利部所出版之《100 年醫療統計年報》(行政院衛生福利部，2012)，因惡性腫瘤住院至出院患者統計之 20.4 日平均住院日數為患者無法工作日數之參數。在「癌症病患每年住院機率」參數上，則是以重大傷病人數中之惡性腫瘤除以每年惡性腫瘤住院人數之比率 0.41 來表示。最後針對「日薪資」此一參數資料之選擇，則採用主計處《薪資及生產力統計資料查詢系統》(行政院主計總處，2013)，查詢 2012 年我國各業別經常性薪資(月薪資)年平均值約為 37,346 元，假設每月以 20 日工作天數計算，國內各業別經常性薪資每日平均為 1,867 元，因此每年收入損失之機會成本約為 15,616 元 ($20.4 \times 0.41 \times 1,867 = 15,616$ 元)。

IV、農地污染整治成本及效益評估結果與分析

4.1 農地污染場址整治成本估算結果

依據前述的計算邏輯及資料蒐集，設立三種成本情境以進行各類型污染場址整治成本之計算，估算結果則呈現如表 11。根據表 11 的估算結果，我國現正列管中的農地污染場址，若以整治到低於管制標準為目標，則所需之總整治經費約為新台幣 11.1 億元到 17.9 億元。

表 11 列管中農地污染場址整治成本估算結果

| 成本情境 | 高成本情境 ¹ | 平均成本情境 ² | 低成本情境 ³ |
|------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| 總計 | 1,784,504,043 (約 17.9 億元) | 1,359,622,128 (約 13.6 億元) | 1,114,134,799 (約 11.1 億元) |

資料來源：本研究估算。

註 1：假設事前規劃成本占整治工程費用之 32%、事後成本驗證成本占整治工程費用之 57%。

註 2：假設事前規劃成本占整治工程費用之 23%、事後成本驗證成本占整治工程費用之 21%。

註 3：假設事前規劃成本占整治工程費用之 13%、事後成本驗證成本占整治工程費用之 5%。

4.2 農地污染場址整治效益估算結果

在所估算的各個效益項目中，「以農產利潤及生態環境效益做為土地使用價值回復效益衡量方法」及「健康風險危害降低效益」，二者與場址整治後不再受污染之持續時間有關。若整治後場址不受二次污染的時間越久，則此二項效益也隨之越長。為考慮此一特點，假設在良善管理制度下，污染場址於整治後不再遭受污染，須進行效益總和折現之計算。在折現率之選擇上，選擇參考行政院環境保護署（2012b）《環境政策與開發計畫成本效益作業參考手冊》之建議，採用近 20 年長期實質公債利率 2.2% 來進行長期效益折現值之計算。在此原則之下，各整治效益項目估算結果彙整如表 12。

表 12 農地污染整治效益之彙整

| 效益項目 | 土地使用價值回復效益 | | 健康風險危害降低效益 |
|------|------------------------------|------------------------------|-------------------------|
| | 計算方式 (A) ¹ | 計算方式 (B) ² | |
| 總計 | 3,379,490,761 (約 33.8 億元) | 7,740,597,923 (約 77.4 億元) | 107,956 (約 0.001 億元) |

資料來源：本研究估算。

註 1：計算方式 (A) 為採用「農產利潤及生態環境效益」做為衡量標。

註 2：計算方式 (B) 為採用「土地價格回復程度」做為衡量指標。

根據表 12 的估算結果顯示，在土地使用價值回復效益部分，採用農產利潤及生態環境效益做為衡量指標時，每年平均效益值約為 7,435 萬元；假設整治完後不再受污染，則長期使用效益之折現值約為 33.8 億元。反之，若採用土地價格回復程度做為衡量指標時，效益值約為 77.4 億。土地價值可為土地利用獲利之長期折現值，此處是假設稻作為整治完畢後的唯一作物之結果。惟在實務上，這些農地不一定會選擇稻作為復耕作物，若選擇其他經濟價值更高的作物所計算得到的效益也就更高。因此，在保守原則下假設整治後全數種植稻米的評估可能會產生低估的情況。綜言之，不同的計算

結果，可將第一種計算方法視為土地使用價值之區間下界值，而第二種計算方法（採用土地價格回復程度做為衡量指標）視為區間上界值，如此將能得到一個較為合理的土地使用價值回復效益評估區間。

另一方面，在健康風險危害降低效益上，每年的平均效益值約為 2,375 元，長期效益折現值則約為 10.8 萬元。相較於土地使用價值回復效益，估算得到之健康風險危害降低效益值顯得相對較小，其原因可能有二點。首先，因礙於模擬系統限制之故，在健康風險危害降低效益之衡量上，只能考慮「致癌率」變化所帶來的效益，無法將「致病率」及「致命風險」變化的效益納入考量，此為健康風險危害降低效益相對較低的理由之一。其次，就實際的污染情況而言，現存農地污染主要為重金屬污染，而污染途徑多來自於現況下工業廢水與灌溉用水無法灌排分離，雖然工業廢水在排出時符合放流水標準，但長期沉積的結果，也導致部分重金屬物超過管制標準而產生農地重金屬污染。惟列管中農地之污染情況普遍並不嚴重，加上土壤污染對於健康危害之傳導路徑有限，通常只限於長期直接接觸污染源、或誤食大量受污染土壤生產之農產品者，才可能會對健康產生危害。因此使得健康風險危害降低效益之計算結果有低估之可能。

4.3 農地整治成本與效益比較

結合表 11 與表 12 的成本效益估算結果，得以進一步計算出農地污染場址執行整治行動後的「淨效益」區間。在計算上，選擇在標準的 CBA 評估中常見的評判準則—淨效益現值法（net present value，以下簡稱 NPV），進行整治行動淨效益區間之計算。淨效益現值準則是由總效益現值與總成本現值之比較，來判定特定方案之執行，是利大於弊或弊大於利，此準則之公式如(1)式：

$$NPV = \sum_{T=0}^n \frac{B_T}{(1+r)^T} - \sum_{T=0}^n \frac{C_T}{(1+r)^T} = \sum_{T=0}^n \frac{NB_T}{(1+r)^T} \quad (1)$$

其中 B_T 為 T 期的效益值、 C_T 為 T 期的成本值、 r 為折現率、 NB_T 為 T 期的淨效益值。

在評估的農地中，共有約 134.8 公頃需要整治，依行政院環境保護署（2013c）的《101 年土壤及地下水污染整治年報》中記載，土壤及地下水整治基金管理會自 2003 年起陸續執行農地污染之整治，在 2003 年至 2012 年這十年間，共整治了 1,781 筆、約 407.7 公頃的污染農地，平均每年能夠整治 40.8 公頃的污染農地。假設後續每年維持此平均整治速率，則目前列管中的 134.8 公頃污染農地只須不到 4 年就可整治完畢。因此，目前列管中的污染農地能夠在 4 年內整治完畢，則在折現率為 2.2% 的前提之下，各成本情境之成本現值分別為：（1）低成本情境：11.1 億/年、（2）平均成本情境：13.6 億/年、（3）高成本情境：17.9 億/年。因此成本現值區間為 11.1 億～17.9 億元。

而在效益現值之計算上，採用農產利潤及生態環境效益做為土地使用價值回復效益之衡量時，每年平均效益值約為 7,435 萬元；假設整治完後不再受污染，則長期使用效益之折現值約為 33.8 億元。健康風險危害降低每年的平均效益值約為 2,735 元，長期效益折現值則約為 10.8 萬元。加總後的效益折現值，仍趨近於 33.8 億元。而若採用土地價格回復程度做為衡量指標時，4 年執行期程所帶來的名目總效益值約為 77.4 億，每年平均得以實現約 19.4 億元。因此效益現值區間為 33.8 億～77.4 億元。

根據前述分別估算而得的成本與效益值，農地污染整治淨效益區間之可能上下區間，主要是以整治後的最大效益情境估算值減去最大整治成本情境估算值結果、整治後的最小效益情境估算值減去最小整治成本情境估算值結果來比較，大者為效益區間最大可能值，小者為效益區間最小可能值。依此，淨效益最小可能值約為 15.9 億（33.8-17.9=15.9），而最大可能值則為約 66.3 億元（77.4-11.1=66.3）。綜言之，本案之淨效益區間之最大、最小可能值皆大於 0，表示農地污染整治，對於社會整體而言將是利大於弊。

V、結論

前述內容是將成本效益評估學理上之概念，具體落實於台灣污染農地之整治成本及效益之估算，以此衡量我國土水管理制度之績效，此一結果亦為台灣土水管理制度執行迄今，首度貨幣化評估之呈現。在整治成本估算範疇上，主要是依據實務上的整治專案結構，將成本定義為三大項目，分別是「事前規劃及設計成本」、「整治工程成本」，以及「事後監測及成效驗證成本」。而效益估算項目，則主要聚焦於「健康風險危害降低效益」與採用二種不同衡量方法所呈現「土地使用價值回復效益」之評估。

在配合台灣的場址資料實際進行成本及效益之估算、比較後，有幾點重要結論。首先，整體而言，在效益與成本衡量指標下，我國現有農地污染在進行整治後，依淨效益現值法所計算之結果皆顯示效益現值大於成本現值。若以此做為評定我國整治行動之執行績效，則可說明未來針對污染農地進行整治行動，對於整體社會而言將是利大於弊。

其次，若就個別效益來進行檢視，可發現污染整治所帶來的效益，主要是「土地使用價值之回復效益」。相較之下，「健康風險危害降低效益」相對較低。追究其原因，大致可有二個理由。首先，健康風險危害之降低因資料受限之故，無法將致病風險變化納入考量，因而此部分所帶來的危害降低效益無法計算，為目前完成完整的台灣農地整治 CBA 分析的一個限制，而此一限制預期將令所估算得到的健康風險危害降低效益較為保守。然此亦為後續資料相對完整後的可精進之處，因此建議未來可透過將致病風險的變化程度納入效益評估考量，如此將能更準確地評估整治行動所帶來的健康風險危害效益。其次，現有污染農地之污染來源為因未實施灌排分離所帶來的合格工業廢水之長期沉積，加上土壤污染所造成的健康風險，充分條件為長期直接接觸污染物質，或誤食受污染土壤；然而，在實務上，這些情況發生的機

會較低，因而導致目前所計算出之健康風險危害降低效益遠低於土地使用價值回復效益。

評估所呈現的經濟分析顯示國內的農地污染整治對台灣社會而言，具有利大於弊的效果，而且在效益部分在目前的方法論之下，還可能低估了降低健康風險危害所帶來的效益。而在農民時常並非是真正污染者的情況下，國內亟需建立及落實農地土壤污染之究責制度，才能真正地讓整治責任回歸責任者，並要求其善盡整治責任。本評估為台灣實務上首度針對農地污染整治所進行之成本及效益評估，雖在方法論上仍有可以精進之處，卻是目前所跨出的重要一步，得以成為未來相關評估之借鏡，讓決策管理者對污染整治的成本及效益能有更完整的掌握。

投稿日期：2015年6月3日

接受日期：2015年12月4日

附註

1. 在美國環境保護署 (United States Environmental Protection Agency, 2000) 在其《土壤及地下水污染整治成本估算指引》中指出, 建議將事前規劃成本設定為整治工程經費的 6%。此假設主要應用於可行性評估的階段, 當正式現場調查後, 此一比例將以後續更精確的成本數據為主。
2. 我國行政院環境保護署自 2003 年起開始執行國內無主場址 (污染行為人不明) 之整治行動, 迄今已完成不少的整治行動。然而, 雖然歷史案件數量眾多, 但有詳細記載各項成本項目的案件相對不多, 因此本研究僅能就可取得的資料來做為一些成本推估必要參數之參考。
3. 在本研究所關注的焦點—農地污染場址上, 目前列管中的場址僅存在土壤污染、沒有地下水污染。
4. 感謝其中一位審查人的意見及提醒, 農地土壤污染所造成的健康風險危害, 其中一個潛在可能的影響路徑將來自於購買污染地農作物後食用所帶來的健康危害。然而, 雖然在邏輯上這是一個可能的影響路徑, 但在實證上, 卻也因為實證資料之缺乏, 無法將此路徑所帶來的健康風險影響納入計算。
5. 根據蕭代基等人 (2002) 的說明, 完整的效益或社會福利分析, 應包含環境品質變動所帶來的消費者剩餘 (consumer surplus, 以下簡稱 CS) 與生產者剩餘 (producer surplus, 以下簡稱 PS) 之變化總和。在實務上直接衡量 PS 並不容易, 其涉及廠商供給曲線之估計, 在缺乏實證資料之前提下, 難以透過此方法來衡量 PS。在學理上, 若市場為完全競爭市場, 則 PS 相當於農作利潤與固定成本之和, 從長期的觀點而言, PS 近似於農作者所獲得的利潤, 因此採用農作收穫利潤做為 PS 的衡量代理指標。而在 CS 方面, 則是因假設農作市場財貨之供需固定、價格不受到受污染土地作物產量減少之影響, 此時 CS 將不會有所變動。
6. 感謝其中一位審查所提供的意見。在現實上, 部分農地可能因為地理位置不佳 (例如位於二級產業污染大廠旁), 致使在整治完成後, 也不必然具備休閒遊憩效益。然而, 所使用的實證資料雖然包含各污染場址之地號, 但要逐一比對以確認特定農地是否不具備休閒遊憩效益亦有其處理上之困難性, 此為目前之限制。
7. 在國內現有的土地價格交易資料庫中, 除了《農地銀行》線上資料庫外, 尚可參考由內政部地政司所建構的線上查詢資料庫。惟與《農地銀行》相較, 內政部資料庫中的土地交易資料, 只能區分出該筆土地之土地使用分區類別, 無法辨識該

筆土地是否真屬於農地，因此以《農地銀行》的農地歷史交易資料做為參數來源。然而，在使用《農地銀行》進行農地交易價格歷史資料查詢時，該系統並沒有顯示出嘉義縣及嘉義市的歷史農地交易資料。而在內政部地政司資料庫中，亦無法取得嘉義市的農地交易價格資料，只有嘉義縣的「農牧用地」價格資料。為克服此問題，在嘉義市的農地價格部分，則以內政部地政司資料庫中的嘉義縣「農牧用地」歷史交易資料做為替代。

8. 此一線上模擬系統依其所使用的場址資料精細程度可區分為三個階層（three-tiers design），其中第一階層是採用環境保護署所建議使用的預設參數、配合《土壤及地下水管理資訊系統》中的場址資料，即可進行特定污染場址健康風險之計算；而第二、第三階層，則是污染場址在進行細密調查後，可採用細密調查資料值，來替換模擬系統中的一些預設參數，如此將可得到較為精細的估計結果。由於列管中污染場址之細密調查須在開始污染整治方能取得，因此主要是採用第一階層的計算方法，使用《土壤及地下水管理資訊系統－健康風險評估模系統》、並挑選欲評估的場址代碼，模擬系統即可使用第一階層的各项預設參數來進行計算，以得到所挑選場址之健康風險。詳細的系統介紹、相關方程式及參數，可參考行政院環境保護署（2007）之《96 年度土壤及地下水污染場址健康風險評估評析技術諮詢計畫》相關內容。

參考文獻

- 內政部地政司，2013。《內政部地政司全球資訊網》。取自 <http://www.land.moi.gov.tw/chhtml/property.asp>。
- 行政院主計總處，2013。《中華民國統計資訊網》。取自 <http://ebas1.ebas.gov.tw/pxweb/Dialog/statfile9.asp>。
- 行政院農業委員會，2008。「水田三生機能效益評估及實例分析」。行政院農委會委託計畫。96 農發-8.1-利-05 (1)。台灣大學生物環境系統工程學系。
- 行政院農業委員會，2013a。《101 年農業統計年報》。臺北：行政院農業委員會。
- 行政院農業委員會，2013b。《農地銀行資料庫》。取自 <http://ezland.coa.gov.tw/Link.aspx>。
- 行政院衛生福利部，2012。《100 年醫療統計年報》。臺北：行政院衛生署。
- 行政院環境保護署，2007。《96 年度土壤及地下水污染場址健康風險評估評析技術諮詢計畫》。行政院環境保護署委託計畫。EPA-96-GA11-03-A081。中興工程顧問股份有限公司。
- 行政院環境保護署，2011。「99-100 年度土壤及地下水污染整治費申報、審理、稽核等相關作業計畫」。行政院環境保護署委託計畫。EPA-100-GA101-02-D137。中興工程顧問股份有限公司。
- 行政院環境保護署，2012a。「土壤及地下水污染整治費徵收制度檢討暨調整、規劃計畫」。行政院環境保護署委託計畫。EPA-100-GA101-02-A229。中華經濟研究院。
- 行政院環境保護署，2012b。《環境政策與開發計畫成本效益分析參考手冊》。臺北：行政院環境保護署。
- 行政院環境保護署，2013a。《土壤及地下水管理資訊系統》。取自 <http://sgw.epa.gov.tw/SGM/Anonymous/SgmLogin.aspx>。
- 行政院環境保護署，2013b。《土壤及地下水管理資訊系統－健康風險評估模系統》。取自 <http://sgw.epa.gov.tw/SGM/Anonymous/SgmLogin.aspx>。
- 行政院環境保護署，2013c。《101 年土壤及地下水污染整治年報》。臺北：行政院環境保護署。

- 梁啟源，1993。「臺灣環境保護政策之總體效果與成本效益分析」。蔣經國國際學術交流基金會資助研究計畫。RG-014-89。中央研究院經濟研究所。
- 黃仁杰，2009。「臺灣癌症病患於死亡前一年健保醫療費用支出之相關因素分析」。碩士論文，中國醫藥大學醫務管理學研究所。
- 蕭代基、林全，1993。「臺灣地區水泥生產製造過程之外部成本研究」。行政院環境保護署委託計畫。EPA-81-E102-09-23。中華經濟研究院。
- 蕭代基，1998。「溫室氣體排放減量的效益與成本分析-溫室氣體排放減量對健康的效益之評估」。國家科學委員會委託計畫。NSC86-2621-P-001-010。中央研究院經濟研究所。
- 蕭代基、鄭蕙燕、吳珮瑛、錢玉蘭、溫麗琪，2002。《環境保護之成本效益分析：理論、方法與應用》。臺北：俊傑書局。
- Australia Government Civil Aviation Safety Authority, 2007. *Cost and Benefit Analysis Procedures Manual*. Brisbane: Civil Aviation Safety Authority.
- Environment Agency, 2000. *Cost Benefit Analysis for Remediation of Land Contamination*. Bristol: Environment Agency. 取自 <http://a0768b4a8a31e106d8b0-50dc802554eb38a24458b98ff72d550b.r19.cf3.rackcdn.com/str-p316-e-e.pdf>.
- European Commission, 2008. *Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects*. Brussels: European Commission.
- Foundation for Water Research, 1996. *Assessing the Benefits of Surface Water Quality Improvements Manual*. Marlow: Foundation for Water Research.
- Jenkins, G. and C. Y. Kuo, 2007. *Canadian Regulatory Cost Benefit Analysis Guide*. Ottawa: Treasury Board of Canada Secretariat.
- Morris, J. and E. K. Weatherhead, 1996. *Financial Consequences to Farmers of Introduction of Irrigation Cessation Orders*. Bedford: Cranfield University.
- Netherlands Environmental Assessment Agency, 2007. *Societal Cost-Benefit Analysis of the Dutch Soil Remediation Operation*. Oranjebuitensing: Netherlands Environmental Assessment Agency. 取自 <http://www.pbl.nl/en/publications/2007/Societal-cost-benefit-analysis-of-the-soil-remediation-operation-in-the-Netherlands>.
- New Zealand Ministry for the Environment, 2010. *Cost-Benefit Analysis of the Proposed*

NES for Assessing and Managing Contaminants in Soil to Protect Human Health. Wellington: New Zealand Ministry for the Environment. 取自 <http://www.mfe.govt.nz/laws/standards/contaminants-in-soil/>.

United States Environmental Protection Agency, 2000. *A Guide to Developing and Documenting Cost Estimates During the Feasibility Study.* Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency.

United States Environmental Protection Agency, 2010a. *Guidelines for Preparing Economics Analysis.* Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency.

United States Environmental Protection Agency, 2010b. *Beneficial Effects of the Superfund Program.* Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency.

United States Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards Innovative Strategies and Economics Group, 1999. *OAQPS Economic Analysis Resource Document.* Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency.

Cost-Benefit Analysis for Remediation of Soil Contamination in Taiwan Farmland

Lih-Chyi Wen^{*}, Je-Liang Liou^{**}, Yun Yang^{***}, and
Chun-Shu Lin^{****}

This study applies cost-benefit analysis (CBA) to analyze the remediation of soil contaminated farmland sites in Taiwan. The components of a remediation project include three items; they are design and planning, remediation, and performance verification, respectively. Hence, the remediation cost is estimated by engineering simulation with practical treatment price according to the cost structure mentioned above. Further, the positive effects of remediation for soil contamination in Taiwan farmlands are based on the recovery of land functions and health risk avoidance. Thus, the monetized measurements of land functions recovery and health risk avoidance are defined as the benefits of remediation work in this study. The empirical estimation result shows that the present value of remediation benefit is large than that of cost. That is, the remediation policy of soil contaminated farmland sites will bring the net benefit to Taiwan.

Keywords: Remediation for Soil Contamination, Farmland Site, Cost-Benefit Analysis

* Research Fellow, The Center for Green Economy, Chung-Hua Institution for Economic Research.

** Assistant Research Fellow, The Center for Green Economy, Chung-Hua Institution for Economic Research. Corresponding author, Tel: +886-2-2735-6006 ext. 423; Fax: +886-2-2739-0610; E-mail: jlliou@cier.edu.tw.

*** Research Assistant, The Center for Green Economy, Chung-Hua Institution for Economic Research.

**** Research Fellow, The Center for Green Economy, Chung-Hua Institution for Economic Research.