

國立交通大學

環境工程研究所

碩士論文

新竹科學園區砷空氣污染之空間性影響及風險評估
**Spatial Impact and Risk Assessment for Atmospheric
Arsenic Pollution from Hsinchu Science-based
Industrial Park**

研究生：賴旻韓

指導老師：高正忠教授

中華民國九十八年七月

新竹科學園區砷空氣污染之空間性影響及風險評估

Spatial Impact and Risk Assessment for Atmospheric Arsenic

Pollution from Hsinchu Science-based Industrial Park

研究生：賴旻韓

Student：Min-Han Lai

指導教授：高正忠

Advisor：Jehng-Jung Kao

國立交通大學

環境工程研究所



Submitted to Department of Environment Engineering

College of Engineering

National Chiao Tung University

in partial Fulfillment of the Requirements

for the Degree of

Master of Science

in

Environment Engineering

July 2009

Hsinchu, Taiwan, Republic of China

中華民國九十八年七月

摘要

新竹科學園區為台灣的科技重鎮，然而區內公司不少製程中使用含有高毒性的砷化物，且在近期公佈了數年前曾偵測到高濃度的砷化物，因而引起大眾的重視，除了應建議園區廠商儘速推動無砷製程及公佈監測資訊，更應儘速建立一套模式供分析砷等具毒性空氣污染對周遭民眾的影響及風險評估模式。本研究因而發展一套空氣污染模式與健康風險評估方法，以供評估科學園區空氣砷污染排放物對於周界居民的健康風險影響。

本研究主要採用 AERMOD 模式模擬砷污染分析，在建立模式所需資料後，即以園區固定污染源排放資料模擬各模式網格的濃度增量分布，並提出方向性污染程度時數、方向性各污染程度影響區域及方向性最大小時濃度影響區域三種方法探討不同風向下砷污染物的濃度分布情形，及以等去除率法分析達成一些預期周界濃度所需的去除率，且以致癌風險及致癌負荷評估健康風險的空間分佈與差異。

本研究分別以 2002 年、2008 年排放資料及結合兩者為 WA、WB 及 WC 三種情境，並以 2002 年及 2007 氣象資料進行模擬，模擬結果發現遠低於監測值，顯示排放清單並不完整，環保單位有必要建立更完整的清單。而在方向性污染衝擊分析中，發現高污染濃度部分以東風下的時間最長。在各風向平均濃度分析中，WA 以東南東風下影響區域最廣，於 WB 及 WC 則以西南西風影響區域最廣。而各風向最大小時濃度除了靜風外，主要以南風至北北西風等 8 個風向影響最廣。以等去除率進行周界預期濃度分析，發現需要高達 80% 去除率方能降至 0.2 ng/m^3 ，加上排放清單不完整，預期所需要的減量將更大。致癌風險分析則發現部分地區所承受風險較高。

關鍵字:空氣污染模式、砷化物、空間及方向性分析、健康風險、永續環境系統分析

Abstract

In Hsinchu Science-based Industrial Park (SBIP), semiconductor and opto-electronic factories use a significant amount of chemicals with arsenic compounds in their manufacturing processes. High ambient arsenic concentration measured in few years ago were recently reported and attracted great attention from the public. Other than promoting non-arsenic manufacturing processes and reporting regular monitoring data, analyzing air toxic pollution distribution and assessing residential exposure and health risks are desired. The AERMOD model was thus applied in this study to establish a model to simulate spatial arsenic pollution distribution. Three methods of directional pollution level hours, directional impact area, and directional hourly maximal concentration are developed for assessing the directional impacts of the arsenic emission from SBIP on adjacent residents. The uniform removal method is applied to estimate the required percentage reductions of source pollutants for achieving several expected ambient criteria. Two risk assessment measures are then applied to estimate the residential exposure and health risks for different scenarios.

This study uses two arsenic emission data sets in 2002 and 2008 to establish scenarios WA and WB, and scenario WC for both data sets is also analyzed. The pollution distributions of the three scenarios are simulated based on 2002 and 2007 meteorological data. The simulated results are significantly lower than those sampled from random monitoring at surrounding locations. The emission data sets are obviously incomplete and should be extended. Based on the directional impact analysis, the largest number of hours with high pollution occurs under the eastern wind direction. According to the average concentration distribution in each direction for scenario WA, the ESE wind influences the largest area, while the WSW wind influences the largest area for scenarios WB and WC. For the maximal hourly concentration distribution in each direction, except the calm wind, the areas influenced by eight wind directions such as south and NNW are significantly larger than those for other wind directions. For achieving the expected ambient arsenic concentration lower than $0.2\text{ng}/\text{m}^3$, about 80% reduction of all pollution sources is required. Since the emission data sets are incomplete, a higher removal rate is required for the complete set. Regarding the health risk, certain parts of the studied area have higher risks than those in other parts of the area.

Keywords: air pollution dispersion model; arsenic; directional impact; health risk; sustainable environmental systems analysis.

致謝

不久前自己才是個剛踏入研究所的菜鳥，剛開始我幾乎什麼東西都不懂，但經過這兩年恩師高正忠的指導，我學了很多東西，特別是「抓重點」這個高氏理論，無論任何問題只要抓到重點，再困難的事都可迎刃而解，我想未來出了社會後，老師所傳授的東西，一定也可以幫助我繼續成長下去。另外，也特別感謝母校中興大學的望熙榮老師與林明德老師，你們給予學生論文與研究上的指正，使學生受益良多，在此致上最誠摯的敬意。

而研究期間，特別要感謝亦師亦友的子欽學長，在寫論文、跑程式的過程中，幫我解決了許多困難，另外也學到以前從未玩過的網球、桌球；也感謝冠華學長在程式上的指導與幫助，替我省了不少 De Bug 的時間；感謝宥禛學姊，老師不在的期間，您就好像我的第二位老師，無論是在研究還是生活上的問題，沒有你我一定沒辦法如此順利的度過這兩年。這兩年之中要感謝的人真的很多很多，感謝實驗室陪我一路走過來的立偉、士澤、展帆、京澄、雅如、坤哥，沒有你們實驗室不會時時充滿歡笑聲，還有陪我一起吃飯、念書、熬夜、睡覺、打電動的仕強，你讓我認識到金門人是很有趣的；感謝我的同學們，OK、馬路、籤王、阿猴、瑛儀、仲豪、蝦味先、排...排骨飯、金門王、百珊、育安、小雞、姿吟、建廷，你們為這兩年的生活帶來了很多很多的歡樂；感謝學弟妹們，恰恰、大王、家馨、信元、海菜、玉米頭、燒餅，系排就靠你們帶領新的學弟妹們奪冠吧！新進的學弟們岳奇、科智，你們也要加油，別讓進度追著你們。最後感謝我的父母、弟弟、妹妹以及椀謹，感謝你們一路陪伴，讓我感受到家的溫暖。

在此獻上我最真心的祝福與感謝，僅將此論文獻給曾經幫助過我、關心過我與陪伴過我的人。

賴旻韓 謹誌於交大

民國九十八年七月

目錄

中文摘要.....	i
英文摘要.....	ii
誌謝.....	iii
目錄.....	iv
圖目錄.....	vi
表目錄.....	vii
第一章 前言.....	1
1.1 研究緣起.....	1
1.2 研究目的.....	3
1.3 論文內容.....	3
第二章 文獻回顧.....	4
2.1 砷化物特性及污染探討.....	4
2.1.1 砷化物.....	4
2.1.2 國外空氣砷污染研究.....	6
2.1.3 國外空氣砷污染研究.....	6
2.2 空氣污染模式與模擬.....	8
2.2.1 空氣污染模式.....	8
2.2.2 砷空氣污染模式模擬.....	9
2.2.3 AERMOD 模式之應用.....	10
2.3 風險評估.....	11
第三章 研究流程與方法.....	13
3.1 研究流程.....	13
3.2 案例區簡介.....	18
3.3 AERMOD 模式建立.....	21

3.3.1	AERMOD 模式簡介.....	21
3.3.2	氣象資料收集與整理.....	23
3.3.3	AERMET 氣象資料及數位地形資料處理.....	24
3.3.4	AERMOD 模式運算.....	26
3.4	污染物空間性分佈分析方法.....	26
3.4.1	方向性污染衝擊分析.....	27
3.4.2	情境分析.....	27
3.5	空間性風險評估.....	30
第四章	結果與討論.....	32
4.1	方向性污染衝擊分析結果.....	32
4.2	AERMOD 模擬.....	35
4.3	排放情境分析.....	35
4.4	方向性分析.....	38
4.5	周界期望濃度分析.....	46
4.6	空間性風險評估.....	49
第五章	結論與建議.....	58
5.1	結論.....	58
5.2	建議.....	61
	參考文獻.....	63
	附錄一.....	70
	附錄二.....	72
	附錄三.....	74



圖目錄

圖 1	研究流程圖.....	15
圖 2	新竹科學園區周界砷污染監測點及排放口	16
圖 3	新竹地區人口戶數圖.....	20
圖 4	AERMET 所使用之氣象資料預處理程序	23
圖 5	AERMOD 運算流程	25
圖 6	新竹與苗栗地區鄉鎮圖.....	33
圖 7	案例區全年風花圖.....	34
圖 8	情境 WA 2002 年最大小時濃度結果.....	36
圖 9	情境 WB 2007 年最大小時濃度結果.....	37
圖 10	情境 WC 2007 年最大小時濃度結果.....	38
圖 11	情境 WA、WB 方向性分析結果.....	41
圖 12	情境 WC 方向性分析結果.....	42
圖 13	依平均濃度分析各情境方向性砷污染空間性風險	48
圖 14	情境 WA 2002 年風險分析結果.....	50
圖 15	情境 WA 2002 年致癌負荷結果.....	51
圖 16	情境 WB 2007 年風險分析結果.....	53
圖 17	情境 WB 2007 年致癌負荷結果.....	54
圖 18	情境 WC 2007 年風險分析結果.....	56
圖 19	情境 WC 2007 年致癌負荷結果.....	57

表目錄

表 1	砷及其衍生物的毒性.....	5
表 2	新竹周界砷污染濃度監測結果.....	17
表 3	新竹科學園區內砷污染監測情形	18
表 4	情境 WA 2002 年東風及東南東風砷污染比例比較	43
表 5	情境 WB 2007 年西南西風及北北東風砷污染比例比較	43
表 6	情境 WB 2007 年周界期望濃度分析結果	47
表 7	情境 WC 2007 年周界期望濃度分析結果	47



第一章 前言

1.1 研究緣起

發展高科技產業園區是近年來政府的重要政策及新興產業潮流，從 1980 年新竹科學園區成立至今，廠商規模已達到 390 家（新竹科管局，96 年），緊接著台中科學園區與台南科學園區自 2004 始亦陸續營運及擴建中，雖然提昇經濟發展，但亦排放了一些污染物威脅居民健康。根據文獻指出（林，96 年），目前高科技科學工業園區可能會排放砷、鎘，鉛...等重金屬，以中部科學園區為例，其砷污染在週界採樣中介於 1.8 與 37.4 ng/m^3 之間，是園區營運前的 12.4 倍之多（張等，96 年），新竹科學園區亦曾在五年前周界採樣點中測得砷濃度高達 $120\text{ng}/\text{m}^3$ (Chein et al., 2006)，這是在國際上文獻中很少見到的高濃度，雖然其檢測方法受到質疑，但由煙道的數據來看，當時大氣中確有可能會發生高濃度情形，空氣中的重金屬與氣膠除了會傷害人體的呼吸系統及皮膚組織外，長期也會引發各種癌症病變，砷長期暴露嚴重者可導致癌症，如肺癌、皮膚癌...等病變（潘等，90 年）。若依目前新竹科學園區與中部科學園區的採樣結果為例，其致癌風險已高於萬分之一，實有加緊建立評估及管制策略的必要性，再者科技園區製程所使用的氣體種類與一般傳統產業差異大，現行的空污法規並不通盤適用，除了加速促進廠商採用無砷製程，更應儘速擬定一套完整的污染濃度模擬及風險評估模式，以期能掌握污染物的流佈、選擇適當的採樣點與時間提高監測數據的有效性及確保該空品區之空氣品質與居民健康。

在評估風險之前，必須先了解污染物的流佈，一般是採用模式模擬，污染物模擬的工具很多，如 ISC3 (USEPA, 1995)、AERMOD (USEPA, 2004)、TAQM (劉等，91 年)、Model-3 (USEPA, 1999) 等空品模式均具備有此能力，唯 TAQM 與 Model-3 屬於中大尺度空品模式，所需資料及運算方式較為複雜，故暫不採用，而過去國內常用的 ISC3 模式在美國已不

用，已為 AERMOD 所取代，目前亦有許多文獻說明 AERMOD 比起 ISC 更加的準確，如謝(97 年)指出 AERMOD 比 ISC 的模擬結果更加地接近測站的觀測值；Yang et al.(2007)曾以 AERMOD 及 ISC 模擬追蹤劑的擴散情形，結果顯示 AERMOD 比 ISC 更加的精準。本研究因而採用 AERMOD 模式來模擬污染物的空間性分佈。

健康風險評估常用來解釋污染物所造成負面健康效應的影響程度及某排放源對大眾健康效應衝擊的大小，評估結果除可供各環保機關作為管制各種具有危害潛勢污染物質之參考依據，亦有助於政府及民眾了解所承受的健康風險。如賴(90 年)曾以人體暴露量調查的方式來評估焚化爐因農作物的產銷關係所造成的風險傳輸情形。健康風險亦常使用模式來評估，如 USEPA(2007)所推出之 THERdbASE v1.2；美國加州環保署空氣品質資源局(2007)所開發之 HRA v2.0e(Health Risk Assessment, HRA)，可用於計算潛在致癌風險，其亦可用於評估非致癌健康風險的急性或慢性指標；以及 PIONEER Environmental Consultant (2007)所發展之 Smart RISK，皆是可用以評估健康風險的模式，然而這些方法的調查分析所需的成本人力及時間均頗高且費時，故並不太適合此研究。本研究採用較簡易的方法評估，以致癌風險(USEPA, 1992)評估，致癌風險定義為終生平均日暴露量乘上致癌斜率或污染物濃度乘上致癌單位風險值，由於實際暴露量不易評估，故本研究以 AERMOD 模擬出污染物濃度取代之，再定義致癌負荷為致癌風險值乘上各網格的人口，網格人口則以住址點 GIS 資料來估算各網格人口分布情形。致癌負荷可用以反應各區域空間性健康風險。

本研究以三種砷污染排放情境評估不同情境下的污染物分佈，再以方向性污染衝擊來探討各種風向下污染物分布及影響區域，並針對新竹科學園區案例進行分析，以瞭解高科技園區砷排放之污染情形及其所可能造成的風險，以供政府研擬監測、評估及管制策略時參考。

1.2 研究目的

本研究主要目的為建立一套可用以評估新竹科學園區砷污染空間分佈及風險的方法。主要研究目的有以下兩項：

1. 建立砷污染評估模式：用以評估新竹科學園區砷污染的空間分佈；由於砷污染的空間分佈是風險評估及監測位置選址的主要依據，然而目前並沒有適當的模式可供模擬推估砷污染物的空間分佈，本研究因而以美國環保署 AERMOD 模式(USEPA, 2004)模擬周界受體點污染狀況，以三種砷排放情境來模擬，進而推估在不同時間下，新竹科學園區砷污染的擴散與空間分佈情形。
2. 發展適當的方法評估及分析砷污染所造成的風險：砷污染會增加慢性疾病及生命危害的風險，然而由於國際砷污染嚴重區域並不多，而相關的風險研究更是不多，因此有必要建立一個可供評估國內科學園區砷污染風險的方法，且將考量人口曝露量，推算致癌負荷，分析週遭區域可能承受的健康風險，以供政府及相關主管機關研擬砷監測、評估及管制策略時參考。

1.3 論文內容

本論文之後續章節中，第二章主要回顧空氣品質模式與應用、風險評估及空間性風險分析；第三章說明本研究的流程與方法，包括案例區簡介，如何以AERMOD(USEPA, 2004)建立新竹科學園區砷污染空氣污染模擬模式和空間分佈分析方法，以及空間性風險評估方法；第四章說明砷污染空間分佈分析及空間性風險評估；最後第五章總結本研究並提供後續研究建議。

第二章 文獻回顧

在本章中主要回顧及討論與本研究相關之文獻，除了探討過去已有的相關研究成果，並探討本研究所擬定的研究方向的可行性。相關重要文獻主要分為砷化物、空氣污染模式與應用、風險評估等主題。以下一一說明之。

2.1 砷化物特性及污染探討

本節將先說明砷化物特性，然後介紹國內外文獻中有關砷污染或監測情形。以下一一說明之。

2.1.1 砷化物

砷對於人體的影響主要來源為水與空氣，並且砷在人體中具有累積性，為造成人體砷中毒的主要效應（劉，84年）。而潘等（91年）也說明急性砷暴露會引起腹瀉、嘔吐及肝和腎臟毒性，更甚者會導致急性腎管狀細胞壞死、腎衰竭等；長期暴露在砷污染下則有皮膚黑色素沈積、皮膚炎、角質化、脫毛等病變出現。慢性砷中毒亦可導致腎臟病變及骨髓受損，嚴重者可能導致癌症，如肺癌、皮膚癌、肝癌、膀胱癌、腎癌，以及心血管、末梢血管病變。國際癌症研究署(International Agency for Research on Cancer, IARC)(IARC, 2004)亦已將無機砷列為致癌物質。

由環保署危害物質危害數據資訊資料庫（環保署，97年），可查知砷化物毒性以無機砷最高，揮發性有機砷次之，有機砷為最低，如表1。無機砷中又以砷化氫及三價砷毒性最高，砷化氫容易與血紅素結合，造成紅血球溶解及血管內溶血現象和貧血，接著對於腎及其他器官造成危害。目前國內毒化物中僅列管三氧化二砷（即俗名砒霜）及鉻化砷酸銅。

空氣中的砷來源一般由金屬冶煉、石油燃燒，以及火山活動所造成的居多，而其中又以人為活動所產生的砷比起自然產生的還要高（WHO, 2001），一些高科技產業中，如半導體業、光電業、玻璃基板業在製程中常使用之砷酸、砷化氫並未作列管，且砷亦有可能經由製程中轉化。當砷化物經過工業使用排放後勢必對於環境造成一定的影響，且由於砷具有高毒性，因此需發展適當之方法評估其對於週遭居民之影響。

表 1、砷及其衍生物的毒性

物種			價數	LD ₅₀ (mg/kg, 大鼠口服)
Arsine	砷化氫	AsH ₃	-3	3
Arsenic(V) oxide	五氧化二砷	As ₂ O ₅	+5	8
Arsenites	亞砷酸鹽	H ₂ AsO ₃ ⁻	+3	14
Arsenic(III) oxide	三氧化二砷	As ₂ O ₃	+3	15.1
Arsenates	砷酸鹽	H ₂ AsO ₄ ⁻	+5	/
		Na ₂ HAsO ₄ ·7H ₂ O		20
Arsenic acid	正砷酸	H ₃ AsO ₄	+5	48
Arsenic	砷(固態)	As	0	763
MMA*	一甲基砷酸	--	--	700-1800
DMA*	二甲基砷酸	--	--	700-2600

(本研究整理自環保署危害物質危害數據資訊資料庫)

*：除了 MMA 及 DMA 為有機砷外，其餘皆為無機砷。

2.1.2 國外空氣砷污染研究

Thomaidis et al.(2003)研究指出在雅典市中心旁採樣到含砷的 $PM_{2.5}$ 濃度為 0.16 至 29.3 ng/m^3 ，並推測與市中心旁工業區活動與車輛活動所造成的污染有關；Gidhagen et al. (2002) 研究指出在智利中部與北部測到土壤及河川中含高量的砷，推測與銅、金冶煉廠所造成含砷的 PM_{10} 有關；Sanchez-Rodas et al. (2006) 研究指出在 2001 年及 2002 年西班牙西南部的維爾瓦省(Huelva)測到含砷的 PM_{10} 濃度範圍分別為 1.6 至 29.4 ng/m^3 及 1.3 至 79.8 ng/m^3 ，並指出當吹南風及西南風時造成煉銅廠下風處的都市累積高濃度的砷，而當吹西風及西北風時砷濃度則降低了許多；Chiaradia et al.(2000)則指出在日內瓦檢測到空氣中砷濃度為 0 至 2 ng/m^3 ，並推測與當地焚化爐運作及石化燃料燃燒有關；Polissar et al. (2001) 曾在加拿大監測到小於 10 ng/m^3 含砷的 $PM_{2.5}$ ，並推測與非鐵(nonferrous)冶煉場所排放的空污有關。

由前述文獻可知，這些研究場所雖與國內科園區的污染特性不同，但可看出砷污染常因特定工業活動而排放到環境中，且受到風向影響到下風處的居民，除了污染分佈，風向的影響亦是研究應分析的重要因子。而由於過去文獻較少探討砷污染風險之空間性分佈，因此，本研究發展一套砷污染空間風險分析之方法。

2.1.3 國內空氣砷污染研究

台灣有關砷污染較嚴重的事件為 1950 年代末期中南部居民長期飲用含砷濃度 0.17 至 0.8 ppm 之地下水，導致罹患烏腳病(ATSDR, 1994)，亦因而有一些國內學者投入研究，唯這是水污染，與本研究所要分析的空氣污染不同。

有關國內空氣中的砷污染，張等（96 年）在 95 年東海行政大樓檢測到含砷粒狀物濃度 37.4 ng/m^3 ，並且認為是因近期中部科學園區發展迅速造成砷污染濃度頗高，亦引起媒體的重視與報導。林（96 年）因而於 96 年在中科周界六個測點偵測空氣中砷濃度，監測數據範圍為 3.71 至 5.51 ng/m^3 並與 94 年其他單位同樣測點所偵測的砷濃度比較，雖沒有測得類似張等(96 年)所測的濃度，亦不了解其監測點是否有分析風場與適合性，但結果顯示少數測點濃度有升高的趨勢，且表示有必要針對中科周圍進行長時間監測以了解其對於周界砷污染濃度之影響。

Tsai et al. (2003) 研究發現在台南一火力發電廠旁測點監測到含砷粒狀物濃度在冬季晚上濃度比夏季還要高，推測在冬季晚上發生氣溫逆轉 (temperature inversion) 的現象，導致砷污染物在地表累積，另在夏季時所測到的砷粒狀物質量比例比冬季高，推測為夏季吹西南西風使得在燃煤火力發電廠下風處之測點所測到的粒狀物砷含量較高，且最高曾測到 12.4 ng/m^3 含砷之粒狀物濃度，並推測在當時低風速的條件下（小於 0.8 m/s ）污染物擴散速度較慢，使得偵測濃度較高。

Chein et al. (2005) 在 2002 年 9 月與 10 月監測新竹科學園區 20 間半導體或光電業製造廠煙囪砷排放量，最大約為 0.1427 g/hr ，並於園區周界 15 個測點監測含砷粒狀物濃度，發現園區周界砷污染濃度最高為 120 ng/m^3 ，由於數據太高，亦因而引起媒體的重視與注意，唯由於其採樣方式並非標準方法，因而受到其他專家執疑，但由於排放濃度頗高，據信當時的濃度亦應不低，亦因而進行此研究評估科學園區空氣砷污染的影響。科學園區管理局雖儘速重測，但是在很短的時間下重測，且是在媒體揭露引起注意後才重測，點數也很少，故也並沒有測得高數據，本研究因而亦將依研究成果評估監測的適用性。王（96 年）在 94 年及 95 年於新竹科學園區內設置數個監測點，其中監測到含砷粒狀物濃度範

圍為 0.003 至 0.013 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，並認為科學園區內矽粒狀物主要由交通活動所造成，園區內半導體廠所排放矽污染貢獻次之。不過，王並沒有實際去檢測油品中的含矽量，也因而對於此結論，本研究群仍存疑。

2.2 空氣污染模式與模擬

本節首先說明空氣污染模式，之後介紹有關矽空氣污染模式模擬以及 AERMOD 模式之應用。以下一一說明之。

2.2.1 空氣污染模式

一般欲了解空污的流佈情況，經常採用空品模式來模擬之，所謂空品模式，乃是利用數學或定量的方式，以計算或模擬污染物由排放源釋出後在大氣中傳送、擴散及反應所形成的濃度場之時空分佈（空氣品質模式支援中心，96 年）。所以空品模式乃是模擬污染源所排放污染的擴散濃度與量的空間分佈，而一個模式往往包含許多不同傳輸擴散機制或過程(如煙流上升、擴散、沉降等)的計算方法，有時同一個過程就有許多不同的演算法可供選擇，但不同的方法其結果自然也可能不一樣。

針對不同用途的空品模式不少，用於模擬固定污染源的常用空品模式包括 Model-3(USEPA, 1999)、TAQM(劉等，91 年)、ISCST3 (USEPA, 1995) 及 AERMOD(USEPA, 2004)等。

Model-3 (Third-Generation Air Quality Modeling System) (USEPA, 1999;空氣品質模式支援中心，92 年) 為美國常用的大尺度、短時之空品模式，雖亦可適用於較長時間，但模擬計算時間會較長，模式適用於模擬機制頗複雜的空污流佈及相關模擬，是美國法規接受的模式之一，且經常用於科學性調查。適用於都市與區域性尺度，一般針對較適合短期（一星期內）模擬。TAQM (Taiwan Air Quality Model) 模式（劉等, 91 年;空氣品質模式支援中心，92 年）為猶拉式之網格模式，目前應用的實例中網格最小有 4 公里，最大有 60 公里，適合大尺度區域的模擬運算，

一般用於 7 天內之逐時模擬。此兩個模式由於較複雜，即使模擬短時間的運算時間仍頗長，而本研究需要模式全年及分季的影響，故均不太適用於本研究。

ISC3 (Industrial Source Complex Model 3rd edition) 模式(USEPA, 1995;空氣品質模式支援中心, 92 年) 是 USEPA 所曾建議的模式之一，ISC 系列模式中發展最完整的穩態 (steady-state) 高斯煙流模式，可廣泛的應用在各種類型的高斯煙流模式及污染源 (點源、面源、線源、體源)，可用於短期 (一小時) 或長期 (一年) 及區域性 (傳輸距離五十公里內) 的模擬。然而模式只單純考慮物理機制，並未考慮污染物化學性質，因此只適合模擬惰性污染物，為此模式的缺點之一。唯此模式目前已為 AERMOD 所取代。

AERMOD (AMS/EPA Regulatory Model) 模式(USEPA, 2004)是由 USEPA 及美國氣象學會 (American Meteorology Society, AMS) 所組成之法規模式改進委員會 (AMS/EPA Regulatory Model Improvement Committee, AERMIC) 共同發展，目的為取代模擬誤差較大的 ISC3 模式，應用最新的擴散理論與運算技術，進而提高模式所預測的準確度，並以較簡單之方式將複雜地形中氣流及延散 (Dispersion) 的觀念導入模式中，並基於行星邊界層紊流結構、尺度以及觀念等所解析之空氣污染擴散現象來發展此套新的空氣品質模式 (USEPA, 2004)。本研究欲針對小尺度區域及長時污染物擴散情形來模擬，因而採用目前美國環保署所發展之最新空品模式 AERMOD 來模擬空污分佈情形。

2.2.2 砷空氣污染模式模擬

Gidhagen et al.(2002)曾利用 HIRLAM 模式(High Resolution Limited Area Model) 模擬智利中、北部 8 座銅、金冶煉場所排放的砷粒狀物濃度，並與冶煉廠周界的監測點數據比對，結果顯示位於南方 4 個監測點

數據與模擬結果一致，而在北方三個監測點數據較模擬結果高出許多，推測在智利北部土壤含砷表土受到再懸浮（resuspension）作用導致所監測到含砷的粒狀物濃度比模擬濃度還高。

Chein et al.(2005)假定一支於新竹科學園區內之煙囪，並以五種排放率以 ISCST3 進行砷污染分佈模擬，結果顯示當砷排放率為 10^{-2} kg/h 所模擬的濃度為 130 ng/m^3 ；由於 ISC 已停用，本研究因而以 AERMOD 來進行砷污染空間分佈分析。

2.2.3 AERMOD 模式之應用

在 AERMOD 與 ISC 之比較上，Yang et al. (2006) 曾比較 ISC 與 AERMOD 兩模式用於模擬追蹤劑的擴散情形，結果顯示 AERMOD 比起 ISC 更加地精準。Silverman et al.(2007)利用 AERMOD 與 ISC 來模擬兩種工廠所排放的氯化亞甲基與聯氨擴散情形，並評估其對於周界居民所可能產生的健康風險。Orloff et al. (2005) 也利用 ISC 與 AERMOD 兩模式模擬氰化物濃度，並與觀測值比對，結果顯示 AERMOD 比 ISC 更加符合觀測數據。謝（97 年）以 ISC 與 AERMOD 兩模式模擬火力發電廠所排放之二氧化硫，並與測站觀測值比對，結果顯示 AERMOD 比 ISC 更加接近測站的觀測濃度。礦與許(94 年)以 AERMOD 與 ISC 兩模式對於平坦地形與複雜地形進行比較，結果顯示 AERMOD 模擬結果較佳，且修正 ISC 不必要的保守與假設。

在 AERMOD 之應用上，曹等（97 年）利用 AERMOD 來模擬商業活動及移動污染等產生之污染物擴散，並結合空氣資源整合效益模型，來探討空氣品質改善對於民眾的個人終身壽命增加與節省醫療成本之效益，結果顯示 PM_{10} 每下降 $1 \mu\text{g/m}^3$ 對於個人終身平均壽命增加與醫療支出成本降低等整體效益最佳。Zhang et al.(2008)採用 AERMOD 模擬由工業活動產生的 SO_2 、 NO_x 、 PM_{10} 等擴散情形，並利用監測結果來做驗證。

Bajwa et al.(2008)利用 AERMOD 來模擬養豬戶的廢水處理單元所逸散的氨氣擴散與乾沉降情形。Kesarkar et al.(2006)利用天氣預報系統與 AERMOD 結合來模擬 PM₁₀ 擴散情形。由於過去文獻皆指出 AERMOD 較 ISC 更為精確，且已於多個研究中應用。因此，本研究採用 AERMOD 模式來模擬污染物擴散情形，進而據以分析污染物風險情形。

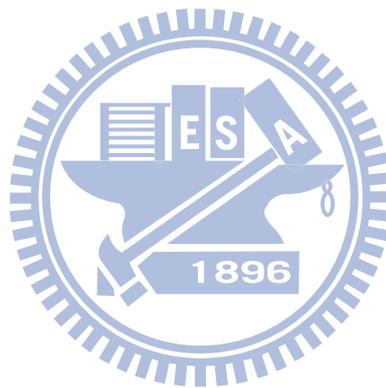
2.3 風險評估

WHO (2008) 定義風險評估主要包括危害確認 (hazard identifycaion)、危害描述 (hazard characterization)、風險描述 (risk characterization) 以及暴露評估 (exposure assessment) 等四部分。暴露評估指個體或群體對於接觸化學物質的定質或定量。一般是指用來描述接觸化學物的強度、頻率、時間，甚至用來評估化學物質的攝取或吸收率及暴露途徑 (如口、皮膚、呼吸等)，並計算實際吸收的劑量 (USEPA, 1992; WHO, 2008)。本研究主要探討以空品模式模擬污染分佈，並據以評估居民可能的暴露風險。

國際上雖然已有不少單位提出砷污染的百萬分之一風險值，但濃度值不盡相同，例如美國加州空氣資源委員會 (California Air Resources Board, CARB) 設定 0.303 ng/m³ (CARB, 1990) 的風險為百萬分之一；而 Calabrese and Kenyon (1991) 則定義砷污染的大氣空氣品質目標值 (Ambient Air Level Goal, AALG) 為 0.0466 ng/m³，此值亦表示風險為百萬分之一，是目前所查到的文獻中最嚴格的一個值。美國環保署 IRIS (Integrated Risk Information System) (USEPA, 2006) 則提出終身暴露在 0.2 ng/m³ 無機砷的環境下致癌風險為百萬分之一、2 ng/m³ 的風險為十萬分之一、20 ng/m³ 的風險為萬分之一，風險值呈線性關係。世界衛生組織 (World Health Organization, WHO) 對於砷的終身暴露風險所公佈的值為每 1μg/m³ 的風險為 1.5 × 10⁻³ 人，0.66 ng/m³ 的風險是百萬分之一、

6.6 ng/m³ 的風險是十萬分之一、66 ng/m³ 的風險是萬分之一 (WHO, 2000), 風險值亦呈線性比例關係。本研究參考這些值訂定情境分析所達到的周界目標濃度。

美國環保署 (1992) 定義致癌風險為終生平均日暴露量乘以致癌斜率或污染物濃度乘以致癌單位風險值。由於長期暴露在砷空污下, 容易導致癌症, 因此本研究以模式所模擬出砷濃度, 應用此方法來估算居民之暴露風險。



第三章 研究方法

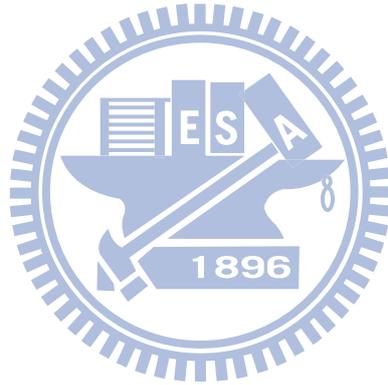
本研究重點在於使用美國 AERMOD(USEPA, 2004)建立推估新竹科學園區砷污染擴散模式，進而分析污染物的空間分佈，及評估居民空間上之健康風險，並作為後續規劃監測計畫的依據。本章將首先說明本研究的流程及簡介案例區，之後介紹 AERMOD 模式及如何建立案例區的砷污染擴散模式，進而說明如何分析砷污染空間分佈及進行空間性風險評估，上述內容於以下各節一一說明之。

3.1 研究流程

本研究流程如圖 1 所示，主要分為資料收集與整理、AERMOD 模式建立、砷污染空間分佈分析、健康風險計算方法、居民健康風險之空間性評估等五大步驟，以下一一摘要說明之：

1. 資料收集與整理：主要收集國內外固定污染源之空間分佈分析之方法、模式模擬、健康風險計算方法、居民曝露風險之空間性評估等相關文獻。且收集案例研究所需要的資料，包括全新竹縣、市之人口住址點資料、地面觀測、探空等氣象資料、數位高程地形資料、園區固定污染源排放等資料。
2. AERMOD 模式建立：以美國環保署之 AERMOD 模式(USEPA, 2004)模擬周界受體點污染分佈情形，依據模擬新竹科學園區周界污染分佈之需求收集模式所需的輸入資料，首先將氣象站取得之地面觀測資料、探空資料及地面數位高程資料作預處理，同時將新竹縣市圖層以五百平方公尺大小的網格劃分，再以園區固定污染源排放資料來建立模式。

3. 砷污染空間分佈分析：以 2002 年、2008 年排放資料及結合兩者為 WA、WB 及 WC 三種情境，並以 2002 年及 2007 氣象資料進行模擬科技園區砷排放造成周界污染之狀況，且考量不同風向下砷污染濃度分佈情形以及空間性之差異。
4. 健康風險計算方法：文獻中有很多空氣污染健康風險之計算方法，而這類方法常用一些模式及工具來計算風險，考量這些方法分析上較為繁瑣不適用，因此本研究將探討適合計算新竹科學園區砷污染健康風險的方法。
5. 居民健康風險之空間性評估：將 AERMOD 模式所模擬之砷污染空間分佈，配合人口分佈情形，套用所採用的砷污染健康風險計算方法，以評估砷污染對於居民所造成風險之時間與空間分佈。



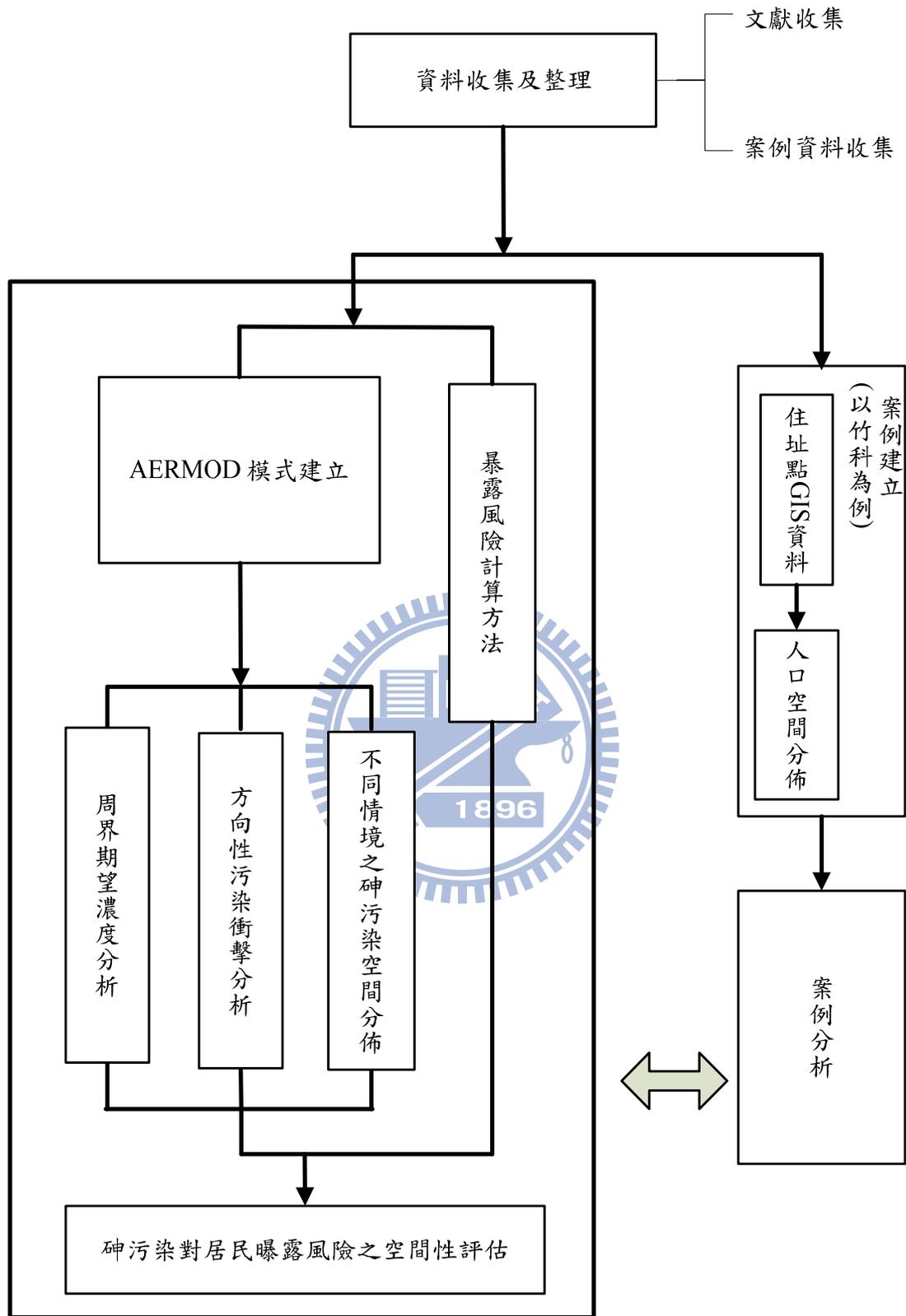


圖 1 研究流程圖



圖 2 新竹科學園區周界砷污染監測點及砷污染排放口

表 2、新竹周界砷污染濃度監測結果

Time	Item	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
97.05.15-16	TSP-As	2.28	2.61	2.71	2.16	2.13	2.7		
	PM _{2.5} -As	1.74	1.77	1.98	1.61	1.59	2.54		
	S ^a	2.8	1.1	1.1	1.2	1.3	0.6		
	D ^b	SW13	N23	NE23	NE17	SE6	NE9		
97.05.22-23	TSP-As							0.76	
	PM _{2.5} -As							0.66	
	S ^a							1.5	
	D ^b							NE3	
97.06.04-05	TSP-As								2.41
	PM _{2.5} -As								N.D.
	S ^a								
	D ^b								
97.06.16-17	TSP-As	2.27	0.47	2.75	2.54				3.16
	PM _{2.5} -As	2.24	N.D.	2.88	2.06				3.09
	S ^a	1.5	0.3	0.2	0.2				1.3
	D ^b	SW12	SE8	NW5	NW5				NW7
97.07.23-24	TSP-As	0.96	0.63	0.91	1.98				0.81
	PM _{2.5} -As	0.86	0.3	0.94 ^c	1.29				0.34
	S ^a	2.2	0.7	0.3	0.7				0.4
	D ^b	NW13	S12	SW8	NW12				SW12
97.08.12-13	TSP-As	0.55	0.5	0.73	0.95	1.69	1.8	2.92	0.54
	PM _{2.5} -As	0.53	0.19	0.57	0.7	1.83 ^c	1.52	2.01	0.34
	S ^a	2.6	1.2	0.5	0.8	0.3	0.7	1	0.7
	D ^b	SW22	SW19	SW18	SW19	N5	NW10	NW13	NW11
97.09.17-18	TSP-As	4.48	1.04	0.15	0.51				0.38
	PM _{2.5} -As	3.78	0.65	N.D.	N.D.				0.16
	S ^a	0.7	1.4	1.4	2.8				0.6
	D ^b	SE10	N19	NE20	SE9				SE18
97.10.16-17	TSP-As	1.84	N.D.	0.45	1.52				1.98
	PM _{2.5} -As	1.27	N.D.	0.25	0.83				1.55
	S ^a	1.6	0.8	0.8	0.7				0.8
	D ^b	NE7	NE10	NE8	SE10				NE21
97.11.12-13	TSP-As	0.82	2.92	1.32	2.71	N.D.	0.59	1.97	0.83
	PM _{2.5} -As	0.45	2.33	0.69	1.99	N.D.	0.29	1.42	0.28
	S ^a	3	1.6	0.7	1.5	1.3	1.2	1.1	1.6
	D ^b	SE18	NW19	NW17	NE24	NE14	NE14	SE11	N20
97.12.08-09	TSP-As	1.09	2.1	1.56	1.57				1.54
	PM _{2.5} -As	0.43	0.61	0.65	0.31				0.97
	S ^a	1	0.9	0.9	0.8				1
	D ^b	NW17	NW11	NE20	SE19				NE24
98.01.12-13	TSP-As	4.11	10.4	4.44	6.52				7.21
	PM _{2.5} -As	3.36	6.42	3.11	5.01				6.82
	S ^a	3.1	2.5	1.4	1.7				2.9
	D ^b	SE9	N20	E11	E15				N24

資料整理自新竹市環保(98年)

a. Daily average wind speed(m/s).

b. Prevailing wind direction and hours.

c. May have problem for monitored result.

表 3 新竹科學園區內砷污染監測情形

採樣點	日期	風向	濃度(ng/m^3)
W1	95.09.26-27	N	4.0
W2	95.09.26-27	NE	4.0
W3	95.09.27-28	E	4.0
W4	95.09.27-28	NE	4.0
W5	95.10.24-25	E	4.0
W6	95.10.24-25	NE	4.0
W7	95.10.25-26	SE	4.0
W8	95.10.25-26	N	3.0
W9	96.01.30-31	NE	6.0
W10	96.01.30-31	SE	7.0
W11	96.01.31-02.01	N	13.0
W12	96.01.31-02.01	N	12.0
W13	96.05.23-24	SW	5.0
W14	96.05.23-24	S	4.0
W15	96.05.24-25	SW	4.0
W16	96.05.24-25	W	3.0

資料整理自王(97年)

3.2 案例區簡介

新竹科學工業園區(科園區管理局, 97年)涵蓋位置包括部份新竹市東區及新竹縣寶山鄉地區, 為台灣重要的高科技工業園區, 主要產業有半導體、電腦、通訊、光電、精密機械與生物技術業等。其中以半導體、發光二極體及光電顯示器的玻璃基板製造等製程中, 使用不少砷化氫(Arsine)、正砷酸(Arsenic acid)等物質, 除了易造成氣態砷化氫污染外, 這類砷化物也容易形成粒狀三氧化二砷(Arsecic)造成更多的污染(林, 96年)。表 2 為新竹市環保局在 97 年 5 月至 98 年 1 月期間, 針對如圖 2 所示的新竹科學園區周界 8 個點監測砷污染濃度, 其中在 E8 點曾測到總砷粒狀物濃度 $7.21\text{ng}/\text{m}^3$ (新竹市環保局, 98 年), 表 3 則整理自王 (97 年) 於 95 年至 96 年間, 針對新竹科學園區內 16 個監測點(如圖 2 所示)砷污染的情形, 在 W12 點曾測得 $12\text{ng}/\text{m}^3$ 。尤其在民國 91 年(Chein et al., 2005)

更曾測出高達 120ngm^{-3} 的濃度，唯其大氣周界濃度分析方法受到學者的質疑，另外，在 95 年 2 月間亦於中部科學園區(張等，96 年)測出 37.4ng/m^3 ，因而引起大眾注意科學園區的砷污染排放問題，雖然預期科學園區目前的砷污染應該沒有數年前那麼高了，但對於砷污染仍有必要加以評估，並建立模式模擬砷污染的空間分佈，及分析其對附近民眾的影響，包括污染分佈情境，並建立模式作為監測規劃的依據。

科學園區空氣污染主要除了會影響鄰近地區，亦會隨著風帶至更遠的地區，本研究主要以科學園區周遭一定距離為分析範圍，主要涵蓋新竹市及新竹縣地區，位於台灣省西北部，新竹市行政區域劃分為東、北、香山等 3 區。竹縣行政區域劃分為竹北市、寶山鄉、新豐鄉、湖口鄉、竹東鎮、新埔鎮、關西鎮等 13 區。新竹市至民國 97 年 7 月底止全市人口數 402,695 人(新竹市政府，97 年)，其中以東區人口數 191,646 人為最高，人口密度以北區 $8,935\text{人/km}^2$ 為最高。而新竹縣至民國 97 年 7 月底為止全縣人口數 500,023 人(新竹縣政府，97 年)，其中以竹北市人口數及人口密度最高。由於科學園區及大專院校等，在新竹縣市的流動人口亦很多，可能至少超過十萬人。

本研究採用新竹市及新竹縣住址點地理資訊資料(新竹市政府，97 年；新竹縣政府，97 年)，新竹市有 156,706 個住址點，而實際戶數為 132,260 戶，平均每戶(不含流動人口)約 3.04 人；新竹縣有 113,562 個住址點，而實際戶數為 150,478 戶，平均每戶約 3.32 人。新竹市的住址點中包含不少工商業住址及空戶，故較實際戶數多，由於刪除工商業住址不是一件容易且費時的事，故本研究假設多出來的住址點為平均分布，因此新竹市的住址點數每一點所代表的戶數以乘 $0.844(=132,260/156,706)$ 來推估。而新竹縣的住址點數由於尚未針對每一個住址定位，例如一個樓房只有一個住址定位點，但實際可能有很多戶，為了計算出較符合實際人口分布情形，假設每個村里的戶數為平均分布，因此由各村里戶數

除以各村里的住址點數，即可算出每個住址點的平均戶數。在計算風險時，首先計算每一個網格（大小為 $0.5 \text{ km} \times 0.5 \text{ km}$ ）內的住址點數，再依上述比例換算戶數，並據戶數多寡以顏色深淺做區分，所得結果如圖 3 所示，可看出人口主要集中在新竹市東區及竹北市，而戶數最多的地方位於新竹市東區。

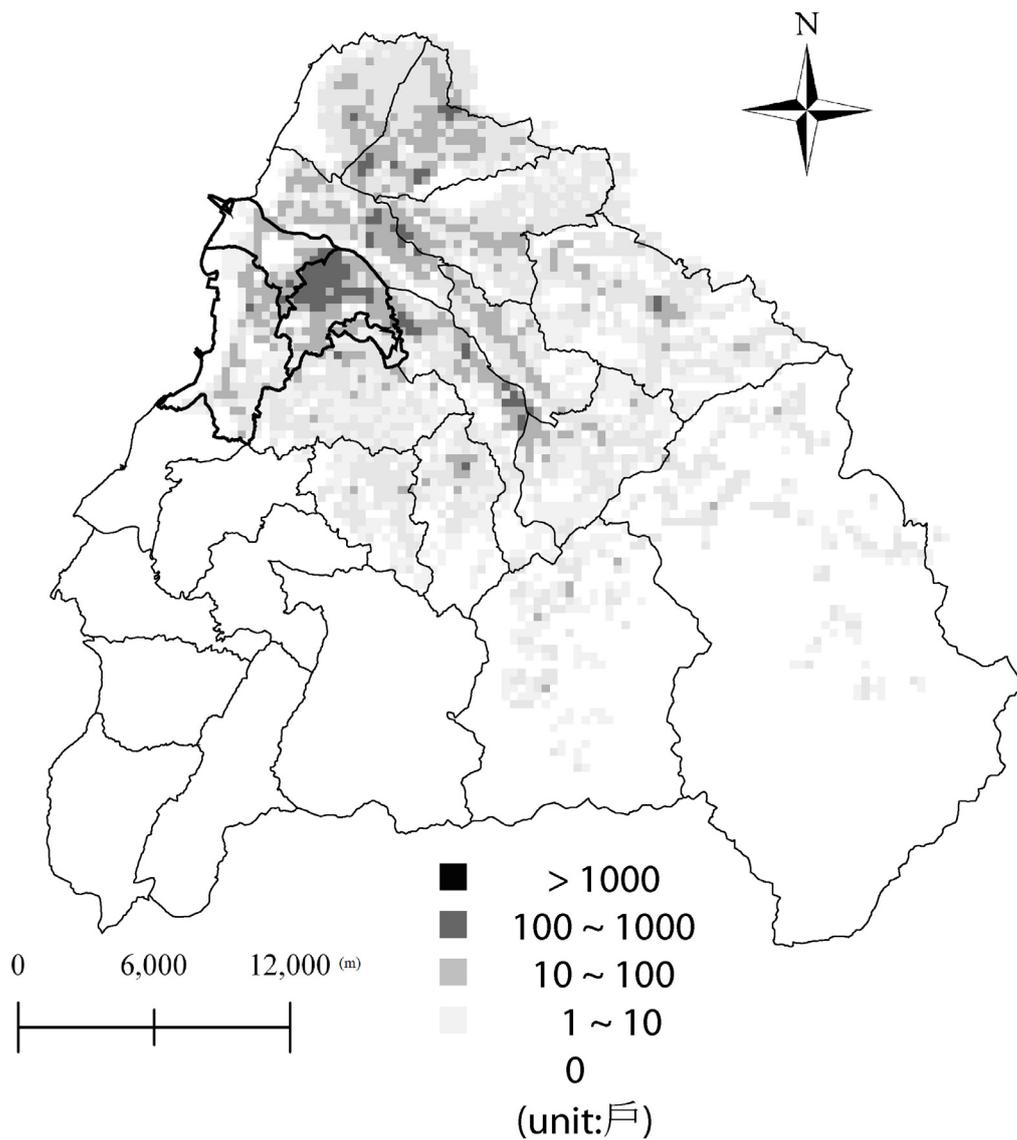


圖 3 新竹地區人口戶數圖

3.3 AERMOD 模式建立

3.3.1 AERMOD 模式簡介

本研究採用之 AERMOD(AMS/EPA Regulatory Model)(USEPA, 2004) 模式是由美國環保署 (USEPA) 及美國氣象學會 (American Meteorology Society, AMS) 所組成之法規模式改進委員會 (AMS/EPA Regulatory Model Improvement Committee, AERMIC) 共同發展，其目的在於發展一套可取代誤差較大的 ISCST3(USEPA, 1995)法規模式，採用與 ISCST3 相同的輸入與輸出結構，並運用最新的計算技術及擴散理論來提高模式所預測之結果的準確性，並保持法規應用與執行上的簡便性。

基於以上概念，新的空氣品質模式 AERMOD 因而誕生，該模式的原理在附錄一中說明。國內外亦已有一些 AERMOD 相關研究，如 Sattler et al.(2007)使用 AERMOD 來評估污水處理場的臭味物質逸散濃度，並考慮季節對於濃度預測之影響。Yang et al.(2007)依據追蹤劑監測數據比較 AERMOD 與 ISC3 等模擬結果的差異，結果顯示 AERMOD 比 ISC 更加準確；謝 (97 年) 利用 AERMOD 與 ISC 來模擬台中火力發電廠所排放的 SO₂，並利用台電測站的觀測值來做比對兩者模擬結果的準確度，顯示 AERMOD 的模擬結果較 ISCST3 接近觀測結果，且適合用以模擬污染物的污染擴散情形。

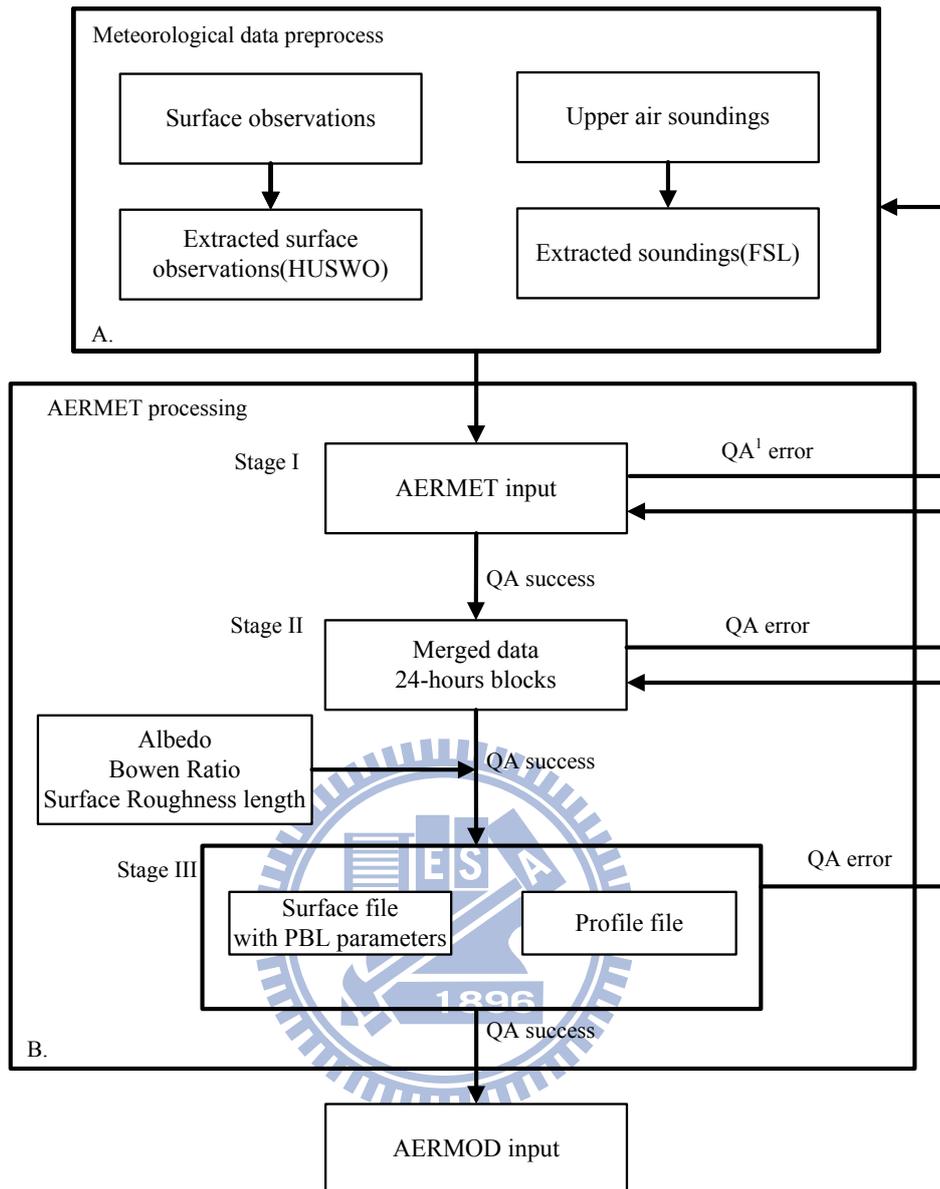
AERMOD 模式主要包含三個部分，分別為處理氣象資料的 AERMET (USEPA, 2004) 模式、處理地形資料的 AERMAP (USEPA, 2004) 模式，及 AERMOD 擴散模式。AERMET 由地面及探空測站所測量的氣象資料產生兩個模式所需的氣象輸入檔，其一為逐時邊界層參數檔，另一為大氣參數垂直分佈數據檔。若是污染源煙囪處在複雜的地形中，則受體點的高程就必須透過 AERMAP 來計算，AERMAP 使用美國地質調

查局 (U.S. Geological Survey, USGS) 的 DEM(Digital Elevation Model) 數位地形資料作為輸入檔，用以產生受體點位置及高程數據資料檔。最後再由 AERMOD 將上述兩個模式之輸出檔合併，並且配合污染源資料計算出各個受體點的污染擴散情形。

依礦與許 (94 年) 指出，與 ISCST3 模式比較，AERMOD 具有以下重要特色：

1. 能處理行星邊界層 (planetary boundary layer, PBL：指地球大氣層的最底層，主要受地球(行星)表面所影響) 內模擬垂直方向的非均相性質；
2. 可對於地表排放源做特殊處理；
3. 可模擬不規則面污染源排放情形；
4. 考慮對流邊界層內下浮力煙流與建築物下洗作用；
5. 在穩定邊界層內垂直混合的限制。

其亦指出該模式修正其他模式對於中等至複雜地形中所產生的地形效應的模擬方法，並且仍能保有其簡單性。該模式需要先針對氣象資料及數位地形資料分別作預處理，以 AERMET 氣象前處理模式建立 AERMOD 輸入檔，之後再依據固定污染源排放資料來進行模式運算。以下各節將一一詳細說明如何以 AERMOD 建立研究案例區的砵空氣污染模擬模式。



¹QA: Quality assessment

圖 4 AERMET 所使用之氣象資料預處理程序(整理自 User's guide for AERMOD, 2004)

3.3.2 氣象資料收集與整理

圖 4 所示為模式氣象資料預處理示意圖，模式需要提供氣象資料，本研究地面氣象資料是採用新竹地區的氣象觀測站，分別採用 2002 與 2007 年的逐時氣象資料（大氣研究資料庫，97 年），前者主要模擬及評估 2002 年砷污染的影響及空間分佈，並依據 2002 及 2007 的氣象條件規劃監測點，且比較季節性與時空差異；由於新竹沒有探空觀測資料，故

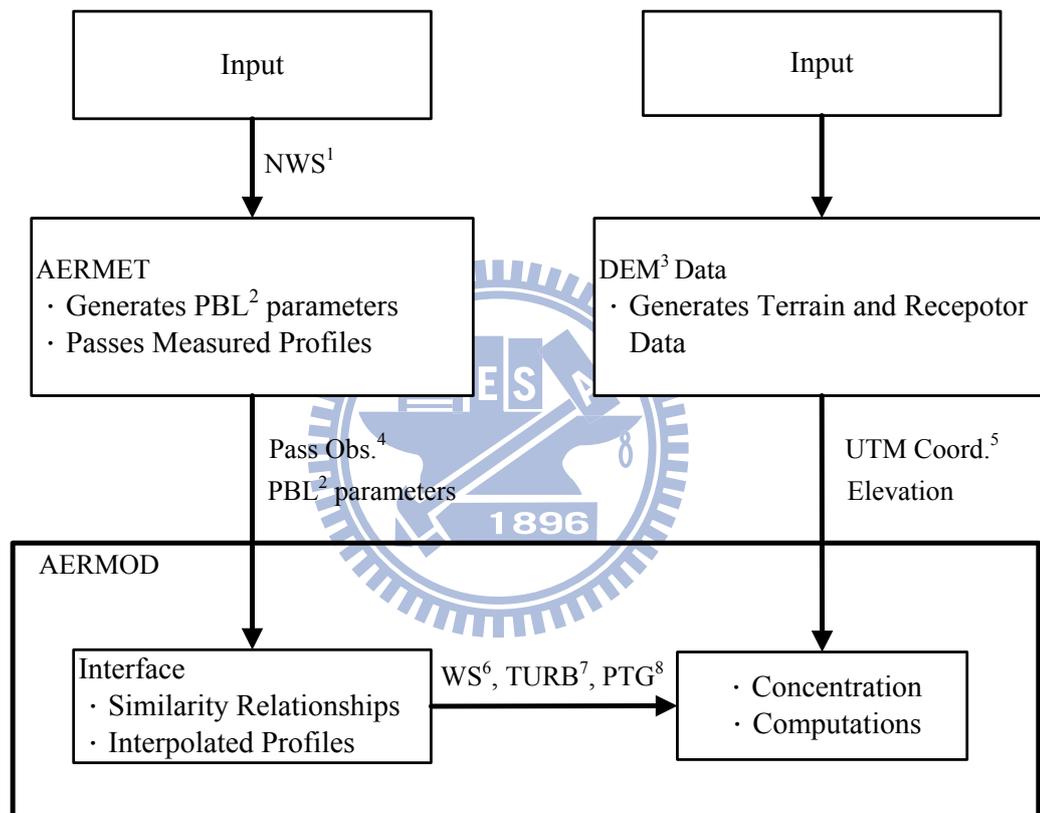
採用板橋測站(大氣研究資料庫，97年)的探空觀測資料。模式以這兩個資料計算大氣穩定度及混和層高度，本研究擷取大氣壓力、溫度、相對濕度、風速、風向、露點溫度等逐時氣象資料，以及擷取高程、大氣壓力、風速、風向、對流層壓力等探空觀測資料作為模式所需之地面觀測與探空觀測資料輸入檔。

3.3.3 AERMET 氣象資料及數位地形資料處理

AERMOD 輸入檔資料預處理包括以 AERMET 模式進行氣象資料前處理及數位地形資料網格建立地形資料，以下一一說明之：

- 一、 AERMET 氣象資料前處理：如圖 4 B 區塊所示，AERMET 模式主要分為三個步驟來處理氣象資料。
 - (1) 首先擷取先前預處理好的地面觀測及探空觀測資料，並進行數據缺漏及格式檢查，若有錯誤應重新檢視輸入檔案格式及資料完整性。
 - (2) 將上述數據以 24 小時為週期合作檔案，並檢查數據缺漏及格式，若有錯誤，則應重新檢視輸入格式及資料完整性。
 - (3) 最後產生 AERMOD 模式所需的邊界層參數資料，同時必須考慮測站的地面反照率 (Albedo)、鮑文比 (Bowen Ratio) 及地表粗糙度 (Roughness Length) 等參數，而鮑文比的設置是參考美國環保署氣象前處理模式 (Complex Terrain Dispersion Model, CTDM) 所使用的方法 (如附錄一說明)，依據氣象站每月累積雨量來判斷地表的潮溼程度 (乾燥、一般或潮溼) 選擇鮑文比，進而依照實際氣候及土地利用情況將參數輸入至模式中，並進行數據缺漏及格式檢查。
- 二、 數位地形資料網格：污染物在傳輸的過程中，容易受到地形起伏而影響污染物擴散的情形，如受到山壁阻擋或被反彈至其他位置。為了瞭解受體點地形對於污染物傳輸的影響，必須分析案例

地區的地形，並配合模擬的網格大小建置地形高程資料。本研究採用數位地形高程資料為工研院能資所所提供之新竹地區 **40 m × 40 m** 之數位高程資料，並利用 ERDAS IMAGINE(Leica, 2005)及 Grapher(Golden software INC., 2007)等軟體將 UTM 座標及高程值讀出，進而利用網格差值計算轉換產生 **0.5 km × 0.5 km** 網格的高程資料，最後將網格座標點及高程值匯出成電子檔供模式所使用。



- ¹ NWS : National Weather Service Station
² PBL : Planetary Boundary Layer
³ DEM : Digital Elevation Model
⁴ Pass Obs. : Passes all meteorological observations
⁵ UTM Coord. : UTM coordinates
⁶ WS : Wind Speed
⁷ TURB : Turbulent Fluctuations
⁸ PTG : Potential Temperature Gradient

圖 5 AERMOD 運算流程(整理自 User's Guide For The AERMOD,2004)

3.3.4 AERMOD 模式運算

AERMOD 模式的運算流程如圖 5 所示 (USEPA, 2004)，首先進行 AERMET 氣象預處理模式及 DEM 資料處理，接著運算 AERMOD 擴散模式。其中 AERMET 包含產生行星邊界層參數與測站資料擷取與轉換，而行星邊界層參數數據可由現場觀測數據或由氣象測站所觀測之資料來取得。首先將地面反照率、表面粗糙度、鮑文彼等地表特性參數，以及風速、風向、溫度、雲量等氣象參數輸入至 AERMET 模式中，計算出行星邊界層參數，如：摩擦速度(u^*)、Monin-Obukhov 長度 (L)、對流速度尺度 (w^*)、溫度尺度 (Θ^*)、混和層高度 (z_i)、地表熱通量 (H) 等。

將以上參數連同氣象觀測資料輸入 AERMOD，透過相似關係計算出風速(u)、水平和垂直方向的紊流強度 (σ_v, σ_w)，溫度潛勢梯度 ($d\Theta/dz$)、溫度潛能 (Θ) 等垂直輪廓數據；且輸入固定污染源之排放率、煙流溫度、煙囪高度、煙流出口速度、煙囪內徑等數據，並對邊界層輪廓參數進行內插，計算出污染物濃度。另外與先前處理好的 DEM 資料配合欲計算的受體點網格座標及高程值、污染源資料，將數據輸出格式作為 AERMOD 的輸入檔，計算地表高程對於大氣擴散的影響，並配合氣象輸入檔來計算污染物濃度的分佈情形。

3.4 污染物空間性分佈分析方法

空氣污染物的空間性分佈會受到風向所影響，因此本研究依不同風向分析方向性污染衝擊(directional pollution impact, DPI)，並探討不同污染排放情境下的情形，最後進行污染物的風險分析，以下各小節將一一說明之。

3.4.1 方向性污染衝擊分析

空氣污染物的擴散會受風速與風向的影響，使得污染物在大氣中會產生稀釋與累積等現象。然而在固定時間內，穩定的風速、風向會將煙流推向下風處而形成高污染濃度的累積（Shorvailar et.al., 1969; Singer et.al., 1970），同時會造成氣流擾動，使得污染物受水平傳輸與擾動而導致會有不同的分佈（Seaman, 1999）。因此本研究依不同風向分析污染物之分佈，以及作為後續風險分析之依據。

本研究以 2002 年及 2007 年風向資料進行分析，將全年 8760 個小時依照 16 種風向分別分析，例如：北風全年一共發生 500 個小時，則將此 500 個小時記錄為 N 風向，其餘風向則依此類推，此外，風速低於 0.5 m/s 之時間則歸類為靜風。分析污染物在不同風向下的空間分佈及居民潛之健康風險。

3.4.2 情境分析

情境分析主要分為排放量、風向與周界標準三個主題來分析，排放量部分欲探討不同排放量下的可能影響；風向部份則探討不同風向下的污染物在不同地區的分佈；而在周界期望標準部份，由於國內目前尚未有砷的周界標準，因此將參考各國所訂定之周界標準及健康風險值進行探討，且以所設定之周界期望標準來分析適當的排放量。依上述共歸納為八項情境，如下一一說明之：

1. 排放量

情境 WA：以 Chein et al. (2005) 所監測數據為依據

此情境參考 Chein et al. (2005) 中所監測 2002 年新竹科學園區廠商砷污染排放濃度，以前述 AERMOD 空氣品質模式來模擬新竹地區砷污染分佈情形，唯本研究雖發文向科管局要當時的監測報告，但科管局雖表示願提供，但要求人員不可自行公佈，違反政府應向人民公開有

可能損及人民權益資訊的精神，故研究人員最後決定以合理假設的方式來進行此研究。

情境 WB：以近期砷排放監測數據為依據

台灣至今並未針對砷污染排放有作明確規範，而科學園區半導體業、光電業、玻璃基板業等製程這幾年發展迅速，這類高科技產業不少會排放砷污染物，且已與 2002 年的情境不太相同，故本研究以近期新竹市環保局所監測 2008 年之砷污染排放數據來模擬砷污染的分佈情形，藉以瞭解目前砷污染的程度。

情境 WC：將以上兩種排放情境之數據合併

情境 WB 雖然是近期環保局所監測的數據，但發現模擬結果與實際監測數據並不符合，顯示仍有不少未偵測到的污染源，雖然 Chein et al.(2005) 所監測的時間點不同，但與近期環保局所監測之排放口不同，故結合二組數據模擬較多污染源的情境，唯發現即使如此，仍然與實際監測值有所差異，亦顯示有必要再清查排放清單，這些結果將於後續章節中說明之。

2. 風向

主要依據風向分析不同風向下的污染物分佈與影響。

DT 法：

此情境為分析 16 個風向及靜風下各污染濃度範圍在全年發生的總時數，例如：全年一共有 500 個小時為北風，而污染物濃度在北風下有 200 個小時在 0.046 ng/m^3 至 0.2 ng/m^3 之間；藉以了解各風向下各污染物濃度範圍所發生的時間差異。

DA 法：

此情境為分析 16 個風向及靜風下，各污染平均濃度所影響的網格數，例如：北風的風向下，平均濃度大於 0.2 ng/m^3 的格子有 300 格；藉以了解各風向下，污染物全年所影響的區域大小。

DM 法：

此情境為分析 16 個風向及靜風下，以最大小時濃度來分析，不同風向下，各污染程度所影響的區域大小，唯因最大濃度屬極端值，一般發生機率亦較低，主要用以呈現最差(worst)情形，較不易與其他情境作比較。

3. 周界期望濃度

周界濃度高會影響居民健康，但周界濃度若要求太低，亦需要考量可行性及處理成本。台灣地區對於砷空氣污染物之周界濃度目前並不明確，目前只有在其他空氣污染物下有訂定周界濃度標準為 200 ng/m^3 ，然而這明顯是一個不太適用於砷的標準；而國際上由於有砷污染的地方不多，因此其他國家亦少有砷的周界標準，目前僅知歐盟針對砷空氣污染有訂定周界標準為 6 ng/m^3 (European Union, 2008)。

健康風險值方面，由所收集的資料發現國際上對於砷污染物的健康風險值並不同，早期美國加州空氣資源委員會(California Air Resources Board, CARB)設定 0.303 ng/m^3 (CARB, 1990) 的風險是每百萬分之一人；而 Calabrese and Kenyon (1991) 則定義砷污染的大氣空氣品質目標值 (Ambient Air Level Goal, AALG) 為 0.0466 ng/m^3 ，此值亦表示風險為百萬分之一，是所有文獻中最嚴格的一個值。美國環保署 (USEPA, 2006) 公佈終身暴露在 0.2 ng/m^3 的環境下的致癌風險為每百萬分之一人、 2 ng/m^3 的風險為每十萬分之一人、 20 ng/m^3 的風險為每萬分之一人，風險值呈線性關係。世界衛生組織 (World Health Organization, WHO) 則公佈每 $1 \mu\text{g/m}^3$ 的風險為 1.5×10^{-3} 人、 0.66 ng/m^3 的風險是每百萬分之一人、 6.6 ng/m^3 的風

險是每十萬分之一人、 66 ng/m^3 的風險是每萬分之一人 (WHO, 2000)，風險值亦呈線性比例關係。

參考上述的歐盟周界標準及國外一些健康風險值，由於 0.046 ng/m^3 AALG 值過嚴，雖然監測值有超過 6 ng/m^3 ，但可能由於污染源的資料不全，本研究模式模擬結果很少超過 6 ng/m^3 ，因而最後以下列三種情形來分析不同周界期望標準下所容許的排放情形：

情境 S2： 2 ng/m^3

情境 S0.6： 0.6 ng/m^3

情境 S0.2： 0.2 ng/m^3

3.5 空間性風險評估

空氣污染物對於人體健康會產生一定程度的影響，嚴重時甚至會致命，因此有必要評估空氣污染物對於人體可能造成的健康風險。本研究參考 Grattt (1996) 之方法來進行空氣污染物之風險評估。風險計算方法如下：

$$CR_i = Q_c \times (x/Q) \times URF_x \times MP_c \quad (3.2)$$

其中 R_c 為終身致癌風險，單位為每百萬人中可能有一人致癌的機會 (10^{-6})； Q_c 為 c 污染源排放率，單位為每單位時間之質量； (x/Q) 為稀釋因子； URF_x 為單位致癌風險係數，可經由查表得知； MP_c 為污染物傳輸之多途徑係數。而 $Q_c \times (x/Q)$ 主要是將污染物之排放率轉換為污染濃度，此部分可直接改為以模式模擬結果取代；由於分析污染物傳輸途徑較複雜且不易計算，因此本研究將 MP_c 假設為 1。則式 (3.2) 可改為下式 (3.3)：

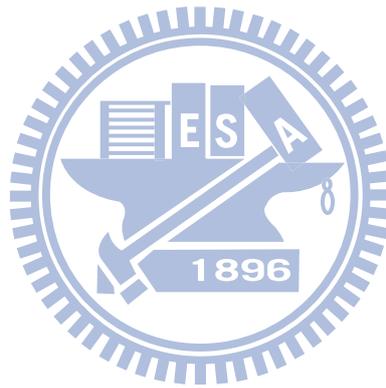
$$CR_i = C_i \times URF_{As} \quad (3.3)$$

其中 C_i 為由 AERMOD 模式所模擬出網格 i 之砷空氣污染物濃度 ($\mu\text{g/m}^3$)； URF_{As} 為砷之單位致癌風險，即暴露每一單位致癌物質會導致終身致癌的可能性 (Lifetime Cancer Probability, LCP)，可由 USEPA 訂立之 IRIS (Integrated Risk Information System) (USEPA, 2008) 查知砷污染物的終身致癌風險為 $4.3 \times 10^{-3} \text{ LCP}/(1\mu\text{g}/\text{m}^3)$ 。

由於高濃度區不見得是健康風險高的區域，例如高濃度區可能居民並不多，而一些地方的污染濃度分佈雖不是最高，但人口相當集中，這樣反而造成較高的健康風險。因此，本研究除了以 3.3 式評估各網格砷污染的風險值外，更進一步以風險負荷之情形來分析砷污染空間性風險評估，評估方式如下。

$$LC_i = CR_i \times P_i \quad (3.4)$$

其中 LC_i 為第 i 個網格致癌負荷值，單位為人； CR_i 為第 i 個網格的致癌風險，由式 3.3 計算而得； P_i 為第 i 個網格人口數。依上述計算方式可推估各網格中之健康風險，並根據此空間性風險之分佈探討受影響地區之健康風險。



第四章 結果與討論

本章主要說明依前一章描述的研究流程與方法所得之結果，針對科學園區砷排放分析其所造成的風險，首先進行方向性污染衝擊分析，然後依不同情境分析砷污染的濃度分佈，探討在不同砷排放與季節風向情境下對於園區鄰近地區居民所造成的影響與健康風險。以下一一說明之。

4.1 方向性污染衝擊分析結果

由於不同方向會影響不同的區域，如圖 6 所示，科學園區位於新竹市東南方，因此其污染排放在不同風向下會影響不同區域，以下是一些風向會影響的區域：

1. 東北風：主要是影響寶山鄉，因此對於寶山鄉居民在東北風季下可能會有較高的暴露風險；
2. 西南風：主要可能影響竹北市、芎林鄉、竹東鎮等地區；
3. 西北風：主要可能影響竹東鎮及寶山鄉；
4. 東南風：主要是影響新竹市區的居民。

由於近期公佈的砷污染高排放數據是在 2002 年所監測數據，故首先分析 2002 年的全年風向分佈情形，圖 7(a)為 2002 年全年之風花圖結果，全年盛行東北風、北北東風及東風，分別發生 1667、1469、952 小時，此三種風向佔全年所有風向時間的 47%。圖 7(b)為 2007 年全年之風花圖結果，全年盛行東北風、北北東風及東風，全年發生時間分別為 995、2098、893 小時，佔全年各風向時間的 46%。

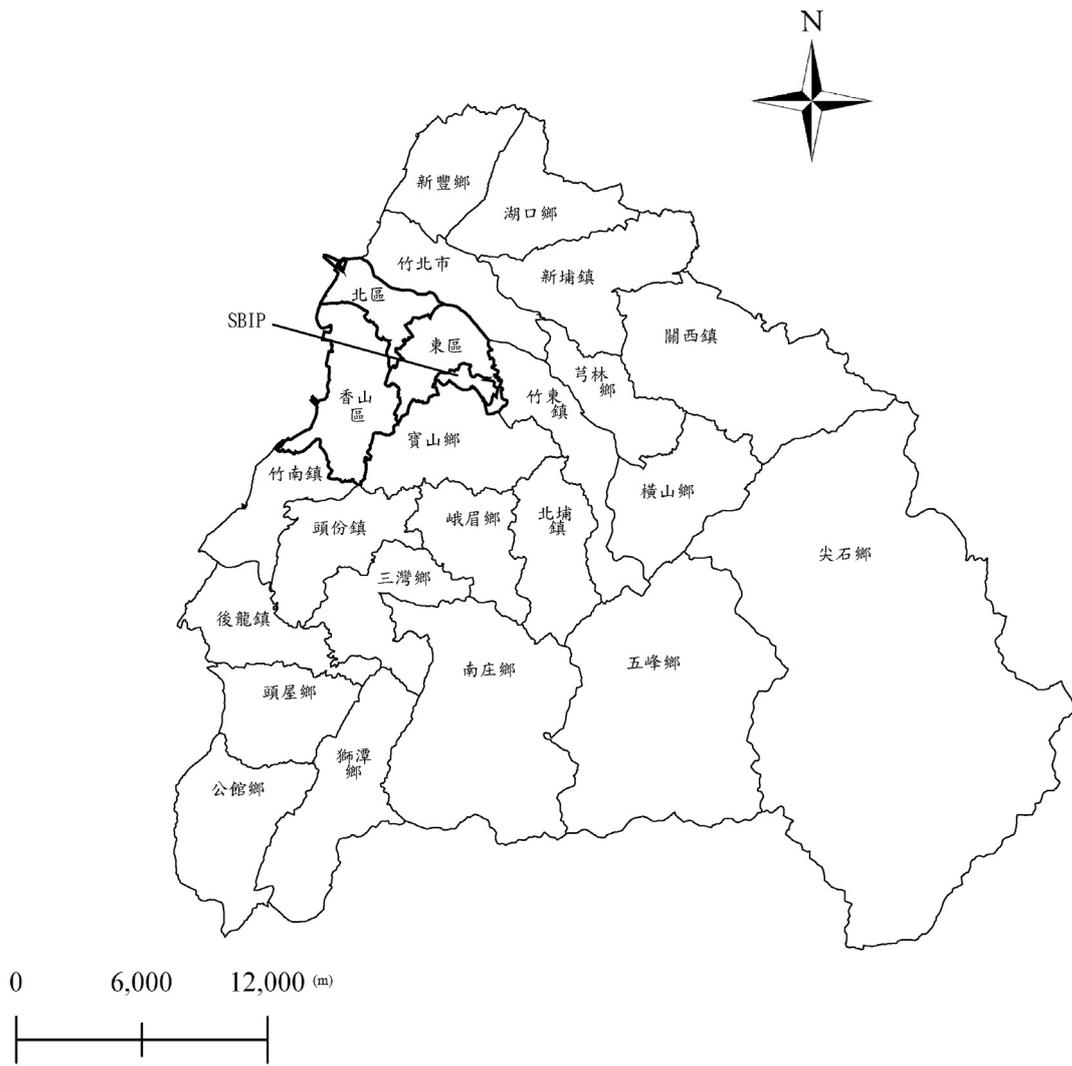
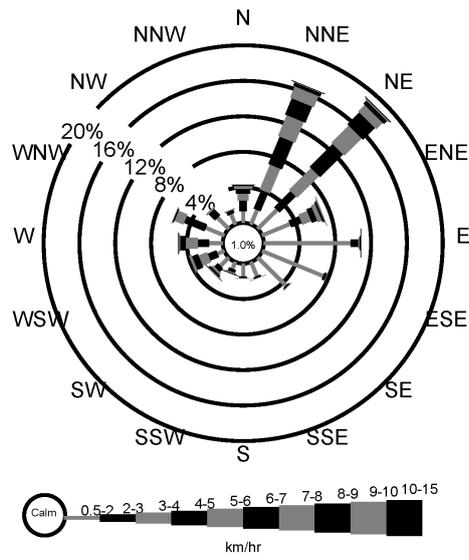
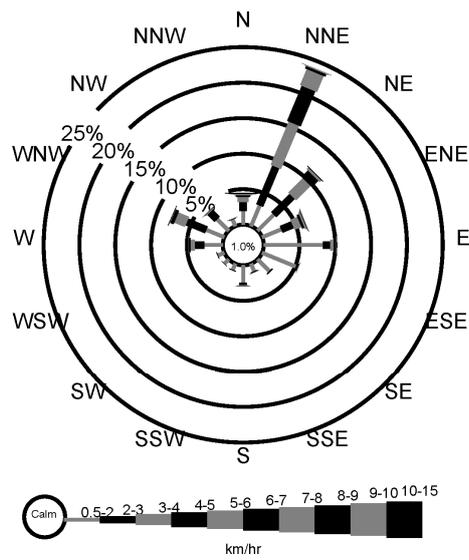


圖 6 新竹與苗栗地區鄉鎮圖



(a) 2002



(b) 2007

圖 7 案例區全年風花圖: (a) 2002 年及(b)2007 年

4.2 AERMOD 模擬

主要收集 2002 年及 2007 年氣象站之地表觀測及探空觀測數據，並且依照模式之需求轉換為模式之氣象輸入檔。數位地形資料檔的部份，則將所收集到的地形檔轉換為 0.5km×0.5km 網格高程資料，並供模式模擬用，AERMET 及 AERMOD 相關參數設定分別列於附錄二及三。

4.3 排放情境分析

1. 情境 WA：

以 Chein et al. (2005) 所監測數據模擬 2002 年砷污染空間性分佈情形，結果如圖 8 所示，模式所計算出最大小時濃度發生在竹北市，為 3.26 ng/m³，大於 2 ng/m³ 多集中在竹北市以及新竹科學園區附近，而 0.6 ng/m³ 至 2 ng/m³ 間則以新竹市、竹北市、寶山鄉等區域為主，此結果亦顯示新竹地區之居民以竹北市、新竹市、寶山鄉等居民具有較高的健康風險，唯此圖主要是顯示全年的最大小時濃度，基本上屬極端值，需要再與結果發生時數與區域範圍方能作更詳細的風險評估。此外，比對表 2 及表 3 新竹周界所監測到砷濃度，可以發現所模擬之最大小時濃度仍遠比隨機監測的周界濃度低，推測可能仍有不少污染源並未被納入監測，使得模擬結果有低估的現象，也致使周界隨機監測到之數據比模式所模擬全年最大濃度的結果還高。環保單位有必要建立更完整的污染排放清單。

2. 情境 WB：

以近期新竹市環保局所監測之砷污染排放數據來模擬 2007 年砷污染空間分佈情形，結果如圖 9 所示，模式所計算出最大小時濃度發生在新竹科學園區與寶山鄉交界的部分為 7.73 ng/m³，其餘大於 6 ng/m³ 的濃度多集中在園區周界，顯示園區周界居民在某些時間上所承受的健康風險是較高的。然而，由表 2 及表 3 所監測到之砷污染濃度來看，在許多時間測量到的砷污染濃度大於 10 ng/m³ 的情況不

少，顯示由環保局所監測的砷污染排放口模擬之結果是低估的情況，在此推測可能有許多砷污染源並未被監測，使得模擬結果低於監測的結果。

3. 情境 WC：

由於 WA 與 WB 所模擬結果都遠比監測值小很多，故結合 WA 及 WB 兩種排放情境數據模擬 2007 年砷污染空間分佈情形，結果如圖 10 所示，最大小時濃度為 $7.73\text{ng}/\text{m}^3$ 發生在科學園區與寶山鄉交界處，雖然 $2\text{ng}/\text{m}^3$ 以上的污染分佈比起情境 WB 的結果有明顯的增加，但模擬的結果仍與隨機周界監測低，故有必要進一步調查還有那些砷污染源未被納入。

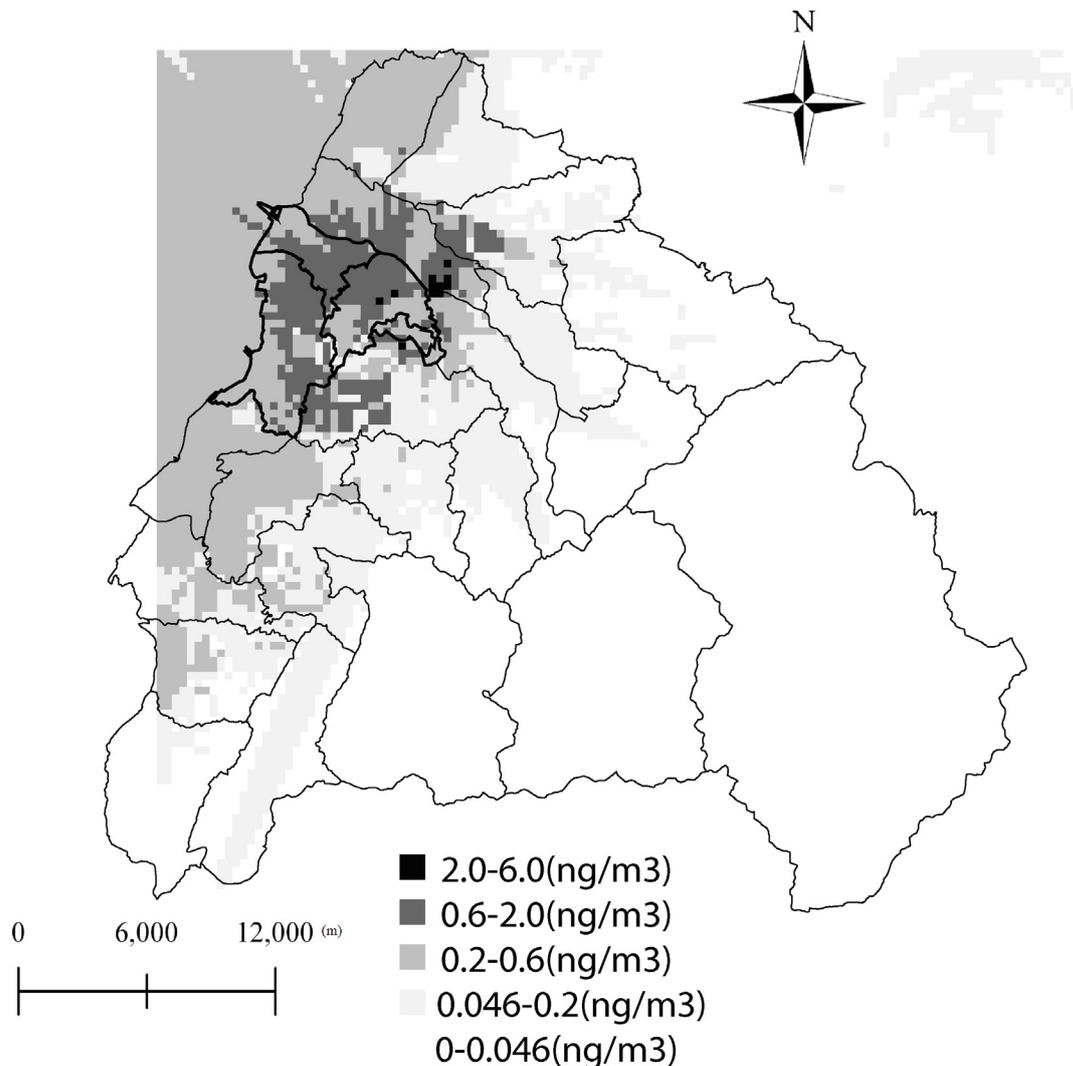


圖 8 情境 WA 2002 年最大小時濃度模擬結果

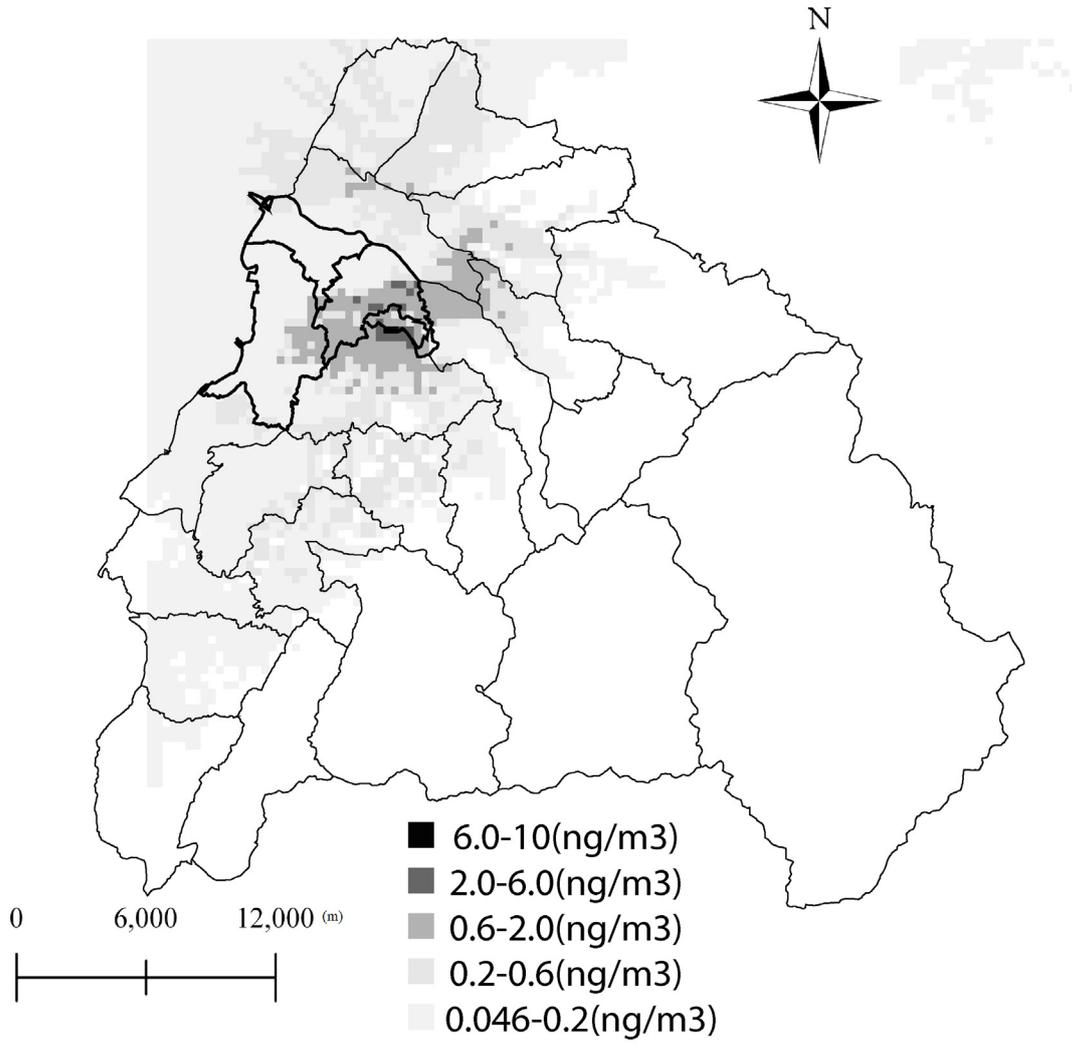


圖 9 情境 WB 2007 年最大小時濃度模擬結果

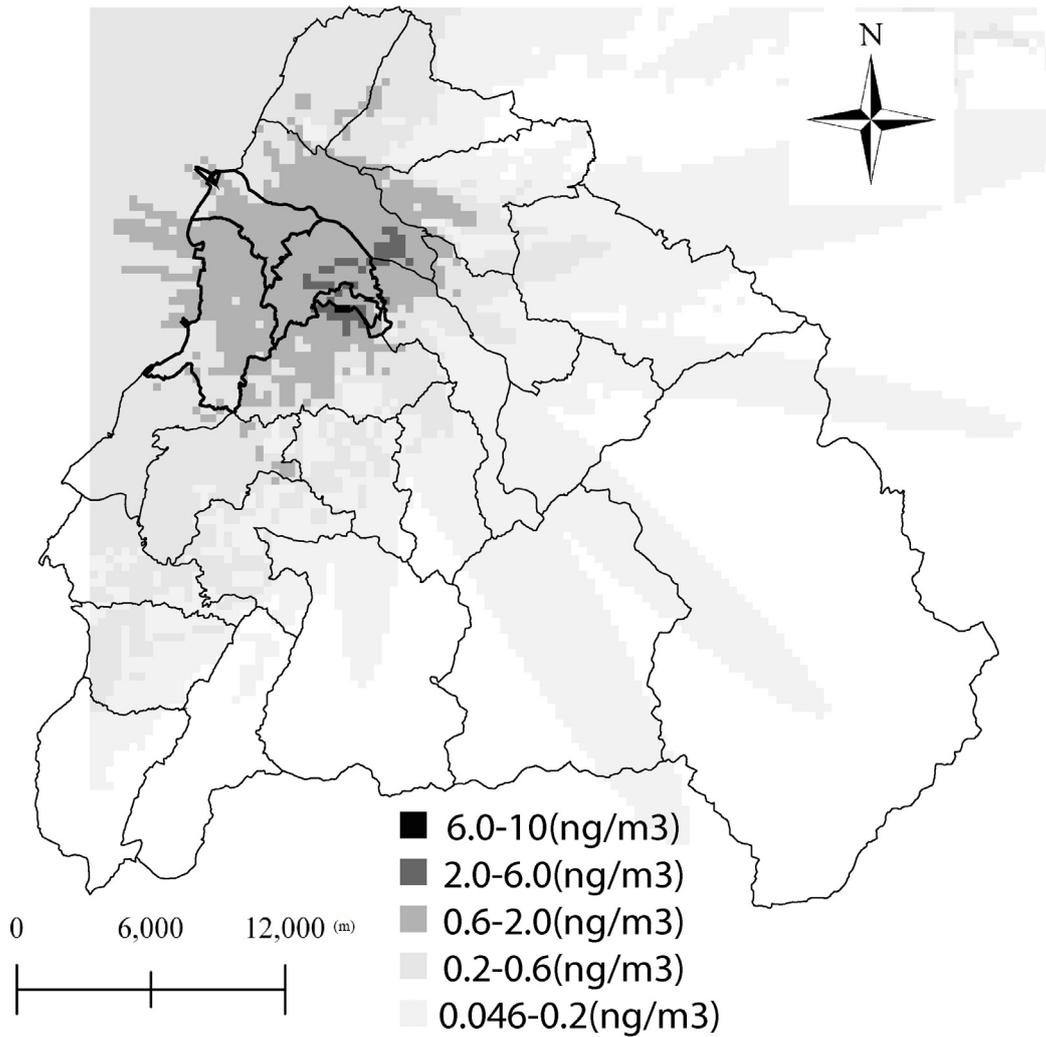


圖 10 情境 WC 2007 年最大小時濃度模擬結果

4.4 方向性分析

1. DT 法：

以排放情境 WA 及 2002 年氣象資料模擬砷污染分佈並依 DT 法分析，結果如圖 11(a)所示，此圖為本研究群所創，稱之為方向性衝擊影響玫瑰圖 (Impact Rose)，主要以類似風花圖之方式來呈現方向性污染程度時數 (DT) 及方向性各污染程度影響區域 (DA)，圖中最外圈數字為各風向所發生的總時數，並以長條圖的寬度來表示發生時間長短，越寬即發生時間越長，各方向的標示，表示受影響的方向區域及刮號內的為受那一個風向所影響，例如 N(S)表示受影響的區域為污染源北方區域，主要受南風所影響，

圖中長條長度於 DT 法時表示污染程度的時數，於 DA 法時表示所影響之區域的格網數目，亦即區域大小，圖右邊之長條為靜風下的類似資訊。

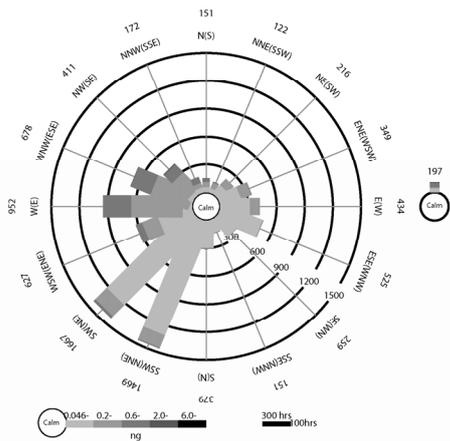
砷污染最高濃度範圍為 $0.6-2 \text{ ng/m}^3$ ，此範圍發生時數以在東風下發生最多共 298 個小時，亦即在科學園區西方新竹市東區及香山區受較高濃度影響的時數較多，唯只約佔全年的 3.4%；濃度在 $0.2-0.6 \text{ ng/m}^3$ 間的時數，仍以在東風下的時間最多，有 550 個小時；而 $0.046-0.2 \text{ ng/m}^3$ 所發生的時數以北北東風及東北風下最多，皆超過 1200 小時，此亦與全年風向中以東北風及北北東風為主相符合，唯如圖 7(a)所示，東風雖然也有一定比例，但並沒有上述二個風向多，不過東風下反而造成較高濃度時間較多，這是由於東風的風速較慢，因而污染濃度較高，而東北風及北北東風雖然較多，但風速較快，擴散效果較好，導致濃度較低但影響範圍較大。由此結果可看出新竹地區西部及西南部所受影響最為明顯，特別是新竹市區有超過 1400 個小時砷污染皆超過 0.2 ng/m^3 ，可能對於新竹市居民影響不小。

以排放情境 WB 及 2007 年氣象資料模擬砷污染分佈並以 DT 法分析，結果如圖 11(d)所示，砷污染最高濃度區間為大於 6 ng/m^3 ，發生在東北東風，有 6 個小時，而濃度區間在 $2-6 \text{ ng/m}^3$ 的時數，也以靜風發生 40 小時、東北東風發生了 33 個小時最長，此結果亦顯示高濃度的砷污染主要影響園區周界以及西南西方的寶山鄉。濃度區間在 $0.6-2 \text{ ng/m}^3$ ，此範圍發生時數亦仍以在東風下最多，為 239 個小時，但比情境 WA 在 2002 年氣象資料下的結果少 59 小時；而濃度在 $0.2-0.6 \text{ ng/m}^3$ 所發生的時數亦仍以東風下的時間最多，有 310 個小時；而 $0.046-0.2 \text{ ng/m}^3$ 所發生的時間以北北東風為最多，有 1282 個小時，此與全年風向以北北東風為主相符，類似 2002 年的情況，東風所佔的比例雖然遠比北北東風低，但是東風所造成高濃度時間較多。另外在靜風的情況下，砷污染大於 0.2 ng/m^3 的時間亦有 326 個小時，此部分主要影響園區周遭的居民。

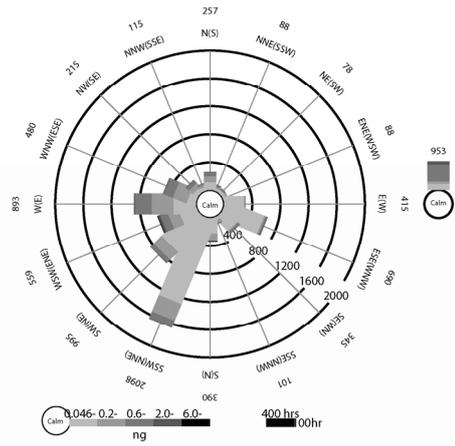
以排放情境 WC 及 2007 年氣象資料模擬砷污染分佈並以 DT 法分析，結果如圖 12(a)所示，砷污染最高濃度範圍為大於 6 ng/m^3 ，以東北東風下

的 6 個小時最長；而濃度區間在 2.0-6.0 ng/m^3 ，此範圍發生時數以在靜風下最多，為 89 個小時，主要影響科學園區周界區域，如新竹市東區、寶山鄉、竹東鎮等；而濃度 0.6-2 ng/m^3 間的時數仍以在東風下時間最多，有 449 個小時；濃度在 0.2-0.6 ng/m^3 間以北北東風的 641 個小時最多；而 0.046-0.2 ng/m^3 濃度間，也以北北東風的 1330 個小時最多，而靜風下超過 0.2 ng/m^3 的時間有 367 個小時。此結果與情境 WB 比較，顯示當污染源增加時，各污染程度於各風向下時間都增加許多，唯仍然與隨機監測結果並不相符，未來有必要再確認污染排放清單的完整性，及進一步檢討模式的適用性。

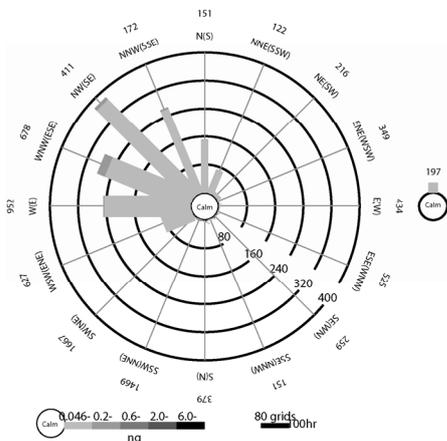




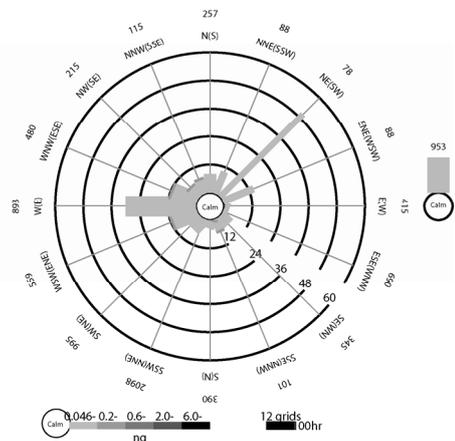
(a) WA-DT



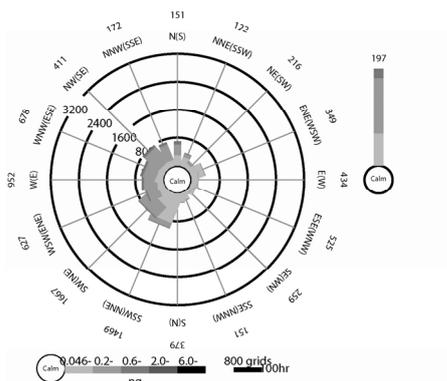
(d) WB-DT



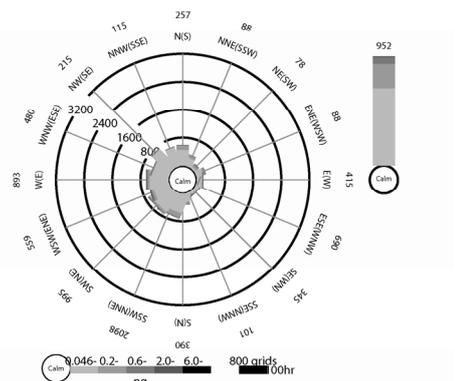
(b) WA-DA



(e) WB-DA



(c) WA-DM



(f) WB-DM

圖 11 情境 WA 及情境 WB 方向性分析結果: (a)情境 WA 方向性污染程度時數法; (b)情境 WA 方向性污染程度影響區域法; (c)情境 WA 最大小時濃度方向性影響區域法; (d)情境 WB 方向性污染程度時數法; (e)情境 WB 方向性污染程度影響區域法; (f)情境 WB 最大小時濃度方向性影響區域法

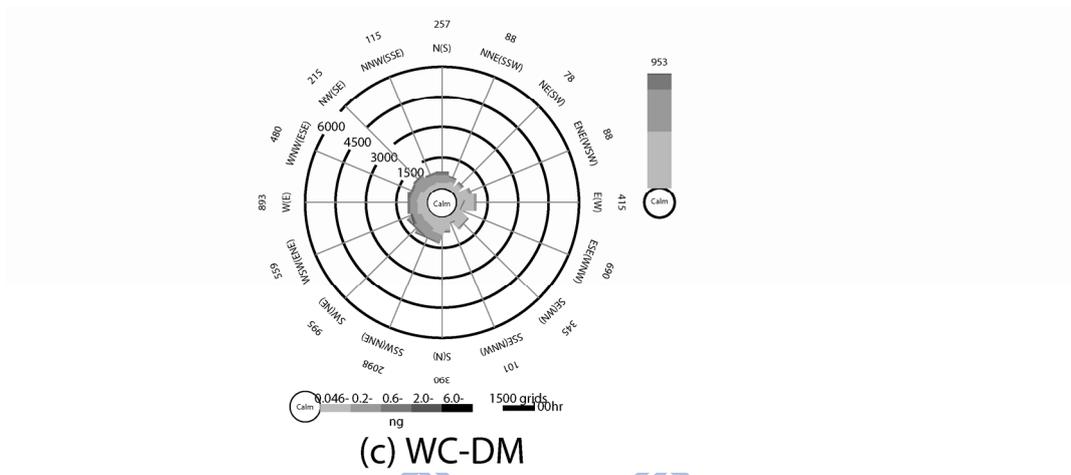
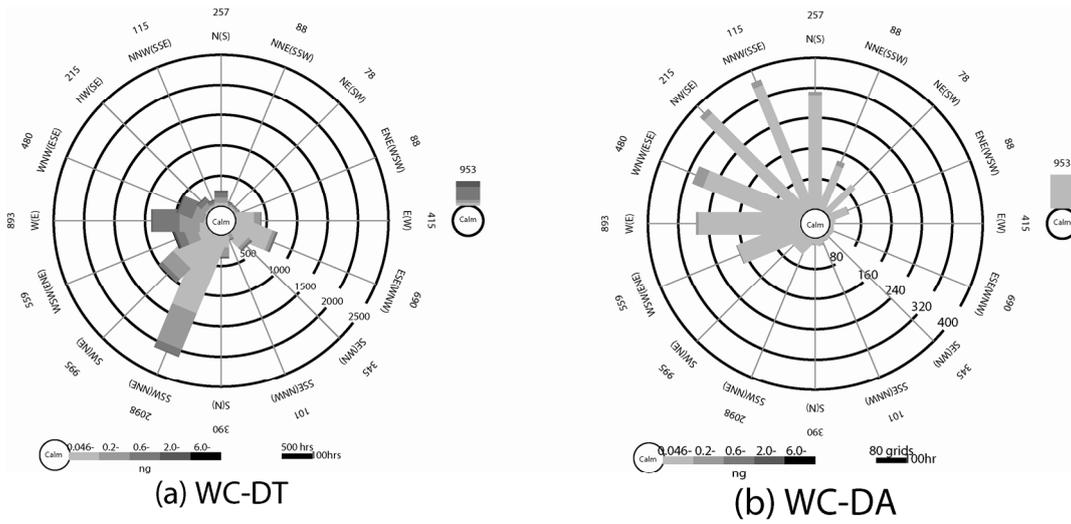


圖 12 情境 WC 方向性分析結果

: (a)情境 WC 方向性污染程度時數法；(b)情境 WC 方向性污染程度影響區域法；(c)情境 WC 最大小時濃度方向性影響區域法

表 4 情境 WA 2002 年東風(E)及東南東(ESE)風砷污染比例比較

砷濃度範圍 (ng/m ³)	E		ESE	
	發生時數 (hr)	各濃度發生比例 (%)	發生時數 (hr)	各濃度發生比例 (%)
0.046-0.2	100	10.55	18	2.65
0.2-0.6	550	58.02	432	63.72
0.6-2.0	298	31.43	226	33.33
2.0-6.0	0	0	2	0.29
Total	948		678	

表 5 情境 WB 2007 年西南西(WSW)風及北北東(NNE)風砷污染比例比較

砷濃度範圍 (ng/m ³)	WSW		NNE	
	發生時數 (hr)	各濃度發生比例 (%)	發生時數 (hr)	各濃度發生比例 (%)
0.046-0.2	40	61.54	1282	77.93
0.2-0.6	17	26.15	258	15.68
0.6-2.0	8	12.31	103	6.26
2.0-6.0	0	0	2	0.12
total	65		1645	

2.DA 法：

接下來以 DA 法分析影響範圍，以排放情境 WA 及 2002 年氣象資料模擬砷污染分佈並以 DA 法分析，結果如圖 11(b)所示，砷污染各風向下平均濃度(註:以各風向濃度值平均，並非全年的平均值)的最高濃度區間為 0.2-0.6 ng/m³，此範圍發生在東南東風下，影響的區域為 23 格(每格 0.5 km × 0.5 km)近 6 平方公里，顯示最高濃度主要發生在科學園區西北西方向的新竹市東區及北區，然而這與 DT 法分析高濃度污染發生時間以東風較長不一致，由圖 7 及表 4 可看出，雖然東風較東南東風發生時間長，但是東南東風在高砷污染濃度的比例較東風高，因此東南東風下污染濃度較東風還高；而方向性平均濃度區間在 0.046-0.2 ng/m³ 以東南風所影響的區域較廣，有 372 格，主要為科學園區西至西北部的新竹市區、竹北市等地區。此結果與 DT 法結果比較，發現全年盛行雖然以北北東風及東北風為主，

然而並不是以這兩風向所影響的顯著方向性平均濃度區域最廣，可由圖 7(a) 看出，此乃北北東風及東北風風速較快，導致擴散效果好，因此污染濃度並不大。

以排放情境 WB 及 2007 年氣象資料模擬砷污染分佈並以 DA 法分析，結果如圖 11(e)所示，砷污染方向性平均濃度較高範圍為 $0.046-0.2 \text{ ng/m}^3$ ，明顯低於情境 WA 在 2002 年氣象資料下的模擬結果，此範圍主要以西南風影響的 50 格最多，亦包括科學園區東北方向的竹北市、竹東鎮、芎林鄉所等區域超過 60 個格點。與 DT 法結果比較，北北東風及東北風等風向所影響的區域並無西南風向影響廣，由表 5 可看出，雖然西南西風一共只發生 88 個小時，然而西南西風在較高濃度的砷污染比例較北北東風要高，因此西南西風影響區域較大但是時間不長。

以排放情境 WC 及 2007 年氣象資料模擬砷污染分佈並以 DA 法分析，結果如圖 12(b)所示，砷污染方向性平均濃度最高區間為 $0.2-0.6 \text{ ng/m}^3$ ，主要發生在東南東風下，影響的區域為 29 格，包括科學園區西北西方的新竹市東區、北區、香山區等區域；濃度在 $0.046-0.2 \text{ ng/m}^3$ 間則以東南風、南南東風所影響的區域較大，一共超過 700 格，與上述情境 WB 比較，園區西至西北方的新竹市區及竹北市所受到的影響範圍增加。

3.DM 法：

接下來以 DM 法分析影響範圍，以排放情境 WA 及 2002 年氣象資料模擬砷污染分佈並以 DM 法分析，結果如圖 11(c)所示，砷污染各風向下最大小時濃度的最高區間為 $2.0-6.0 \text{ ng/m}^3$ 之間，發生在南風的情況下有 6 格相當於 1.5 平方公里，主要發生在科學園區北方的新竹市東區及竹北市等；其餘則發生在靜風下有 4 個格點在此濃度區間；而 $0.6-2.0 \text{ ng/m}^3$ 濃度區間，也以靜風下此濃度區間的區域數最大，有 256 個格點，此外，在此濃度範圍下，西風至北風等五個風向皆有 60 個格點；在 $0.2-0.6 \text{ ng/m}^3$ 濃度間，除了靜風有了 1596 個格點外，東北風至南南東風皆有 350 個格點以上；而 $0.046-0.2 \text{ ng/m}^3$ 濃度間，以靜風下 914 個格點最多，而北北東風下有 828

個格點次之。由以上結果可知在極端的情況下，高濃度的砷污染多發生在科學園區周界及園區的北方及東至東南方，因靜風風速慢使得污染物排放後不易經過良好的擴散，使得高污染物濃度的情形多集中在此條件下；而東北風至南南東風等六個風向下，可由圖 7 (a) 的全年風花圖可看出，這類風向在低風速發生的時間較長，導致較容易有較高濃度的情形。

以排放情境 WB 及 2007 年氣象資料模擬砷污染分佈並以 DM 法分析，結果如圖 11(f)所示，砷污染的最大小時濃度的最高區間為大於 6.0 ng/m^3 ，北風及東北東風皆只有一個格點，而 2.0-6.0 ng/m^3 濃度間，以靜風下有 16 格，東風下有 3 個格點次之；在 0.6-2.0 ng/m^3 濃度間，以靜風下 192 格，西南風、東風各有 39 格及 37 格；0.2-0.6 ng/m^3 濃度間，靜風下有 690 格，北北東風及南風下各有 129 格及 124 格；而 0.046-0.2 ng/m^3 濃度間，靜風下有 2226 格，其餘如北北東風至南風等八個風向皆有 450 個格點以上。由以上結果可知在極端情況下，高濃度的砷污染多發生在園區周界及園區南方、西南西方；園區的西方至西南方則濃度較低，由圖 7 (b) 的全年風花圖可看出，東風及北北東風風速較快，導致某些時刻較低濃度的砷污染的範圍較大。

以排放情境 WC 及 2007 年氣象資料模擬砷污染分佈並以 DM 法分析，結果如圖 12(c)所示，砷污染最大小時濃度區間為大於 6.0 ng/m^3 ，北風及東北東風下皆有 1 個格點；而 2.0-6.0 ng/m^3 濃度間，靜風下有 43 格，南風下有 12 個格點；濃度範圍在 0.6-2.0 ng/m^3 間，靜風下有 738 格，其餘如東北風至西南風等九個風向皆有 50 個格點以上；而 0.2-0.6 ng/m^3 濃度間，靜風下有 2,106 格，其餘如北北東風至南風等八個風向皆有 350 個格點以上；濃度在 0.046-0.2 ng/m^3 間，靜風下有 2,779 格，西風下有 811 格，其餘風向皆至少有 250 個格點以上。與情境 WB 結果比較，當排放源增加時各污染範圍所影響的區域皆有明顯的增加，因此有必要建立更完整的排放源清單，方能更合理的評估園區周界區域之受影響程度。

4.5 周界期望濃度分析

以排放情境 WB 及 2007 年氣象資料進行周界期望濃度分析，結果如表 6 所示，未進行砷排放減量時，大於 2 ng/m^3 的小時格一共有 128 筆，此時最大小時濃度為 7.73 ng/m^3 ，當所有排放源以等去除率法減量 10% 時，大於 2 ng/m^3 的小時格減少了 31 筆，為 97 筆，此時最大小時濃度為 6.96 ng/m^3 ，以 20% 減量時，高於 2 ng/m^3 的小時格減為 72 筆，最大小時濃度也減為 6.18 ng/m^3 ，依次遞增 10% 去除率直至沒有任何小時格高於 2 ng/m^3 時之去除率為 80%；未減量時高於 0.6 ng/m^3 的小時格為 3134 筆，減量 30% 時，剩下 1393 筆，直至減量 80%，大於 0.6 ng/m^3 的小時格減為 45 筆；而未減量時濃度高於 0.2 ng/m^3 的有 17919 筆，減量 30% 時，一共減少了 7074 筆，為 10845 筆，減量 80% 時，剩下 954 個小時格超過 0.2 ng/m^3 。由此結果來看，若要以期望濃度 2 ng/m^3 為標準，以情境 WB 至少要減少 80% 的砷排放，若要以 0.6 甚至是 0.2 ng/m^3 作為期望濃度標準，則需要更高的去除率。

以排放情境 WC 及 2007 年氣象資料進行模擬周界期望濃度分析，結果如表 7 所示，未進行砷排放減量時，超過 2 ng/m^3 的小時格一共有 311 筆，且最大濃度為 7.73 ng/m^3 ，當所有排放源以等去除率法減量 10%，大於 2 ng/m^3 的小時格減少至 195 筆，最大濃度也減為 6.96 ng/m^3 ，而 20% 減量時，高於 2 ng/m^3 的小時格又再減少 67 筆，為 128 筆，最大小時濃度也減至 6.18 ng/m^3 ，以遞增 10% 的去除率直至不再有任何小時格大於 2 ng/m^3 時，此時之去除率為 80%；而未減量時超過 0.6 ng/m^3 的小時格為 14745 筆，減量 30% 時，只剩 5611 筆小時格超過 0.6 ng/m^3 ，而減量 80% 時，則減少至 66 筆小時格大於 0.6 ng/m^3 ；而未減量時濃度超過 0.2 ng/m^3 有 158993 筆，減量 30% 時，超過 0.2 ng/m^3 的小時格減少了 70576 筆，直至減量 80% 時，只剩下 3640 個小時格超過 0.2 ng/m^3 。以此結果來看，若要要求周界

砷污染濃度均不超過 2 ng/m³，以情境 WC 來看需要減少 80%的砷排放，此方式是採等去率的方式，並未考量實際的處理成本，且由於 WC 情境依模擬結果發現仍與隨機實測值有相當的差距，若以完整的排放清單來模擬，可能需要以更高的去除率才能達到。

表 6 情境 WB 以 2007 年氣象資料進行周界期望濃度分析之結果

減量比例	最大小時濃度(ng/m ³)	大於期望濃度之小時格數量		
		2ng/m ³	0.6ng/m ³	0.2ng/m ³
未減量	7.73	128	3,134	17,919
10%	6.96	97	2,498	15,539
20%	6.18	72	1,922	13,168
30%	5.41	51	1,393	10,845
40%	4.64	36	955	8,647
50%	3.86	26	569	6,534
60%	3.09	14	294	4,455
70%	2.32	5	128	2,491
80%	1.55	0	45	954

表 7 情境 WC 以 2007 年氣象資料進行周界期望濃度分析之結果

減量比例	最大小時濃度(ng/m ³)	大於期望濃度之小時格數量		
		2ng/m ³	0.6ng/m ³	0.2ng/m ³
未減量	7.73	311	14,745	158,993
10%	6.96	195	11,116	136,033
20%	6.18	128	8,029	112,278
30%	5.41	75	5,611	88,417
40%	4.64	48	3,652	64,313
50%	3.86	27	2,058	42,054
60%	3.09	15	950	23,723
70%	2.32	5	311	11,003
80%	1.55	0	66	3,640

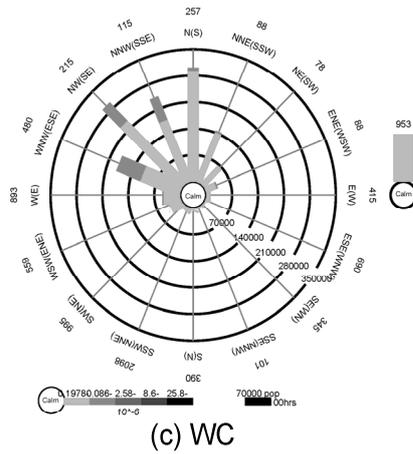
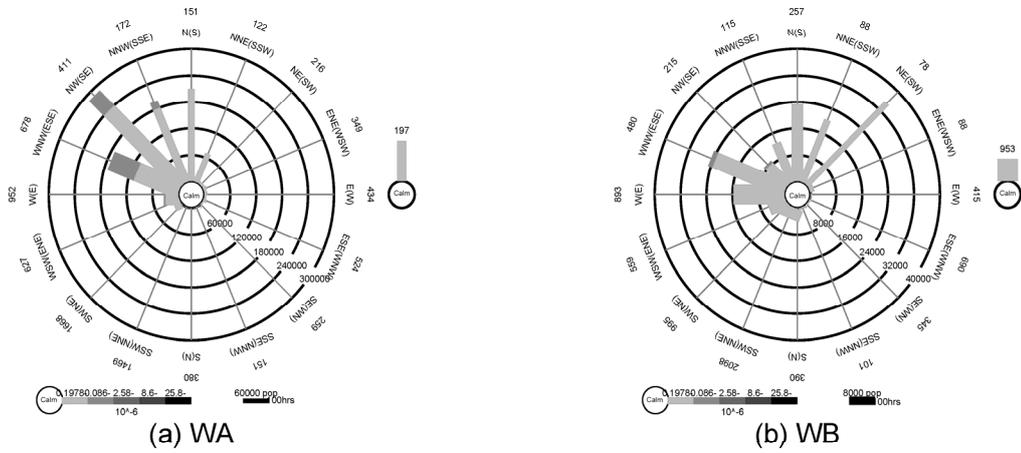


圖 13 依平均濃度分析各情境方向性砷污染空間性風險
 : (a) 情境 WA 方向性砷污染空間性風險； (b) 情境 WB 方向性砷污染空間性風險 及 (c) 情境 WC 方向性砷污染空間性風險

4.6 空間性風險評估

以情境 WA 及 2002 年氣象條件進行風險評估，並以砷污染在各方向的平均濃度計算風險值，如圖 13(a)所示，在 $8.6 \times 10^{-7} \sim 2.58 \times 10^{-6}$ 風險範圍之間，以東南東風下影響 64,701 人及東南風下影響 47,446 人較為明顯，由此結果可知，以科學園區西北方的新竹市區居民所受影響較明顯；在風險範圍 $1.978 \times 10^{-7} \sim 8.6 \times 10^{-7}$ 間，東南風下有 239,761 人、南風下有 210,496 人，其餘在南南東風及靜風下各有 180,096 及 92,107 人。

以情境 WB 及 2007 年氣象條件進行風險評估，並以砷污染在各方向的平均濃度計算風險值，如圖 13(b)所示，在風險範圍 $8.6 \times 10^{-7} \sim 2.58 \times 10^{-6}$ 間，以東南東風下影響 1,359 人，低於前一情境甚多，此乃由於 2007 年東南東風較 2002 年東南東風發生時間短，各污染濃度發生時間也較 2002 年少，因此東南東風下所影響的人數較情境 WA 少；而在風險範圍 $1.978 \times 10^{-7} \sim 8.6 \times 10^{-7}$ 間，以西南風下有 35,049 人，東南東風下有 23,433 人，南風下有 23,326 人。

以情境 WC 及 2007 年氣象條件進行風險評估，並以砷污染在各風向的平均濃度計算風險值，如圖 13(c)所示，在風險範圍 $8.6 \times 10^{-7} \sim 2.58 \times 10^{-6}$ 間，以東南東風有 69,969 人、東南風下有 66,871 人、南南東風下有 65,892 人，由此結果可看出情境 WC 的排放條件下，由於排放量較多，受影響的居民人數增加；在風險範圍 $1.978 \times 10^{-7} \sim 8.6 \times 10^{-7}$ 間，以南風下有 293,444 人，東南風下有 230,261 人。

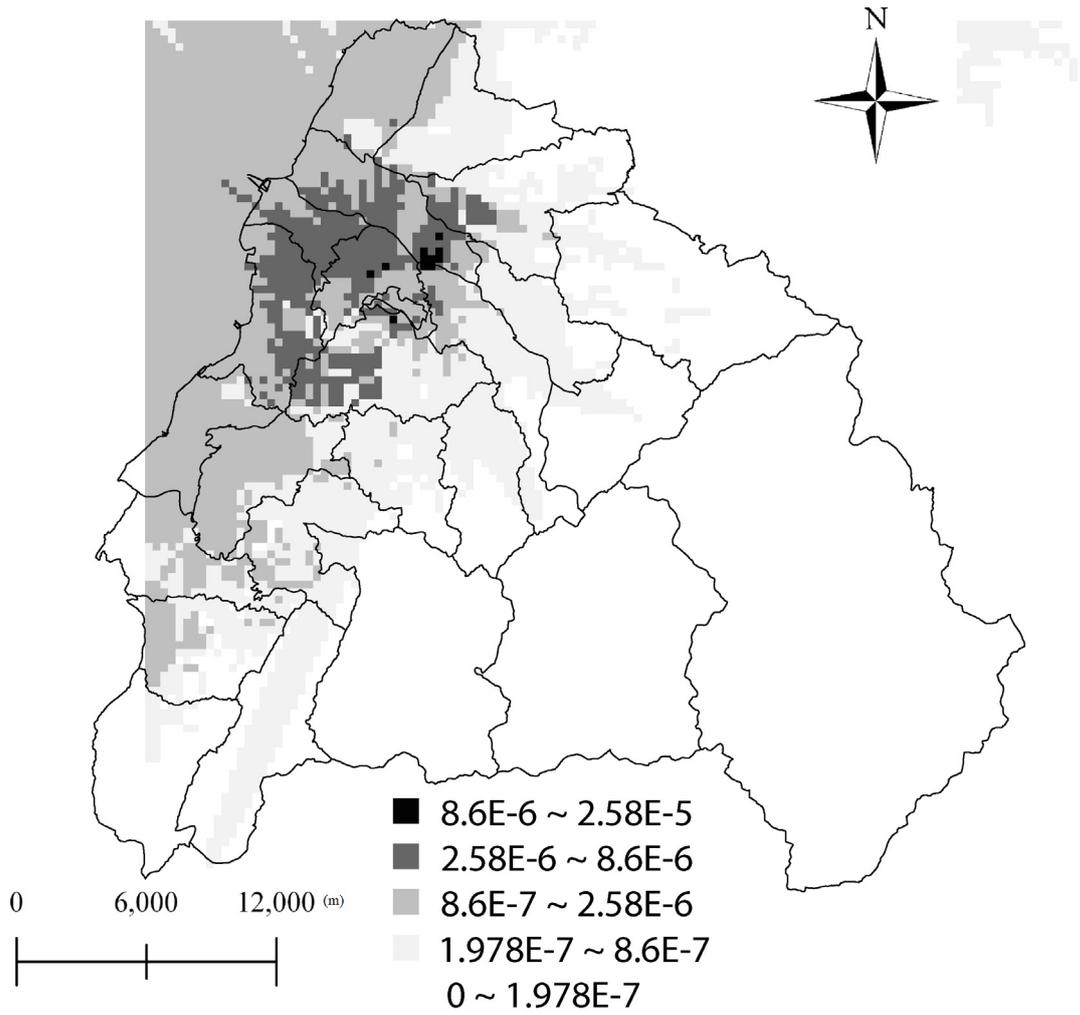


圖 14 情境 WA 2002 年致癌風險分析結果

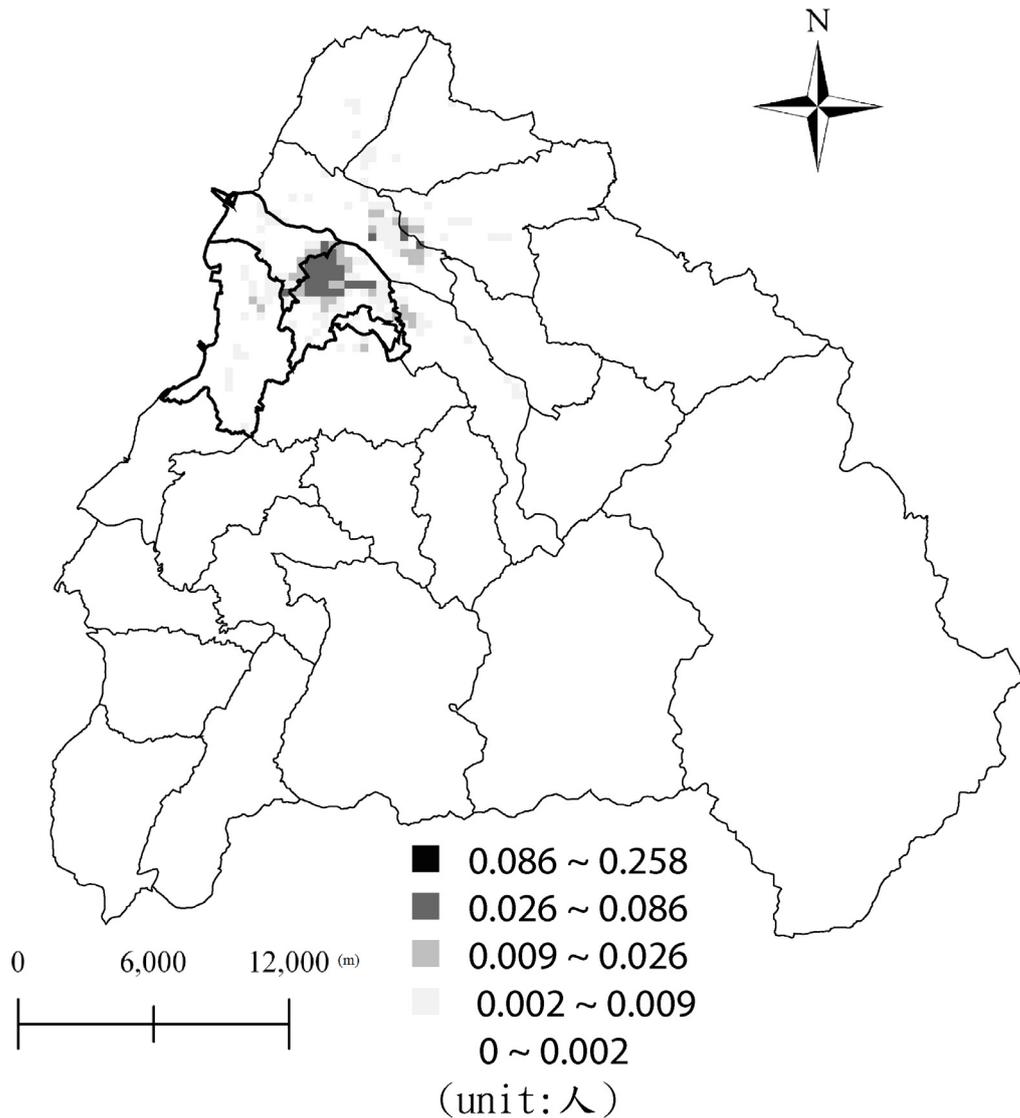


圖 15 情境 WA 2002 年致癌負荷結果

接著再以最大小時濃度來呈現污染最嚴重的情況，事實上，比對監測資料與所模擬結果可發現本研究所收集的排放清單資料並不全，因而導致砷污染模擬結果比實際監測情況要低，故此結果事實上仍不算是最嚴重的情況，例如以排放情境 WB 及 2007 年氣象資料模擬平均濃度與周界監測點(E1)所監測的濃度比較，發現兩者有 183 倍的差距，因此保守預估與依實際排放清單所模擬結果甚至可能有約 100 倍的差異。

以情境 WA 及 2002 年氣象資料進行模擬，並以 Gratt(1996)之方法來進行砷污染之風險值計算(如 3.5 節所述)，結果如圖 14 所示，最大風險值

範圍為 8.6×10^{-6} 至 2.58×10^{-5} 間，主要以竹北市以及科學園區周界的新竹市東區、寶山鄉等，所計算出的風險值最高，由此可知，科學園區周界區域致癌風險較其他地方要高出許多，風險值 2.58×10^{-6} 至 8.6×10^{-6} 之間，主要發生區域集中在新竹市、竹北市及寶山鄉等，而風險值 8.6×10^{-7} 至 2.58×10^{-6} 間的區域則以新豐鄉、苗栗縣的竹南鎮、頭份鎮為主，此風險範圍已有部分略低於 10^{-6} 的風險，相較於園區周界區域風險已降低許多，其餘風險低於 8.6×10^{-7} ，則以人口較不密集的北埔鄉、芎林鄉、湖口鄉...等地居多，隨著距離科學園區越遠污染濃度較小，風險也因此較低。致癌負荷分析結果如圖 15 所示，致癌負荷最高為 0.026 至 0.086 人之間，主要多集中在新竹市東區以及少部分的竹北市，而負荷在 0.009 至 0.026 也多發生在新竹市東區、竹北市及竹東鎮，負荷低於 0.009 人以下之格點，則散佈在新竹市香山區、竹北市、湖口鄉等。此結果顯示，新竹市東區以及部分竹北市地區等由於污染濃度顯著加上人口較密集，致癌負荷值因而較高，其他區域由於人口較不密集或污染濃度較低，因此致癌負荷值相對的不高。

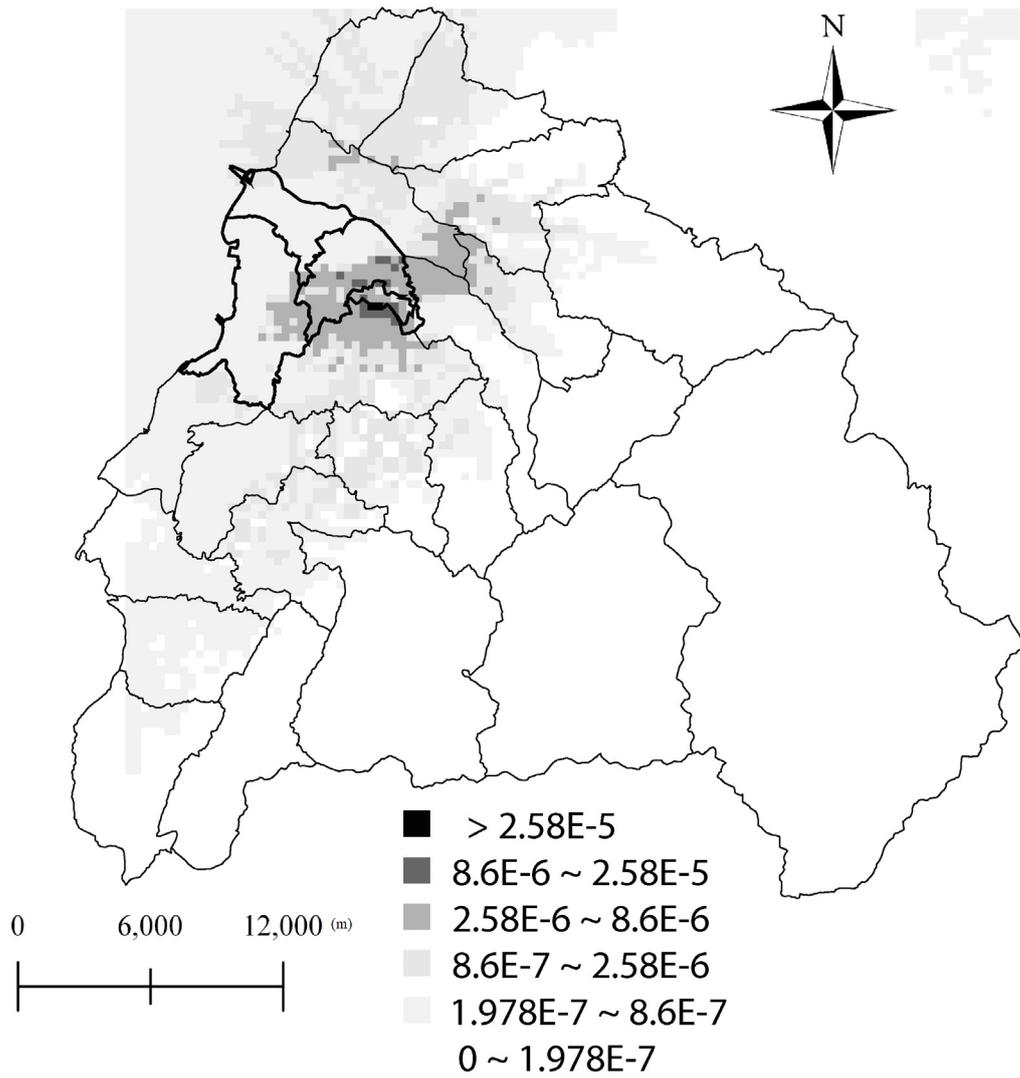


圖 16 情境 WB 2007 年風險分析結果

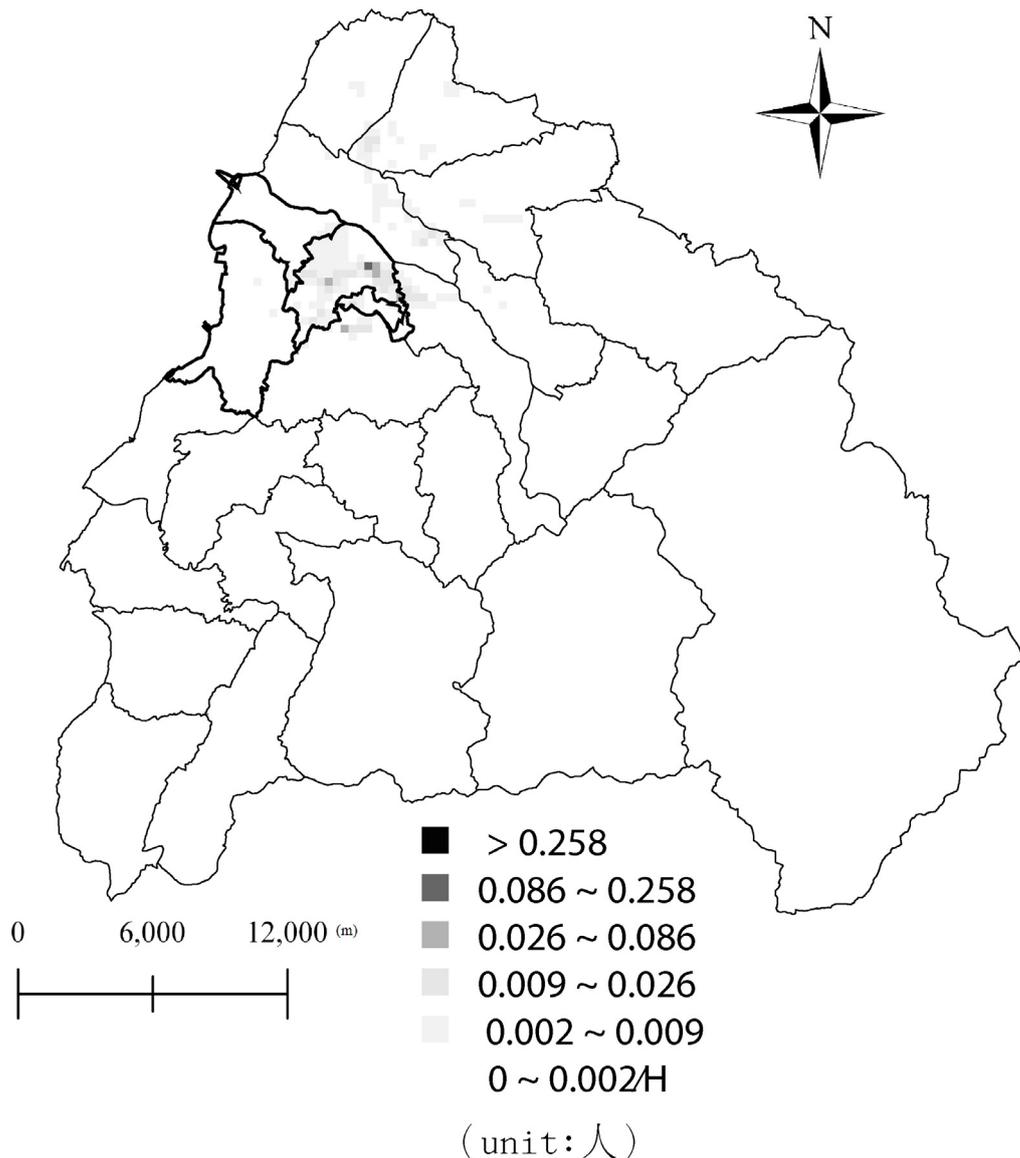


圖 17 情境 WB 2007 年致癌負荷結果

以情境 WB 及 2007 年氣象資料計算風險值，結果如圖 16 所示，風險值最高為高於 2.58×10^{-5} ，主要發生在科學園區與寶山鄉交界處，而風險值在 8.6×10^{-6} 至 2.58×10^{-5} 之間，則主要發生在寶山鄉及新竹市東區；風險值在 2.58×10^{-6} 至 8.6×10^{-6} 間，則主要發生在新竹市東區、香山區、寶山鄉、竹東鎮、竹北市為主，由此結果來看，風險值高於 10^{-6} 主要集中在園區周界區域，此亦表示居住在此區域之民眾所承受之健康風險較其他地方要高。而風險值 8.6×10^{-7} 至 2.58×10^{-6} 之間，則主要集中在新豐鄉、竹北市、

湖口鄉；其餘風險值 8.6×10^{-7} ，主要以新竹市北區及苗栗縣的竹南鎮、頭份鎮等地所承受的風險較低。致癌負荷分析結果如圖 17 所示，致癌負荷最高為 0.086 至 0.258 人，發生在新竹市東區；而致癌負荷在 0.026 至 0.086 間的格數不多，主要發生在新竹市東區及寶山鄉；致癌負荷在 0.009 至 0.026 間，則以新竹市東區、寶山鄉、竹東鎮為主；負荷低於 0.009 則以新竹市東區、竹北市、湖口鄉、竹東鎮為主。此結果顯示新竹市東區及寶山鄉與科學園區邊界區域因污染濃度顯著，加上人口較密集，致癌負荷因而較高，其他區域由於人口較不密集或污染濃度較低，因此致癌負荷值相對不高。

以情境 WC 及 2007 年氣象資料進行風險評估分析，結果如圖 18 所示，風險值高於 2.58×10^{-5} ，主要發生在科學園區與寶山鄉之交界；風險值介於 8.6×10^{-6} 至 2.58×10^{-5} 間，則以新竹市東區、寶山鄉、竹北市等為主；風險值介於 2.58×10^{-6} 至 8.6×10^{-6} 之間，則以新竹市、竹北市、寶山鄉為主；風險值在 8.6×10^{-7} 至 2.58×10^{-6} 間，則以新豐鄉、湖口鄉、苗栗縣的竹南鎮、頭份鎮、造橋鄉等為主；其餘如五峰鄉、橫山鄉、尖石鄉等距離科學園區較遠之區域所承受的風險皆低於 8.6×10^{-7} 。致癌負荷分析結果如圖 19 所示，致癌負荷最高為 0.086 至 0.258 人，發生在新竹市東區；而負荷在 0.026 至 0.086 間，也以新竹市東區為主；負荷低於 0.026 人，則多散佈在科學園區周界區域，如新竹市東區、香山區、竹北市、竹東鎮等地。此結果與排放情境 WB 風險分析結果比較，當排放源增加時，科學園區周界區域由於污染濃度變得更顯著，加上人口較密集，因而致癌負荷有明顯增加，也因此有必要建立完整的排放源清單，方能進一步分析新竹地區居民所承受之風險情形。

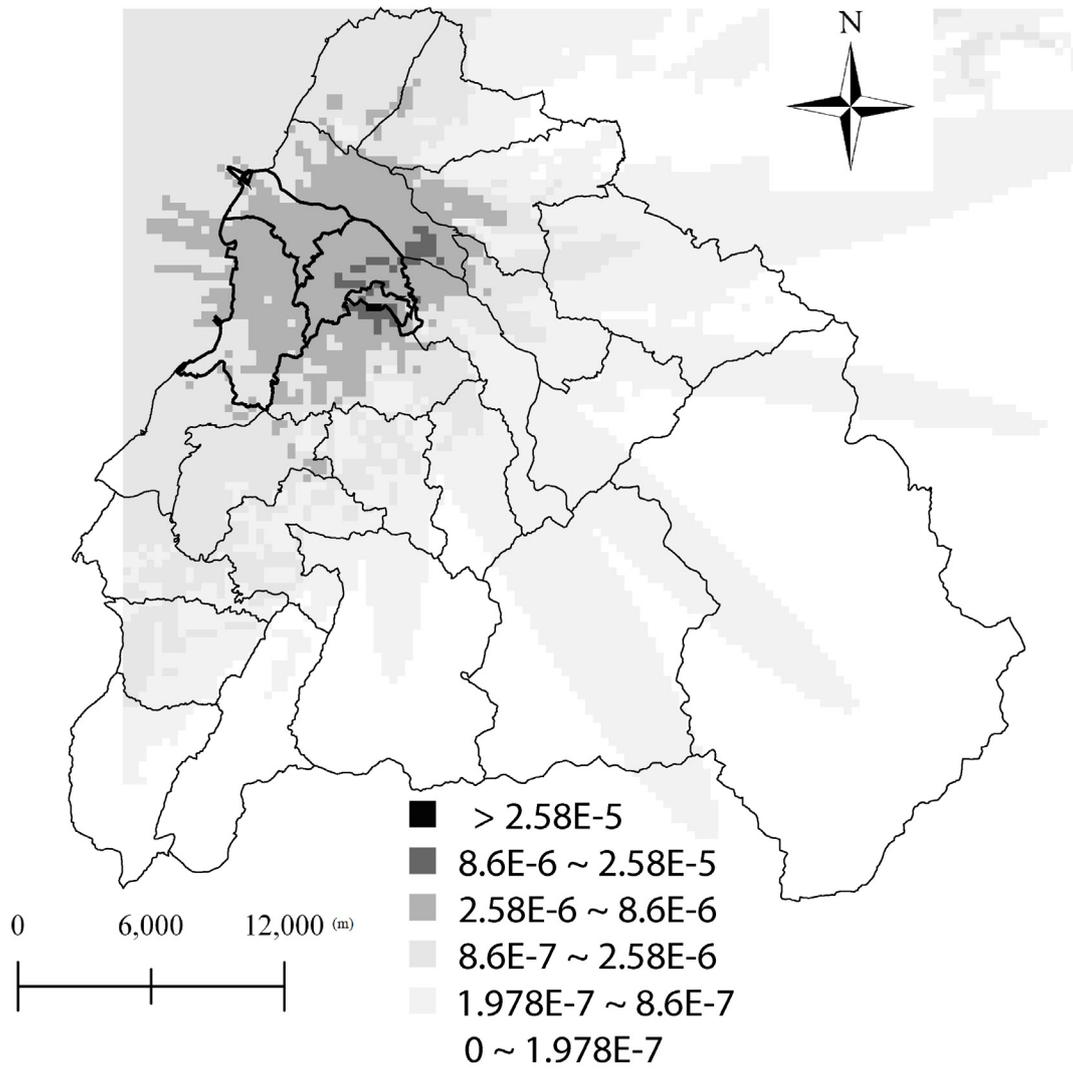


圖 18 情境 WC 2007 年風險分析結果

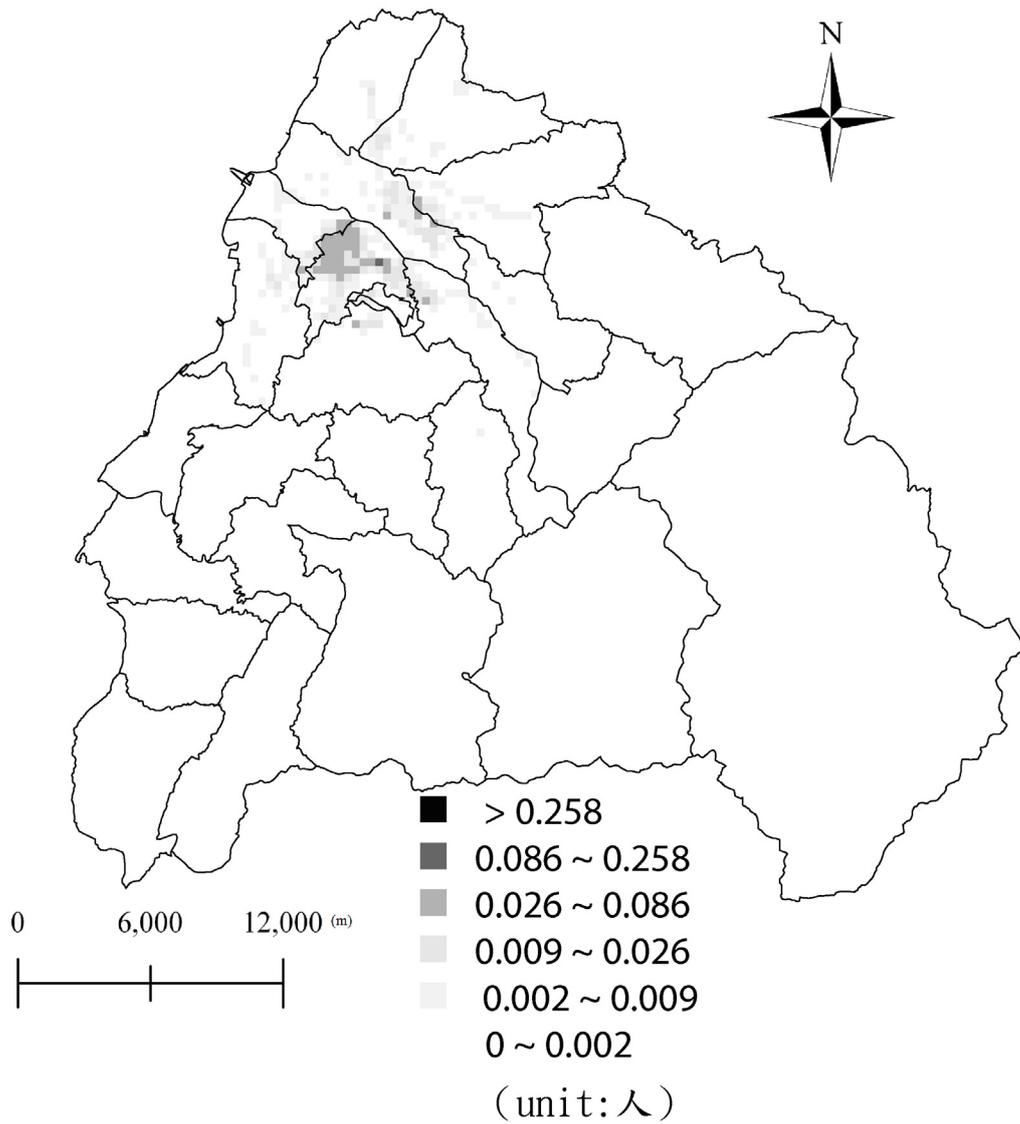


圖 19 情境 WC 2007 年致癌負荷結果

第五章 結論與建議

本研究主要建立新竹科學園區 AERMOD 空氣品質模式，用以模擬各種砷污染排放情境之污染物空間分布情形，亦分析方向性砷污染分布之影響，最後依據所得結果估算及比較周遭地區居民之健康風險。以下總結本研究的成果及說明重要結論，並建議可值得探討的方向及問題，以供後續研究參考。

5.1 結論

本研究主要成果為建立新竹科學園區 AERMOD 空氣品質模式、方向性污染衝擊分析、周界期望濃度分析以及空間性風險評估，以期達成第一章所述的二大研究目的，以下一一說明這些成果。

1. 新竹科學園區 AERMOD 模式之建立：

為了建立新竹科學園區模擬模式，首先收集新竹地區氣象資料，並經過格式轉換為 AERMOD 模式之輸入氣象輸入檔，亦將數位地形資料轉換為符合模式格網格式(0.5km × 0.5km)之網格高程資料，再建立輸入參數等資料。模式建立後以 Chein et al.(2005)及新竹市環保局(98 年)所監測之兩種排放情境(WA 及 WB)來模擬砷污染之空間分布情形，然而，此兩情境所模擬之結果遠低於周界監測值，若以平均值比較，模擬結果與監測值之差異約有百倍之差異，因此亦將此兩種排放情境結合進行模擬砷污染分佈(情境 WC)，雖然如此，仍發現模擬濃度仍遠不及監測結果，由此結果推論目前砷污染排放清單並不完整，有必要進行砷污染排放清查，進而了解實際砷污染分佈情形。

2. 方向性污染衝擊分析：

為了分析砷污染所造成之影響，本研究發展了三種方法，分別為方向性污染程度時數(DT)法、方向性污染程度影響區域(DA)法及方向性最大小時濃度影響區域(DM)法，用以分析砷污染對於周界環境所造成之衝擊。

在 DT 法中，分別以 2002 年及 2007 年的氣象條件下，高污染物濃度皆以東風下所發生的時數最長，此亦指在科學園區西方的新竹市東區、香山區等地方所受之影響最大。然而北北東風及東北風雖然全年所發生的時間最長，所造成的污染情形卻不如東風來得嚴重，這與風速有關，因東北風、北北東風風速較快使得污染物擴散效果好所致，而東風風速較慢，因此污染情形較嚴重。

在 DA 法中，以砷污染在各風向下的平均濃度來看，以排放情境 WA 及 2002 年氣象條件的模擬結果中，最高濃度區間為 $0.2-0.6\text{ng}/\text{m}^3$ ，發生在東南東風下，影響了新竹市東區及北區將近 6 平方公里的區域。而在排放情境 WB 及 2007 年氣象條件的結果中，最高濃度區間為 $0.046-0.2\text{ng}/\text{m}^3$ ，為在西南風下所影響的區域最多，有 50 個格點，推測西南風風速慢而穩定，使得此風向所影響的範圍較廣。在排放情境 WC 及 2007 年氣象條件的結果中，砷污染最高濃度區間為 $0.2-0.6\text{ng}/\text{m}^3$ ，主要發生在東南東風下，所影響的區域為 29 格，此結果亦顯示當污染源分佈不同時，即使在同一氣象資料下，主要受影響區域亦會隨之不同，由於估計仍有不少污染源未納入排放清單中，有必要確認砷污染的排放清單，以進一步釐清各風向下砷污染所影響的程度與範圍。

在 DM 法中，以排放情境 WA 及 2002 年氣象條件的模擬結果分析，最大小時濃度區間為 $2.0-6.0\text{ng}/\text{m}^3$ ，為靜風情況下所影響的區域最大，而南風至北北西風等八個風向也影響不少區域，高濃度的砷污染多發生在

科學園區周界及園區北方至東南方的區域。在排放情境 WB 及 2007 年氣象條件中，最大小時濃度區間為大於 $6.0\text{ng}/\text{m}^3$ ，大多數的風向下皆影響了 2 個格點；而此結果與情境 WA 的結果類似，除了靜風情況下有較高濃度的砷污染影響外，在南風至北北西風也影響了一定的區域，雖然這類風向發生的時間皆不長，但影響區域卻不少，園區周界地區及園區北部至東南部區域亦可能受到一定程度的影響。在排放情境 WC 及 2007 年氣象條件的結果，多數的風向下皆有大於 $6.0\text{ng}/\text{m}^3$ 的濃度影響了一個格點，其餘在南風至北北西風下所影響的格點數也較情境 WB 下明顯有增加，雖然最大小時濃度發生的時數不多，但可供分析最差的情形，不過，由於排放清單並不完整，實際最糟情況仍有待建立較完整的排放清單方能進一步分析。

3. 周界期望濃度分析

以排放情境 WB 及 2007 年氣象條件進行周界期望濃度分析，在未減量的情況下，大於 $2\text{ng}/\text{m}^3$ 的小時格有 128 筆，此時最大小時濃度為 $7.73\text{ng}/\text{m}^3$ ，將所有排放源以等去除率減量 10% 後，大於 $2\text{ng}/\text{m}^3$ 的小時格減少了 31 筆，若要以 $2\text{ng}/\text{m}^3$ 作為期望濃度標準，則需要減量 80% 的砷排放才可達到，若要以 0.6 甚至是 $0.2\text{ng}/\text{m}^3$ ，則需要更高的去除率才可達到。

以排放情境 WC 及 2007 年氣象資料進行模擬周界期望濃度分析，在未減量的情況下，超過 $2\text{ng}/\text{m}^3$ 的小時格有 311 筆，將排放源以等去除率法減量 10% 後，大於 $2\text{ng}/\text{m}^3$ 的小時格減少至 195 筆，若要要求周界砷污染濃度均不超過 $2\text{ng}/\text{m}^3$ ，以此情境來看需要減少 80% 的砷排放，然而此方式為採用等去除的方式，並未考量實際的處理成本及可行性，且 WC 情境依模擬結果發現仍與隨機監測結果有相當的差距，若以完整的排放清單來模擬，可能需要以更高的去除率才能降至一合理的周界期望濃度。

4. 空間性風險評估

以砷污染平均濃度在方向性風險評估部分，情境 WA 及 2002 年氣象條件下進行分析，結果在風險範圍 $8.6 \times 10^{-7} \sim 2.58 \times 10^{-6}$ 間，以東南東風下影響的居民較多，顯示科學園區西北方的居民受影響較明顯；情境 WB 及 2007 年氣象條件進行分析，結果在風險範圍 $8.6 \times 10^{-7} \sim 2.58 \times 10^{-6}$ 間，仍是以東南東風下影響的人數較多，但低於前一情境下受影響的人數，此乃由於 2007 年東南東風較 2002 年東南東風發生時間短，使得污染情形較不嚴重所致；情境 WC 及 2007 年氣象條件進行分析，在風險範圍 $8.6 \times 10^{-7} \sim 2.58 \times 10^{-6}$ 間，也以東南東風下影響人數較多，由此可看出由於排放量的增加，導致受影響的居民亦增加。

以最大小時濃度來分析所得結果中最嚴重的情況，以情境 WA 及 2002 年氣象資料進行空間性風險分析，結果以致癌負荷的方式呈現，發現新竹市東區及部分竹北市等地區由於污染濃度顯著以及人口密集，因此致癌負荷較其他地區高。以情境 WB 及 2007 年氣象資料進行空間性風險分析，結果是以新竹市東區及寶山鄉與科學園區交界處之致癌負荷較高。以情境 WC 及 2007 年氣象資料進行空間性風險分析，結果與情境 WB 比較，科學園區周界區域由於污染濃度變得更加顯著，且因人口較密集，因此致癌負荷有明顯的增加。

5.2 建議

依據研究過程的發現及經驗，提出下列幾項建議，以供後續研究參考。

1. 砷排放源清單

本研究以 Chein et al.(2005)及新竹市環保局(98 年)所監測砷排放資料模擬，結果都遠比周界監測濃度還低，即使將此兩種砷排放結合模擬，仍低於監測結果，表示目前掌握之砷排放資料不全，未來需要清查砷排放清單，以進一步分析砷污染。

2. 其他有害空氣污染物

本研究僅針對科學園區所排放之砷空氣污染物進行模擬與分析其對於周界居民所造成之影響，未來宜針對園區所排放之其他有害空氣污染物進行分析，並評估各污染物所造成之健康風險及綜合風險。

3. 方向性污染衝擊

在 DA 及 DM 方法中，僅考慮各風向下污染所影響網格數量，或許在未來可以分析這類受影響網格其空間分布情形與差異，以進一步了解在不同時間下，哪些地區所受到之影響最高。

4. 周界期望濃度

本研究僅以等去除率法進行周界期望濃度分析，未來可考量區域性的分佈來決定更適當的減量策略。

5. 階段性的減量策略及計畫

由於要馬上降低排放量至低風險並不太容易，故減量策略除了考量區域性分佈之外，亦有必要研擬階段性的減量策略及計畫。

6. 人口分佈資料

由於新竹縣政府所提供之門牌號碼住址點並未包含戶數，因此在計算新竹縣的人口分佈時，不易準確的推估出人口分佈情形。建議未來可收集更好的人口分佈資料。



參考文獻

王世民，(96年)，「工業區空氣中金屬污染物分佈調查與風險評估研究」，

國立清華大學化學系博士論文，新竹。

行政院環保署，(97年)，固定污染源空氣污染物排放標準。

<http://w3.epa.gov.tw/epalaw/search/LordiDispFull.aspx?ltype=04&lname=0070>.

林明輝，(96年)，「中部科學園區(台中園區)大氣懸浮為例中含砷濃度的調查研究」，國立中興大學環境工程學系，台中。

張鎮南、程萬里，(96年)，「從中科周邊空氣排放高濃度毒害性砷(As)探討建立新環境品質標準」。

曹心雯、何書毅、曾昭衡，(97年)，「以大氣擴散模式探討都會區內民眾之平均壽命與醫療支出-以台北市西門町徒步區為例」，中華民國環境工程學會 2008 空氣污染控制技術研討會。

勞工安全衛生研究所，(97年)，勞工作業環境空氣有害物容許濃度標準。

<http://www.iosh.gov.tw/cgi-bin/law-new.htm?cnid=407>.

新竹市環境保護局，(98年)，「新竹科學園區周界環境砷監測調查管制畫」，行政院環境保護署。

新竹市環境保護局，(98年)，「固定污染源空氣污染物排放檢測報告」，行政院環境保護署。

楊多興、楊水木、趙曉宏、劉敏、刑可佳、仇蕾等，(94年)，「AERMOD 模式系統理論」，化學工業與工程，第 22 卷，第 2 期，130-135 頁。

劉遵賢、黃鶴春、張良輝等，(91年)，「台灣空氣品質模式，Taiwan Air Quality Model (TAQM) 操作使用手冊 Version 1.11」，行政院環境保護署

潘致弘、黃友利、林碧珍等，(90年)，「半導體業砷作業勞工健康危害評估研究」，行政院勞工委員會勞工安全衛生所。

謝宏益，(97 年)，「擴散模式 ISC 與 AERMOD 之比較」，國立中興大學環境工程學系，台中。

礦永銓、許珮蓓，(94 年)，”AERMOD 煙流模式在臺灣地區之應用研究”，中興工程，第 88 期，55-62 頁。

Agency for Toxic Substances and Diseases Registry. (1994). *Toxicological Profile for Arsenic*. Washington, DC, USA.

Abernathy, C. O., Liu, Y. P., Longfellow, D., Vasken Aposhian, H., Beck, B., Fowler, B., Goyer, R., Menzer, R., Rossman, T., Thompson, C., and Waalkes, M. (1999). “Arsenic: Health Effects, Mechanisms of Actions, and Research Issues.” *Environment Health Perspectives*, 7(107), pp. 593-597.

Boudet, C., Zmirou, D., Laffond, M., Balducci, F., and Benoit-Guyod, J. L. (1999). “Health Risk Assessment of a Modern Municipal Waste Incinerator.” *Risk analysis*, 19(6), pp. 1215-1222.

Bevc, C. A., Marshall, B. K., and Picou, J. S. (2005). “Environmental justice and toxic exposure: Toward a spatial model of physical health and psychological well-being.” *Social Science Research*, 36(1), pp. 48-67.

Bajwa, K. S., Arya, S. P., and Aneja, V. P. (2008). “Modeling studies of Ammonia Dispersion and Dry Deposition at some Hog Farms in North Carolina.” *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58(9), pp. 1198-1207.

Beceiro-Gonzalez, E., Gonzalez-Soto, E., Lopez-Mahia, P., and Prada-Rodriguez, D. (1997). “Total arsenic and selenium levels in atmospheric particulate matter of La Coruna(Spin).” *The Science of the total Environment*, 3(208), pp. 207-211.

- Bevc, C. A., Marshall, B. K., and Picou, J. S. (2005). "Environmental justice and toxic exposure: Toward a spatial model of physical health and psychological well-being." *Social Science Research*, 1(36), pp. 48-67.
- California Air Resource Board, (1990). *Proposed Identification of Inorganic Arsenic as a Toxic Air Contaminant*. California, USA.
- Chein, H. M., Hsu, Y. D., Aggarwal, S. G., Chen, T. M., and Huang, C. C. (2005). "Evaluation of arsenical emission from semiconductor and opto-electronics facilities in Hsinchu, Taiwan." *Atmospheric Environmental*, 40(10), pp. 1901-1907.
- Colville, R. N., Stevens, E. C., Nieuwenhuijsen, M. J., and Keegan, T. J. (2001). "Atmospheric dispersion modeling for assessment of exposure to arsenic for epidemiological studies in the Nitra Valley, Slovakia." *Journal of Geophysical Research*, 106(15), pp. 17421-17431.
- Chiaradia, M. and Cupelin, F. (1999). "Gas-to-particle conversion of mercury, arsenic and selenium through reactions with traffic-related compounds (Geneva)? Indications from lead isotopes." *Atmospheric Environment*, 34(2), pp. 327-332.
- Cressie, N., Buxton, B. E., Calder, C. A., Craigmile, P. F., Donga, C., McMillan, N. J., Morara, M., Santner, T. J., Wang, K., Young, G., and Zhang J. (2007). "From sources to biomarkers: A hierarchical Bayesian approach for human exposure modeling." *Journal of Statistical Planning and Inference*, 11(137), pp. 3361-3379.

- Caussy, D., Gochfeld, M., Gurzau, E., Neagu, C., and Ruedel, H. (2003).
“Lessons from case studies of metals: investigating exposure,
bioavailability, and risk.” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1),
pp. 45-51.
- Faulkner, W. B., Shaw, B. W., and Grosch, T. (2008). ”Sensitivity of two
Dispersion Models (AERMOD and ISCST3) to Input Parameters for a
Rural Ground-Level Area Source.” *Journal of the Air & Waste
Management Association*, 58(10), pp. 1288-1296.
- Fujita, E. M., Campbell, D. E., Arnott, W. P., Chow, J. C., and Zielinska, B.
(2007). “Evaluations of the Chemical Mass Balance Method for
Determining Contributions of Gasoline and Diesel Exhaust to Ambient
Carbonaceous Aerosols.” *Journal of the Air & Waste Management
Association*, 57(6), pp. 721-740.
- Gidhagen, L., Kahelin, H., Schmidt-Thome, P., and Johansson, C.
(2002). ”Anthropogenic and natural levels of arsenic in PM10 in Central
and Northern Chile.” *Atmospheric Environment*, 36(23), pp. 3803-3817.
- Goyal, P., Singh, M. P. and Gulati, A. (1996). “Air quality assessment of the
environment over a cement industrial complex.” *Atmospheric Environment*,
7(30), pp. 1159-1166.
- Isakov, V., Touma, J. S., and Khlystov, A. (2007). “A method of assessing air
toxics concentrations in urban areas using mobile platform measurements.”
Journal of the Air & Waste Management Association, 11(57), pp.
1286-1295.

- Klein, C. B., Leszcynska, J., Hickey, C., and Rossman, T. G. (2007). "Further evidence against a direct genotoxic mode of action for arsenic-induced cancer." *Toxicology and Applied Pharmacology*, 222(3), pp. 289-297.
- Keegan, T. J., Farago, M. E., Thornton, I., Hong, B., Colville, R. N., Pesch, B., Jakubis, P., and Nieuwenhuijsen, M. J. (2005). "Dispersion of As and selected heavy metals around a coal-burning power station in central Slovakia." *Science of the Total Environment*, 358(1-3), pp. 61-71.
- Kesarkar, A. P., Dalvi, M., Kaginalkar A., and Ojha, A. (2006). "Coupling of the weather research and forecasting model with AERMOD for pollutant dispersion modeling. A case study for PM10 dispersion over Pune, India." *Atmospheric Environment*, 9(41), pp. 1976-1988.
- Lopez, M. T., Zuk, M., Garibay, V., Tzintzun, G., Iniestra, R., and Fernandez, A. (2004). "Health impacts from power plant emission in Mexico." *Atmospheric Environment*, 39(7), pp. 1199-1209.
- Meneses, M., Schuhmacher, M., and Domingo, J. L. (2003). "Health risk assessment of emissions of dioxins and furans from a municipal waste incinerator: comparison with other emission sources." *Environment International*, 30(4), pp. 481-489.
- Seaman, N. L. (2000). "Meteorological modeling for air-quality assessments." *Atmospheric Environment*, 12-14(34), pp. 2231-2259.
- Orloff, K. G., Kaplan, B., and Kowalski, P. (2005). "Hydrogen cyanide in ambient air near a gold heap leach field: Measured vs. modeled concentrations." *Atmospheric Environment*, 40(17), pp. 3022-3029.

- Polissar, A. V., and Hopke, P. K. (2001). "Atmospheric Aerosol over Vermont: Chemical Composition and Sources." *Environment Science & Technology*, 35(23), pp. 4604-4621.
- Safai, P. D., Kewat, S., Praveen, P. S., Rao, P. S. P., Momin, G. A., Ali, K., and Devara, P.C.S. (2006). "Seasonal variation of black carbon aerosol over a tropical urban city of Pune, India." *Atmospheric Environment*, 41(13), pp. 2699-2709.
- Sanchez-Rodas, D., Sanchez de la Cmpa, A.M, de la Rosa, J. D., Oliveira, V., Gomez-Ariza, J. L., Querol, X., and Alastuey, A. (2006). "Arsenic speciation of atmospheric particulate matter (PM10) in an industrialised urban site in southwestern Spain." *Chemosphere*, 66(8), pp. 1485-1493.
- Spadaro, J. V. and Rabl, A. (2004). "Pathway Analysis for Population-Total Health Impacts of Toxic Metal Emissions." *Risk Analysis*, 24(5), pp. 1121-1141.
- Silverman, K. C., Tell, J. G., and Sargent, E. V. (2007). "Comparison of the industrial source complex and AERMOD dispersion models: Case study for human health risk assessment." *Journal of the Air & Waste Management Association*, 12(57), pp. 1349-1446.
- Sattler, M. and Devanathan, S., (2007). "Which meteorological conditions produce worst-case odors from area sources?" *Journal of the Air & Waste Management Association*, 11(57), pp. 1296-1306.
- Tsai, Y. I., Kuo, S. C., and lin, Y. H. (2003). "Temporal characteristics of inhalable mercury and arsenic aerosols in the urban atmosphere in southern Taiwan." *Atmospheric Environment*, 37(24), pp. 3401-3411.

- Thomaidis, N. S., Bakeas, E. B., and Siskos, P. A. (2003). "Characterization of lead, cadmium, arsenic, and nickel in PM_{2.5} particles in the Athens atmosphere, Greece." *Chemosphere*, 52(6), pp. 959-966.
- USEPA. (2005). *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*. Washington, DC, USA.
- USEPA. (1992). *Guidelines for Exposure Assessment*. Washington, DC, USA.
- USEPA. (2002). *Ambient Air Quality Guidelines*. Washington, DC, USA.
- Vather, M., Akesson, A., Lideh, C., Ceccatelli, S., and Berglund M. (2006). "Gender differences in the disposition and toxicity of metals." *Environment Research*, 104(1), pp. 85-92.
- WHO. (2008). *Guidance Document on Characterizing and Communicating Uncertainty in Exposure Assessment*. Washington, DC, USA.
- WHO. (2000). *Air Quality Guidelines for Europe 2nd Edition*. Washington, DC, USA.
- Yang, D., Chen G., and Yu Y. (2007). "Inter-comparison of Aermoc and ISC3 modeling results to the Alaska tracer field experiment." *Chinese Journal of Geochemistry*, 2(26), pp. 182-185.
- Zhang, Q., Wei, Y., Tian, W., and Yang, K. (2008). "GIS-based emission inventories of urban scale: A case study of Hangzhou, China." *Atmospheric Environment*, 42(20), pp. 5150-5165.

附錄一 AERMET 模式所需參數值對照表

AERMET 設置時，需輸入地面反照率(Albedo)、鮑文比(Bowen Ratio)及地表粗糙度(Roughness Length)等三項參數，以下各表節錄自 AERMET 使用手冊(AERMET, 2004)，需依據測站情況來選擇各參數的值，其中鮑文比需先參考表 1 (CTDM, 1989)，由月累積降雨量來判斷測站潮溼程度屬於乾燥、一般或者為潮溼的情況，再依表 2~表 6 之土地利用情形來設定反照率、鮑文比、地表粗糙度等參數值。

表 1. moisture condition 判斷方法

Condition	Dry	Average moisture	Wet
月累積降雨量	<50mm	50~200mm	>200mm

摘自 CTDM (1989)

表 2. 根據土地利用及依季節劃分地表反照率

Land-Use	Spring	Summer	Autumn	Winter
Water (fresh and sea)	0.12	0.10	0.14	0.20
Deciduous Forest	0.12	0.12	0.12	0.50
Coniferous Forest	0.12	0.12	0.12	0.35
Swamp	0.12	0.14	0.16	0.30
Cultivated Land	0.14	0.20	0.18	0.60
Grassland	0.18	0.18	0.20	0.60
Urban	0.14	0.16	0.18	0.35
Desert Shrubland	0.30	0.28	0.28	0.45

摘自 AERMET(2004)

表 3. 根據土地利用及依季節乾燥條件劃分之日間鮑文比

Land-Use	Spring	Summer	Autumn	Winter
Water (fresh and sea)	0.1	0.1	0.1	2.0
Deciduous Forest	1.5	0.6	2.0	2.0
Coniferous Forest	1.5	0.6	1.5	2.0
Swamp	0.2	0.2	0.2	2.0
Cultivated Land	1.0	1.5	2.0	2.0
Grassland	1.0	2.0	2.0	2.0
Urban	2.0	4.0	4.0	2.0
Desert Shrubland	5.0	6.0	10.0	10.0

摘自 AERMET(2004)

表 4. 根據土地利用及依季節一般濕度條件下之日間鮑文比

Land-Use	Spring	Summer	Autumn	Winter
Water (fresh and sea)	0.1	0.1	0.1	1.5
Deciduous Forest	0.7	0.3	1.0	1.5
Coniferous Forest	0.7	0.3	0.8	1.5
Swamp	0.1	0.1	0.1	1.5
Cultivated Land	0.3	0.5	0.7	1.5
Grassland	0.4	0.8	1.0	1.5
Urban	1.0	2.0	2.0	1.5
Desert Shrubland	3.0	4.0	6.0	6.0

摘自 AERMET(2004)

表 5. 根據土地利用及依季節潮溼條件下之日間鮑文比

Land-Use	Spring	Summer	Autumn	Winter
Water (fresh and sea)	0.1	0.1	0.1	0.3
Deciduous Forest	0.3	0.2	0.4	0.5
Coniferous Forest	0.3	0.2	0.3	0.3
Swamp	0.1	0.1	0.1	0.5
Cultivated Land	0.2	0.3	0.4	0.5
Grassland	0.3	0.4	0.5	0.5
Urban	0.5	1.0	1.0	0.5
Desert Shrubland	1.0	1.5	2.0	2.0

摘自 AERMET(2004)

表 6. 根據土地利用及依季節劃分之地表粗糙度

Land-Use	Spring	Summer	Autumn	Winter
Water (fresh and sea)	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Deciduous Forest	1.00	1.30	0.80	0.50
Coniferous Forest	1.30	1.30	1.30	1.30
Swamp	0.20	0.20	0.20	0.05
Cultivated Land	0.03	0.20	0.05	0.01
Grassland	0.05	0.10	0.01	0.001
Urban	1.00	1.00	1.00	1.00
Desert Shrubland	0.30	0.30	0.30	0.15

摘自 AERMET(2004)

附錄二 AERMET 模式設定檔

第一階段

JOB

REPORT MET_S1.RPT
MESSAGES MET_S1.MSG

SURFACE

DATA 46757_2002.ALL HUSWO
EXTRACT MET_SF.IQA
QAOUT MET_SF.OQA
XDATES 02/01/01 TO 02/12/31
LOCATION 46757 121.00E 24.49N -8
AUDIT DPTP RHUM HZVS CLHT SLVP RHUM PRCP PWTH

UPPERAIR

DATA 2002_FSL.DAT FSL
EXTRACT MET_UA.IQA
QAOUT MET_UA.OQA
XDATES 02/01/01 TO 02/12/31
LOCATION 46692 121.30E 25.02N -8
AUDIT UAPR UAHT UATT UATD UAWD UAWS

第二階段

JOB

REPORT MET_S2.RPT
MESSAGES MET_S2.MSG

SURFACE

QAOUT MET_SF.OQA

UPPERAIR

QAOUT MET_UA.OQA

MERGE

OUTPUT MERGE.OQA
XDATES 02/01/01 TO 02/12/31

第三階段

JOB

REPORT 2002_S3.RPT
MESSAGES 2002_S3.MSG

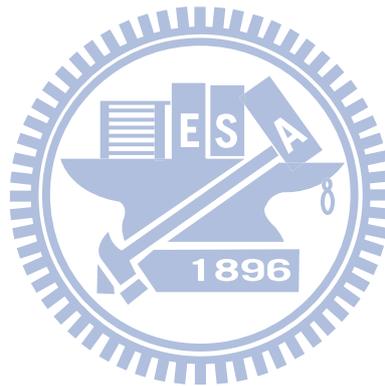
METPREP

DATA MERGE.OQA
OUTPUT 2002_MP.SFC
PROFILE 2002_MP.PFL
XDATES 02/01/01 TO 02/12/31
LOCATION 46727 120.00E 24.49N -8 26.90
METHOD REFLEVEL SUBNWS

```
METHOD WIND_DIR RANDOM
NWS_HGT WIND 10
FREQ_SECT MONTHLY 1
SECTOR 1 0 360
```

**SITE_CHAR FI SI ALBEDO BRATIO ZO_(M)

```
SITE_CHAR 1 1 0.35 2.00 0.70
SITE_CHAR 2 1 0.35 1.50 0.70
SITE_CHAR 3 1 0.14 1.00 0.70
SITE_CHAR 4 1 0.14 2.00 0.70
SITE_CHAR 5 1 0.14 0.50 0.70
SITE_CHAR 6 1 0.16 1.00 0.70
SITE_CHAR 7 1 0.16 2.00 0.70
SITE_CHAR 8 1 0.16 2.00 0.70
SITE_CHAR 9 1 0.18 2.00 0.70
SITE_CHAR 10 1 0.18 4.00 0.70
SITE_CHAR 11 1 0.18 2.00 0.70
SITE_CHAR 12 1 0.35 1.50 0.70
```



附錄三 AERMOD 模式設定檔

CO STARTING

TITLEONE AERMOD for Hsinchu , As conc.
 MODELOPT DFAULT CONC
 AVERTIME 1 24 PERIOD
 POLLUTID As
 RUNORNOT RUN
 ERRORFIL ERRORS.OUT

CO FINISHED

SO STARTING

ELEVUNIT METERS

** Point Source		UTM_E	UTM_N	ZS
LOCATION	STACK1	POINT 248155	2741575	0
LOCATION	STACK2	POINT 252173	2740557	0
LOCATION	STACK3	POINT 251851	2740107	0
LOCATION	STACK4	POINT 252041	2740107	0
LOCATION	STACK5	POINT 248387	2741578	0
LOCATION	STACK6	POINT 250511	2740707	0
LOCATION	STACK7	POINT 250825	2740467	0
LOCATION	STACK8	POINT 250616	2740917	0
LOCATION	STACK9	POINT 250623	2747839	0
LOCATION	STACK10	POINT 238438	2733882	0
LOCATION	STACK11	POINT 248791	2741030	0
LOCATION	STACK12	POINT 248674	2741477	0
LOCATION	STACK13	POINT 249293	2741034	0
LOCATION	STACK14	POINT 248345	2741130	0
LOCATION	STACK15	POINT 248951	2740779	0
LOCATION	STACK16	POINT 250657	2740905	0
LOCATION	STACK17	POINT 251953	2740407	0
LOCATION	STACK18	POINT 251108	2739797	0
LOCATION	STACK19	POINT 250250	2740737	0

** Point Source	QS	HS	TS	VS	DS
-----------------	----	----	----	----	----

** Parameters:	----	----	----	----	---
SRCPARAM	STACK1	0.000004444	16	293.3	6.187 1.2
SRCPARAM	STACK2	0.000007972	34.7	293.2	9.253 1.55
SRCPARAM	STACK3	0.000002806	20.3	292.7	6.758 1.64
SRCPARAM	STACK4	0.000002861	36	292.3	3.513 1.58
SRCPARAM	STACK5	0.000000544	16	301.7	6.187 1.2
SRCPARAM	STACK6	0.000001917	28.8	302.2	7.442 0.7
SRCPARAM	STACK7	0.000000750	18	294	8.098 0.9
SRCPARAM	STACK8	0.000000056	10.5	292	7.940 0.35
SRCPARAM	STACK9	0.000039640	39	293.2	2.275 0.63
SRCPARAM	STACK10	0.000000222	36.6	293	4.184 1.05
SRCPARAM	STACK11	0.000000889	37	293	8.038 1.3
SRCPARAM	STACK12	0.000012000	17	293	22 0.51
SRCPARAM	STACK13	0.000006583	46.6	293	5.570 1.82
SRCPARAM	STACK14	0.000004833	11.2	293	39.86 0.51
SRCPARAM	STACK15	0.000008722	17	293	22 1.12

```

SRCPARAM  STACK16 0.000001361  36.6  297.3  4.183  1.05
SRCPARAM  STACK17 0.000004556  36.2  294.5  4.384  1.39
SRCPARAM  STACK18 0.000002167  53.4  293    12.54  1.2
SRCPARAM  STACK19 0.000000722   36    294.4  10.29  1.3
SRCGROUP  ALL
SO FINISHED
RE STARTING
RE GRIDCART GRD1 STA
  GRIDCART XYINC 238500 105 500 2704000 105 500
  GRIDCART GRD1 elev  1 259.0 259.0 269.0 279.0 346.0 346.0 401.0
                    415.0 622.0 484.0
  GRIDCART GRD1 END
RE FINISHED
ME STARTING
  SURFFILE 2002_MP.SFC
  PROFFILE 2002_MP.PFL
  SURFDATA 46757 2002 Hsinchu
  UAIRDATA 46692 2002 Taipei
  PROFBASE 28.9 meters
  STARTEND 02 01 01 02 12 31
ME FINISHED
OU STARTING
  RECTABLE  ALLAVE 1st
  MAXTABLE  ALLAVE 50
  PLOTFILE  1 ALL 1st 02all_hr_1st.plt
  PLOTFILE  24 ALL 1st 02all_day_1st.plt
  PLOTFILE  PERIOD ALL 02all_ave.plt
  POSTFILE  1 ALL PLOT 02all_hr.pos
OU FINISHED

```

