

節能減碳

廢(污)水處理廠節能規劃與改善 以工研院中興院區為例

黃文昌*、姜榮煌**、洪政偉***

摘要

依據資料顯示^[1]廢水處理流程中各處理程序的耗能情況，發現廢水處理耗電佔整廠的 50~80% 最大，而污泥處理僅佔 15~40%，所以廢水處理自然是節能重點。其中又以進流抽水泵、曝氣機為主。

工研院中興院區廢(污)水處理廠(以下簡稱本廠)，體認到廢水處理是高耗能的，高耗能造成廢(污)水廠營運成本高，所以從 2007 年開始進行節能改善。首先分析過去現在能源消耗，然後鑑別重大能源消耗區域，最後決定節能改善優先順序。

本廠節能規劃及改善方式；1.曝氣池的鼓風機加裝變頻器，2.兩套曝氣單元連通，3.減少進水波動，減低抽水泵的啓停次數，4.設備維護與保養。2007 年整廠總用電量 55.4 萬度，到 2011 年整廠用電量為 26 萬度，節電 29.4 萬度，以目前每度電 2.6 元，換算節省電費約 76.4 萬元，減少約 18 萬kg CO₂ 排放量(依 99 年我國電力排放係數 0.612 kg CO₂/度電計算)。

【關鍵字】溫室效應、氣候變遷、廢水廠節能

*工研院工安室 主任

**工研院工安室 環保服務部經理

***工研院工安室 環保服務部管理師

一、前言

進入 21 世紀，能源短缺、環境污染、氣候暖化等問題受到全世界關注，成為個人、企業與政府共同面對的挑戰。水資源缺乏及水體環境被破壞，影響到環境的永續發展。為解決此一問題，大量建造工業和都市廢(污)水處理廠被認為是有效的方式。近幾年來，我國的都市污水處理設施建設成長快速，依據內政部營建署統計資料^[8]，截至 2010 年 12 月止，全國都市污水處理廠共 52 座(已運轉，不包括規劃中)、年處理污水量 105,008 萬噸/年(不包括工業區廢水處理廠)。

大量廢(污)水處理廠的興建，使廢污水處理費用增加。在歐美先進國家，如美國，水和污水處理的能源消耗達到都市公共設施用能的 1/3，佔總能源消耗的 3%，全年耗電量達 560 億 kWh，其中 2/3 以上能源消耗和費用是用於污水處理。在我國，依據內政部營建署統計資料^[8]，94 年污水下水道系統營運管理費用中，電費為 44,931.8 萬元，到 2010 年為 76,827.7 萬元，成長約 41.5%。隨著廢(污)水處理率提高，廢(污)水處理所佔的能源消耗也會越來越大。最近國內電費已確定上漲，而為了滿足日益嚴格放流水排放標準，廢(污)水廠不但要消耗更多電能，也要付出更多的費用。

節能^[2]，簡單的講，就是在盡可能地減少能源消耗量的情況下，做到我們需要或者想要做的事情，比如生產出與原來同樣數量、同樣品質的產品；或者是以原來同樣數量的能源消耗量，生產出比原來數量更多或數量相等品質更好的產品。具體實現節能的方法和手段可謂是多種多樣，但原理是相通的，那就是根據各種能源特性和使用情況制定相應的節能措施。首先要分析能耗狀況，找出能源浪費在哪裡，找到節能空間，然後再根據具體情況選擇相對應的節能技術手段或應用合理的節能產品，從而達到節能的目標。

本廠於 2006 年 10 月設置運轉，其主要功能及目的是將本院產出的廢(污)水處理達國家規定的放流水標準，當時設計偏重在處理效率，能源的耗用不是廢(污)水處理廠的重點。但是，近年來由於溫室效應及全球對二氧化碳排放的關注，先進國家如美、日、中國大陸早已經紛紛開始重視廢(污)水處理廠能源的消耗，本廠也從 96 年開始逐年進行節能之規劃改善。

二、廢(污)水處理廠的節能範圍和內容

依據資料顯示^[3]，廢(污)水處理廠的耗能受許多因素影響，例如，污水處理的規模、處理程序的類型、進水水量和水質的變化、各處理單元運轉條件及其穩定性、自動控制系統策略等，每個因素對耗能都會有影響，而且是相互影響。只有將廢(污)水處理視為一個系統來考量，在符合放流水標準下，以整廠節能為目標。

一座廢(污)水處理廠，節能的範圍包含進流抽水機、鼓風機、曝氣設備、管線、藥劑添加、消毒、機械潤滑、污泥處理、照明、通風空調等，每一單元耗能的程度不盡相同，依美國紐約州能源研究與發展局資料顯示^[7]，一座二級廢(污)水處理廠包含一級處理、二級處理、污泥處理等各主要處理單元其耗能分佈如圖 1 所示。從圖中可以看出二級處理單元是整個廢(污)水處理廠的最大耗能單元，佔全廠的 48.4%(不包括空調)，污水抽送耗能約佔全廠的 18.2%左右。所以廢(污)水處理廠的污水抽送和二級處理單元節能是改善重點。

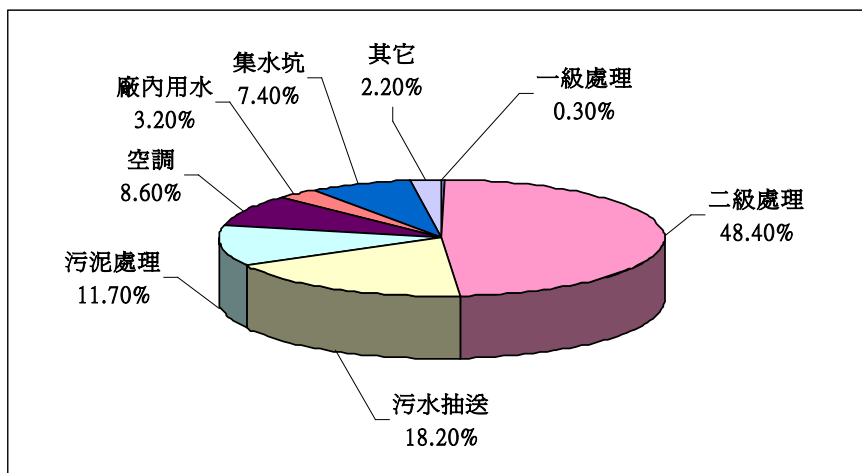


圖 1 廢(污)水廠電能消耗分佈圖

依據資料顯示^[6]，在美國，約 85% 以上的廢(污)水處理廠使用二級以上的處理程序來處理廢(污)水，在一般二級處理中，用電消耗主要在生物處理單元，即活性污泥法的曝氣單元或滴濾池的原水輸送和出水迴流；第二項主要用電消耗為進抽水機單元，用於輸送污水、污泥，第三項主要用電消耗為污泥處理，主要用到的設備有脫水設備，攪拌機。將廢(污)水處理廠耗能狀況分析作圖，如圖 2 所示，可

50 廢(污)水處理廠節能規劃與改善-以工研院中興院區為例

以看出活性污泥(鼓風機曝氣)在整廠的耗電可達 57%，進抽水泵、迴流泵等各種泵的耗電佔 22.6%。可見，鼓風機和泵是整個污水處理廠節能的關鍵點。

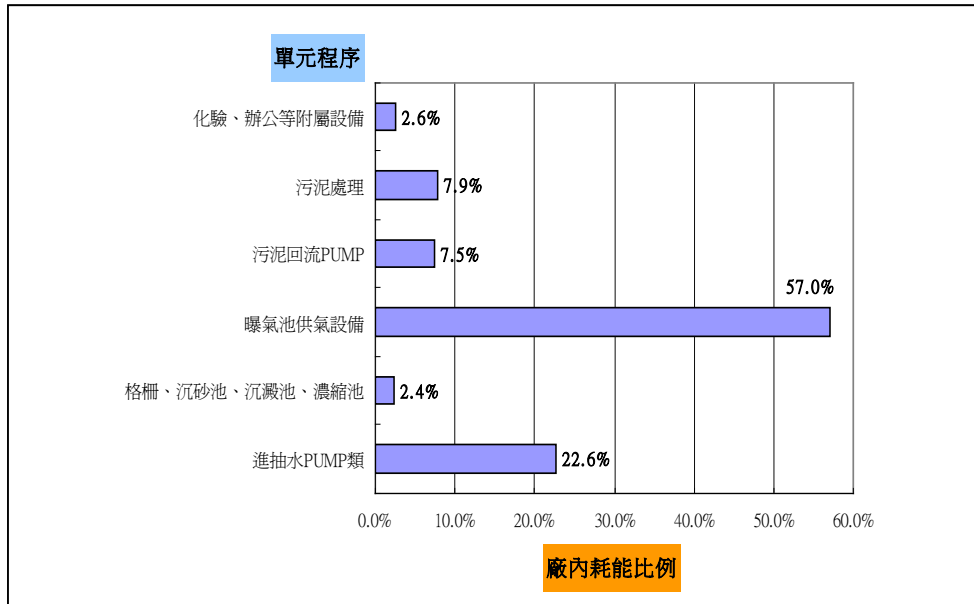


圖 2 廢(污)水處理廠程序電能耗用狀況分析圖

廢(污)水處理廠運轉能耗指標，一般以 kWh/m^3 (單位水處理量所耗用的電能) 或 kWh/kgBOD_5 、 kWh/kgCOD (每去除單位重量的污染物 COD 或 BOD_5 所消耗的電能) 為單位，若以 kWh/m^3 為污水處理耗電量單位，依據資料顯示^[6]，1999 年日本全國污水廠平均約 0.26kWh/m^3 ，美國約 0.2kWh/m^3 ，2000 年德國污水處理廠平均用電損耗為 0.32kWh/m^3 ，而本廠 2007 年廢污水處理耗電量為 2.01kWh/m^3 ，可見進行節能已到刻不容緩的地步。

三、廢(污)水處理廠節能規劃及改善

依國內、外廢(污)水處理廠節能經驗，從廢(污)水處理廠處理流程分析，對全廠運轉成本影響最大的單元為鼓風機單元和泵(或抽水機)單元，只有對重點單元進行操作維護及改善，才能真正實現廢(污)水處理廠的節能。下面將對這兩個單元提出本廠的作法。

3.1 曝氣系統的節能

鼓風機曝氣系統耗電一般佔全廠用電的 40%~50%，是全廠節能關鍵。最根本的節能措施就是減小風量^[9]。

1. 廢(污)水處理廠鼓風機連通，以達節能措施

本廠曝氣系統分別由兩套鼓風機單元供應，主要規格、用途如下表 1 所示。本廠因實際操作處理之水質、水量，遠小於設計處理之水質、水量，所以將公用鼓風機暫停使用，以增設 5”連通管(含法蘭、閘閥)，將曝氣池鼓風機併接共用，其設計理念如圖 3 所示。連通管完工後，進行試車，調配風量比例。

表 1 鼓風機主要規格及用途表

名稱	主要規格	用途
公用鼓風機	富資 TSD-100 型， 魯式鼓風機 6m ³ /min， 4,500mmAg，15HP，2 台	用於供應 pH 調整池、回收水池、污泥濃縮池
曝氣池鼓風機	富資 TSD-125 型， 魯式鼓風機 11.1m ³ /min， 6500mmAg，30HP，4 台	用於供應污水中所需的空氣

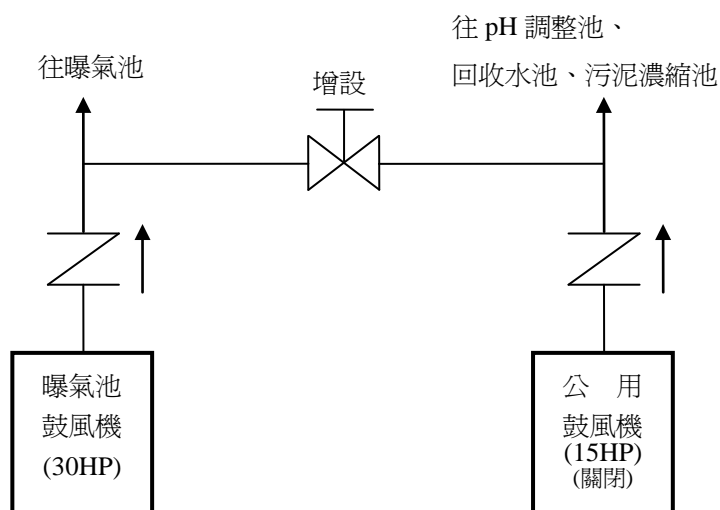


圖 3 增設鼓風機連通管設計圖

2.曝氣池鼓風機增設變頻器組^[5]

廢(污)水處理廠的鼓風機幾乎是全天候運轉。傳統鼓風機的風量是靠風門(閘閥)調節，對鼓風機的馬達不做速度調節，此種方式節能有限。在不同的水質、水量及處理階段所需的風量不一樣，但鼓風機消耗的電力基本不變，造成很大的電力浪費。

由圖 4 得知，曲線 1 和 2 表示調速時的壓力-流量曲線；曲線 3 和 4 表示閘閥調節時管路阻力特性曲線；曲線 5 表示恆速時功率-流量曲線；設 A 點為風機最大操作點。當風量需從 Q_1 減少到 Q_2 時，如果採用閘閥調節法，操作點由 A 到 B，風壓增加到 H_2 ，由圖中可看出軸功率 P_2 下降，但減少的不太多。如果採用變頻調節方式，風機操作點由 A 到 C，可見在滿足同樣風量 Q_2 情況下，風壓 H_3 將大幅度下降，功率 P_3 隨著顯著減少。節省的功率損耗 $\Delta P = \Delta H Q_2$ ，與圖中面積 BH_2H_3C 成正比。由以上分析可知，變頻調節是一種高效的調節方式。

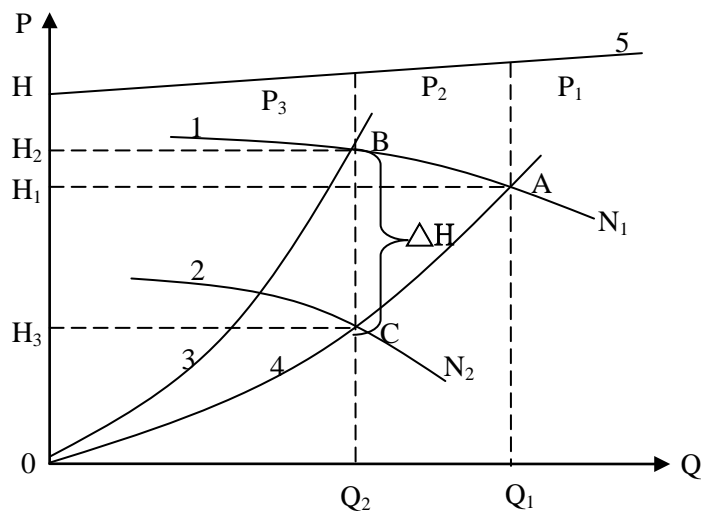


圖 4 變頻調節時鼓風機的性能曲線

變頻器增設方案：

- a. 鼓風機參數，參閱表 1。
- b. 根據原設備現況，考慮可靠性及配置的靈活性，採用一對一方案，即每台鼓風機加裝一套變頻器。變頻控制櫃內含變頻器、切換接觸器、指示表、指示燈及

按鈕開關等。系統圖如下：

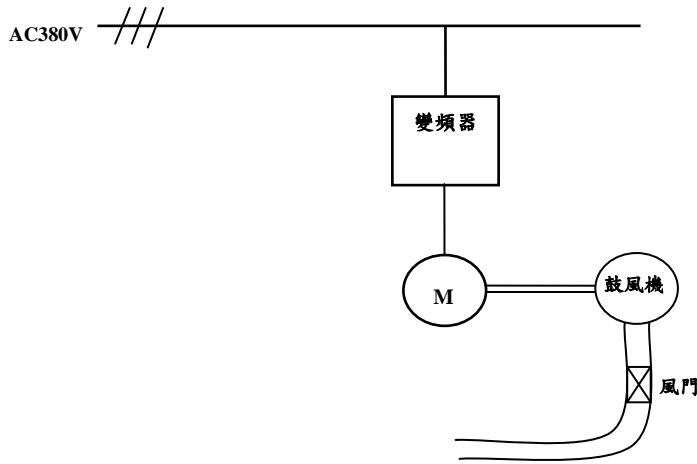


圖 5 鼓風機增設變頻器系統圖

3.2 抽水機的節能

本廠有使用抽水機的處理單元為進流抽水井、調整池、中間水池，其規格、用途如表 2 所示。

表 2 抽水機規格及用途

處理單元	泵規格	用途
進流抽水井	TOS-150 B411 型，無阻塞型 沉水式 2.0CMM，15HP，3 部	將污水抽送至後續處理單位
調整池	TOS-100 B45.5 型，無阻塞型 沉水式 1.4CMM，7.5HP，3 部	將均勻化之污水，抽送至活性污泥池進行生物處理
中間水池	成功 GAHE4012 型，地面渦卷式 1.3CMM，10HP，3 部	將處理後之污水，抽送至放流池

1.進流抽水機

進流抽水機之抽水機的耗電一般佔廢(污)水廠全廠耗電的 10~20%，是廢(污)水廠節能的重點單元^[9]。

本廠對進流抽水機抽水機節能對策如下：

- a.減少進水波動，減低進流抽水機啓停頻繁。

54 廢(污)水處理廠節能規劃與改善-以工研院中興院區為例

院區內設有員工宿舍、餐廳及實驗室產出之廢(污)水，水量受到晨昏、上下班因素變動，設置水量緩衝池(2,500 噸均勻池)均衡進流水量，以降低抽水泵耗能，對穩定處理效率亦有幫助。

b.進流抽水井抽水泵最小啓動時間(Tmin)^[10]

$$T_{\min} = \frac{V}{g}$$

其中，

Tmin：啓動至停止一次所需之時間(min)，視抽水泵(大小而異)，約在 5~30 分鐘。

V：濕井的體積(m³)

g：抽水泵的抽水量(m³/min)

本廠設定進流抽水井抽水泵最小啓動時間 Tmin 爲 12min(當進流抽水井抽水泵啓動液位 3.0m，停止液位 1.5m)。

2.調整池及中間水池抽水泵

視水量及透過圖控，調整調整池及中間水池濕井工作液位，是本廠改善調整池及中間水池節能手段。減少抽水機啓動頻率對管路設備的衝擊和損害會相對減輕，也間接提高設備使用壽命。

a.調整池單元

本單元之圖控如下，圖 6 所示。其控制機制係利用調整池液位控制器偵測池內液位高度，據以啓動/停止調整池抽水泵，將污水定量輸送至後續生物處理系統。

- 當調整池內之液位高度達到高液位設定高度 3.5m 以上時，由圖控系統自動啓動調整池內抽水泵(A、B→B、C→A、C 順序運轉)；
- 當調整池內之液位高度降至低液位設定值 2.2m 以下後，由圖控系統自動停止調整池抽水泵之運轉。

b.中間水池單元

本單元之圖控如圖 7 示。其控制機制係利用中間水池液位控制器偵測中間水池內液位高度，再據以啓動/停止中間抽水泵，將污水送至後續處理單元：

- 當中間水池內液位高度達到高液位設定值 3.0m 以上時，由圖控系統自動啓動中間抽水泵(以 A→B→C 順序運轉)；
- 當中間水池內液位高度降至低液位設定值 1.5m 以下後，由圖控系統自動停止中間抽水泵之運轉。

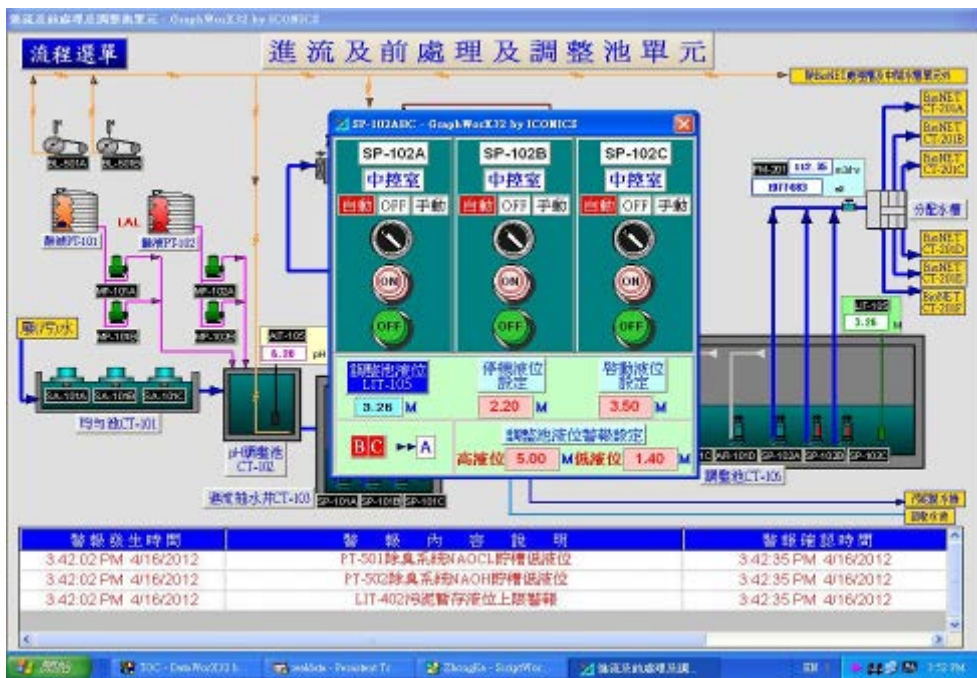


圖 6 調整池單元控制流程圖

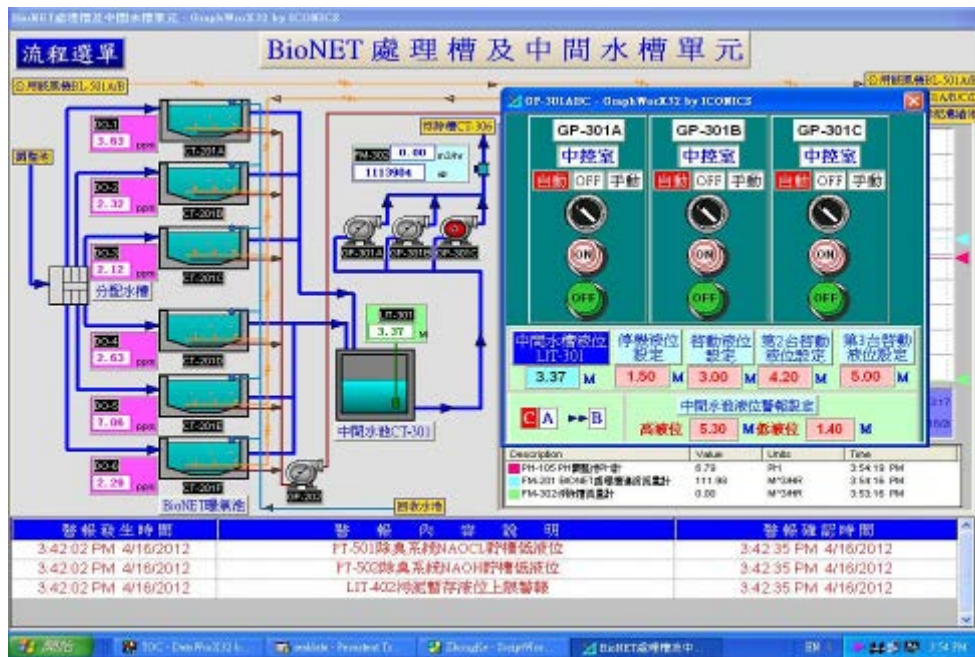


圖 7 水池單元控制流程圖

四、設備定期保養維護

機械設備如缺乏良好的維護與管理，不僅難以達到設備原有的性能，而且還會造成耗能的增加。

4.1 設備保養與維護

- 1.廠區之機械設備，依照年度「設備保養維護及工作時程表」所排定期程，每半年進行機械潤滑、更換油料及調整。
- 2.各項偵測電極，如 DO 電極、pH 電極、導電度電極等，需定期進行電極清洗與校正作業，依年度「設備保養維護及工作時程表」所訂定之頻率，DO 電極為每週清洗 1 次，每半年進行校正 1 次；pH 電極、導電度電極為每半年進行清洗及校正 1 次。
- 3.日常巡檢工作時即進行機械設備檢查，並記錄於每日操作記錄簿上，一但發現異常之情形，即進行停機維修。

4.2 標準維護作業程序建置

- 1.日常巡檢與設備定期保養維護，可減少設備之損壞，並降低維護費用。
- 2.設置「廢污水處理場設備規範總覽」內含設備名稱、規格、型號、廠商之聯絡電話及特殊規格之保養油品、材料之型號電子檔，不僅確保維護操作之可靠性，並降低新進同仁對熟悉處理廠入門之障礙。
- 3.備品庫存管理，所有設備及備品，皆以資訊電子化方式，建立設備備品清單，便於管理。

五、節能改善成果

本廠於 2006 年 10 月正式取得環保局核發排放許可證啓用，2007 年整廠總用電量為 55.4 萬度，於 2008 年開始投入節能規劃改善，2008 年 11 月完成鼓風機增設變頻器組(含 UPS 不斷電系統)，改善費用約 30.99 萬元，2009 年 4 月完成鼓風機管線串接工程，改善費用約 6.5 萬元，總費用合計約 37.49 萬元。2007 至 2011 年本廠處理每立方米污水電力耗用量如圖 8。

改善前，本廠在 2008 年整廠總用電量為 37.3 萬度，處理後放流量為 24.7

萬 m³，每單位耗能為 1.511 度電/m³，改善後 2009 年整廠總用電量改降至 34.1 萬度，節能 9.2%，處理後放流量為 29.8 萬 m³，每單位耗能為 1.143 度電/m³，2010 年整廠用電 30.9 萬度，又比 2009 年節電 3.2 萬度，每單位耗能減少至 0.915，從 2008 至 2011 年整廠節電 29.4 萬度，以目前每度電 2.6 元；換算節省電費約 76.4 萬元，減少約 18 萬kg CO₂ 排放量（依 99 年我國電力排放係數 0.612 kgCO₂e/度電計算）。

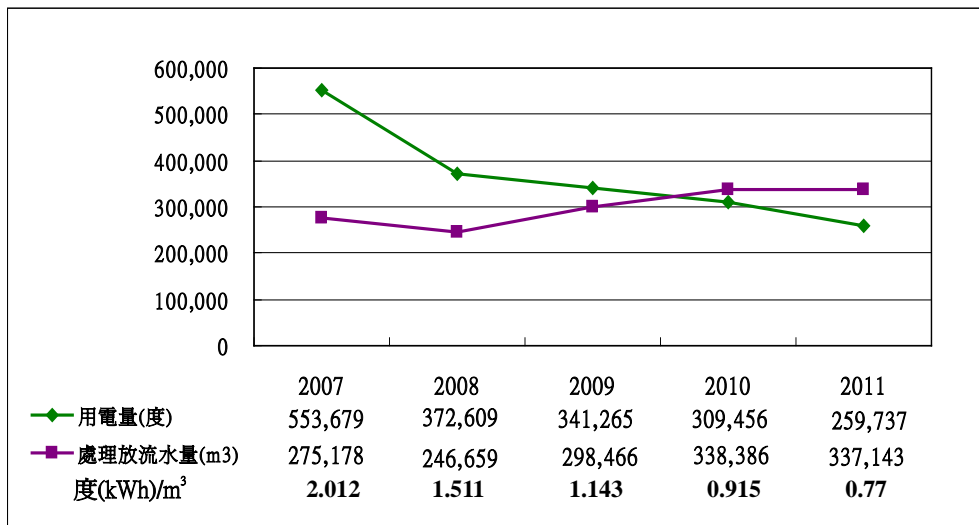


圖 8 2007 至 2011 年處理每噸污水電力耗用情形

1. 本廠節能之績效，耗電量從 2007 年的 55.4 萬度降至 2011 年的 26 萬度，但從處理每立方米污水電力耗用量來看 2011 年為 0.77，比起美、日等國的污水處理廠節能成效 0.2~0.3，可見還有很大的改善空間。
2. 鼓風曝氣系統之供氣調節，本廠利用變頻器來調整鼓風機轉速，以達節能節電效果，但本廠鼓風機通過總管向每個曝氣槽供氧(本廠有 5 個曝氣槽)，以手動閘閥調整每槽的氣量，如何合理的調節不同閘門，即可以滿足不同曝氣槽的曝氣流量需要？同時又使得調節造成的壓力損失最小，鼓風機能耗最低，是未來必須解決的。
3. 調整池及中間池抽水泵工作效率待提升，本廠調整池及中間水池均使用沉水式泵浦，揚程都在 6~7m 之間，從泵的有效功率 $NU=YQH$ 可以看出當 Y、Q 一定時，NU 與 H 成正比，所以降低泵揚程，可以讓節能效果更顯著。

58 廢(污)水處理廠節能規劃與改善-以工研院中興院區為例

4. 應用節能新技術、新設備，如太陽能發電、DO 自動控制、廢水發電(在排水口設置發電設施，利用處理後的廢(污)水發電)。

參考文獻

- 1.林榮忱、李金河、林文，污水處理廠泵站與曝氣系統的節能途徑，P.1，2007。
- 2.中國節能線上，污水處理廠運行的節能降耗技術進展，2011。
- 3.趙冬泉、佟慶遠、杜鵬飛、李甯、陳吉甯，我國污水處理廠節能途徑與控制技術分析，P.2。
- 4.張泳，節能控制技術在污水處理廠改造工程中的應用，2011。
- 5.ALPHA 變頻器，ALPHA 變頻器在南寧污水處理廠變頻改造應用方案，P.2~5。
- 6.張志峰、孟少卿，污水處理節能降耗問答，2010。
- 7.侯萬善，污水處理廠節能實務與案例介紹，財團法人台灣綜合研究院，2010。
- 8.內政部營建署，99 年台閩地區營建統計年報，P.4~5，2010。
- 9.內政部營建署，污水處理廠操作維護節能手冊，P.17~19，2011。
- 10.內政部營建署，污水處理廠節能規劃設計手冊，P.29，2011。

土壤污染

利用風險地圖探討都市農地管理策略

陳怡君*、蔡鴻德**、王根樹***、馬鴻文****

摘要

台灣農地污染問題，因灌溉渠道長年累積人為污染之外，其天然地質條件導致部分土壤含有高濃度重金屬，因此人為與自然條件下已無法釐清污染清除責任。本文標的場址若以食用作物管制標準與污染土壤管制標準作為後續農地管理策略，補償經費為 45,000 元/每公頃/每期作計算，每年須支付約新台幣 5,748 萬元補償經費，並且無經費進行整治移除污染物，造成農地無法活絡等問題。場址管制策略應整體思考風險管理與土地再生並存，不應以最大暴露劑量作為整治目標，進而場址因整治成本增加而無法活絡，本文針對農地污染場址，發展族群專一性暴露風險地圖研究方法，搭配問卷蒐集不同族群暴露參數，依照風險地圖影響族群比例，提出農地污染場址整體風險地圖，透過族群風險地圖區域空間差異及不同風險等級之土地利用方式，提出階段性土地用途改變及阻絕生活暴露型態風險管理方案，規劃高、中、低風險區域進行風險管理策略，解決農地污染因土地價值、整治技術、食物鏈風險等因素導致土地利用無法活化問題。

【關鍵字】風險地圖、土地再利用、都市農地

*工業技術研究院 綠能與環境研究所 研究員

**土壤及地下水污染整治基金管理會 執行秘書

***國立台灣大學公共衛生學系 教授

****國立台灣大學環境工程研究所 教授

一、前言

重金屬砷的毒性而言，當中 As(III)的毒性遠高於 As(V)，國際癌症研究署 (IARC)已把砷及其化合物列為 Group 1(對人體有致癌危害)，即有足夠證據證明為人體致癌物質，WHO 相關環境數據亦發現中國與台灣背景濃度較高，應須關注其三價砷造成健康風險影響(WHO, 2001)。台灣土壤與地下水含有高濃度重金屬砷，(Liang 等人, 2009)風險評析結合地理資訊系統，發現地下水中含重金屬砷產生烏腳病疾病具有顯著相關。透過水產食物鏈傳遞繪製高風險潛勢地圖，研究結果顯示鄰近高濃度重金屬砷地下水之水產漁業為高風險區域，建議調整高風險區域水產養殖管理策略。重金屬砷不僅於地下水具有健康風險危害，其造成食物鏈風險隨之受到國際間重視，經由台灣政府歷年稻米作物檢測分析數據顯示，糙米濃度平均約為 0.159 mg/kg，與中國大陸食品標準局提出稻米重金屬砷管制標準為 0.15 mg/kg(Chinese Food Standards Agency, 2005)比較略高。Zhu et. al., 2008 利用中國大陸不同省份之稻米作研究分析，稻米中無機砷含總砷的 80%，As(III)則佔無機砷的 72%。導致累積三價砷稻米造成食品安全危害。然而，稻米為亞洲人主要食材，根據不同國情又有不同的料理方式，Rahman et al.(2006)認為於評估因食用稻米而導致砷的暴露劑量時，不宜直接以檢測數據作評估，而應經過一系列料理方法(如水洗及蒸煮)後，再以處理後之砷濃度予以評估暴露劑量。英國食物標準管理局相關報告指出，有效之水洗可去除稻米中 9%的無機砷；若再以水米比 6:1 作蒸煮，則平均無機砷含量可降低至未處理前的 45%(Raab, et al,2009)。蘇等人，2009 年研究顯示當土壤全量砷濃度達 200 mg/kg 以上時，筊白筍食用部位砷濃度高達 4.81 mg/kg，在食品安全上具有潛在風險。由此可知，農地作物導致健康風險基於污染物吸收特性、食物產銷傳遞及居民生活習慣等因素，影響食用作物造成居民健康風險主要因子。

污染場址是否明顯影響環境與居民健康風險，應需要有一套完整量化篩選機制，以釐清污染土地所造成鄰近居民風險危害(Tedd et al., 2001)，污染場址健康風險評估方法，常以透過量化危害風險因子評析(quantitative risk assessment, QRA)，

或場址風險機率圖(frequency of occurrence-number of fatalities curve)呈現污染場址風險特徵。污染場址健康風險評估，基於污染物分佈、土地利用特性、及居民暴露程度不同，使得居民健康風險不同而影響後續土地整治策略，管理者可依不同條件下選擇層次風險評估方法，從假設有可能發生的最嚴重情況(worse case scenario)條件下第一層次(Tier 1)原則至彈性第三層次(Tier 3)不確定性風險評估(ASTM, 2000)。因此管理者依照保護族群之健康風險標準，作為污染場址後續整治規劃與目標(USEPA, 2001)。然而，台灣政府單位大都採以最保守性決策方法，決策目標為可接受致癌風險(10^{-6})以及非致癌危害商數(1)考量，導致污染場址整治與管理決策瓶頸，尤其針對大範圍污染場址以及天然條件所導致農地污染場址，其涉及土地利用類型與受體暴露途徑複雜，造成提出農地場址風險管理決策困難。

對於污染場址風險評估方法而言，污染源擴散係因水文、地質、風險評估敏感度因子如污染物濃度分布與各影響範圍居民暴露參數差異，導致分析風險機率分布不確定性影響整治成本增減(Chen, 2007)。由此可知，污染土地再開發成本效益與污染風險影響區域範圍息息相關。對於土地管理、健康風險、環境品質等議題，地理資訊系統(GIS)是解決區域空間變異性問題良好工具。傳統結合 GIS 與健康風險概念研究，以探討大區域空氣污染物傳輸造成不同族群居民健康風險影響(Morra, 2006;2009)。甚至利用 GIS 應用於地下水含氫有機污染物，探討空間變異與污染物時序性衰減相關性研究，模擬降解副產物污染物擴散範圍(Thomas, 2008)。然而，過去風險地圖方法多著重污染物濃度擴散導致居民暴露風險影響，並未特別探討不同族群或受體暴露習性差異。

有鑑於此，本文提出針對農地污染場址，發展族群專一性風險地圖研究方法。搭配風險暴露問卷蒐集不同族群暴露參數，建構族群差異風險地圖分布。研究結果可以呈現受體空間屬性與族群暴露參數差異，導致風險地圖分布累積機率值，以作為後續管理決策參考依據。近幾年，利用地理統計區域空間自相關指標方法 LISA(local indicators of spatial association)，探討環境重金屬污染與疾病致癌發生率相關性(Su, 2010)。此外結合貝式最大熵數法(bayesian maximum entropy method)癌症地圖，釐清高疾病發生族群與大尺度區域環境重金屬污染有相關(Yu, 2010)。癌症地圖僅能說明該區域居民因環境污染具有高致癌發生機率，卻無法連結受體暴露

62 利用風險地圖探討都市農地管理策略

習慣與污染特徵相關性。因此結合風險問卷與健康風險地圖研究方法，可解決癌症地圖無法釐清受體與污染場址不同接觸暴露情境之關係等問題，更可以直接印證族群致癌發生機率與污染相關性。

二、研究方法

2.1 風險地圖建構

本系統突破以往風險評估單點計算模式，把風險特徵描述之結果以風險地圖之形式顯示，並將風險評估四大步驟結合於地理資訊系統應用當中，建構污染場址風險地圖模式(arc gis for risk assessment management, 簡稱 Arc-RAM)，執行流程如圖 1 所示。主要係以小尺度之污染場址專一性風險地圖作為評估基礎，ArcRAM 對應風險評估步驟之具有空間屬性資料庫，包含場址基本資料(土地利用、村里面積、人口屬性)、污染特徵(監測資料)、環境傳輸(水文地質資料)、受體暴露(一般族群與特殊族群)...等，專一性參數調查，包含環境介質污染調查、污染物之食物鏈吸收與累積參數調查、受體暴露生活型態調查等，建構污染場址風險地圖資料庫。

2.2 場址基本資料蒐集

透過蒐集土地利用狀況分區圖與村里圖繪製受體屬性與土地利用連結圖，界定場址受體風險影響範圍，以釐清主要評析範圍邊界。依據環保署提供污染場址健康風險評析原則，以污染場址範圍半徑 1 公里，評估土地利用類別(如住宅區、商業區、工業區、遊憩區)與受體(如一般族群與特殊族群)相關性，解析受體暴露風險情境假設，以進行後續受體生活型態問卷參數擬定。本文場址為自然條件造成農地重金屬砷污染場址，污染範圍共計 6.387 平方公里，風險影響範圍甚大涵蓋鄰里包括 7 個村里，屬於台灣人口密度較高已開發都市區域，其土地價值具有地理區域之發展價值。

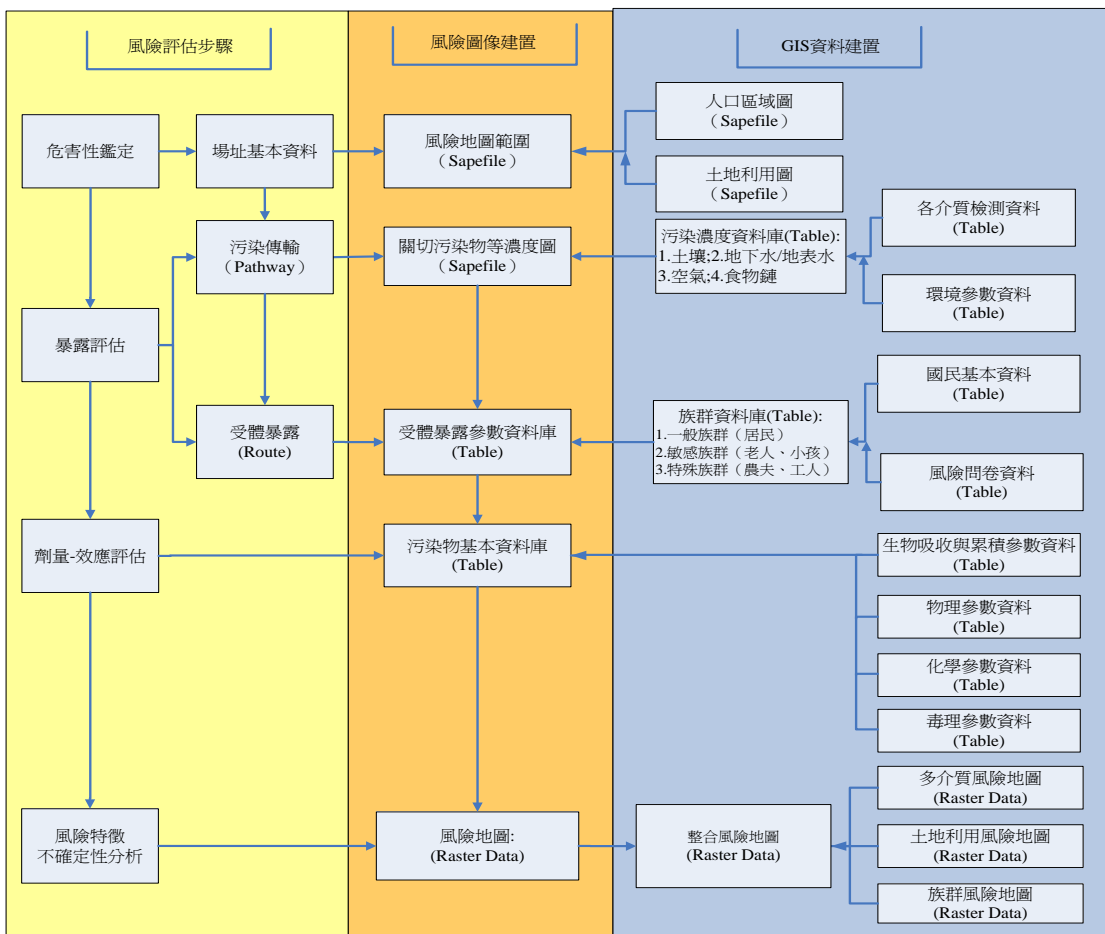


圖 1 污染場址風險地圖執行流程

2.3 污染特徵基本資料

歷年檢測與學術調查發現，本區表土與裡土含有高濃度重金屬砷，其中表土 (0~15cm) 之濃度為 4.75~458mg/kg；裡土 (15~30cm) 之濃度為 4.71~513mg/kg，皆超過土壤污染管制標準 60 mg/kg(TWEPA, 2004~2006)。本文使用近 5 年內之檢測資料，彙整砷的物化、毒性、皮膚滲透係數，農地污染場址因土地利用特殊性影響污染物食物鏈傳遞，生物可利用性(bioavailability)與生物蓄積性(bioaccumulation)等參數可確認植物體中吸收污染物型態與濃度，研究顯示該區域種植稻米與蔬菜具有吸收重金屬砷能力，本文彙整該區域種植作物重金屬砷含量，推估不同作物 BCF 專一性參數值。以 Natural Neighbor 地理統計方法，利用 10m*10m 土壤介質污染

64 利用風險地圖探討都市農地管理策略

特徵資料格點圖，建置 AOC 範圍內農地種植食用作物類型與地理資料庫，以推估食用作物重金屬砷含量參考依據。此外依據環保署 2010 年進行場址土壤重金屬砷價數分析，釐清本文場址土壤屬於無機三價砷佔比約 16.6%(TWEPA, 2010)。

2.4 受體暴露情境訪查

透過居民風險問卷訪查可以瞭解居民暴露於關切污染物之途徑、接觸頻率、接觸時間及食物攝入量...等訊息，本文依據影響範圍上下游之人口密度、人口屬性(年齡比例、性別比例)及不同族群人口特徵比例(一般族群與特殊族群)，決定各村里進行抽樣訪視之調查問卷數，並調整敏感族群(如老人及孩童)或高風險族群(特殊工作者如農夫或污染區下游居民)之調查訪視人數，風險問卷採樣流程如圖 2 所示。依據生活型態問卷反映不同族群與場址污染物暴露特徵關係，透過建置於 ArcRAM 不同族群受體暴露參數資料庫，重新校正污染場址鄰近不同族群暴露風險途徑，以提供受體專一性暴露參數資料，包含受體基本資料(性別、體重、年齡、居住年限、及受訪者與調查地點之關係)；接觸途徑與接觸史(環境介質接觸途徑與型態、接觸時間與頻率)；飲食習慣，如食用污染土地上所種植或養殖的農牧產品比例、食材之食用量與食用頻率...等(圖 3)。

本文規劃場址不同族群取樣分配數，依據人口屬性比例成人與孩童分別為 87.6%：12.4% 進行問卷分配，規劃一般族群(成人、孩童)與特殊族群(農夫)問卷數比例為 78%：17%：5%，以維持族群保護比例原則，問卷份數共計 307 份問卷佔影響人口數約 0.8%。根據問卷結果，提出場址居民暴露途徑包括：1. 污染物經受體「使用地表水導致皮膚接觸」進入人體；2. 污染物經受體「誤食土壤」進入人體；3. 污染物經受體「接觸土壤」進入人體；4. 污染物經「食物鏈」進入人體；5. 污染物經受體「吸入懸浮微粒」由人體所吸收。

各暴露公式如下所述：

- [途徑一]：使用地表水皮膚接觸

$$Intake_{dermal-water} = \frac{DA_{event} \times Ev_{freq} \times SA}{BW}; DA_{event} = K_p \times C_{water} \times F \times t_{event} \times CF$$

[途徑二]：誤食土壤

$$Intake_{oral-soil} = \frac{C_{soil} \times F \times IR_{oral-soil} \times FI}{BW} \times CF ; FI = \frac{EV_{freq} \times t_{event}}{8}$$

● [途徑三]：土壤皮膚接觸

$$Intake_{dermal-soil} = \frac{DA_{event} \times Ev_{freq} \times SA \times f_{sa}}{BW}$$

$$DA_{event} = C_{soil} \times F \times AF \times ABS_d \times CF$$

● [途徑四]：食物鏈傳遞

$$Intake_{food} = \frac{\sum i [Conc_i \times F \times (RC_{cooked-washing}) \times CR_i \times Frac_i]}{BW}$$

● [途徑五]：吸入懸浮微粒

$$Intake_{inh-soil} = \frac{C_{air} \times IR_{inhal}}{BW}$$

$$Risk = \frac{ED}{AT} \times \frac{EF}{365} \times SF \times \sum i ADD_i ;$$

$$\sum i ADD_i = Intake_{oral-soil} + Intake_{inh-soil} + Intake_{food} + Intake_{dermal-soil} + Intake_{dermal-surfacewater}$$

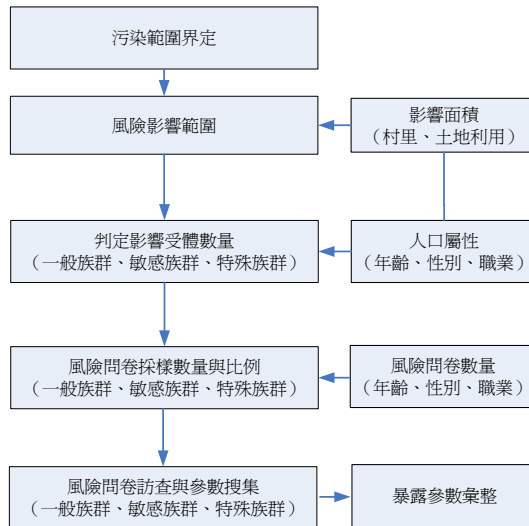


圖 2 風險問卷訪查規劃流程圖

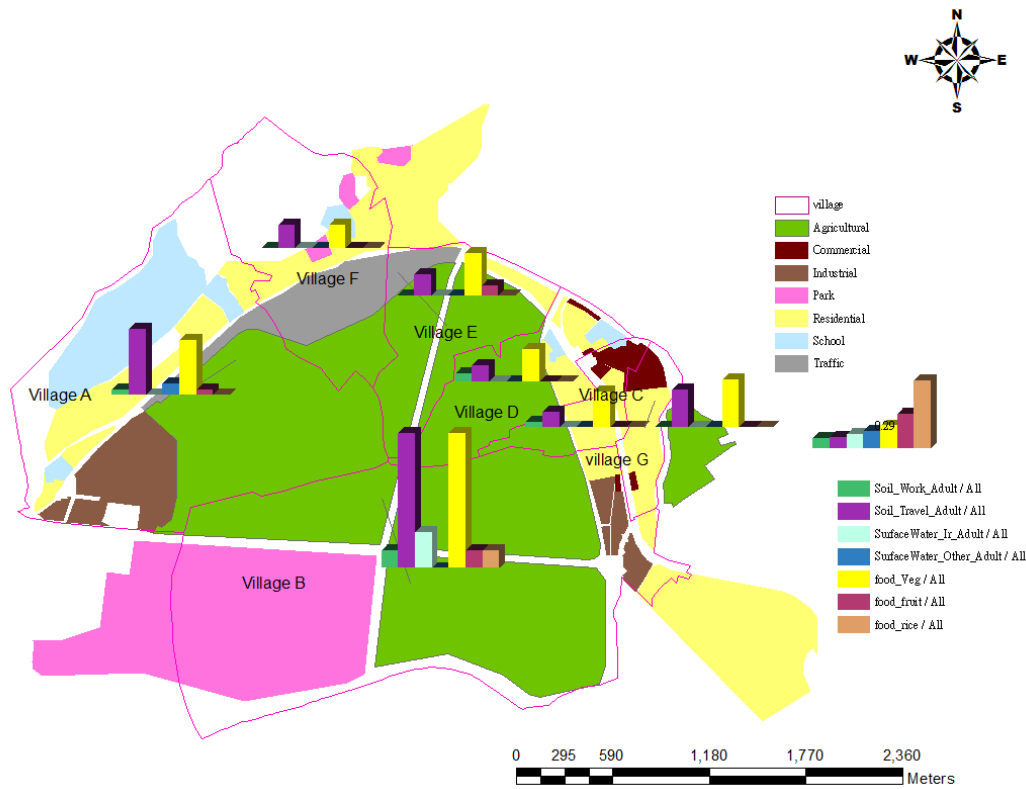


圖 3 各村里族群與環境介質接觸暴露統計圖

三、結果與討論

本文透過「介質濃度資料庫」、「環境參數資料庫」、「風險問卷資料庫」等專一性參數數據呈現污染場址風險分布範圍，其概念與傳統污染場址進行第三層次不確定性分析風險機率分布相同，但風險地圖可呈現空間分布概念呈現，已解決不確定性分析無法提供管理者明確區域風險空間分布問題，如表 1 所示，風險地圖與蒙地卡羅不確定性分析累積風險分布約差一個數量級。並進一步分析本案例場址各村里各暴露途徑風險共獻百分比(表 2)本污染場址因高風險主要原因為大面積農業用地造成食物鏈風險，食物鏈於任何受體均是致癌風險的最大貢獻源，其中致癌風險值之貢獻超過 90%，造成食物鏈貢獻量最大的原因，係因風險暴露途徑中食物自

污染範圍比例以及國民食用稻米飲食習慣所引起，透過食物鏈傳遞已造成長期造成健康上危害。依據各受體暴露途徑敏感度分析結果顯示(表 3)，土壤中砷污染物濃度變化是三種受體最主要敏感參數之一，其次則為體重與蔬菜自污染範圍之比例，此外攝食污染範圍內食物比率也是需要考量因子之一，因此本案例受體暴露情況，係以食物鏈為最關切風險貢獻值為主。以高暴露風險農夫族群而言，農夫風險分布範圍較窄，主要原因為農夫為特殊接觸風險族群，基於農夫問卷結果顯示暴露情形與生活習慣相近，而且因農夫族群占整體人口比例低(5%)，本文並未區分空間尺度農夫暴露參數差異，僅由農夫問卷結果作為一致化之暴露參數與污染連結關係，並未區分不同村里農夫暴露參數高低，導致農夫風險等級範圍不因暴露參數影響而呈現較窄分布差異較小。

表 1 風險地圖與不確定性累積機率風險百分位

分析方法	族群	2.50%	20%	50%	90%	97.50%	mean	sd
Monte Carlo	整體	1.39×10^{-5}	4.87×10^{-5}	1.04×10^{-4}	2.70×10^{-4}	3.99×10^{-4}	1.31×10^{-4}	1.04×10^{-4}
Riskmap	整體	2.22×10^{-6}	2.85×10^{-6}	1.09×10^{-5}	6.44×10^{-5}	1.00×10^{-4}	2.30×10^{-5}	2.70×10^{-5}
	成人	3.60×10^{-7}	1.94×10^{-6}	6.44×10^{-6}	3.90×10^{-5}	1.01×10^{-4}	1.72×10^{-5}	4.27×10^{-5}
	孩童	1.56×10^{-10}	2.29×10^{-9}	1.72×10^{-9}	1.52×10^{-6}	5.58×10^{-6}	5.70×10^{-7}	1.80×10^{-6}
	農夫	1.83×10^{-5}	2.70×10^{-5}	1.09×10^{-4}	5.82×10^{-4}	9.13×10^{-4}	2.14×10^{-4}	2.48×10^{-4}

從不同族群風險地圖結果得知，可知除兒童族群暴露風險較小外，成人與特殊族群農夫已部分區域暴露風險超過一般可接受標準。由圖 3 顯示風險暴露途徑主要來自於「食物鏈攝入」與「皮膚接觸污染土壤」。一般居民與孩童接觸污染土壤途徑以遊玩居多(佔 17.7%)；特殊族群接觸污染土壤則以工作途徑居多(佔 100.0%)，因此若需降低受體暴露途徑主要來源，仍應將高濃度污染土壤阻隔與受體接觸。然而，考量不同族群風險地圖分布型態外，經由不同族群風險圖像與暴露族群人口數比例修正整體風險圖像，於 95% 信賴區間下，風險地圖分布範圍 2.22×10^{-6} 至 1.00×10^{-4} ，略高於成人風險地圖分布。目前污染場址整治目標，係以 95%UCL(upper confidence level)單一健康風險值標準，則需 584 公頃全面積進行污染場址整治，不僅造成農地禁止使用外，使得該區域土地因整治成本太高而無法使土地價值再活絡。

表 2 不同村里之各暴露族群風險途徑貢獻百分比

暴露途徑		皮膚接觸地表水	誤食土壤	皮膚接觸土壤	食物鏈攝入	吸入揚塵	總風險
Village A	成人	0.0%	0.2%	0.3%	99.4%	0.0%	100%
	孩童	-	1.8%	3.6%	94.5%	0.0%	100%
	農民	0.2%	5.9%	0.5%	93.4%	0.0%	100%
Village B	成人	0.0%	1.8%	2.1%	96.1%	0.0%	100%
	孩童	-	-	-	-	100.0%	100%
	農民	0.0%	4.2%	0.4%	95.4%	0.0%	100%
Village C	成人	-	3.0%	3.5%	93.6%	0.0%	100%
	孩童	-	3.5%	7.0%	89.5%	0.0%	100%
	農民	0.0%	4.2%	0.4%	95.8%	0.0%	100%
Village D	成人	-	1.0%	1.1%	98.0%	0.0%	100%
	孩童	-	-	-	100.0%	0.0%	100%
	農民	0.1%	3.9%	0.3%	95.8%	0.0%	100%
Village E	成人	-	0.2%	0.3%	99.5%	0.0%	100%
	孩童	-	-	-	-	100.0%	100%
	農民	0.0%	4.2%	0.4%	95.3%	0.0%	100%
Village F	成人	-	1.8%	2.2%	95.8%	0.0%	100%
	孩童	-	33.1%	66.9%	-	0.0%	100%
	農民	0.5%	4.1%	0.4%	95.1%	0.0%	100%
Village G	成人	-	1.2%	1.4%	97.3%	0.0%	100%
	孩童	-	0.8%	1.7%	98.1%	0.0%	100%
	農民	0.0%	4.2%	0.4%	95.2%	0.0%	100%

表 3 單一風險值(95%UCL)與敏感度因子彙整表

受體	暴露途徑	單一風險值(95%UCL)						不確定性風險	
		皮膚接觸 地表水	誤食土壤	皮膚接觸 土壤	食物鏈攝 入	吸入揚塵	總風險	整體(Certainty: 95%)	
全體	致癌風險	4.12*10 ⁻⁹	2.24*10 ⁻⁶	3.95*10 ⁻⁷	3.97*10 ⁻⁵	1.50*10 ⁻¹²	4.23*10 ⁻⁵	1.41*10 ⁻⁵ ~4.10*10 ⁻⁴	
	貢獻比	0.01%	5.28%	0.93%	93.77%	<0.009%	100.00%	敏感度因子 ■ 三價砷佔比：63.8% ■ 攝食污染範圍蔬菜比例：7.0% ■ 攝食污染範圍稻米比例：1.6% ■ 攝食污染範圍雞鴨比例：17.1%	
成人	致癌風險	1.23*10 ⁻⁹	8.47*10 ⁻⁷	3.11*10 ⁻⁷	3.76*10 ⁻⁶	1.50*10 ⁻¹²	4.92*10 ⁻⁶	3.22*10 ⁻⁶ ~1.56*10 ⁻⁴	
	貢獻比	0.03%	17.23%	6.32%	76.42%	<0.009%	100.00%	敏感度因子 ■ 三價砷佔比：49.7% ■ 攝食污染範圍蔬菜比例：24.3% ■ 攝食污染範圍稻米比例：11.7% ■ 攝食污染範圍雞鴨比例：-	
孩童	致癌風險	-	9.16*10 ⁻⁷	2.56*10 ⁻⁷	1.18*10 ⁻⁶	1.97*10 ⁻¹²	2.35*10 ⁻⁶	3.64*10 ⁻⁷ ~7.77*10 ⁻⁵	
	貢獻比	-	38.92%	10.90%	50.17%	<0.009%	100.00%	敏感度因子 ■ 三價砷佔比：28.2% ■ 攝食污染範圍蔬菜比例：50.3% ■ 攝食污染範圍稻米比例：- ■ 攝食污染範圍雞鴨比例：-	
農民	致癌風險	8.45*10 ⁻⁸	3.02*10 ⁻⁵	8.63*10 ⁻⁶	1.89*10 ⁻⁴	1.50*10 ⁻¹²	2.28*10 ⁻⁴	1.73*10 ⁻⁵ ~4.82*10 ⁻⁴	
	貢獻比	0.04%	13.27%	3.78%	82.91%	<0.009%	100.00%	敏感度因子 ■ 三價砷佔比：66.9% ■ 攝食污染範圍蔬菜比例：6.2% ■ 攝食污染範圍稻米比例：1.3% ■ 攝食污染範圍雞鴨比例：13.9%	

有鑑於此，本文另外依據整體風險地圖結合土地利用面積估算結果，提出不同風險等級影響面積之土地利用轉換策略，進而提供管理者與政府單位評估後續場址分區風險管理策略及整治經費估算。本文統計不同致癌風險等級所影響土地利用面積大小(圖 4)。進而提出風險地圖不同影響等級(第一等級： $R>1*10^{-5}$;第二等級： $1*10^{-5}<R<1*10^{-6}$;第三等級： $R<1*10^{-6}$)管理策略。此外，以各村里不同族群風險地圖結果，計算影響致癌人口數與超過可接受風險影響範圍彙整於表 4。本文統計不同致癌風險等級下，各村里(空間)所影響土地利用面積值。以土地利用角度，建議場址依據不同風險等級提出污染整治與風險管理策略。

第一風險等級($R>1*10^{-5}$)：整體風險影響範圍約計 1.13 平方公里，涵蓋 Village

70 利用風險地圖探討都市農地管理策略

B、Village C、Village D、Village G 部分區域。上述區域為重金屬砷污染濃度較高，且影響居民人口數亦是全區域較高者。導致受體因接觸污染土壤導致暴露風險較高。依據圖 4 可知土地利用佔比以農業用地>住宅用地>工商用地。影響村里面積為 Village B>Village C>Village G>Village D。本區域大多為農業用地與公園用地，因此建議後續場址管理以清除污染土壤為優先，或以利用土地變更其他用途阻隔受體接觸污染介質暴露途徑。管理策略可將農地之土地用途轉換，如開發低密度住宅區。尤其此風險等級影響居民人口數與人口密度亦較高，對於住宅需求率相對較其他區域為高。以影響面積最高之 Village B 而言，該村里土地用途多為農業用地，建議可優先改善 Village B 農業土地用途，透過土地用途改變增加既有農地價值。增加土地效益進而補貼農地無法耕種等基本生存問題，改善當地居民生活品質。

第二風險等級($1*10^{-5}<R<1*10^{-6}$)：本區域污染介質濃度較低但範圍廣泛，共計 4.732 平方公里。圖 4 顯示此風險等級土地利用影響面積以農業用地>其他用地>住宅用地。農業用地較高共計 3.492 平方公里，建議本區域仍以農地風險管理方案為主。影響村里區域面積以 Village B>Village A>Village E>Village D>Village G>Village C>Village F。由於此風險等級範圍，涉及大部分村里各族群受體風險，其中主要風險途徑以食物鏈途徑為主，禁止種植食用作物摒除最大暴露途徑為主要風險管理策略。此外本場址污染範圍廣闊，故以工程方法或生化處理之方法作整治，其成本未必符合經濟效益且造成農地無法再生。因此透過風險管理方式農戶改變種植形態。建議將農業土地變更為公園用地，種植非食用性作物與經濟價值較高者(如觀賞性植物)，特別是對無機砷吸附能力較高的非食用性植物，以對土壤中無機砷作物去除。本文場址原估計 4.814 平方公里農業用地超過忍受健康風險標準需進行整治，若以政府輔導農民轉作 45,000 元/每公頃/每期作補償經費。透過建行農地風險管理柔性措施，僅需 3.492 平方公里進行補貼，由此管理策略可降低補償經費每期作約 594 萬元經費。

第三風險等級($R<1*10^{-6}$)：本區域涵蓋影響範圍共計 0.518 平方公里，涵蓋村里為 Village A、Village B、Village E、Village F，主要影響土地用途為農業用地與其他交通用地，由於受體風險以低於一般可接受致癌風險值，建議本區域持續監測污染特徵無須進行污染物清除。

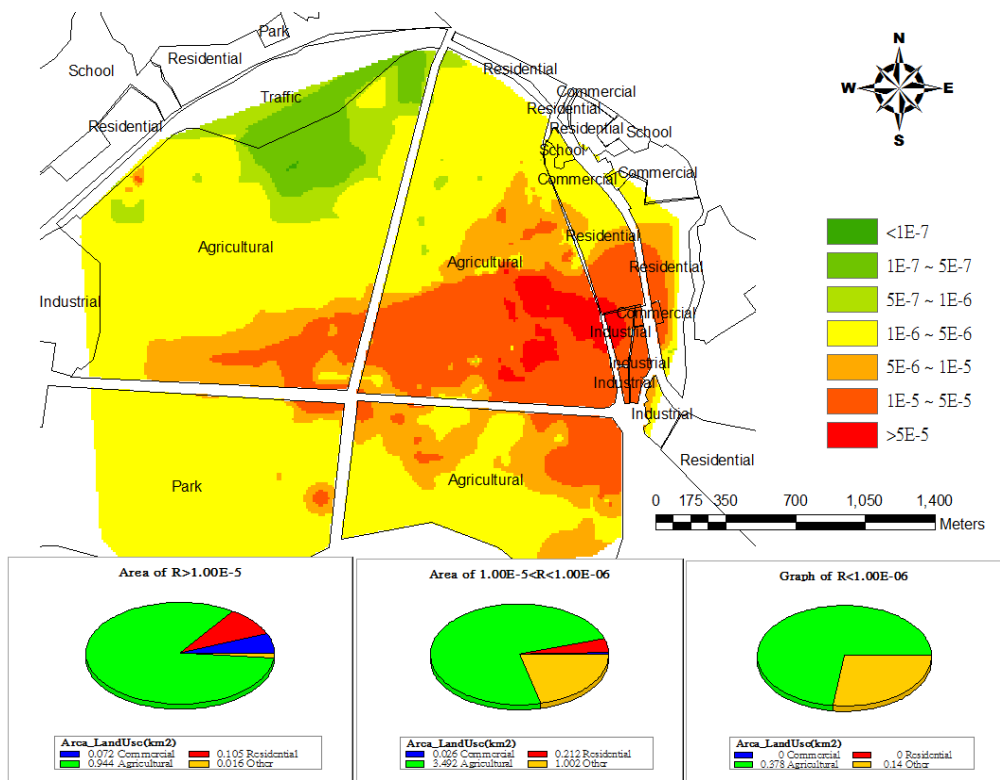


圖 4 污染場址不同風險等級土地利用比例

四、結論

本文針對農地污染場址，發展族群專一性暴露風險地圖。搭配風險暴露問卷蒐集不同族群暴露參數。依照風險地圖影響族群比例，提出農地污染場址整體風險地圖。本文可應用於涉及面積廣泛與都市化農地污染管理問題。對於都市人口密集較高區域，土地利用已漸漸轉換成較高價值利用型態，污染場址再生應整體思考風險管理型態，不應僅保護高暴露族群健康經由最大暴露劑量作為整治目標，導致場址因整治成本增加而無法活絡，並損及土地再利用永續發展。提出風險管理與污染場址整治策略，應可將風險區域劃分等級，依據高風險(如風險地圖中，風險大於 1.00×10^{-5} 者)且人口密度較高區域先行整治或重新思考土地利用型態。風險值介於 1.00×10^{-5} 與 1.00×10^{-6} 之間，建議柔性進行農地風險管理，使土地達到最適之利用，

72 利用風險地圖探討都市農地管理策略

又不會對人體健康風險產生疑慮。利用空間(村里)呈現風險等級差異，風險地圖研究方法探討不同風險等級下所影響土地利用面積比例。因此，此研究方法提供在不同風險等級下之詳細土地利用面積比例差異。管理者可以依據研究結果考量分階段進行風險管理策略，依據此方法可以降低農地補償經費每期作約 594 萬元經費。

表 4 案例一風險地圖各里風險分布與超過可接受風險影響面積彙整表

村里		Village A				Village B				Village C				Village D			
族群分類		成人	孩童	農夫		成人	孩童	農夫		成人	孩童	農夫		成人	孩童	農夫	
致癌人口風險值		3.6×10^{-2}	7.8×10^{-3}	6.3×10^{-2}		6.3×10^{-2}	5.0×10^{-10}	4.1×10^{-2}		1.2×10^{-2}	1.14×10^{-3}	2.5×10^{-1}		4.9×10^{-2}	3.3×10^{-3}	2.2×10^{-1}	
項次	單位	工商	住宅	農業	其他	工商	住宅	農業	其他	工商	住宅	農業	其他	工商	住宅	農業	其他
第三風險等級： $R < 1 \times 10^{-6}$	公頃	0	0	10	0.6	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
第二風險等級： $1 \times 10^{-5} < R < 1 \times 10^{-6}$	公頃	3.5	0	92	0.4	1.4	0.4	110	98	0.6	7.5	6.4	0	0.6	7.5	6.4	0
第一風險等級： $R > 1 \times 10^{-5}$	公頃	0	0	0	0	6.8	4.3	90	1.6	0	2.9	2.0	0	0	2.9	2.0	0
村里		Village E				Village F				Village G				整體			
族群分類		成人	孩童	農夫		成人	孩童	農夫		成人	孩童	農夫		成人	孩童	農夫	
致癌人口風險值		1.4×10^{-2}	3.8×10^{-11}	2.1×10^{-2}		3.5×10^{-4}	1.1×10^{-6}	4.5×10^{-3}		1.5×10^{-2}	6.1×10^{-4}	8.7×10^{-2}		3.2	0.6	0.3	
項次	單位	工商	住宅	農業	其他	工商	住宅	農業	其他	工商	住宅	農業	其他	工商	住宅	農業	其他
第三風險等級： $R < 1 \times 10^{-6}$	公頃	0	0	13	1.6	0	0	14	12	0	0	0	0	0	0	37.5	14.2
第二風險等級： $1 \times 10^{-5} < R < 1 \times 10^{-6}$	公頃	0	0	6	0	0	0	0.1	0	0	6.5	39	0	5.5	21	293.5	99.6
第一風險等級： $R > 1 \times 10^{-5}$	公頃	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	3.2	0	0	7.2	10.4	93.5	1.6

參考文獻

- 1.ASTM, 2000. E2081-00 Standard Guide for Risk-Based Corrective Action.
- 2.Bartsch, C., Wells, B., 2005. State brownfield financing tools and strategies, Northeast-Midwest Institute.
- 3.Chen, Y.C., Ma, H.W., 2007. Combining the cost of reducing uncertainty with the selection of risk assessment models for remediation decision of site contamination. *Journal of Hazardous Materials* 141, 17-26.
- 4.De Sousa Christopher A., 2000. The brownfield problem in urban Canada issues, approaches and solutions (Ontario). Department of Geography, University of Toronto.
- 5.Gentile, A. R., 2000. Management of contaminated sites in Western Europe. Umweltbundesamt Austria, Irene Edelgaard, Danish Environment Protection Agency.
- 6.Groundwater Services, Inc., 2000. Risk-Based Corrective Action, GSI-RBCA.
- 7.Hu, S.-W., 2003. Compilation of exposure parameters, Taiwan (In Chinese).
- 8.Integrated Risk Information System, IRIS.
9. Liang, C. C., Jang, C. S., Liu, C. W., Lin, K. H., Lin, M. C., 2010. An integrated gis-based approach in assessing carcinogenic risks via food-chain exposure in arsenic-affected groundwater areas. *Environ. Toxicol* 25(2), 113-123.
- 10.Louisiana Department of Environmental Quality, 2003. Risk Evaluation Corrective Action Program, LDEQ-RECAP.
- 11.Ministry for the Environment, New Zealand, 2001. Contaminated Land Management Guidelines-Risk screening system.
- 12.Morra, P., Bagli, S., Spadoni, G., 2006. The analysis of human health risk with a detailed procedure operating in a GIS environment. *Environment International* 32, 444-454.

74 利用風險地圖探討都市農地管理策略

13. Morra, P., Lisi, R., Spadoni, G., Maschio, G., 2009. The assessment of human health impact caused by industrial and civil activities in the pace valley of messina. *Science of the Environment* 407, 3712-3720.
14. Raab, A., Feldmann, J., Meharg, A.A., 2009. Levels of Arsenic in Rice: The Effects of Cooking. Food Standards Agency, United Kingdom.
15. Rahman, M.A., Hasegawa, H., Miah, M.A.M., 2006. Influence of cooking method on arsenic retention in cooked rice related to dietary exposure. *Science of the Total Environmental* 370, 51-60.
16. Su, C.-C., Lin, Y.-Y., Chang, T.K., Chiang, C.-T., Chung, J.-A., Hsu, Y.-Y., Lian, I.-B., 2010. Incidence of Oral Cancer in Relation to Nickel and Arsenic Concentrations in Farm Soils of Patients' Residential Areas in Taiwan. *BMC Public Health*.
17. Su, S.-W., Liu, T.-L., Chen, Z.-S., 2009. Arsenic contaminated soil and crop food security: current research Guantu Plain literature review and the Global Case. Beitou District Conference Proceedings arsenic pollution (In Chinese).
18. Tedd, P., Charles, J.-A., Driscoll R., 2001. Sustainable brownfield redevelopment-risk management. *Engineering Geology* 60, 333-339.
19. Thomas, K., Joachim, H., Susanne, H., Thomas, C., Harald, F., 2008. Assessment of a groundwater contamination with vinyl chloride (VC) and precursor volatile organic compounds (VOC) by use of a geographical information system (GIS). *Int. J. Hyg. Environ.-Health* 211, 308-317.
20. Thornton, G., Franz, M., Edwards, D., Pahlen, G., Nathanail, P., 2007. The challenge of sustainability: incentives for brownfield regeneration in Europe. *Journal of Environmental Science & Policy* 10, 116-134.
21. Thomas M. R., 2002. A GIS-based decision support system for brownfield redevelopment. *Landscape and Urban Planning* 58, 7-23.
22. TEPA, 2006. Site soil and groundwater pollution health risk assessment principles Comment, Taipei (In Chinese).

23. TEPA, 2010. Amendment, Enhancement and Consultation of the Human Health Risk Assessment Protocol for Soil and Groundwater Contaminated Sites, Taipei (In Chinese).
24. TEPB, 2009. Taipei soil and groundwater pollution investigation and verification work plan, Taipei (In Chinese).
25. U.S. EPA, 1991. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual Part B, Development of Risk-based Remediation Goal. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.
26. U.S. EPA, 1998. Characteristics of Sustainable Brownfields Projects.
27. U.S. EPA, 2003. Using the triad approach to streamline brownfields site assessment and Cleanup.
28. U.S. EPA, 2004. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.
29. World Health Organization, 2001. Environmental Health Criteria 224- Arsenic and Arsenic Compounds, second ed.
30. Yu, H.-L., Chiang, C.-T., Lin, S.-D., Chang T.-K., 2010. Spatiotemporal Analysis and Mapping of Oral Cancer Risk in Changhua County (Taiwan): an application of generalized Bayesian Maximum Entropy method. *Annals of Epidemiology*.
31. Zhu, Y.-G., Sun, G.-X., Lei, M., Teng, M., Liu, Y.-X., Chen, N.-C., Wang, L.-H., Carey, A.M., Deacon, C., Raab, A., Meharg, A., Williams, P.N., 2008. High Percentage Inorganic Arsenic Content of Mining Impacted and Nonimpacted Chinese Rice. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5008-5013.