

運用有限混合分佈模式於北投關渡地區土壤 重金屬污染空間變異分析

Use of Finite Mixture Model to Analyze the Variability of Heavy Metal Pollution Characteristics in Peitou Guandu Area

東南科技大學
觀光與生態旅遊系
副教授

徐 貴 新

Guey-Shin Shyu

國立臺灣大學
生物環境系統工程學系
教授

張 尊 國

Tsun-Kuo Chang

國立臺灣大學
生物環境系統工程學系
博士

姚 佩 萱

Pei-Hsun Yao

國立臺灣師範大學
環境教育研究所
教授

汪 靜 明

Ching-Ming Wang

國立臺灣師範大學
環境教育研究所
副教授

方 偉 達

Wei-Ta Fang

國立臺灣師範大學
環境教育研究所
博士候選人

徐 明 麟*

Ming-Lin Hsu

摘 要

對於樣本數據的解釋與運用，統計方法是一個可以提供我們使用的工具，近年來 GIS 的發展更使得統計方法結合空間關係的能力更進一步，有限混合分佈理論模式，具有非監督式客觀對數據進行分群的能力，再配合空間分析，可以得到數據背後隱含的成因或者特性，可以有效提高數據的價值，本文利用有限混合分佈模式 (Finite Mixture Model, FMM) 區別北投關渡地區土壤重金屬污染來源的特徵。

關鍵詞：有限混合分佈模式，重金屬，土壤污染。

ABSTRACT

Statistical method is a tool with which we can use to explain and employ the sample

*通訊作者，國立臺灣師範大學環境教育研究所博士候選人，11677 台北市文山區汀州路四段 88 號，drumonkimo@gmail.com

data. In recent years, the development of GIS has made the improvement of combination of statistical methods and spatial relationship. Finite Mixture Model (FMM) has the ability to classify objectively the data by unsupervised learning. Then cooperating with spatial analysis, we can get implicit causes and characteristics of data to increase efficiently the data value. In this paper, Finite Mixture Model was used to classify heavy metal pollution source characteristics in the Peitou Guandu Area.

Keywords: Finite Mixture Model, Heavy Metal, Soil Pollution.

一、前言

臺灣過去三十年間工、商業高速發展，創造令人稱羨之經濟奇蹟，環境污染因而伴隨而來。環保法令之發展軌跡，早期大都偏重於水與空氣之污染管制，但因土壤為各種污染物之最終承受體。空氣、水、廢棄物處理不當所導致之土壤污染問題終將陸續顯現，使各國不得不嚴肅面對，我國於 2000 年 2 月 2 日頒布施行「土壤及地下水污染整治法」，使環境保護工作邁入另一重要進程。土壤為環境中的主要受體，富含疏鬆介質與微生物，因此對有機物與非保守性物質有極佳之涵容及自淨能力。但因其擴散、稀釋能力較低，因此對保守性或難分解毒性物質如重金屬之累積現象較為顯著。據環保單位之調查資料顯示，臺灣地區之土壤不論是重金屬抑或毒性有機物均陸續發現一些含量較高地區之污染個案見表 1，亟需正視土壤污染的問題，而臺灣地區土壤污染之來源主要為廢水導致，其中以彰化縣、桃園市、新北市、新竹市之受污染面積較多，主要重金屬項目為鉻、鋅、銅。

1.1 臺灣地區土壤重金屬含量調查過程與方法

環保單位為了瞭解臺灣地區土壤受重金屬污染的情形，自 1982 年起，著手對臺灣地區土壤重金屬含量作調查，其中調查的項目包括砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅等八種重金屬。調查工作分為四個階段如圖 1 所示。

前行政院衛生署環保局於民國 72~75 年，針對臺灣地區 116 萬餘公頃農地土壤，初次進行全

國重金屬大樣區的普查計畫。當時以 1,600 公頃為採樣單位網格，按著針對大樣區普查結果中土壤重金屬含量偏高地區，於 76 年至 80 年間進行中樣區土壤調查計畫，其採樣單位網格為 100 或 25 公頃。調查結果列為四級區約有五萬公頃，其中以雲林縣 15,000 公頃最多，臺南市 8,000 公頃次之，而污染較嚴重之五級區約有 790 公頃，以彰化縣、桃園市及新竹縣市較嚴重。一般而言達四級區之農地可能達現階段之監測基準，而達五級區者可能達現行之管制標準，當然此通則將依土壤質地重金屬存在之狀態等因素而有所差異。

前省環保處於 81~89 年續針對 25 公頃調查結果重金屬偏高地區，進行一公頃採樣網格之調查，結果顯示列為五級之累積面積約 1,024 餘公頃，其中彰化縣及桃園市受污染面積居多。民國八十九年公佈施行「土壤及地下水污染整治法」，鑑於去年陸續發生由土壤污染所衍生民眾及媒體產生鎘米、銅木瓜等疑慮，環保署展開另一波小樣區(1 公頃)之農地土壤重金屬細密調查及場址及列管計畫。計畫之目的主要針對過去農地土壤重金屬已達五級之地區並包含鎘大於 1 mg/kg 者，進行細密樣區之污染調查及採樣。

土壤及地下水污染整治法施行後，主要的技術規範「土壤污染管制標準」甫於 2002 年 11 月 21 日公告，而相關土壤重金屬標準檢測方法亦於今年年初相繼修正公告。為保證民眾食用農作物之安全，環保署主動針對以往有可能受重金屬污染的農地。依新公告的管制標準及檢測方法進行污染土地確認查證工作，並依土壤及地下水污染

表 1 臺灣地區土壤重金屬污染案例

污染場址及來源	污染物	污染型式	污染對象	污染範圍	污染影響
基隆市興業金屬公司	鉛	廢水排放及廢棄物置放	農業用地		
臺北縣泰山鄉	鎘	廢水排放	農業用地		造成鎘米
桃園縣觀音鄉大潭村高銀化工廠	鉛、鎘	廢水排放	農業用地	休耕面積 30 公頃	造成鎘米
桃園縣蘆竹鄉中福地區基力化工公司	鉛、鎘	廢水排放(硬脂酸鎘之製造)	農業用地	休耕面積約 83 公頃	造成鎘米
彰化市、和美鎮東西二圳沿岸工廠	鎘	廢水排放	農業用地		造成鎘米
彰化縣花壇鄉白沙村農田灌溉渠道上游之染整、電鍍廠	重金屬	廢水排放	農業用地		造成鎘米
雲林縣虎尾鎮臺灣色料廠	鎘、鉛	廢水排放	農業用地		造成鎘米
屏東縣麟洛鄉	鉛	廢水排放	農業用地		
臺中縣大甲鎮	鎘	廢水排放	農業用地		造成鎘米

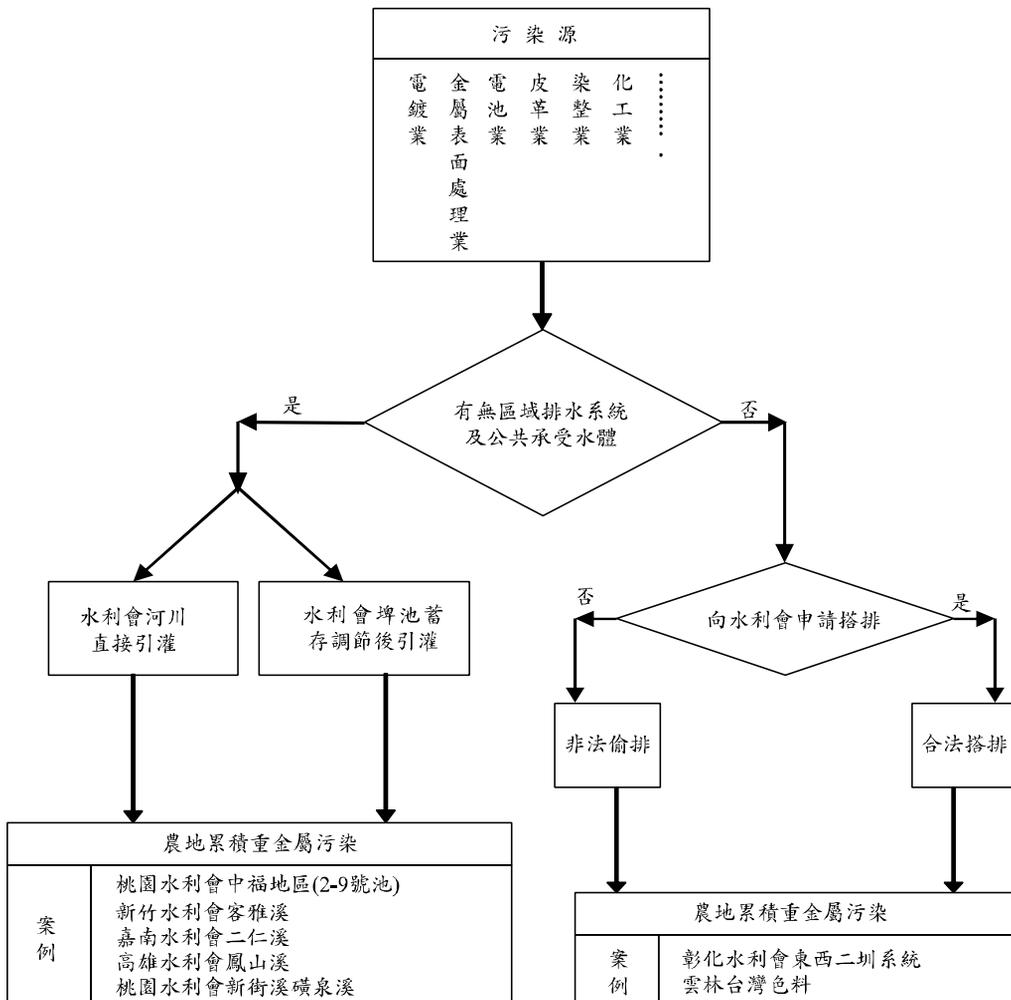


圖 1 臺灣地區農地重金屬污染主要過程與途徑。

表 2 歷年農地污染場址公告情形 (2012/5/25)

列管狀態	控制場址	公告解除控制場址	總計
臺北市	24	22	46
臺中市	360	176	536
基隆市	7	6	13
臺南市	117	64	181
高雄市	116	44	160
新北市	38	16	54
宜蘭縣	6	5	11
桃園縣	409	86	495
嘉義市	16	10	26
新竹縣	6	1	7
苗栗縣	27	11	38
南投縣	12	2	14
彰化縣	1190	1158	2348
新竹市	202	200	402
雲林縣	25	17	42
嘉義縣	3	1	4
屏東縣	8	4	12
花蓮縣	3	2	5
臺東縣	0	0	0
金門縣	2	1	3
澎湖縣	3	0	3
連江縣	0	0	0
總計	筆數：2,574	筆數：1,826	筆數：4,400
	面積：12,765,740	面積：4,793,233	面積：17,558,973

資料來源：土壤及地下水污染整治網 <http://sgw.epa.gov.tw/public/0501.asp>

整治法進行污染土地控管及後續整治。

環保署耗巨資主動依據 1992 至 2000 年一公頃為單元之細密調查結果顯示，重金屬含量列為第五級之累積面積達 1024 公頃針對其中受重金屬污染之虞較為急迫的農地約 319 公頃，重新改以地籍地號為單元，依新公告王水消化法進行污染農地查證工作。並以「土壤及地下水污染整治法」第五條第二項規定所訂定之土壤污染管制標準為依據，以確認實際污染面積與範圍。最新調查結果大致已完成，依檢驗結果超過土壤污染管制標準者的農地面積總計 252.45 公頃，其中彰化縣占最多數，共約 184 公頃；其餘依次為新竹市 27.54 公頃，桃園縣 11.46 公頃，屏東縣 6.9 公頃，臺中縣 6.34 公頃，高雄縣 6.02 公頃，臺南縣 5.33 公頃，臺南市 1.86 公頃，新北市 1.62 公頃，苗栗縣 0.55 公頃，南投縣 0.39 公頃，臺中市 0.3 公

頃，上述污染農地的食用作物正由各縣市環保局會同農政單位處理。

調查結果顯示共約有 252.45 公頃的農地土壤重金屬含量達土壤污染管制標準，主要超出標準重金屬為鎳、銅、鉻、鋅，少部分為鎘、鉛、汞，並無砷達管制標準之農地。在進行王水消化及 0.1N 鹽酸消化之土壤介質傳輸潛勢分析結果顯示，與土壤之鍵結程度依次為鎘、銅、鉛、鎳、鉻，其中鎘鍵結力弱(易釋出)而鉻之鍵結力強(不易釋出)。未來土壤整治在參考土壤厚度、質地及地下水位等條件，針對銅、鋅、鎳、鉻將以土壤翻轉混和稀釋為主，而針對鉛鎘污染之高污染區位(hot spot)採土壤酸淋洗法，而受汞之污染農地則以熱脫附法進行整治。歷年各縣市農地土壤控制場址累計公告列管情形統計如下表 2 所示。

二、文獻回顧

臺北關渡平原之農地土壤砷、鉛污染區其範圍、濃度、規模為世界少見。污染源鑑定方法及工作，都是須要科學性的專業方法才得以順利進行。本研究是一個開端，目標鎖定污染源鑑識流程與方法，將逐步使用相關可行方法於本案例中，以往這類型的技術常缺乏直接的證據足以佐證方法的適用性，在執行過程中所需之技術與經驗，不論在國際亦或臺灣都較為欠缺，而本案例卻可以直接的得到證明，因此投入此方面之研究深具意義，亦是今後五年持續努力之處。

2006年因執行95年度「臺北市農地土壤重金屬砷含量調查及查證計畫」，發現全臺灣最大砷、鉛污染區，因故開始發展並測試許多有關於土壤重金屬污染之空間分布、污染成因分析及污染源鑑定等技術，以期藉由真實污染區的案例可以得到豐碩的研究成果，而目前研究成果已陸續發表於國內外相關期刊，如 Lin, Y.P 等人於 2008 所發表的：結合有限混合分佈模型與指標克利金探討土壤中重金屬污染的空間分布，Chang, T.K. *et al.*, (2005)、張尊國等(2008)、林聖淇等(2008)。

水稻田在臺灣共約 36 萬公頃，分佈在河川之中、下游之精華平原區，約佔國土面積的 1/10，水稻田以二期作為主，全年需灌溉水量 150 億噸，平均灌溉水深為 180~200 公分，亦即是每公頃每年用水量 2 萬噸。臺灣地區除颱風季節外，河川流量很低，無水庫地區許多灌溉用水幾乎全是廢污水回歸再用，因此污染物質常伴隨灌溉水進入農田當中，由於土壤對重金屬之吸附力極大，表土中之重金屬因而累積，土壤污染多經由灌溉用水之途徑傳播，如圖 1 所示，是故引用同一水源之農田通常一起受害。

土壤污染調查時有關污染範圍之界定，以及整治後如何驗證整治成功與否，均牽涉到對於場址污染情形的掌握，但是這部分光是採樣分析工作即不堪負荷。現今土壤污染整治工作已步入法規執行面，在陸續公告控制場址後，環保署亦責成地方環保局進行整治工作，在有限之經費及經驗技術不足下勢將面臨許多挑戰。

過去 FP-XRF-data 一直停留在僅供參考的角色，當 FP-XRF-data 與全量的相關性為佳時，可以提供更精確的資料品質，然而土壤調查工作並不會花更多的錢來建立 FP-XRF-data 與全量的關係，受限於先前資訊的不足，欲建立此關係曲線也可能落入受測金屬濃度全距不足的困境，故事前無法掌握 FP-XRF-data 的品質，也將造成使用上的限制。由以往的經驗可知 FP-XRF-data 常具備系統性偏移與倍率偏差，故於定量工作上易產生較大的誤差，但是相對性的定性工作上就具有較佳的表現，這樣的特質剛好適合運用 FMDM 之方法論，來補足其缺點，建立半定量的資訊，可以更精準的獲得污染區的先前資訊，事半功倍，可以有效節省大量經費，污染特徵的掌握與了解將更勝於以往的方法。

三、研究材料與方法

本研究所使用之資料主要為臺北市政府環境保護局，2006 年北投關渡平原土壤中重金屬含量調查之數據約 1800 筆。環保局於 2006 年 8 月委託本團隊於關渡平原土壤採樣第一階段採樣(1 公頃網格)送至實驗室分析重金屬砷濃度之樣品共有 1,048 個樣本，依標準方法進行分析。其濃度超過 54 mg/kg (土壤管制標準值 60 mg/kg 之-10%)者，共有 140 公頃農地，527 筆地號。本團隊於 95 年 12 月~96 年 1 月進行第二階段採樣(地號)，527 筆地號中有 30 筆無法採樣，以及 102 筆面積小於 100 m²不採樣，其餘 497 筆地號，取得表、裡土共 994 個土樣。

497 筆地號面積約 120.3913 公頃農地之重金屬砷濃度範圍表土為 6.60~499 mg/kg；裡土為 6.37~506 mg/kg。砷濃度超過土壤污染管制標準值(≥ 60 mg/kg)的有 300 筆地號農地，面積約 63.3163 公頃；砷濃度已達土壤污染監測基準值，未超過土壤污染管制標準值(30~60 mg/kg)的有 151 筆地號農地，面積約 38.0896 公頃。

3.1 研究方法與理論

3.1.1 土壤分析方法

在有限的經費之下寄望將成本與效益發揮

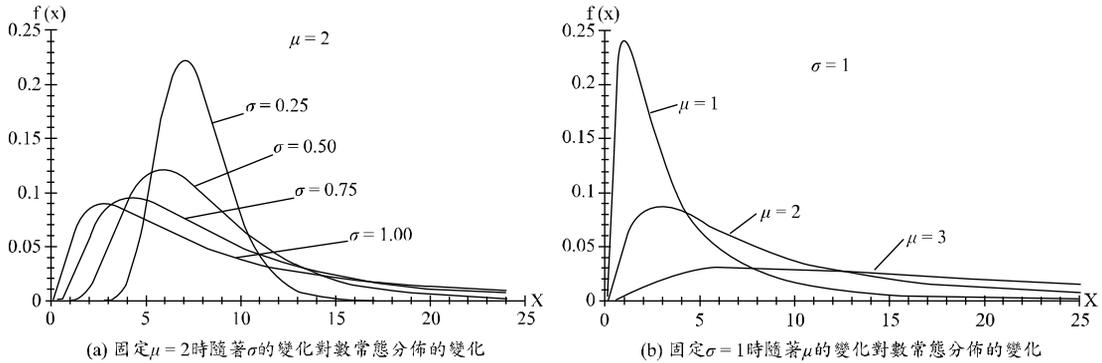


圖 2 對態常態機率密度函數。

到最大，採階段式的樣本採集方法，可望全面性篩選污染區與具有節省經費的功能，土壤樣品，經風乾、岩磨、過篩後先使用 X-射線螢光光譜儀 (Field Portable X-ray fluorescence, FP-XRF) 來分析得到所有土壤樣品中砷元素之濃度初估值，濃度較高者則依實驗室標準方法進行分析。

3.1.2 FP-XRF

手持式 X 射線螢光分析儀具有快速檢測樣本元素濃度、低檢驗費用與樣本非破壞性等優點。檢測原理是利用放射源照射樣品後所放射出之螢光，經過偵測器所收集到各元素的脈衝振幅，定量樣品中元素濃度值。針對本研究第一階段採集的樣本，進行每個樣本為期 120 秒的 XRF 元素濃度分析。

3.1.3 ICP-OES

感應耦合電漿發射光譜儀(ICP-OES)具有快速、靈敏且能同時測定樣品中各元素全量濃度之特性，分析濃度極限達 ppb 等級。以電漿為激發源，在高溫的環境下將原子由基態提昇至激發態，由於激發態的原子不穩定，將很快地回到基態，並放出能量相當於此能階差的光，綜以其他元素則構成放射光譜，透過分析光譜組成將可評量樣本中的元素濃度。

3.2 有限混合分佈理論

著名生物統計學家 Karl Pearson 早在 100 多年前進行混合模式的分析。Pearson 現今經典的文章中，他在 1894 年以 Weldon 所提供的資料，

擬合兩個常態機率密度函數的混合模型，其有不同的平均數 μ_1 和 μ_2 ，變異數 σ_1^2 和 σ_2^2 ，以及權重 π_1 和 π_2 。

從 Naples Bay 捕捉的 1000 隻螃蟹，Pearson (1894)分析螃蟹前額與身長的比例。將這些資料紀錄成 29 個等間距，並以單一常態密度分佈來擬合。在 1893 年，Weldon 推測這些資料不對稱的直方圖可能是個訊息，表示其分佈發展成兩個新的亞種(subspecies)。Pearson (1894)使用動差法 (method of moments)使混合模型與區間的中值擬合，其混合模型研究顯示此資料有兩個亞種存在。

3.2.1 模式

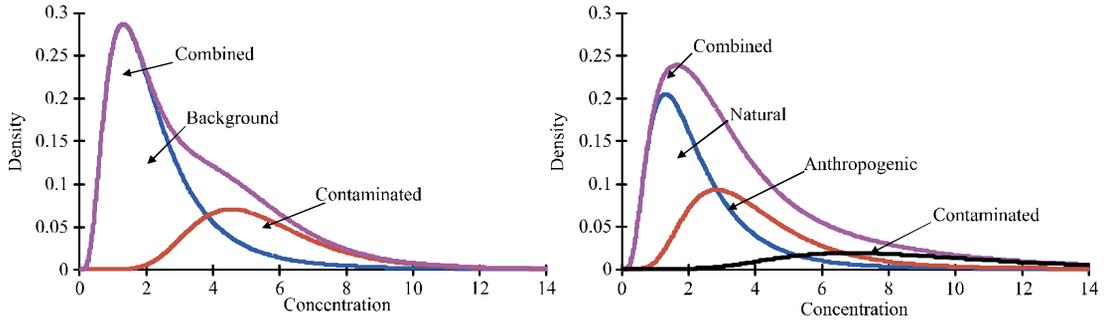
Titterton (1985)首先定義有限混合機率分佈(Finite mixture distribution)為是由 k 種機率分佈函數(probability density function, p.d.f.)組合而成，可表示為式(1)：

$$f(x) = \sum_{i=1}^k \pi_i f_i(x) = \pi_1 f_1(x) + \dots + \pi_k f_k(x) \quad \dots (1)$$

$$\sum_{i=1}^k \pi_i = 1, \quad (0 \leq \pi_i \leq 1)$$

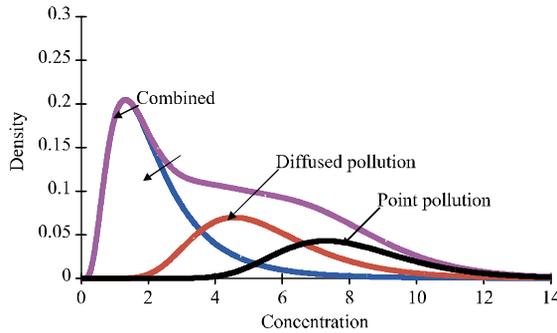
其中 π_i 為 $f_i(x)$ 之權重因子。

而各種機率分佈的運用，在自然界環境中土壤重金屬濃度的含量，又以對數常態分佈 (lognormal distribution, $LN(\mu, \sigma^2)$) 被視為最具代表性的分佈(Burmaster, D. E., Fowlkes, E. B.)，可表示為式(2)：



(a)背景濃度與污染濃度之成分組成分佈

(b)自然背景、人為活動、污染行為之成分組成分佈



(c)正常含量、帶狀污染、點狀污染特徵之成分組成分佈

圖 3 混合分佈的組成解析。

$$f_{LN(\mu, \sigma^2)}(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma x}} e^{-\frac{(\ln x - \mu)^2}{2\sigma^2}}, \quad x > 0 \dots(2)$$

將對數常態分佈函數代入混合分佈模式中可表示為式(3)：

$$f(x | \pi, \mu, \sigma) = \sum_{i=1}^k \pi_i f_i(x) = \pi_1 f_1(x | \mu_1, \sigma_1) + \dots + \pi_k f_k(x | \mu_k, \sigma_k) \dots\dots\dots(3)$$

其中 μ_i, σ_i 分別代表 $f_i(x)$ 之平均數與標準偏差。

利用最大概似法(Maximum likelihood estimation)來估計未知參數(π_i, μ_i, σ_i)，概似密度函數(likelihood density function, $L(\pi, \mu, \sigma)$)可表示成式(4)：

$$L(\pi, \mu, \sigma | x_1, \dots, x_n) = \prod_{i=1}^n f(\pi, \mu, \sigma | x_i) = \prod_{i=1}^k \sum_{j=1}^n \pi_i f_j(x_i) \dots\dots\dots(4)$$

資料分佈經由區分可推測出二到三組不同的分佈組合之未知參數(π_i, μ_i, σ_i)，再經由實地現象的解讀，可說明造成不同分佈特性的原因，欲知土壤的背景濃度，背景區域的地理範圍之劃定會影響其分配機率密度函數(population probability density function, PPDF)，若污染範圍未知，則要劃定背景區域是否太靠近污染範圍是很困難的，若背景區域的劃定靠近污染場址，則將污染區域誤判分類成背景區域的機率增加，在這種情形下，PPDF 將是真實背景區域與污染區域的觀測值之混合，而解析的結果也可以為污染特徵的分佈情形，如圖 3(a)(b)(c)所示(Portier, K.M., 2001; Chang, T. K, 1999)，本研究使用 Mcdonald, P., 1998 發展的混合分佈模式，此模式建構於 R-model 為模組之一。

3.2.2 相等累積誤判機率區分法

有限混合分佈模式進行二分佈模式以上擬合資料後，代表資料的組成為多重分佈組成，有

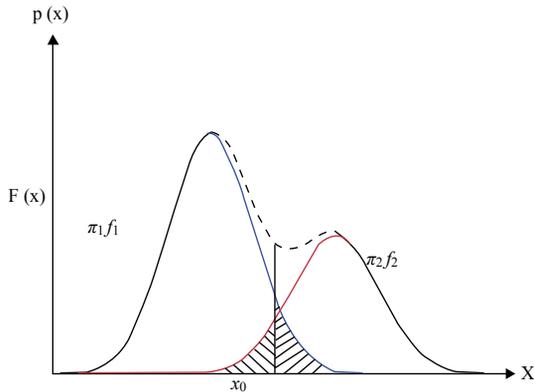


圖 4 相等累積誤判機率區分法。

各自不同的平均值、標準偏差與權重，由於這樣的多重分佈組合，代表資料本身具有不同特性之樣本結構與母體分佈，然後，定義區分値來切割分佈，進行分佈特性討論成為有限混合分佈模式最常見的運用方法，Titterigton, Smith (1985)年定義區分値(cut off x_0)為式(5)：

$$\pi_1 \int_{x_0}^{+\infty} f_1(x) dx = \pi_2 \int_{-\infty}^{x_0} f_2(x) dx \dots\dots\dots (5)$$

如圖 4 所示，其物理意義為假定樣本濃度由 $-\infty$ 到 x_0 為第一分佈，而 x_0 到 $+\infty$ 為第二分佈，由於二個分佈互相交疊，大於 x_0 之濃度樣本也可能是第一分佈，而小於 x_0 之濃度樣本也可能是第二分佈，所以承認以 x_0 為二分佈之區分値將造成部分資料的誤判，當第一分佈與第二分佈的共同誤判値為相等的時候，此 x_0 即為所求。

在臺灣與國外的大規模土壤採樣經驗裡，土壤受污染的區域往往僅在特定的區域，比如鄰近工業區旁農耕地、受廢水污染土壤、長期施用有污染疑慮之渠道底泥等等，污染地僅佔整體調查區面積的一小部分(陳，1998)，故樣本特性分佈將具有極極端的比例，傳統的統計方法，並無法明顯的將之分別，本研究的方法論透過萃取原始污染的特徵資訊，藉以獲得更多的資訊來解析污染的來源及成因。

分佈權重的改變代表不同特性的分佈樣本不均勻，建構分佈特性的樣本數量多，則其分配

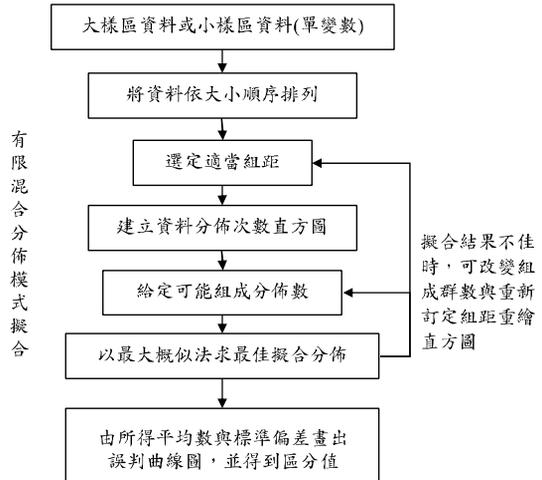


圖 5 有限混合理論擬合流程圖。

權重自然就高，樣本數量較少時，其分配權重就低；採樣對象母體本身並沒有因為採樣而改變特性，但是採樣樣本的分析卻可能使我們誤解母體的本身，代表著採樣樣本的整體結構，包括分佈的比例關係，以相等累積誤判機率區分法，可以得到較低的整體誤判機率。

3.3 進行步驟

本研究使用有限混合分佈理論的步驟流程，如圖 5 所示。使用有限混合分佈理論的目的，是試圖從一個無法由單一分佈擬合的複雜分佈圖形中，找出兩種以上的組成分佈，並以各分佈的區分値作為判斷土壤受重金屬污染的程度與潛勢。

四、結果與討論

4.1 污染區範圍界定

將表、裡土之 FP-XRF-data 進行 FMDM 分析，結果如圖 6 與表 3 所示，表、裡土之 As 金屬含量皆為二個對數常態分佈組成， p -value 分別為 0.19 與 0.88 都大於 0.05 通過擬合檢定，顯示擬合分佈與樣本分佈沒有顯著差異，並未造成部分資料的誤判。因此表土(As_15)及裡土(As_30)的區分値(cut-off values)分別為 36.8 mg kg^{-1} 與 30.8 mg kg^{-1} 。故依 FMDM 的判別，認為在本研

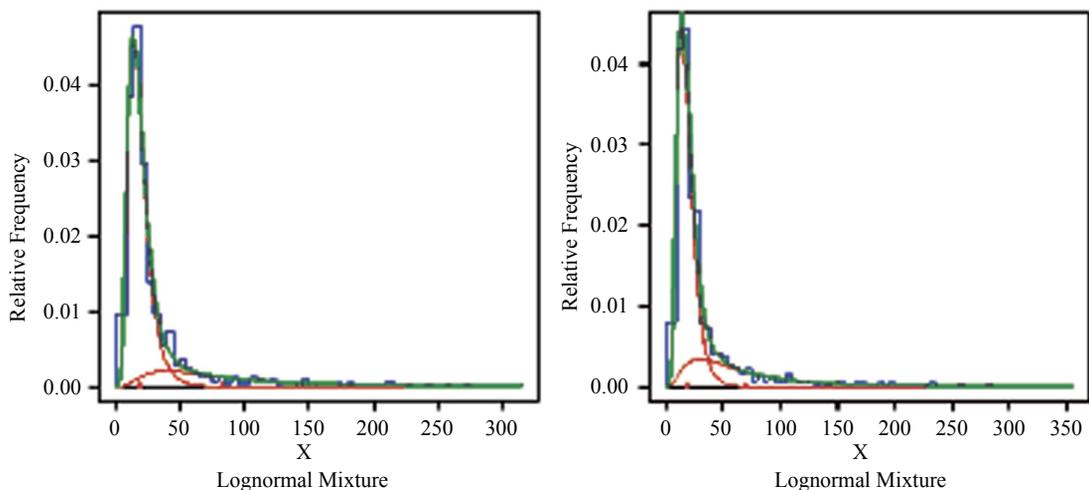


圖 6 XRF 表裡土混合分佈擬合圖。

表 3 混合分佈模式擬合結果表與區分值計算

	group	Pi (π)	Mu (μ)	Sigma (σ)	Cut-off values	χ^2	df	p-value
As_15	2	0.813	19.18	9.107	36.8	63.97	55	0.191
		0.187	83.12	65.973				
As_30	2	0.739	18.68	8.303	30.8	50.35	63	0.875
		0.261	70.20	61.150				

Pi, Mu, sigma: parameters of lognormal distribution.

Reject H_0 if p -value $\leq \alpha=0.05$

Hypotheses:

H_0 : the observation distribution model is the same as the fitting distribution model.

究區中，金屬含量皆為二個對數常態分佈組成，土壤依 FP-XRF 檢測出之 As 金屬含量，在表土中以 36.8 mg kg^{-1} 為界，可區分為二群，在裡土中以 30.8 mg kg^{-1} 為界，可區分為二群，如圖 6 所示，如此可客觀劃定污染區，解析污染擴散情形。本研究計算不同污染門檻值所相對映的誤判機率，可大幅提升污染復育策略與成本效益計算的精準，並且提供決策主關機管重要的訊息。環保署採用 60 mg kg^{-1} 為管制標準，當土壤 As 含量超過管制標準時，即進行管制，停止食用作物之種植，並且開始擬定復育計畫，這個標準具有污染風險評估的概念，這是本研究方法不足之處。

但本研究的優點是建立半定量的資訊，可以更精準的獲得污染區的先前資訊，事半功倍，可以有效節省大量經費，污染特徵的掌握與了解將更勝於以往的方法。因此本研究雖無污染風險評估的概念，但如圖 7 顯示表土及裡土土壤依 XRF+FMDM 與 Lab+RT 之受污染區判別範圍非常一致，使用 XRF+FMDM 即可迅速即在有限經費下，仍可獲得現場大部分的污染資訊，以供後續污染風險評估參考。結合 FMDM 的優點來補償 FP-XRF 無法絕對有信心定量的缺點，強化 FP-XRF 半定量的特色，將可廣泛運用於界定污染範圍、劃定污染區。

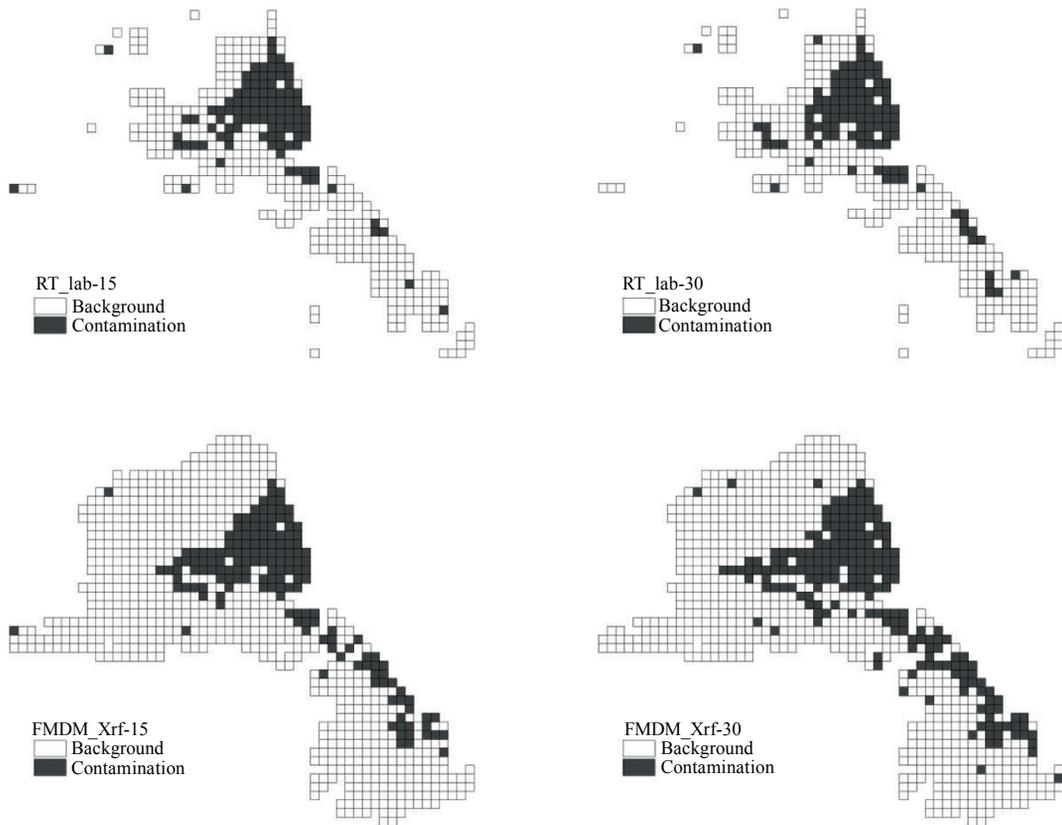


圖 7 XRF+FMDM 與 Lab+RT 之受污染區判別範例。

4.2 污染特性探討

4.2.1 空間特徵建立

本研究在採樣之初，並無太多先前資訊，包括 As 污染來源為何？污染範圍為何？土壤中 As 濃度分佈為何？僅能就整個北投農地可採樣之農田進行採樣分析，FP-XRF 提供了較經濟快速的方法，由圖 7 可知 XRF+FMDM 與 Lab+RT 之受污染區分佈已經非常相似，如果未來 XRF 設備更好，FP-XRF-data 資料精度更佳，就可建立更據可信程度的研究區重金屬濃度分佈圖。

污染途徑的尋找須要透過完整的現地資訊與專業的知識判斷，才有可能精確的找到污染途徑，這樣的資訊建立方法即先假定幾種概念模式 (concept model)，再以現地情況比對何種模式正確，尋找出正確的污染途徑。然而多重的污染途徑可能建立出複雜的污染空間特徵，造成鑑定上

的困難。

由於 FMDM 之區分值具有區分採樣資料自身存在的群組能力，當全體資料以區分值進行區分時，可以得到相同的誤判機率，建立有意義的區分。在本案例中可運用於區分土壤中 As 金屬含量，以濃度較高的群組依 GIS 描繪於空間中建立污染空間分佈特徵。

4.2.2 GIS 空間套繪分析

污染空間分佈特徵代表曾受污染之土壤，空間中的分佈情形，由於重金屬的移動性差 (C. Kilbride *et al.*, 2006)，當採樣範圍愈廣大時，受污染區的位置就容易凸顯出來。圖 8 所示，將污染空間特徵，套疊研究區建成地、灌溉渠道、道路、地形高程、水利會管理單元等可以發覺污染區域的空間特徵與灌溉渠道、灌溉管理單元之間高度吻合與道路、建成地之間部分吻合，與地

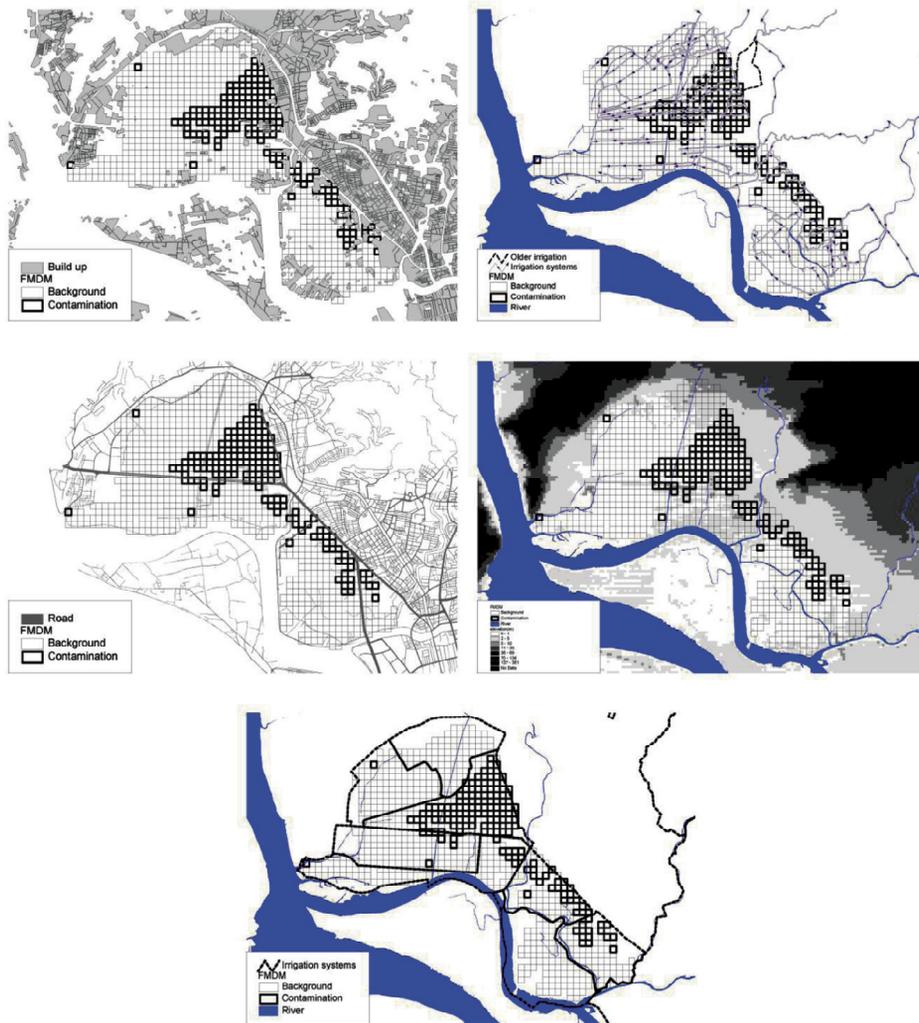


圖 8 不同空間特徵套疊結果。

形較無直接關連性。可見得大部分的 As 污染傳輸途徑必然透過灌溉水源而污染農地。若以含 As 水源的灌溉而達到現今的污染規範，則須要大量的含 As 水源灌溉才有可能達到。經過現地的調查與了解，可以得知本區於 1800 ~ 1956 年之間引用地熱谷溫泉水進行灌溉，所以含 As 金屬的水源污染了農地。另外污染區與道路有些許相關性，由圖 8 中可以得知，東南方沿路邊的一些地區使用北邊的土壤進行填土利用，建造建築物，因故這些區域雖離北投農地較遠，但土壤中含 As 濃度依舊較其他地區高。

五、結論與建議

5.1 結論

1. 利用 FP-XRF 大量快速且非破壞性的特質，掃描土壤中重金屬含量，並結合具備混合分佈區分能力的 FMDM 來重新建立污染空間特徵，再依循釐清污染途徑、污染來源、劃定污染區。
2. 結合 FMDM 的優點來補償 FP-XRF 無法絕對有信心定量的缺點，強化 FP-XRF 半定量的特色，加強運用於界定污染範圍、劃定污

染區。

3. 土壤污染調查時有關污染範圍之界定,以及整治後如何驗證整治成功與否,佈點之最佳化以探討。當污染特徵被萃取出來,污染途徑可以輕易的顯形於空間上,利用 GIS 技術套疊土地利用等相關空間資訊,可以重新描繪出當初污染區的形成原因與過程。
4. 將表裡土之 FP-XRF-data 進行 FMDM 分析,結果顯示表、裡土之 As 金屬含量皆為二個對數常態分佈組成,可區分為二群,如此可客觀劃定污染區,解析污染擴散情形。
5. 本研究可計算不同污染門檻值所相對映的誤判機率,大大提升污染復育策略與成本效益計算的精準,並且提供決策主關機管重要的訊息。
6. 大部分 As 污染傳輸途徑必然透過灌溉水源而污染農地。若以含 As 水源的灌溉而達到現今的污染規範,則須要大量的含 As 水源灌溉才有可能達到。經過現地的調查與了解,可以得知本區於 1800 ~ 1956 年之間引用地熱谷溫泉水進行灌溉,所以含 As 金屬的水源污染了農地。

5.2 建議

1. FP-XRF 提供了較經濟快速的方法,當 FP-XRF-data 資料品質為優良時,即可建立更據可信程度的研究區重金屬濃度分佈圖。
2. 本研究可同時配合其他相關研究(Pb 同位素示蹤法)進行交互比對本研究的重要性。

參考文獻

1. 林聖淇, 趙方杰, 黃文達, 徐貴新, 姚佩萱, 張尊國, 2008, 關渡平原水田砷種類與水稻植體濃度關係探討, 中國農業工程學報, 第 54 卷, 第 2 期。
2. 張尊國, 徐貴新, 鄭百佑, 2008, 南勢溪流流域水質趨勢分析, 工程環境會刊, 第 21 卷, 第 49-68 頁。
3. 陳尊賢, 「臺灣地區土壤環境重金屬背景值調查分析」, 行政院環保署, EPA-87H104-03-03, 1998。
4. C. Kilbride, J. Poole, T.R. Hutchings, 2006. A comparison of Cu, Pb, As, Cd, Zn, Fe, Ni and Mn determined by acid extraction/ICPeOES and ex situ field portable X-ray fluorescence analyses. *Environmental Pollution* 143, pp. 16-23.
5. Chang, T.K., Shyu, G.S., Lin, Y.P. and Chang, N.C, 1999. Geostatistical Analysis of Soil Arsenic Content in Taiwan, *Journal of Environmental Science and Health, Part A - Toxic/Hazardous Substance & Environmental Engineering*, Vol. 34(7), pp. 1485-1501.
6. Chang, T.K. *, Cheng, B.Y., Shyu, G.S., 2005. A Proposed Guideline for Verifying the Attainment of Soil Remediation for Taiwan. *Journal of Chinese institute of engineers* 28(2), pp. 219-229.
7. Daniel G. Strawn, Leslie L. Baker, 2008. Speciation of Cu in a Contaminated Agricultural Soil Measured by XAFS, μ -XAFS, and μ -XRF. *Environ. Sci. Technol.* 42, pp. 37-42.
8. Lin, Y.P. *, Cheng, B.Y., Shyu, G.S., Chang, T.K., 2008. Combining a Finite Mixture Distribution Model with Indicator Kriging to Delineate and Map the Spatial Patterns of Heavy Metal Pollution in Soil. *Environmental Pollution* 158, pp. 235-244 (SCI).
9. Mcdonald, P., 1998, "Fitting Mixture Distributions, Software and Applications," Hamilton, Ontario, Canada, [http:// icarus.math.mcmaster.ca/peter/mix/mix.html](http://icarus.math.mcmaster.ca/peter/mix/mix.html).
10. Paul D. Taylor, Michael H. Ramsey, Philip J. Potts, 2004. Balancing Measurement Uncertainty against Financial Benefits: Comparison of In Situ and Ex Situ Analysis of Contaminated Land. *Environ. Sci. Technol.* 38, pp. 6824-6831.
11. Pearson, K., 1894, "Contributions to the mathematical theory of evolution," *Phil. Trans. Roy-*

- al. Soc., 185A, pp. 71-110.
12. Portier, K. M., 2001, "Statistical Issues in Assessing Anthropogenic Background for Arsenic," *Environmental Forensics* 2, pp. 155-160
13. R. Carr, C. Zhang, N. Moles, M. Harder, 2008. Identification and mapping of heavy metal pollution in soils of a sports ground in Galway City, Ireland, using a portable XRF analyser and GIS. *Environ. Geochem. Health* 30, pp. 45-52.
14. Titterington, D.M., Smith, A.F.M., and Makov, U.E., 1985, "Statistical Analysis of Finite Mixture Distributions," John Wiley & Sons, New York.

收稿日期：民國 105 年 5 月 25 日
修正日期：民國 106 年 3 月 10 日
接受日期：民國 106 年 4 月 12 日