

東海大學

環境科學與工程學系

博士論文

大數據分析於環境規劃與管理之應用-指標建立、空品監測、
地下水質分析

Application of Big Data Analysis in Environmental Planning and
Management – Indicator Construction, Air Quality Monitoring
and Groundwater Quality Analysis

學生：莊硯勛

指導教授：陳鶴文 博士

中華民國 108 年 1 月

東海大學環境科學系博士班

論文口試委員審定書

環境科學與工程學系博士班莊硯勛君所提之論文

題目：大數據分析於環境規劃與管理之應用-指標建立、空
品監測、地下水質分析

Applications of Big Data Analysis in Environmental Planning
and Management – Indicator Construction, Air Quality
Monitoring and Groundwater Quality Analysis

經本委員會審議，認為符合博士資格標準。

論文口試委員召集人 孫瑞芳 (簽章)

委員

黃國光

黃文鐘

林吉山

陳外敏

陳德文

中華民國 108 年 1 月 21 日

東海大學博士班研究生
論文指導教授推薦書

環境科學與工程學系莊硯勳君所提之論文

題目：大數據分析於環境規劃與管理之應用-指標建立、空品監測、地下水質分析

Applications of Big Data Analysis in Environmental Planning and Management – Indicator Construction, Air Quality Monitoring and Groundwater Quality Analysis

係由本人指導撰述，同意提付審查。

指導教授： 陳德文 (簽章)

108年1月21日

致謝

在博士生涯一路走來，學習了很多管理上的技能與理論，也在其中學習到非常多做人處事的道理。整整五年半的時光，說長不長，但在生涯中，有孤軍奮戰的辛苦、有團隊一起研究的熱情、還有的是說不清的感謝。首先，謝謝 陳鶴文教授的細心指導與放手讓學生自我學習，讓學生可以在不同領域中透過系統分析方式學習如何以不同面向看待事物；第二，謝謝 陳維燁 教授願意替學生分享苦惱且煩雜的心理層面，讓我有勇氣可以繼續往下走；第三，謝謝我的女朋友 雅婷，願意支持我一直讀書；第四，謝謝口試委員們給予學生論文的寶貴建議，學生感觸良多，也重新學了很多；第五，謝謝過去一起努力的夥伴們，有自己研究室的小薇、琬婷、玫華、培軒、柏均、繼聖、姿吟、于婷、雅今、啟宇、瑋倫、Aileen、耀州、昱廷、于安、騰璋、憶萍、曲廷、詠森、欣宜、品雯、小仔、紘珉、仲原、崇宇等；水質研究室的理維、煊根、祐祺、勳鍊、文志；大氣實驗室的易靜、琬淳...等人，讓我的博士生涯充滿多彩多姿的生活與回憶。除此之外，也謝謝產官學界的大學長姐們，願意讓學弟這麼叨擾與詢問，希望未來學弟可以再幫各位學長姐服務。

中文摘要

因產業及經濟快速發展，當地自然環境因此遭受到破壞與污染，且當地環保機關不易找尋相對應環境策略。現今，大數據時代來臨，如何利用大數據分析技術了解環境問題及建立相對應策略或系統，以達到環境永續規劃與管理。因此，本研究將以大數據分析建置永續指標系統、空品監測與地下水水質分析，首先，本研究將利用 DPSIR 與網路層級分析法建置沿海地區之永續指標系統探討社會、經濟、環境三者間之衝突關係，並提供解決衝突之相對應策略；第二部分，利用物聯網技術與污染源追蹤技術探討河口裸露地的好發區位；第三部分，利用主成分分析、聚類分析與冗餘分析探討沿海地區工業區之環境參數與污染物層級關聯性分析。其結果發現，(1) 永續指標系統有效的生態保護取決於河流與棲地保護、污染控制、生態旅遊及整合社區永續政策之減緩行動；(2) 透過即時智慧可攜式環境監測裝置建立與污染源貢獻量的雲端運算系統可快速提供裸露地之好發區位給當地環保機關進行裸露地好發區域管理；(3) 沿海工業區的環境大多數已被鹽化，其中水文化學特徵的 ORP、地下水水位與導電度對當地地下水污染物的生成有關鍵的影響。根據以上，大數據分析方法的整合性運用，可有效了解當地環境現況與建立相對應環境應變策略。

關鍵字: 永續發展、沿海濕地、網路層級分析法、指標架構、衝突解析、DPSIR、PM_{2.5}、氣象感測器、物聯網、雲端運算、污染源貢獻量、河口揚塵、空間分析、多變量分析、地下水水質、冗餘分析

English abstract

Due to the rapid development of industry and economy, natural environment was damaged and contaminated and it is not easy for local environmental agencies to find a corresponding environmental strategy. Nowadays, the big data era is already here, how to utilize big data analysis to realize environmental issue as well as establishing strategy or system. To obtain the aim of environmental sustainability planning and management, this study establish sustainable system indicators, air quality monitoring and underground water analysis by big data analysis. Firstly, this study establish sustainable indicators system to explore the conflict among society, environment and economy in coastal area by DPSIR and Analytic Network Process and provide strategies coping with conflict. Secondly, exploring area highly occurring pollution emission in river barren utilize Internet of Things technology and pollution source tracking technology. Thirdly, exploring the relation between environmental parameters and pollutant level take advantage of principal component analysis, cluster analysis and redundancy analysis. The results show that river and habitat protection, pollution control, ecotourism and mitigation actions of community sustainability policies are critical indicators which is effective for sustainable indicators system. Plus, it is providing rapidly that location highly occurring pollution emission in river barren to local

environmental agency which conduct management strategies utilize on time portable environmental monitoring device and cloud computing system calculating pollution source contribution. Most of the environment in coastal industrial areas has been salinized, and the ORP, groundwater level and conductivity of hydrogeochemical characteristics have a critical impact on the formation of local groundwater pollutants. All of all, The integrated application of big data analysis methods effectively realize the situation of the local environment and establish a corresponding environmental response strategy.

Keywords: Sustainable developing, Coastal wetland, Indicator construction, Conflict resolution, DPSIR, PM_{2.5}, Meteorological sensor, Internet of Things (IoTs), Cloud computing, Pollution sources contribution, Estuary dust, Spatial analysis, Multiple variable analysis, Groundwater quality, Redundancy analysis

目錄

環境規劃與管理之應用-指標建立	1
中文摘要.....	2
English abstract.....	3
第一章 前言與目的.....	5
第二章 方法論.....	13
2.1 研究樣區.....	13
2.2 DPSIR 指標架構.....	16
2.3 確立指標項目.....	18
2.4 網路層級分析法.....	18
2.5 ANP 與 DPSIR 之整合模型.....	27
第三章 結果與討論.....	29
3.1 DPSIR 架構.....	29
4.2 網路層級分析法 (ANP) 權重值計算.....	36
第四章 結論與建議.....	51
環境規劃與管理之應用-空品監測	52
中文摘要.....	53
English abstract.....	54

第一章 現況與問題.....	56
1.1 目前台灣空氣品質現況	56
1.2 目前空氣品質監測問題	57
1.3 工業 4.0 興起與環境應用	57
1.4 污染源追溯與策略即時化問題	58
第二章 文獻回顧.....	59
2.1 台中市的空氣品質.....	59
2.2 河川揚塵.....	59
2.3 懸浮微粒特性.....	61
2.4 環境監測物聯網的重要性及問題	64
2.5 PM _{2.5} 感測器之現況調查	65
2.6 PM _{2.5} 感測器之設備率定	66
2.7 大數據分析的重要性	67
2.8 污染源追蹤技術之過去文獻探討	68
第三章 目的.....	72
3.1 可攜式智慧型環境監測系統建置	72
3.2 污染源貢獻量之雲端運算系統建置	72
第四章 方法論.....	73

4.1 研究樣區介紹.....	73
4.2 系統架構.....	75
4.3 可攜式智慧型環境監測平台建置	77
4.4 系統校正方法.....	86
4.5 污染源貢獻量推估之雲端運算系統	95
第五章 結果與討論.....	106
5.1 可攜式智慧環境監測裝置	106
5.2 河口揚塵之統計分析	120
5.3 污染源貢獻量鑑定	121
第六章 結論與建議.....	124
6.1 結論.....	124
6.2 建議.....	124
環境規劃與管理之應用-地下水質分析	125
中文摘要.....	126
English abstract.....	127
第一章 前言與目的.....	128
第二章 方法論.....	132
2.1 研究樣區與資料收集	132

2.2 資料收集與分析.....	133
2.3 主成分分析.....	135
2.4 階層式集群分析.....	136
2.5 冗餘分析.....	137
第三章 結果與討論.....	141
3.1 地下水參數分析.....	141
3.2 各工業區之環境特徵	141
3.3 污染物層級分析.....	146
3.4 環境因素與地下水質型態之關聯性分析	149
第四章 結論與建議.....	153
參考文獻.....	154

圖目錄

圖 1.1 典型的網路分析法架構.....	10
圖 1.2 群組內元素內部相依與外部相依的回饋網路	10
圖 1.3 研究樣區.....	14
圖 1.4 沿海地區之生態物種.....	15
圖 1.5 典型 ANP 網路層級分析流程圖	19
圖 1.6 DPSIR 與 ANP 之整合模型架構.....	28
圖 1.7 各構面下權重值較高之相互關係	38
圖 1.8 R1 生態補償的直接與間接影響關係圖.....	47
圖 1.9 R2 劃設濕地保護區的直接與間接影響關係圖.....	48
圖 1.10 R3 綠色旅遊方案的直接與間接影響關係圖.....	49
圖 1.11 R4 總體社區營造的直接與間接影響關係圖.....	50
圖 2.1 空氣品質惡化現況 (資料來源: 環保署空氣品質監測網).....	56
圖 2.2 感測器測值與空品測站監測值比較 (資料來源: 本研究繪製).....	58
圖 2.3 感測器設備率定之概念圖.....	66
圖 2.4 不同受體模型之所需資料.....	68
圖 2.5 大安溪裸露地現況 (影像年度: 2014/12/14).....	73
圖 2.6 PM ₁₀ 濃度之時間趨勢 (資料來源: 行政院環境保護署).....	74
圖 2.7 研究樣區與監測點位置圖.....	75

圖 2.8 研究架構圖.....	76
圖 2.9 系統建置流程圖.....	77
圖 2.10 可攜式智慧型環境監測平台建置流程	78
圖 2.11 雷射感測器原理.....	80
圖 2.12 拉曼散射之能階狀態.....	81
圖 2.13 串聯通訊電壓訊號(RS232).....	83
圖 2.14 I ² C 通訊界面訊號	84
圖 2.15 MODBUS 概念圖	86
圖 2.16 可攜式智慧型監測系統架設圖	87
圖 2.17 正向傳遞與反向傳遞示意圖	88
圖 2.18 雲端運算系統架構圖.....	96
圖 2.19 資料表單設置，(a) 污染物濃度資料表；(b) 氣象資料表；(c) 地理 位置資料表.....	97
圖 2.20 風場機率建置流程圖.....	102
圖 2.22 可攜式智慧環境監測裝置	106
圖 2.23 A 組可攜式智慧環境監測平台與監測站資料比較, (a) PM _{2.5} ; (b) RH; (c) Temp	108
圖 2.24 智慧環境監測裝置(A)之 PM _{2.5} 濃度與空品測站之 PM _{2.5} 濃度比較	109

圖 2.28 智慧環境監測裝置(A)之校正模型結果.....	111
圖 2.29 智慧環境監測裝置(B)之校正模型結果.....	111
圖 2.30 智慧環境監測裝置(C)之校正模型結果.....	112
圖 2.31 智慧環境監測裝置(D)之校正模型結果.....	112
圖 2.32 感測器(A)之 PM _{2.5} 濃度校正前後與空品測站 PM _{2.5} 濃度之比較 .	114
圖 2.33 感測器(B)之 PM _{2.5} 濃度校正前後與空品測站 PM _{2.5} 濃度之比較...	115
圖 2.34 感測器(C)之 PM _{2.5} 濃度校正前後與空品測站 PM _{2.5} 濃度之比較...	116
圖 2.35 感測器(D)之 PM _{2.5} 濃度校正前後與空品測站 PM _{2.5} 濃度之比較 ..	117
圖 2.35 通用 PM _{2.5} 校正模型之濃度校正相關性.....	118
圖 2.36 各感測器之通用校正模型與單一校正模型之結果差異圖，(a) A 組感測器；(b) B 組感測器；(c) C 組感測器；(d) D 組感測器	119
圖 2.37 研究樣區之污染源 PM _{2.5} 貢獻量.....	122
圖 3.1 研究樣區.....	133
圖 3.2 冗餘分析步驟圖.....	140
圖 3.3 各工業區之地下水環境參數之空間分布	145
圖 3.4 各工業區之污染物類別樹狀圖	146
圖 3.5 各工業區之污染物類別與污染物類別空間分布	148
圖 3.6 環境條件與污染物參數之關聯性	150

表目錄

表 1.1 問卷評估形式.....	20
表 1.2 問卷尺度表.....	21
表 1.3 成對比較矩陣.....	22
表 1.4 RI 修正值表 (資料來源：Saaty and Kearns (2014)).....	25
表 1.5 在環境方面的驅動力(D)指標.....	30
表 1.6 在環境方面的壓力(P)指標.....	30
表 1.7 在環境方面的現況(S)指標.....	31
表 1.8 經濟及社會方面的驅動力(D)指標.....	31
表 1.9 經濟與社會方面的壓力(P)指標.....	32
表 1.11 綜合環境、經濟與社會方面影響(I)指標.....	34
表 1.12 綜合環境、經濟與社會方面回應(R)指標.....	35
表 1.13 前五名權重值.....	36
表 1.14 D、P、S、I、R 每個構面中的指標權重相互排序.....	37
表 1.15 現狀(S)與回應(R)的間接與直接影響.....	41
表 1.16 回應(R)對各個 D、P、S、I 構面下指標的間接與直接影響.....	45
表 1.17 回應(R)對各個 D、P、S、I 構面下指標的間接與直接影響 (續).....	46
表 2.1 暴露於懸浮微粒下所造成對人類健康之疑慮.....	63
表 2.2 目前市售之 PM _{2.5} 感測器產品規格比較表 (本研究彙整).....	65

表 2.3 三大河口粒徑參數.....	74
表 2.4 可攜式智慧型環境監測平台之感測器型號與通訊方式	79
表 2.5 監測資料表格式.....	86
以有效儲存至資料庫中，如圖 2.19。本研究針對每一測項進行設置，測項若為字串部份，以 VARCHAR 型態儲入資料庫，時間則以 Date time 進行儲入，數值部份以 double 型態儲入，其變數設定如表 4.4 所示。本研究為了後續資料可提供模式庫方便擷取，分成污染物濃度資料表、氣象資料表與地理位置資料表，污染物濃度資料表主要放置監測站名稱、測定時間與污染物濃度，如圖 2.19(a)所示；氣象資料表放置監測站名稱、測定時間、風速、風向、溫度、溼度、壓力與照度，如圖 2.19(b)所示；地理位置資料表則放置監測站經緯度資訊，如圖 2.19(c) 所示。為了資料庫整理方便，本研究將其地理位置資料表設為主鍵(Primary key)以串接其他資料表。.....	97
表 2.6 資料表之結構格式.....	98
表 2.7 MAPE 預測準確度的評估標準表	105
表 2.8 每一感測器資料筆數與校正模型之參數設定	107
表 2.9 河口揚塵之環境監測平均值與標準偏差	120
表 2.10 採樣日之各測站玫瑰風花圖	121
表 2.11 採樣日之外部污染貢獻量.....	123
表 3.1 工業區之環境參數與污染物參數統計表 (mean ± standard deviation)	

.....134

表 3.2 不同工業區之 PCA 結果.....143



The background features a large, faded seal of Shanghai University. The seal is circular with a scalloped outer edge. It contains the university's name in Chinese characters '上海大學' at the top and 'SHANGHAI UNIVERSITY' in English at the bottom. The year '1955' is inscribed at the very bottom. In the center of the seal is a stylized emblem consisting of three interlocking rings above a horizontal line, with a vertical line extending downwards from the center of the rings.

環境規劃與管理之應用-指標建立

中文摘要

濕地為地球上重要的生態系統，其濕地主要功能為保護水資源、調解洪災、保護野生動植物的棲地及穩定海岸線。同時，濕地也扮演著減緩氣候變遷之永續發展的典型角色。而沿海永續的維持需要考量到沿海濕地健康及都市系統彈性，同時減緩沿海濕地環境之社會、經濟與環境目標之間的衝突。因此，本研究將以彰化沿海區域之濕地為研究樣區，以永續規劃方式建立一社會與生態背景之基於網路拓樸的整合模型。此整合模型有兩個部分，第一部分，利用 DPSIR(Driving force – Pressure – State – Impact - Response)模型通過指標方式描繪不同利益關係者之間的複雜行為；第二部分，透過網路分析程序法(analytic network process, ANP)量化 DPSIR 之網路拓樸模型。本研究透過專家問卷進行調查，DPSIR 指標則由 ANP 方式挑選出 32 個指標所組成。從結果顯示，有效的生態保護取決於河流與棲地保護、污染控制、生態旅遊及整合社區永續政策之減緩行動。

關鍵字：永續發展、沿海濕地、網路層級分析法、指標架構、衝突解析、DPSIR

English abstract

Wetlands are important ecosystems on earth due to their capability of preserving water sources, mediating flooding, providing habitats for wildlife, and stabilizing coastlines. Wetlands play a critical role in regional sustainable development because of their ability to enhance resilience against extreme weather events. Maintaining coastal sustainability requires consideration of both the health of coastal wetlands and the resilience of urban systems while mitigating the conflict among social, economic and environmental goals in land usages around coastal wetland environment. This study investigates a sensitive coastal wetland system located at central Taiwan for demonstration of a sustainable planning practice with an integrated model based on network topology in a socio-ecological context. There are two parts of the integrated model. Whereas a DPSIR (Driving force–Pressure–State–Impact–Response) model helps delineate the complex behavior among different stakeholders by identifying various indicators, the analytic network process (ANP) quantifies the network topology of DPSIR. According to the survey via questionnaires answered by a group of experts, the DPSIR model is composed of 32 major indicators that can be networked by ANP. The results reveal that an effective ecological conservation depends on a series of mitigation actions, including

river and habitat restoration, pollution control, green tourism, and integrated community development via better zoning policies.

Keywords: Sustainable development, coastal wetland, analytic network process, index framework, conflict resolution, DPSIR



第一章 前言與目的

由於濕地為具有功能及經濟價值，是許多生物物種繁衍的重要棲地，有維持生物多樣性、涵養水源、淨化水質、調節氣候...等多樣的功能，是地球上重要的生態系統，且為目前為全球生產力最高之一(Benyamine et al., 2004; Mitsch, 2005; Pereira and Cooper, 2006)。然而，在過去幾十年都市化與工業化的策略發展下，土地資源管理中的社會、經濟和環境目標的各種衝突使決策更加複雜，並導致當地環境價值迅速下降，使沿海濕地的生態系統也受到了土地填海和堤防建構(Gibbs, 2000; Stuart et al., 2004)、工業區及沿海區域之漁民生活，尤其是在開發中的都市(Coleman et al., 2008)。事實上，因扭曲的經濟與政策激勵措施推動(Carlisle et al., 1998)及對區域永續發展(Wood, 2007)的模糊概念，使全世界有 60% 以上的濕地正迅速消失。

面對永續發展的增長和競爭目標的各種條例限制(Nobre, 2011; Kojima et al., 2013)，非常需要從不同利害關係者中深入理解社會生態本質。而在自然系統與建築環境間的沿海濕地系統之永續管理挑戰是如何確保在符合經濟與社會發展下可保護其當地的生態多樣性(Levin et al., 2009)。而來自於社會、經濟與環境三方面的壓力加劇了開發一種新方法的必要性，該方法可以解決沿海地區和跨尺度的關鍵邊緣中與這些利益方相關的多種壓力因素並量化其關係以進行最終評估。然而，為了簡化最終評估，需要一個綜合的指標架構來確定這種複雜的沿海濕地系統的相互作用特徵，以便闡明

系統的結構和功能。

綜合性的指標系統在決策管理中經常可以扮演決策支援的角色，如 DPSIR 指標系統過去成功的被應用在永續發展評量與規劃管理上(Feld et al., 2010; Pinto et al., 2013; Zhou et al., 2013)，DPSIR 指的是驅動力(Driving force)、壓力(Pressure)、狀態(State)、衝擊效應(Impact)與回應(Response)五永續發展指標，非屬傳統單一面向評估指標，而是具系統性之綜合指標。為了瞭解一個都市、生態或區域永續發展的程度擬定各項調適與改善策略，各項指標與評量系統持續的蓬勃發展(Lee and Huang, 2007; Erol et al., 2009; Zhang et al., 2009)。

DPSIR 指標架構是由歐盟發展而來，融合 PSR 架構與 DSR 架構優點而成，其更加強化相互之間的因果關係。DPSIR 架構包含五種指標構面，如圖 2.3 所示。DSPIR 定義(Gabrielsen and Bosch, 2003; Kristensen, 2004):

1. 驅動力(Driving force)指標：

造成環境變遷之間接因子，其影響包括正面及負面的影響，其描述社會、人口、經濟發展、相對應的生活改變、以及所有的消費與製造層面等相關變化，屬之靜態資料(如都市化程度、總工業生產量等)。

2. 環境壓力(Pressure)指標：

描述物質的排放、及人類活動所造成資源與土地的消耗與使用，直接影響環境狀態之自然或人為因子，屬之動態變化或趨勢的詮釋資

料(如二氧化碳排放量、交通造成的噪音等)。

3. 環境現況(State)指標：

指的是某區域環境的物理、化學現象或生物的狀態，將目前各種自然現象等動態變化或趨勢的資訊具體呈現(如都會地區空氣中的鉛濃度、道路噪音分貝量)。

4. 衝擊(Impact)指標：

描述環境現況改變對人類健康、生態系統、生物多樣性、環境財物價值等，因環境狀態的改變所造成環境功能的變化的最終影響(如地下水超抽造成的地層下陷面積或速率等)，具體呈現與趨勢的風險考量。

5. 社會回應(Response)指標：

指的是社會的個人、團體、以及政府嘗試去預防、補償、改善、或適應環境狀態的改變(如制定政策、措施或設備等改善方法)。

DPSIR 架構的優點之一便是將環境問題的因果關係描述清楚，方便管理者做決策(Maxim et al., 2009; Ness et al., 2010)。因此有許多學者將此架構運用於各項環境管理上。像是陳慶和等學者利用 DPSIR 架構為基礎，將環境問題做適當的分類，同時也藉此釐清環境問題之產生與解決的因果關係性，因此可用於了解目前欲解決問題時的優勢、劣勢、機會與威脅(Strength-Weakness-Opportunity-Threat, SWOT)，以廢棄物清除處理為例，

將處理流程分別歸類分析，而獲致良好的環境管理績效(陳慶和、邱英嘉、黃富昌、劉偉麟，2008)。Bell and Etherington (2009)利用 DPSIR 架構來探討波羅的海的問題，其驅動力為肥料使用與廢水排放等因素，而驅動力驅使磷與氮排入海中，因此造成了環境壓力；這些排放物導致海水優養化的程度上升，使得環境現狀逐漸惡化；環境衝擊便接連而來，像是漁獲的減少、水底動植物的消失、對人類健康的危害等；最後因應環境上的衝擊對上述各方面採取不同方式的社會回應。黃慧芬(2010)利用 DPSIR 架構建立溫室氣體效應與氣候變遷評量指標模型，並完成溫室氣體排放因果鏈(cause-effect chain of GHGs emission)與指標系統的結合。再者，在歐盟農業環境計畫指標係採 DPSIR 評估架構為其理論基礎，依其特性與因果關係分為驅動力 (Driving force)、壓力 (Pressure)、現況 (State)、衝擊 (Impact) 與反應 (Response) 等五大類，共 35 個指標；歐洲環境署(European Environmental Agency, EEA)利用 DPSIR 永續指標架構來評估環境問題的嚴重程度，並解釋人類活動與環境之間的影响關係；另外也因應全球環境永續發展，發展出 155 項指標，建立永續發展指標系統，其面向包含社會、經濟、環境與制度等四個構面，且歐盟的歐體統計局(Eurostat)於每兩年公布歐盟各國永續指標的監測數據，來監控目前環境的狀況如何(曾憲揚，2010)。綜合上述結果，可得知 DPSIR 模型架構非常適合做為大尺度系統的環境管理及績效評估工作。

如何量化其指標之關聯性也是一大挑戰，網路層級分析法(Alytic Network Process, ANP)是美國匹茲堡大學的 Saaty 教授於 1996 年提出(Saaty and Takizawa, 1986)，其適用於非獨立的階層式結構的決策方法，建立在層級分析法(Alytic Hierarchy Process, AHP)的基礎上，所延伸出來的新的決策方法。在傳統的 AHP 法中，每階層準則皆為互相獨立，是皆由不同元素組成一個節點般的群組，再藉由系統化的矩陣運算來處理眾多因子，得到數量化的決策結果提供決策者參考，但在許多決策問題時，往往不能只以層級方式做判斷，在系統內部常有高度複雜之關聯性，在低階層中的元素與高階層的元素可能存在著相互依存的特性，因此網路層級分析法(ANP)被提出解決此類相關問題(Jharkharia and Shankar, 2004)。ANP 法將決策問題分解成許多群組，各群組包含許多元素，這些群組及群組皆具有相依性的影響關係，在 Gass and Harris (2001)提出 ANP 分為兩個部分如圖 1.1，第一部分為控制層，包括目標及決策準則，所有準則只受目標元素的支配。控制因素中可以沒有準則，但至少要有一個目標，而控制層中每個準則的權重均可用 AHP 所獲得。第二部分為網路層，是指元素與元素之間的網路關係，且不同的決策問題就會有不同的 ANP 網路圖。而詳細的網路結構圖如圖 1.2，從圖中可看出每個群組內都有個別的元素，而元素與元素間都會相互影響，在同一群組內的元素會相互影響，則此現象成為內部相依，在不同群組內的元素也會相互影響，則稱為外部相依。高盟發(2014)將 ANP

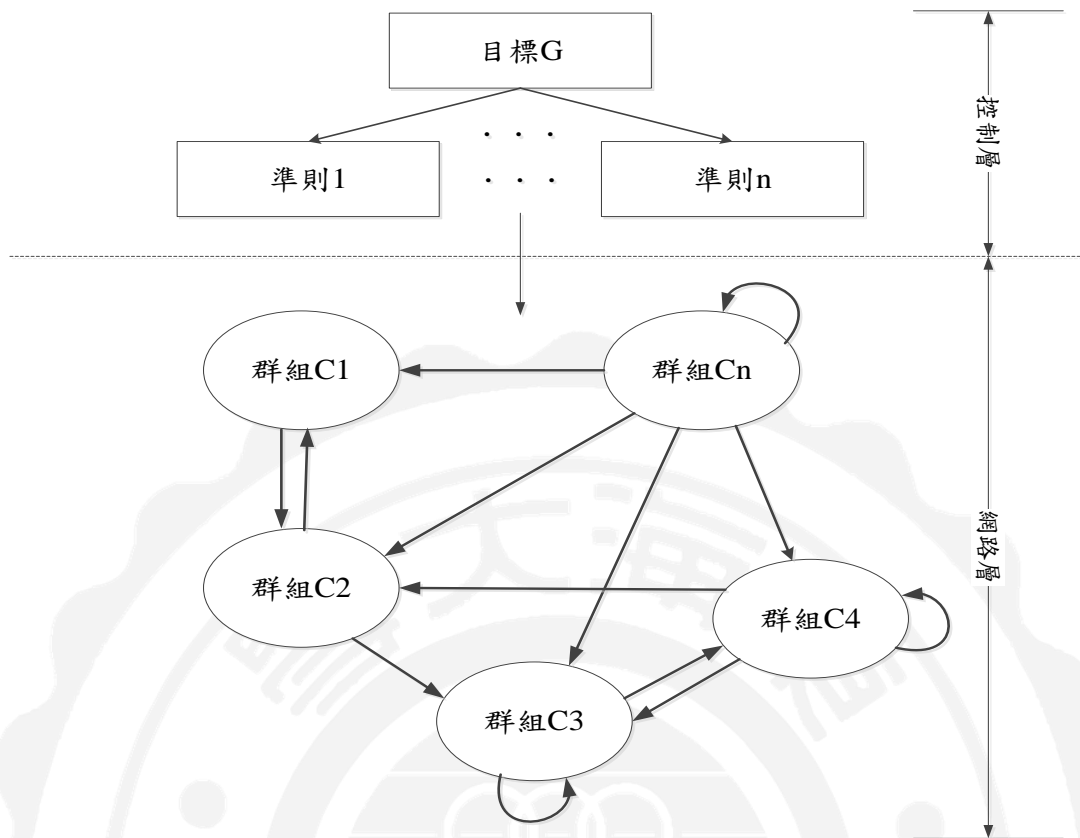


圖 1.1 典型的網路分析法架構

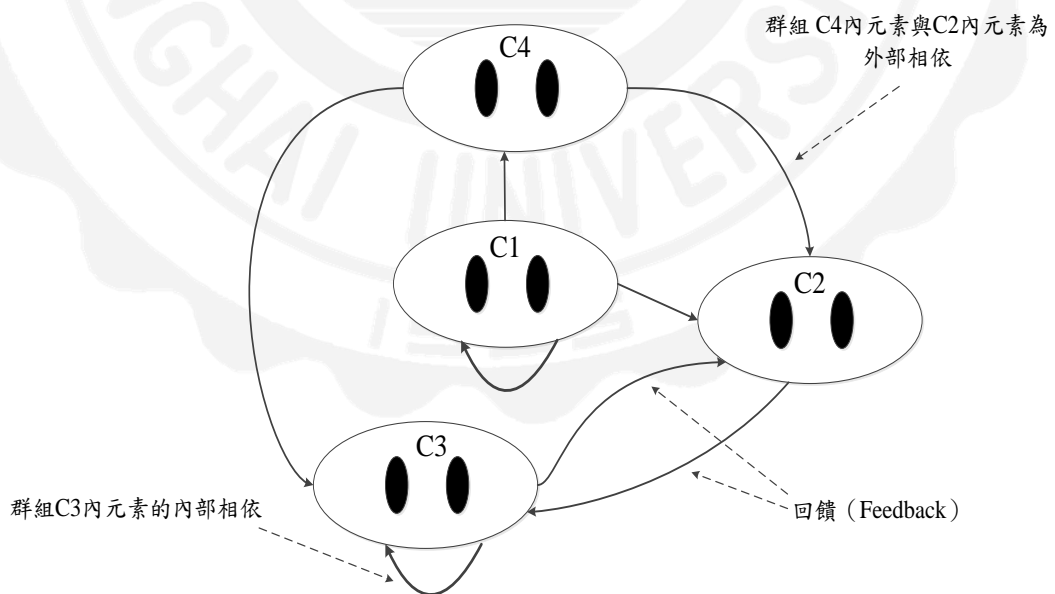


圖 1.2 群組內元素內部相依與外部相依的回饋網路(Gass and Harris, 2001)

與 WBS-OBS-RBS 結合下做專案風險決策，他先將 WBS-RBS 矩陣做對於工作包的辨識，在以 ANP 去分析複雜的專案現況，以量化方式計算出風險間的權重排序，此方法幫助決策者在多專案下做客觀及有效的管理決策及資源分配。在職業選擇上，王惟德(2010)以國內資訊相關職務技能方面，探討如要成為資訊專業人員須考慮哪些條件，在資訊補教業要需開何種課程將符合需要，因此此研究利用詮釋結構模式法(ISM)建立證照與工作技能間的關連性，且利用分析網路程序法(ANP)以專業證照類別為基準，來建立資訊專業人員的評估性。在景觀學上，陳貝貞(2009)以景觀生態學之觀點，探討濕地欲發揮廊道功能之評估因子，利用 ANP 法研擬並評估因子層級架構，用以檢測環境是否建構完善程度，用以提供未來於網絡系統建構之條件標準。黃鈺郎(2011)以安全與品質、經濟與效益、社會觀感、環境與生態、法規及政策之六個構面及 28 個評估準則來找出設置因素間彼此的影響關聯，並利用決策實驗室分析法(Decision Making Trial and Evaluation Laboratory, DEMATEL)找出各項構面之間的關聯結構，並利用分析網路程序法(ANP)來找出準則之間的權重關係，其結果可提升民眾對於風力發電的了解，與提供國內能源策略及風力發電業者參考，將有限的資源做最佳的分配。綜合上述，ANP 可有效建置每一指標或準則之權重關係。

根據上述內容，為了解決複雜社會生態系統中的各種衝突，例如沿海濕地系統的永續管理。本研究試著利用 DPSIR 與 ANP 模型來解答社會生態

的衝突問題，其目的有三(1) 整合 DPSIR 和 ANP 模型能否成功闡明緩解行動或策略對環境條件的交錯或不穩定影響？(2) 整合 DPSIR 和 ANP 模型是否能夠通過擴散網絡擴散規則後緩解行動或策略所產生的環境影響的路徑？(3) 整合 DPSIR 和 ANP 模型是否順利解決指標間接影響和時間延遲效應，這對於評估複雜的社會生態系統中減緩行動或策略的有效性至關重要。



第二章 方法論

2.1 研究樣區

本研究選定台灣彰化縣沿海岸做為研究樣區如圖 1.3，彰化海岸線綿延 61 公里，北有烏溪，南有濁水溪兩大河流；在行政區域劃分上屬於彰化縣伸港鄉、線西鄉、鹿港鎮、福興鄉、芳苑鄉及大城鄉等鄉鎮。彰化海岸濕地具有豐富自然資源與極佳景觀環境，但附近有許多工廠及工業區，其中在縣內有五大工業區，分別從北到南的工業區有全興、福興、彰濱、芳苑及埤頭農村工業區，根據農田水利會資料顯示，在縣內共有 11 條排水幹道，因此縣內所排放的廢水會經流河川及排水幹道等方式排出。加上漁牧業緊鄰著沿海濕地，縣內的地層下陷問題也日漸嚴重。在社會人文方面，根據彰化縣政府主計處在 2013 年彰化人口統計，顯示出彰化縣大部分的鄉鎮人口老化指數都在全台灣平均老化指數 76.21 以上，其中芳苑及大城鄉最為嚴重，雖然有許多水質監測、生態物種(如圖 1.4)及人口調查等，但沒有有效的整合性管理，為了更有效地看出整個系統狀態，因此目前利用 DPSIR 的概念建構指標系統，以利提供海岸濕地管理作為參考。

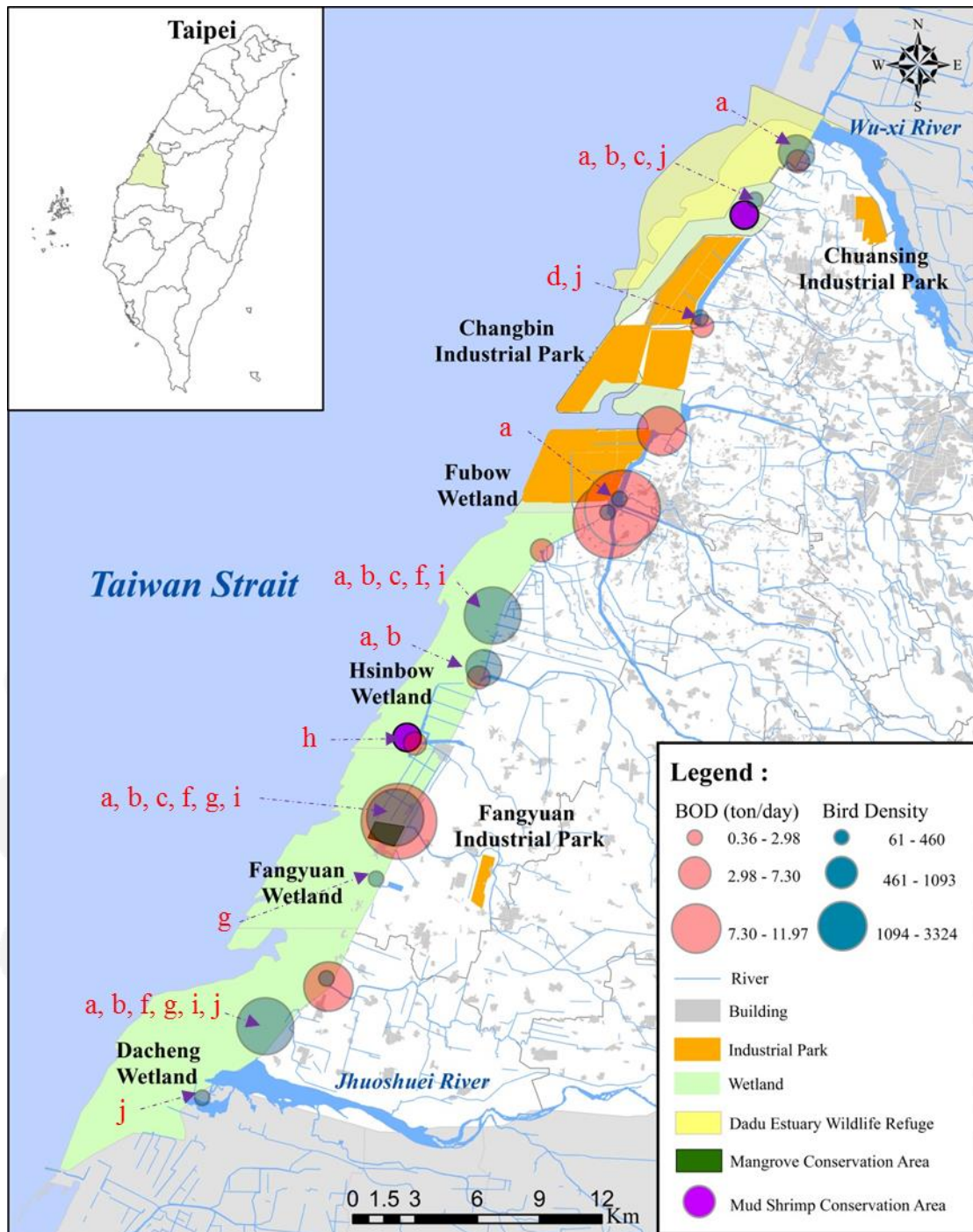


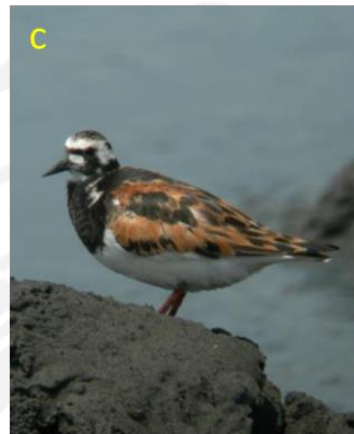
圖 1.3 研究樣區



Calidris alpina



Arenaria interpres



Charadrius alexandrinus



Chroicocephalus saundersi



Sternula albifrons



Tringa incana



Numenius madagascariensis



Austinogebia edulis



Lingula sp.



Uca formosensis

圖 1.4 沿海地區之生態物種

2.2 DPSIR 指標架構

DPSIR 指標架構由驅動力、環境壓力、環境狀態、環境衝擊和回應五構面組成，主要分析整個自然環境、社會人類及經濟的趨勢與變化，衡量區域內生態環境狀況及問題，進而從回應政策及措施中找出能有效改善環境問題的方針，來達到環境與生態的明智利用，確保生態系統可持續發展下去。

參照聯合國環境規劃署的環境綜合培訓手冊中所建立 DPSIR 架構方法，進行以下 3 步驟分析：

1. 了解環境中的驅動力(D)、壓力(P)及現況(S)

收集和分析區域內社會、環境與經濟基本資料如人口分布與河川監測數據等，及各種自然與人為的驅動力(D)對環境的狀況與趨勢的影響情形。

由於主要針對彰化沿海地區進行分析。首先，了解沿海地區目前的環境狀況，將環境問題一一列出分類，再詳述每個環境問題狀況及趨勢，對每項問題有更具體的了解之後，就可綜合分析環境發生的變化及原因，釐清整個環境問題狀況發生的前因後果。確定了目前的環境問題之後，就可確定驅動力(D)及壓力(P)所引起的環境變化及目前環境的現況(S)，再根據先前的分析了解，選出合適的指標來代表驅動力(D)、壓力(P)及現況(S)。

2. 思考環境改變帶給人類和自然帶來什麼影響 (I)

以永續發展的概念來識別對環境的影響，永續發展的概念說明經濟、社會及環境三者之間互相緊密的關係，如任意改變三者中的其中一方都會影響到其他兩方，此概念不僅有助於經濟、社會、環境和時間等多方面進行綜合考慮，也有助於反映環境與發展的相互關係，因此，一個特定指標所算出來的變化量，一定會對環境其他指標產生直接或間接的影響。

例如：某個海岸地區植被的覆蓋變化，會影響當地的生物多樣性。對生物多樣性的影響來說，可能意味著當地的某一種物種資源可能不復存在，間接的影響當地居民失去賴以生活的動植物種，從此無法從中獲得食物或生活上需要的物種種類。

3. 目前所採取哪些措施影響環境變化，要如何執行、預防及改善(R)

此步驟需要分析社會的回應，包括政府的政策、計畫和方案等技術措施的展開，加上民間團體和企業行動。回應會影響一個環境問題許多方面，其中包括驅動力（例如：經濟發展政策）、壓力（例如：工廠的建設）、現況（例如：工廠的建設，縮減了動物棲息的面積）及環境的狀況變化所產生的影響（例如：棲息面積的減少，對動物多樣性及數量也會減少），而能夠影響驅動力、壓力和環境狀況的措施，有助於削弱環境變化產生的影響，反之，減輕環境變化的措施，有助於提高對環境

上的適應能力。因此，結合上述兩種情況，將有助於減緩社會對環境變化上的衝擊及影響。

2.3 確立指標項目

透過文獻探討及匯集相關領域專家之意見後，為了確定指標是否合適，因此本研究利用問卷的方式，來確立指標是否合適及指標之間是否相互關係，以下為問卷設計的步驟：

- (1) 根據 2.2 節之 3 個步驟所找出相關指標後，分別歸類 D、P、S、I、R。
- (2) 將各個指標分別定義及主要應用的目的。
- (3) 採用李克特(Likert-type)五等量表做為指標相互關係間的強弱選擇標準。
- (4) 最後加上專家修改意見。

彙整專家意見，修改 DPSIR 指標架構中的指標，分析各因子間的關係。

2.4 網路層級分析法

在傳統分析上，層級分析法在各準則間是互相獨立的，整體架構是以階層方式呈現，但在現實狀況上，很多指標及準則都有相互影響，因而形成網狀型態架構，即為 ANP 模型架構。網路層級分析法之執行步驟流程圖如下圖 1.5。

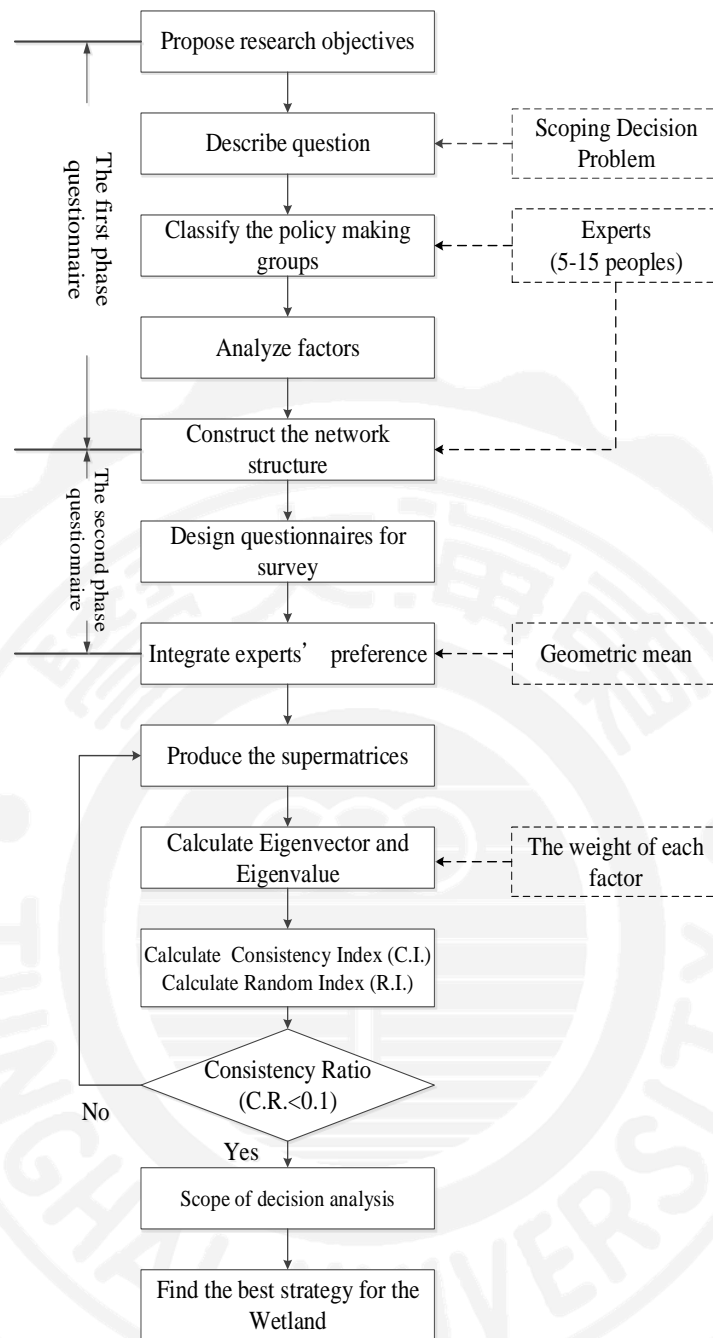


圖 1.5 典型 ANP 網路層級分析流程圖(張紹勳，2012)

1. 問題描述

將可能影響決策問題的要素納入，界定問題的範圍，分析問題前因後果及層級之間的相互關係進行釐清。

2. 陳列評估項目

常見用來選擇評估項目的方法有模糊德菲法或腦力激盪法等，本研究則採用 DPSIR 指標架構的概念，先將問題之間的因果關係釐清後，再透過文獻探討及匯集相關領域專家之意見，提出相關指標。

3. 建立網路層級結構

網路層級架構(ANP)是將決策準則構成網路型態，層級架構(AHP)架構是由「目標」、「構面(群組)」、「相對應評估準則」所組成，以階程方式呈現，本研究是利用 DPSIR 指標架構所構成，而此架構中的構面之間與構面底下的指標有相互關係，形成網狀結構，因此本研究利用網路層級架構 ANP 來分析。

4. 問卷設計及調查

問卷內容係以 ANP 為基礎，利用兩兩比較方式，找出指標間相對指標間相對重要性。本研究問卷設計採用 Saaty (1996)的 9 點評估尺來做衡量如表 1.1 所示，衡量從相同重要至絕對重要分為九個等級，分別用比例尺度為 1、3、5、7、9 的衡量值來代表，其詳細定義如表 1.2。

表 1.1 問卷評估形式

項目	相對重要性程度																項目	
	絕對重要		很重要		重要		稍重要		同等重要		稍重要		重要		很重要			極重要
	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8		9
準則 A																		準則 B

表 1.2 問卷尺度表

重要度	定義(A 與 B 相比)
1	一樣重要
3	稍微重要
5	比較重要
7	重要
9	非常重要
2、4、6、8	重要性介於兩者之間

資料來源: Saaty (1996)

5. 專家偏好整合

當評估者只有一位時，並不涉及偏好整合問題，若評估者為多數($k \geq 2$)，則以幾何平均數作為整合函數，計算群體整合偏好共識值，其公式為(1)。

$$G = \sqrt[n]{\prod_1^n x_i} \quad (1)$$

其中，G：幾何平均數

n：受訪專家人數

x_i ：專家填寫的重要度的值(即為表 1.1 所勾選的值)

6. 建立成對比較矩陣

成對比較數值為綜合評估者之判斷值，如表 1.3 所示，若有 n 個要素比較，則需 C_2^n 次的成對比較，成對比較矩陣之下三角形部分的值為上三角形部分的相對位置，將要素 i 與要素 j ($i < j$) 之評比值 a_{ij} 填入矩陣主

表 1.3 成對比較矩陣

控制準則	準則 1	準則 2	· · ·	準則 n
準則 1	1	a_{12}	· · ·	a_{1n}
準則 2	$1/a_{12}$	1	· · ·	a_{2n}
·	·	·	·	·
·	·	·	·	·
·	·	·	·	·
準則 n	$1/a_{1n}$	$1/a_{2n}$	· · ·	a_{nn}

對角線的右半部，而將 $a_{ji}(=1/a_{ij})$ 填入主對角線左半部，主對角線為 1，即可得到比較矩陣 A 如式(2)。

$$A = [a_{ij}] = \begin{bmatrix} 1 & \cdots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/a_{1n} & \cdots & 1 \end{bmatrix}_{n \times n} \quad (2)$$

其中，A：矩陣 A 內所有要素均為正值 ($a_{ij} \geq 0$)，滿足 $a_{ij} = 1/a_{ji}$ 的倒數關係。

a_{ij} ：要素 i 比要素 j 之相對重要， $i, j = 1, 2, \dots, n$

$a_{ii} = 1, i = 1, 2, \dots, n$

7. 計算各成對比較矩陣的向量特徵與最大特徵值

其主要目的為了解各評估元素間的相對權重，因此在成對比較矩陣建立之後，計算最大特徵值與特徵向量，利用公式(3)算出，而特徵向量為對應各要素之相對權重。

$$A \tilde{w} = \lambda_{\max} \tilde{w} \quad (3)$$

其中， $A : [a_{ij}]_{n \times n}$ 為成對比較矩陣

$\tilde{w} : [w_i]_{n \times 1}$ 為相對權重(特徵向量)，其 $\sum_{i=1}^n w_i = 1$

λ_{\max} : 矩陣 A 之最大特徵值

由於當階程數(n)越多，則計算過程亦繁複困難，因此 Saaty(1990)提出四種近似求解方法。假設 n 個要素($A_1, A_2, A_i, \dots, A_n$)的成對比較矩陣 $A = [a_{ij}]$ ，則 A_i 要素之權重 w_i 計算公式如(4)(5)(6)(7)所示。其中以行向量平均值的標準法，公式(4)，精確度較佳，因此本研究利用列向量幾何平均值標準化作為計算。最大特徵值 λ_{\max} 以公式(8)計算求得。

(1) 行向量平均值標準化法

$$w_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^n a_{ij}} \quad i, j = 1, 2, \dots, n \quad (4)$$

(2) 列向量平均值標準化法

$$w_i = \sum_{j=1}^n a_{ij} / \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_{ij} \quad i, j = 1, 2, \dots, n \quad (5)$$

(3) 行向量和倒數標準化法

$$w_i = (1 / \sum_{j=1}^n a_{ij}) / \sum_{j=1}^n (1 / \sum_{i=1}^n a_{ij}) \quad i, j = 1, 2, \dots, n \quad (6)$$

(4) 列向量幾何平均值標準化

$$w_i = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n a_{ij}} / \sum_j \left(\sqrt[n]{\prod_{i=1}^n a_{ij}} \right) \quad i, j = 1, 2, \dots, n \quad (7)$$

$$\lambda_{\max} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{\hat{w}_i}{w_i} \quad (8)$$

其中， $[\hat{w}_i]_{n \times 1} = A\tilde{W} = [a_{ij}]_{n \times n} [w_i]_{n \times 1}$

8. 一致性檢定

由於 ANP 法中的成對比較矩陣需要滿足遞移性，但在現實狀況中，評估者在評估過程中，很難達每一項可達到完全遞移性，因此需要進行一致性程度的檢定，以便對不合理的評估值做修正。一致性指標(CI)公式如(9)。

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad (9)$$

其中， n ：($n \times n$)階之成對比較矩陣

當最大特徵值(λ_{\max})越接近矩陣階數(n)，則矩陣一致性越高，而當 $CI = 0$ ，表示矩陣完全具一致性；若 $CI > 0$ ，則表示評估者的判斷不一致，而 Saaty 學者建議 $CI \leq 0.1$ 為可接受範圍。

但由於在實際操作過程中，矩陣的階數越大，則判斷的一致性就

越差，因此 Saaty 學者引入修正值 RI(Random Index)來做校正，之後重新定義一致性檢驗指標 CR(Consistency Ratio)如公式 (10) 所示，RI 值則根據成對比較矩陣的階數 n 而定，不同的階數 RI 值也不同，必須查閱隨機指標表，如表 1.4 所示。

$$CR = \frac{CI}{RI} = \frac{\lambda_{\max} - n}{(n-1) \cdot RI} \quad (10)$$

CR(Consistency Ratio)：一致性比率

CI(Consistency Index)：一致性指標

RI(Random Index)：隨機指標

λ_{\max} ：矩陣 A 之最大特徵值

n：(n×n)階之成對比較矩陣

在判斷各矩陣的一致性，Saaty (1996) 根據矩陣的大小，有三個級別的矩陣：

- (1) 3*3 矩陣的一致性須小於 0.05
- (2) 4*4 矩陣的一致性須小於 0.08
- (3) 所有矩陣的一致性須小於 0.1

如果 C.R.值無通過容許範圍時，成對比較矩陣需重新進行比對，重新建構新的矩陣。

表 1.4 RI 修正值表 (資料來源：Saaty and Kearns (2014))

矩陣階數	1	2	3	4	5	6	7	8	9
RI	0	0	0.58	0.96	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

9. 建構超級矩陣

為了處理問題結構中要素間的相依關係，ANP 法中的超矩陣 (Supermatrix) 可計算要素的相對權重，其矩陣為結合每個子矩陣所導出的特徵向量所組成。超矩陣為解決系統中各準則和要素具相依性之方法，每一個子矩陣亦包括每個組群本身元素的交互關係與其他組群元素的交互成對比較關係。公式 11 為典型 ANP 超級矩陣，其中，各群組 Cluster (以 C_i 表示， $i=1, \dots, n$) 與其所包含之元素 (群組 i 有 m_i 個元素，以 $e_{i1}, e_{i2}, \dots, e_{im_i}$)，依序列於矩陣左側與上方，形成一個超矩陣以說明元素間關係和強度。在超矩陣中若有空白或 0，則表示群組或元素間彼此相互獨立而無任何交互作用。超矩陣是由數個子矩陣所組成，子矩陣則由元素與元素間彼此相互比對後的特徵向量所形成， $W_{n1}, W_{n2}, \dots, W_{nn}$ 即為所得之特徵向量值 (張紹勳, 2012)。

$$\begin{array}{c}
 \begin{array}{c}
 \overbrace{e_{11} e_{12} \cdots e_{1n_1}}^{C_1} \cdots \overbrace{e_{k1} e_{k2} \cdots e_{kn_k}}^{C_k} \cdots \overbrace{e_{n1} e_{n2} \cdots e_{nm_n}}^{C_n} \\
 C_1 \begin{bmatrix} e_{11} \\ e_{12} \\ \vdots \\ e_{1n_1} \\ \vdots \\ e_{k1} \\ e_{k2} \\ \vdots \\ e_{kn_k} \\ \vdots \\ e_{n1} \\ e_{n2} \\ \vdots \\ e_{nm_n} \end{bmatrix} \\
 C_k \\
 C_n
 \end{array} \\
 A_{n \times n} = \omega \begin{bmatrix} A_{11} & A_{12} & \cdots & A_{1n} \\ A_{21} & A_{22} & \cdots & A_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ A_{n1} & A_{n2} & \cdots & A_{nn} \end{bmatrix}
 \end{array} \quad (11)$$

其運算有三步驟：

- (1) 原始超矩陣：求得特徵向量 W 在正規化(normalization)所組合而

成。

(2) 加權超矩陣：將原始超矩陣以「欄(column)」正規化所得之。

(3) 極限超矩陣：將加權超矩陣連續自我乘冪所得之。

其中，因矩陣中的行值不符合「加總為 1」原則，所以必須經過「正規化」轉換成加權超矩陣。矩陣再經極限化過程，即將加權超矩陣矩陣 T 多次自我相乘次後，相依關係將逐漸收斂而得到一個固定的收斂值，且極限值將固定不變，如此一來將可得到各評估因子之整體相對權重(Saaty, 1996)。

2.5 ANP 與 DPSIR 之整合模型

圖 1.6 顯示 DPSIR 與 ANP 之整合概念架構，其中 ANP 主要解釋其永續濕地管理中之指標的交錯關係，作為 DPSIR 模型組成的一部分。先前 DPSIR 模型大多數強調強調因子選擇對於建構模型結構和功能的重要性 (Skoulikidis, 2009)。除了概述五個子系統的外部連接（即驅動力，壓力，狀態，影響和響應）外部結構的複雜性外，還需要探索 DPSIR 模型中因子的關係。

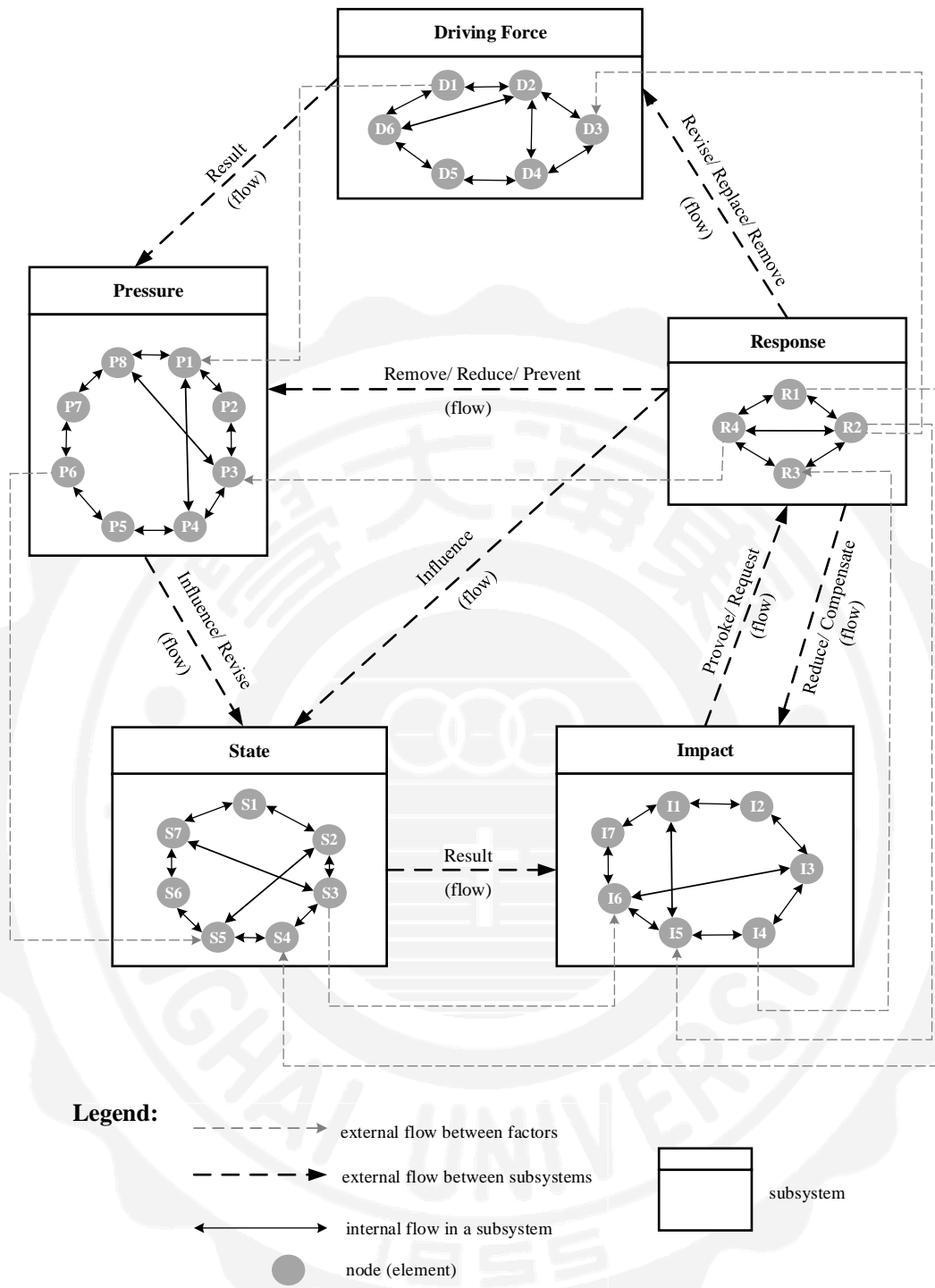


圖 1.6 DPSIR 與 ANP 之整合模型架構

第三章 結果與討論

3.1 DPSIR 架構

要了解彰化海岸地區內整個生態環境狀況及問題，因此利用 DPSIR 指標架構了解彰化系統內 DPSIR 之動態循環及各個指標的變化趨勢，進而可持續修正相關政策等回應。由於濕地保育法於 2013 年通過，因此本研究依據濕地法選出對於彰化海岸地區重要價值功能，如：生態多樣性、水產資源繁育、景觀美質及環境教育等重要功能，根據上述四個概念下設立影響因子項目，再參照聯合國環境規劃署的環境綜合培訓手冊中所建立 DPSIR 架構方法，做出了以下結果。

1. 了解環境中的驅動力(D)、壓力(P)及現況(S)

首先在環境方面，彰化海岸主要河川有烏溪及濁水溪，濁水溪挾帶了大量泥砂，含砂量超過十萬 ppm，烏溪(大肚溪)則受到鄰近工業、畜牧業及家庭廢水等污染(郭一羽等人，2007)，加上根據農田水利會資料，濁水溪及烏溪區域內有 11 條排水幹線，因此對河流及水質有很大的影響。本研究以河川整治及清淤開始著手，如定期的整治河川，持續長期監測及改善目前的水質，防止污染持續水質，進而可以防止污染影響到沿海岸動植物的生長，加上因潮汐、海流及河川沖刷下來泥砂，容易沉積或流失泥砂，導致海岸線面積縮減的情況發生，動植物的棲息地也遭受影響，因此定期的河川清淤及潮溝監測，可防止面積縮減的情況發生。根據以上的分析，將上述情況以指標呈現如表 1.5 及表 1.6。

根據 DPSIR 理論中，驅動力(D)是驅使環境壓力(P)的產生，導致環境變化的力量，由於彰化海岸在陸域生態系統以鳥類是最顯而易見的動物資源，而在

表 1.5 在環境方面的驅動力(D)指標

指標項目	定義	目的
河川整治	流經的河流進行水質的監測及改善，減少河水水質污染。	防止水質污染，而影響沿岸動植物生長。
河口清淤	在河流河口處定期的泥沙清淤。	改善河口泥沙嚴重淤積或泥沙不足造成海岸線面積縮減情況發生。

整理自：(Day et al., 2011; Arias-Hidalgo et al., 2013; Koh and de Jonge, 2014; Sun et al., 2015)；何信賢，2003；廖桂賢，2001；吳俊毅，2011)

表 1.6 在環境方面的壓力(P)指標

指標項目	定義	目的
灘地與海岸緩衝帶面積變化量	每天受漲退潮影響及上游的泥砂經河水攜帶下後在河口地區沉積下來的面積	沿岸歷年灘地及海岸緩衝帶面積的變化量
泥沙淤積變化量	河川上游的泥砂經河水攜帶下來的泥沙變化量	沿海地區河川歷年泥沙淤積變化量。
河川污染變化量	人為因素直接或間接的將污染物質介入於水體後，變更其物理、化學或生物特性的改變，以致影響水的正常用途或危害國民健康及生活環境。	沿海地區歷年河川水質污染的變化量。

整理自：(Carreno et al., 2008; Teasdale et al., 2011)；尤姝媚，2009；林君嶽，2013)

許多報告中均以鳥類作為研究對象，加上濕地環境又以鳥類最為大宗，因此本研究將陸域生態的鳥類做為顯示目前的環境狀況的指標之一，在水域生態方面，主要是以底棲生物、螻蛄蝦及招潮蟹作為目前環境狀況指標之一，如表 1.7。在社區、社會及經濟方面，彰化沿海地區主要是以農漁牧業為主，工業佔其次，雖然在芳苑及福興鄉都有設工業區，提供了許多當地就業機會，但當地居民還是以一級產業為主，而當今社會都以高科技工業為主流，反而一級產業逐漸的

表 1.7 在環境方面的現況(S)指標

指標項目	定義	目的
陸域生態	主要針對沿岸地區鳥類進行評估	沿海地區目前鳥類生長情形及數量。
海岸生態	主要針對沿岸地區底棲生物、螞蛄蝦及招潮蟹進行評估	沿海地區目前底棲生物、螞蛄蝦及招潮蟹等的生長情形。

整理自：(Stolen et al., 2005; Howe et al., 2007; Pickens and King, 2014; Wingard and Lorenz, 2014)；黃淑媚，2012；黃政仁，2014)

沒落，因此人口逐漸外流，而根據當地 102~103 年人口結構統計顯示，彰化沿海的人口結構中的老年人口比例偏高，尤其在 102 年以大城鄉為全縣最高，因此本研究想從觀光及提升一級產業技術方面開始改善，如多增加生態旅遊，將當地的文化及旅遊導覽結合，不僅讓民眾更加了解濕地生態，更可以了解當地

表 1.8 經濟及社會方面的驅動力(D)指標

指標項目	定義	目的
生態旅遊	以觀光旅遊方式，增加民眾對海岸生態的認知	對當地觀光旅遊及社區文化進行深入的探討。
交通規劃	根據對歷史和現狀的交通供需狀況和地區的人口、經濟和土地利用之間的相互管理的分析研究，對地區未來交通運輸發展需求的分析和預測，確定未來交通運輸設施發展建設的規模、結構、布局等方案。	交通的規劃會影響民眾來海岸的意願及搭乘大眾交通工具的選擇
漁業資源	針對近海漁業及陸地養殖業對養殖技術好壞及魚貨供應量的多寡	養殖技術及魚貨需求會影響到當地的產業經濟
土地利用規劃	附近土地價格	土地成本影響到工廠生產的成本，因此土地成本也是工廠所選擇地點的重要因素

整理自：林千琪，2013；黎永松，2013；王慧玲，2012；蔡承歡，2010；吳宜玲，2005；賴政良，1994；綠色陣線，2011；吳佳其，2015

文化特色，而當地的居民不僅可增加經濟收入，更可吸引青壯年留下，增加工作機會，在農漁牧業的生產技術上，或許可以得到更多人的幫助，提升生產技術，創造新的契機，如此一來，不僅可讓人口不再外流，還可以達到文化上相互交流。因此根據以上的了解，將上述的情況設立了幾個指標，如表 1.8 至 1.10。

表 1.9 經濟與社會方面的壓力(P)指標

指標項目	定義	目的
社會參與行動力	人們扮演社會角色、從事社會活動及和他人互動。例如當志工、捐獻、休閒活動、參與政治活動、社區服務等	沿海地區居民對生態旅遊及環境教育的參與意願情形。
大眾運輸工具變化量	具有固定路線、固定班次、固定場站及固定費率，提供旅客運送服務之公共運輸。	沿海地區歷年的大眾運輸工具變化量。
就業率	某一時點內就業人口數占經濟活動人口數	沿海地區歷年平均就業率。
需水變化量	工業及漁業在生產中直接和間接使用水的變化量。	沿海地區工業或漁業所需的用水變化量。
工業區設置與污染變化量	一定範圍的土地，按照整體性及綜合性的目標，予以慎密完善的規劃，開闢道路及排水系統，敷設各種公共設施，提供各種便利，以造成優良的工業設廠環境，供工業性質的企業設廠使用	沿海地區歷年工業區的設置及河川水質污染的變化量。

整理自：(Schuyt, 2005; Mayer et al., 2008; Bhattacharya et al., 2015)；王美珍，2012；陳樹群，2003；陳佳宜，2006；林意嵐，2008；吳宜玲，2005)

表 1.10 經濟與社會方面的現況(S)指標

指標項目	定義	目的
社會人口結構	主要針對沿海地區人口是如何組成。結構因子包括：年齡、性別、教育程度、職業、收入、住宅類型、家庭人數等	沿海地區目前的人口結構狀況，反映出整體的社會和經濟狀況。
生態觀光旅遊	主要針對沿海地區未受干擾或未受污染的自然區域旅行，有特定的研究主題，且體驗或欣賞其中的野生動植物景象，並關心區內的文化特色	沿海地區目前生態觀光旅遊情形。
土地利用與棲地管理	沿海附近的土地及棲地管理	沿海地區目前土地利用及沿岸於棲地管理情形。
畜牧 (數量、規模)	繁殖、飼養陸地動物的行業，一般分為飼養業和馴養業，不包括水生生物的飼養管理	沿海地區目前畜牧業的規模大小及養殖牛豬的多寡
漁業養殖 (養殖面積)	凡是利用海洋、河川、沼地、潮間帶、湖泊等之天然水域或利用漁塢、水庫、河堰之人工水域從事放養經濟性之水產生物，管理並飼養照顧其環境，使其成長並繁殖，可獲得實質經濟利益之產業	沿海地區目前養殖漁業的面積大小。

整理自：(Schuyt, 2005; Basraoui et al., 2011; de Jonge et al., 2012)；綠色陣線，2011；吳佳其，2015；賴政良，1994；閻克勤，2006；吳全安，1988；帥柏任，2013)

2. 思考環境改變帶給人類和自然帶來什麼影響 (I)

在 DPSIR 指標架構中，影響(I)是指因環境的改變所造成的生態環境與人類福祉的影響，因此在這階段要從先前的驅動力(D)、壓力(P)及現況(S)指標中，綜合思考上述指標會給環境及社會帶來什麼影響。下表 1.11 為經過以上的分析，來舉列出可能發生的影響指標。

表 1.11 綜合環境、經濟與社會方面影響(I)指標

指標項目	定義	目的
環境生態	沿海地區整個環境品質及生態的狀態	由於先前在驅動力(D)及壓力(P)之下，看它們對環境生態的影響程度
地層下陷面積、速率	沿海地區目前地層下陷面積速率狀態	由於沿海地區有許多養殖漁業，而業者會抽取地下水，導致了地層下陷，因此要看目前地層下陷的面積及速率如何。
社會人口結構 (社會增加率)	沿岸地區的人口流出及流入狀態	透過經濟活動及觀光規劃，了解是否對人口的影響程度
社區營造	沿岸地區的社區營造程度	想了解觀光對社區營造的影響程度
地方文化結合	沿海地區的文化與生態旅遊或環境教育相互結合的程度	由於生態旅遊及環境教育的結合，想了解地方文化是否有順利結合
產業結構與產值 (漁業、觀光與生態旅遊)	沿海地區的漁業、觀光與生態旅遊的產業結構及所產出的產值狀態	由於有漁業、觀光與生態旅遊的活動，因此想了解是否對當地的產業結構與地方產值的影響程度
養殖漁業漁獲品質	沿海地區的養殖漁業所產出的魚貨品質	由於先前的養殖技術及魚貨的需求，會影響到魚貨的品質，因此想了解經過這樣的情況下影響魚貨的品質的程度

整理自：(Schuyt, 2005; Basraoui et al., 2011; de Jonge et al., 2012)；綠色陣線，2011；吳佳其，2015；賴政良，1994；閻克勤，2006；吳全安，1988；帥柏任，2013

3. 目前所採取哪些措施影響環境變化，要如何執行、預防及改善 (R)

回應(R)指的是因應環境改變而所做出來的策略，因此，要對驅動力(例如：河口清淤)、壓力(例如：泥砂淤積變化量)、現況(例如：陸域生態及水域生態目前的狀況)及環境的狀況變化所產生的影響(例如：棲息面積的減少，對動物多樣性及數量也會減少)等其他指標，來做環境的改善策略及預防，進而有助於減緩社會對環境變化上的衝擊及影響。下表 1.12 根據上述的指標進行分析所訂定出

的指標：

表 1.12 綜合環境、經濟與社會方面回應(R)指標

指標項目	定義	目的
生態補償	對為保護和恢復生態環境及其功能而付出代價、做出犧牲的單位和個人進行經濟補償	防止生態環境破壞、增強和促進生態系統良性發展
劃設濕地保護區	以保護之特殊動、植物的生育、棲息地(生態保育區)，以及具有代表性生態體系，或具有基因保存、永久觀察、教育研究價值的地區	將特定地方劃設保護區，保護當地特有生態
綠色旅遊方案	將規劃綠色旅遊方案（賞鳥區、生態導覽及體驗活動等）	增進觀光旅遊，創造地方經濟產值及融合當地的地方文化，活絡附近鄉鎮的經濟活動。
總體社區營造	建立社區文化、建構社區生命共同體的概念	藉由政府補助定期舉辦社區相關活動，推動與社區居民積極參與地方公共事務，凝聚社區共識

整理自：濕地保育法，2013

4.2 網路層級分析法 (ANP) 權重值計算

建立 DPSIR 濕地永續環境指標架構及指標間相互關係後，利用網路層級分析法(ANP)的方法來設計 ANP 問卷及算出相對重要性的權重值，其 ANP 問卷主要針對指標間的關聯性及交互作用的評估，採用兩兩相互比較的方式。經過 ANP 的計算，表 1.13 為全體指標中權重值最大的前五項，表示這前五項指標對整體指標結構影響變動較大。

將 DPSIR 每個構面中的指標權重相互排序，如表 1.14，其中灰標為權重在單一構面中最高的。在驅動力(D)中，D3 生態旅遊權重最高，其表示與其他指標影響之下較為明顯；在壓力(P)中，P3 社會參與行動力為最高；在現況(S)中，則為 S3 社會人口結構；在影響(I)中，則為 I1 環境生態為最高；最後在回應(R)的部分則為 R4 總體社區營造權重值為較高。

綜合以上，對應第一階段問卷結果，圖 1.7 中灰色為各構面中指標權重最大的，紅色線為指標權重值最大的相互關係，其表示影響彰化海岸濕地地區的指標因素較高。

表 1.13 前五名權重值

指標項目	權重值
I1 環境生態	0.094
R4 總體社區營造	0.083
I6 產業結構與產值	0.057
P3 社會參與行動力	0.051
I4 社區營造	0.048

表 1.14 D、P、S、I、R 每個構面中的指標權重相互排序

Driving force		Pressure		State		Impact		Response	
指標代號	權重值	指標代號	權重值	指標代號	權重值	指標代號	權重值	指標代號	權重值
D3	0.410	P3	0.320	S3	0.198	I1	0.293	R4	0.414
D1	0.175	P4	0.131	S5	0.159	I6	0.177	R2	0.219
D4	0.143	P7	0.106	S2	0.153	I4	0.150	R1	0.186
D2	0.109	P8	0.103	S1	0.150	I5	0.114	R3	0.181
D5	0.086	P1	0.101	S4	0.148	I3	0.094		
D6	0.078	P2	0.093	S7	0.111	I2	0.092		
		P6	0.076	S6	0.081	I7	0.080		
		P5	0.070						

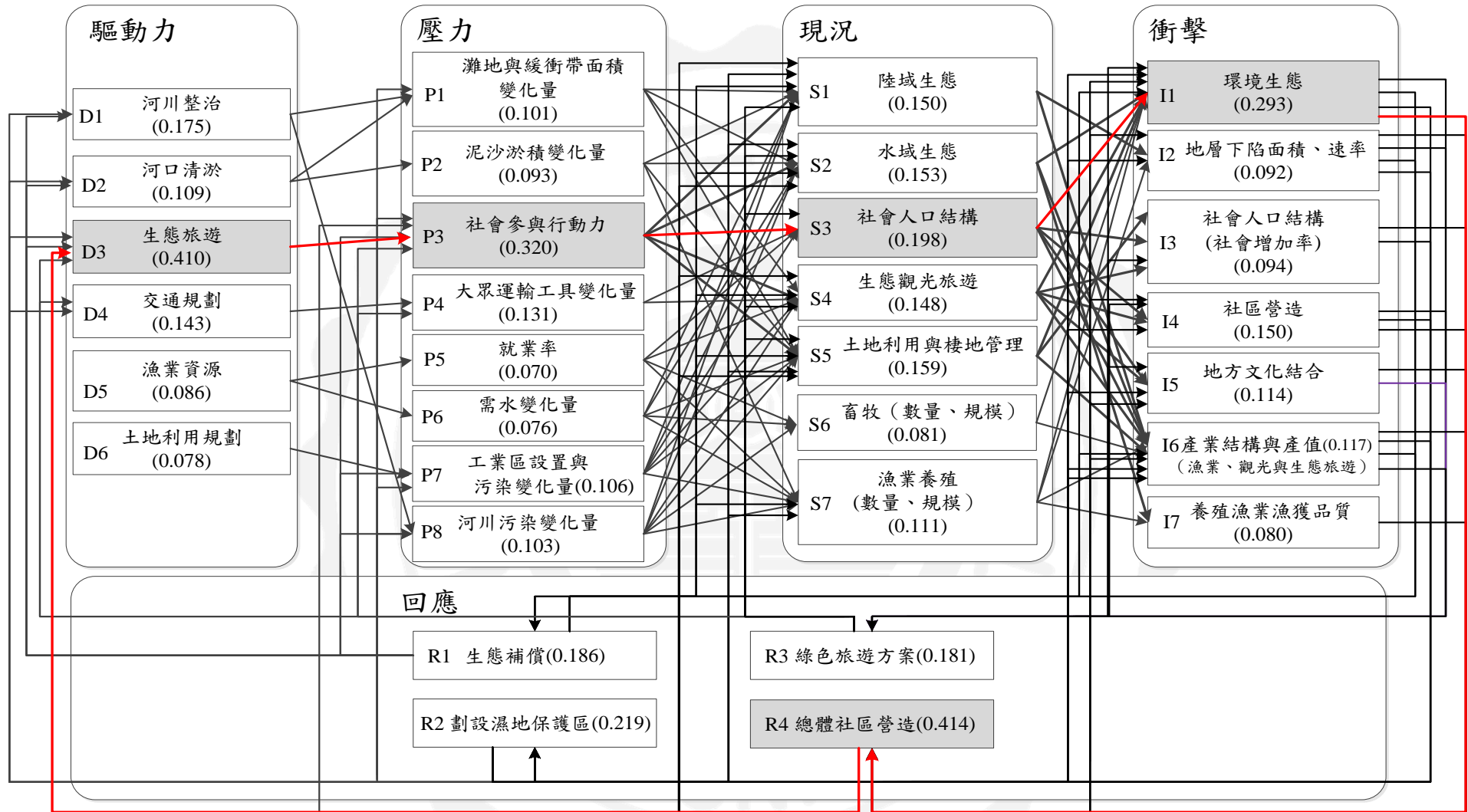


圖 1.7 各構面下權重值較高之相互關係

權重數不僅可看指標間的重要性，而指標與指標間有相互影響關係大小，因此可用權重來看指標間的直接及間接影響關係。首先，從目前的環境狀況下，探討如何對目前環境改善是最有效及最有影響的，因此表 1.15 為回應(R)對目前的現狀(S)的直接與間接影響的探討：

1. R1 生態補償對於現狀(S)：

直接與間接影響最大的為 S1 陸域生態，其值為 0.451 及 0.372，表示如要對陸域生態進行改善的話，以生態補償的方式最為有效。

2. R2 劃設濕地保護區對於現狀(S)：

直接影響最大的為 S2 水域生態，其值為 0.304，表示要對水域生態進行改善的話，以劃設濕地保護區的方式最為有效；但對於間接影響最大的為 S3 社會人口結構，其值為 0.278，雖然沒有最直接的影響，但透過其他指標的連結會間接的影響，且影響的程度比其他回應(R)指標來的大，因此表示對於改善社會人口結構來說，劃設濕地保護區也是一種有效的方法。

3. R3 綠色旅遊方案對於現狀(S)：

直接與間接影響最大的都為 S4 生態觀光旅遊，其值為 0.328 與 0.122，其表示要對增進當地的經濟及旅遊觀光產業的話，以綠色旅遊方案的方向進行較有明顯的效果。

4. R4 總體社區營造對於現狀(S)：

直接影響最大的為 S4 生態觀光旅遊，其值為 0.278，間接影響最大的為

S3 社會人口結構，其值為 0.477，表示對於生態觀光旅遊來說 R4 與 R3 的方法改善都相對重要，但差別在於 R4 總體社區營造對於在當地的人口結構影響較大，而 R3 綠色旅遊方案來說，是偏向經濟觀光產業方面的。

因此，從上述發現每一項回應中，現狀改善可以從不同方向進行，像是 S1 陸域生態，以 R1 生態補償的方式來進行改善；S2 水域生態則以 R2 劃設濕地保護區的方式來改善；對於 S4 經濟觀光旅遊產業方面，則以用 R3 綠色旅遊方案來進行改善；最後對於 S3 當地的人口結構來說，以 R4 總體社區營造的方式來改善，活絡當地社區居民的熱情，藉此也可以讓當地年輕人口不外流，帶動當地經濟發展；在其他的 S 指標方面，R 也會對其有影響，只是影響有較小增幅。

表 1.15 現狀(S)與回應(R)的間接與直接影響

	S1		S2		S3		S4		S5		S6		S7	
	直接	間接	直接	間接	直接	間接	直接	間接	直接	間接	直接	間接	直接	間接
R1 生態補償	0.451	0.372	0.239	0.194	-	0.114	0.060	0.022	0.095	0.021	-	0.007	0.155	0.071
R2 劃設濕地保護區	0.264	0.142	0.304	0.209	-	0.278	-	0.126	0.216	0.172	-	0.039	0.216	0.089
R3 綠色旅遊方案	0.027	0.047	0.099	0.047	0.206	0.098	0.328	0.122	0.294	0.013	-	-	-	-
R4 總體社區營造	0.178	0.103	0.144	0.103	0.190	0.477	0.278	0.221	0.201	0.096	-	-	-	-

除了對 R 與 S 做探討，本研究也分別對 D、P、I 做討論，如表 1.16 與表 1.17，以下分別以 R1、R2、R3、R4 方面進行探討：

1. R1 生態補償：

對於 D 構面下，可看到 R 對 D 沒有間接影響，因為根據先前的相互關係圖及間接與直接影響原則下，則沒有間接影響。在直接影響方面，以 D1 河川整治的直接影響較大，其值為 0.550；P 構面下，以 P3 社會參與行動力的直接與間接影響較大，其值為 0.473 與 0.240；I 構面下，以 I1 環境生態影響的直接與間接影響較大，其值為 0.800 與 0.495，其圖 1.8 為 R1 的直接與間接影響關係圖，黑色線為 R1 對其他指標的間接影響，紅色的為直接影響。

根據以上結果，發現以生態補償的方式改善的話，首先會對架構中的河川整治、社會參與行動、陸域生態及環境生態為最為直接影響。而以 D1 河川整治來看，由於河川整治需要長期的人力與物力，但當地附近的居民人口外流情形嚴重，老化程度較高，加上附近有許多工廠，污水會藉由河川排放至出海口，河川的負荷量增加，但又沒足夠的人力與物力去整治，因此間接影響了沿海岸的生態環境。

2. R2 劃設濕地保護區：

對於 D 構面下，以 D3 生態旅遊直接影響較大，其值為 0.388；P 構面下，以 P7 工業區設置與污染變化量直接影響最大，其值為 0.484；I 構面下，以 I1 環境生態直接影響最大，其值為 0.419，其圖 1.9 為 R2 的直

接與間接影響關係圖，黑色線為 R2 對其他指標的間接影響，紅色的為直接影響。

根據以上結果，以劃設濕地保護區方式進行改善的話，對架構中的環境教育與生態旅遊、工業區設置與污染變化量、水域生態及環境生態為最為直接影響。因此，以劃設濕地保護區方式，不僅僅可保護的環境生態，也可透過生態旅遊的方式來增進民眾對濕地環境生態的認識，而由於劃設保護區，也會限制工廠的設置及污染排放量，如此一來也可以有效的減少污染的排放量。

3. R3 綠色旅遊方案：

在 D 構面下，以 D4 交通規劃的直接影響較大，其值為 0.546；P 構面下，以 P3 社會參與行動力直接影響較大，其值為 0.541；I 構面下，以 I4 社區營造的直接與間接影響較大，其值為 0.434 與 0.305，其圖 1.10 為 R3 的直接與間接影響關係圖，黑色線為 R3 對其他指標的間接影響，紅色的為直接影響。

根據以上結果，綠色旅遊方案其目的為增進觀光旅遊，創造地方經濟產值及融合當地的地方文化，活絡附近鄉鎮的經濟活動。以此方式進行改善的話，對架構中的交通規劃、社會參與行動力、生態觀光旅遊及社區營造為最為直接影響。因此，以綠色旅遊方案的方式，可促進濕地周遭鄉鎮的交通進行完善的規劃，不僅僅可使當地居民有更便捷的交通，也可吸引外地遊客來此旅遊的意願，加上觀光人口增加，可活絡附近鄉

鎮的經濟活動，使當地居民願意對濕地保護進行參與，凝聚社區意識，創造當地特有的文化特色。

4. R4 總體社區營造：

在 D 構面下，以 D3 生態旅遊的直接影響較大，其值為 1.000；P 構面下，以 P3 社會參與行動力直接與間接影響較大，其值都為 1.000；I 構面下，以 I4 社區營造的直接影響較大，其值為 0.427，其圖 1.11 為 R4 的直接與間接影響關係圖，黑色線為 R4 對其他指標的間接影響，紅色的為直接影響。

由於 R4 對 D3 與 P3 的直接影響為 1.000，而 D3 與 P3 間接影響的權重值也為 1.000；在其他構面中，以社會參與行動力、生態觀光旅遊與社區營造的最有直接影響。因此，以總體社區營造方面著手的話，則會影響到社區居民參與的意願，如社區居民願意為社區特色與濕地進行結合，像是當地以養殖業為特色，則可利用漁業養殖與觀光旅遊結合，再帶入與濕地相關的環境教育，如此一來不僅可帶動當地經濟活動，也可使社區居民的凝聚力更為強大。

表 1.16 回應(R)對各個 D、P、S、I 構面下指標的間接與直接影響

	Driving force		Pressure		State		Impact	
	直接	間接	直接	間接	直接	間接	直接	間接
R1 生態補償	D1 (0.550)		P1 (0.149)	P1 (0.150)	S1 (0.451)	S1 (0.176)	I1 (0.800)	I1 (0.495)
	D2 (0.210)		P2 (0.129)	P2 (0.132)	S2 (0.239)	S2 (0.265)	—	I2 (0.045)
	D3 (0.240)		P3 (0.473)	P3 (0.240)	—	S3 (0.114)	—	I3 (0.045)
	—		—	—	S4 (0.060)	S4 (0.087)	—	I4 (0.069)
	—	—	—	—	S5 (0.095)	S5 (0.158)	—	I5 (0.028)
	—		—	—	—	S6 (0.007)	—	I6 (0.234)
			P7 (0.279)	—	S7 (0.155)	S7 (0.147)	I6 (0.200)	I7 (0.064)
			P8 (0.248)	P8 (0.069)			—	
R2 劃設濕地保護區	D1 (0.416)		P1 (0.155)	P1 (0.084)	S1 (0.264)	S1 (0.142)	I1 (0.419)	I1 (0.409)
	D2 (0.083)		—	P2 (0.050)	S2 (0.304)	S2 (0.209)	I2 (0.062)	I2 (0.035)
	D3 (0.388)		P3 (0.134)	P3 (0.388)	—	S3 (0.278)	—	I3 (0.099)
	D4 (0.112)		—	P4 (0.112)	—	S4 (0.126)	I4 (0.263)	I4 (0.131)
	—	—	—	—	S5 (0.216)	S5 (0.172)	I5 (0.097)	I5 (0.055)
	—		—	—	—	S6 (0.039)	I6 (0.160)	I6 (0.214)
			P7 (0.484)	—	S7 (0.216)	S7 (0.089)	—	I7 (0.048)
			P8 (0.288)	P8 (0.364)				

註：括號裡的數值：直接與間接影響值 —：表示無直接或間接影響

表 1.17 回應(R)對各個 D、P、S、I 構面下指標的間接與直接影響 (續)

	Driving force		Pressure		State		Impact	
	直接	間接	直接	間接	直接	間接	直接	間接
R3 綠色旅遊方案	—	—	—	—	S1 (0.027)	S1 (0.047)	I1 (0.255)	I1 (0.201)
	—	—	—	—	S2 (0.099)	S2 (0.047)	—	I2 (0.008)
	D3 (0.454)	—	P3 (0.541)	P3 (0.454)	S3 (0.206)	S3 (0.217)	I3 (0.102)	I3 (0.212)
	D4 (0.546)	-	P4 (0.459)	P4 (0.546)	S4 (0.328)	S4 (0.191)	I4 (0.434)	I4 (0.305)
	—	—	—	—	S5 (0.294)	S5 (0.013)	I5 (0.155)	I5 (0.133)
	—	—	—	—	—	—	I6 (0.053)	I6 (0.159)
	—	—	—	—	—	—	—	I7 (0.009)
R4 總體社區營造	—	—	—	—	S1 (0.178)	S1 (0.103)	I1 (0.096)	I1 (0.303)
	—	—	P3 (1.000)	P3 (1.000)	S2 (0.144)	S2 (0.103)	I2 (0.061)	I2 (0.017)
	D3 (1.000)	—	—	—	S3 (0.190)	S3 (0.477)	—	I3 (0.186)
	—	—	—	—	S4 (0.278)	S4 (0.221)	I4 (0.427)	I4 (0.230)
	—	—	—	—	S5 (0.400)	S5 (0.096)	I5 (0.245)	I5 (0.114)
	—	—	—	—	—	—	I6 (0.172)	I6 (0.190)
	—	—	—	—	—	—	—	I7 (0.020)

註：括號裡的數值：直接與間接影響值 —：表示無直接或間接影響

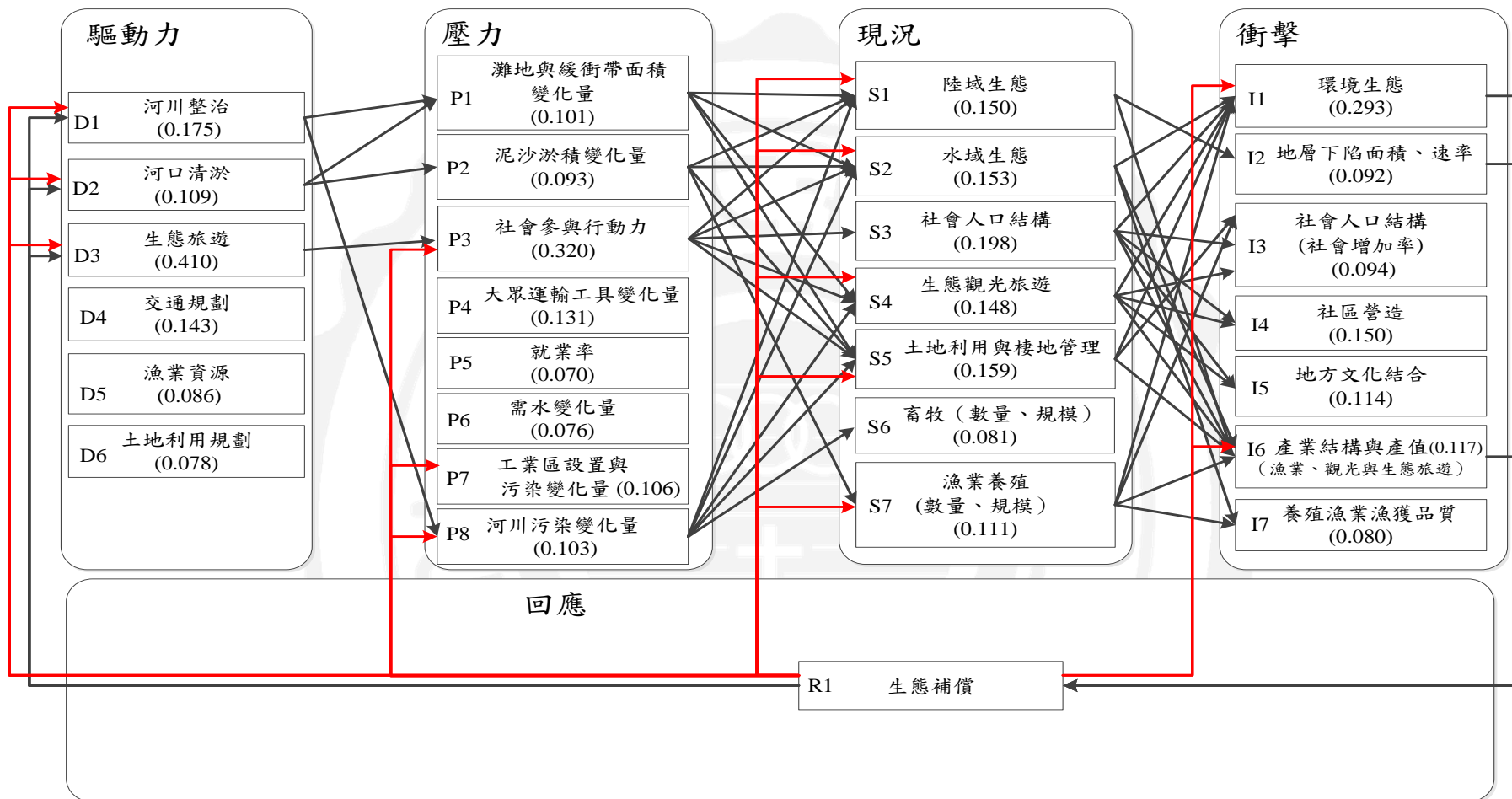


圖 1.8 R1 生態補償的直接與間接影響關係圖

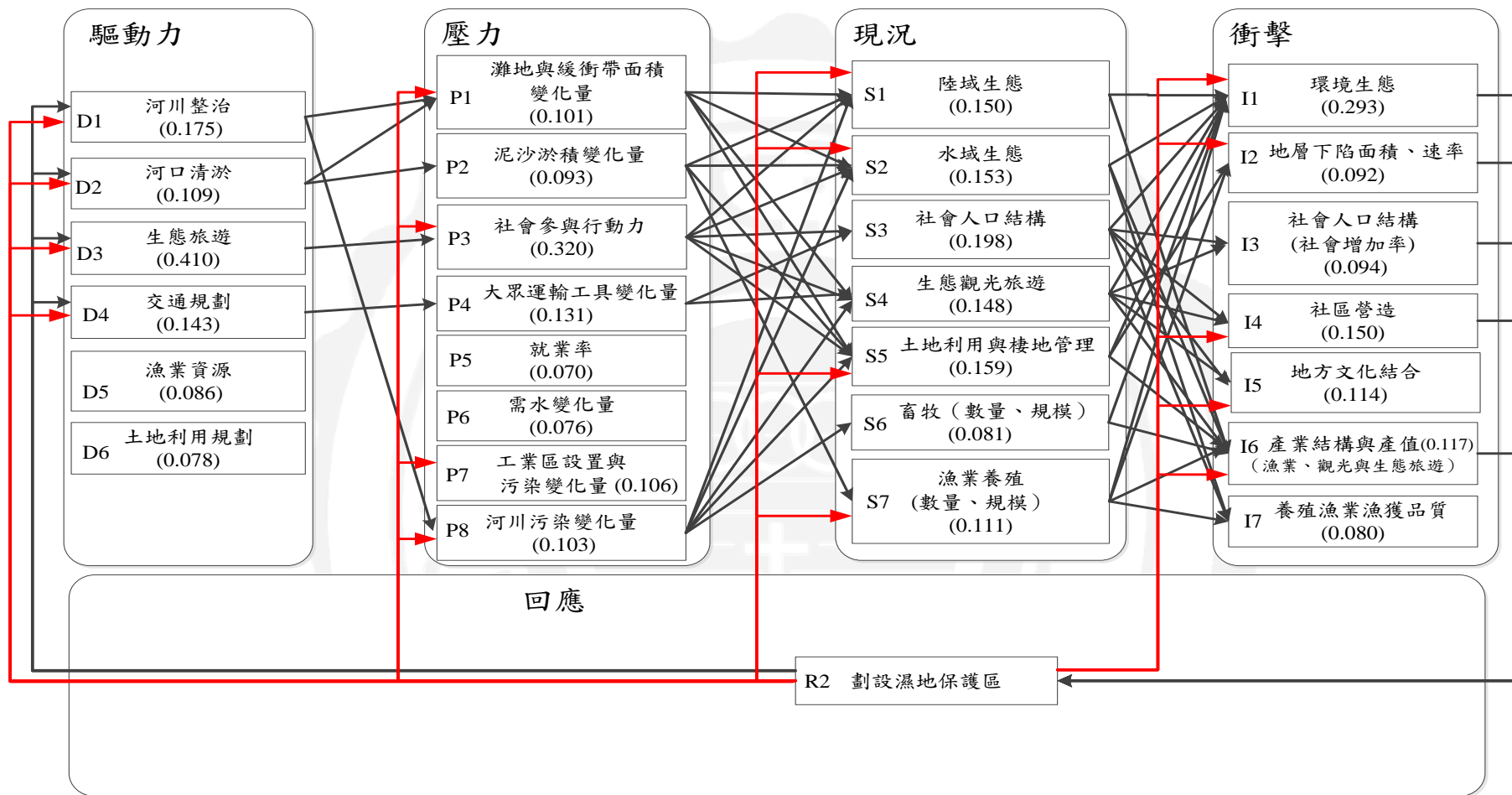


圖 1.9 R2 劃設濕地保護區的直接與間接影響關係圖

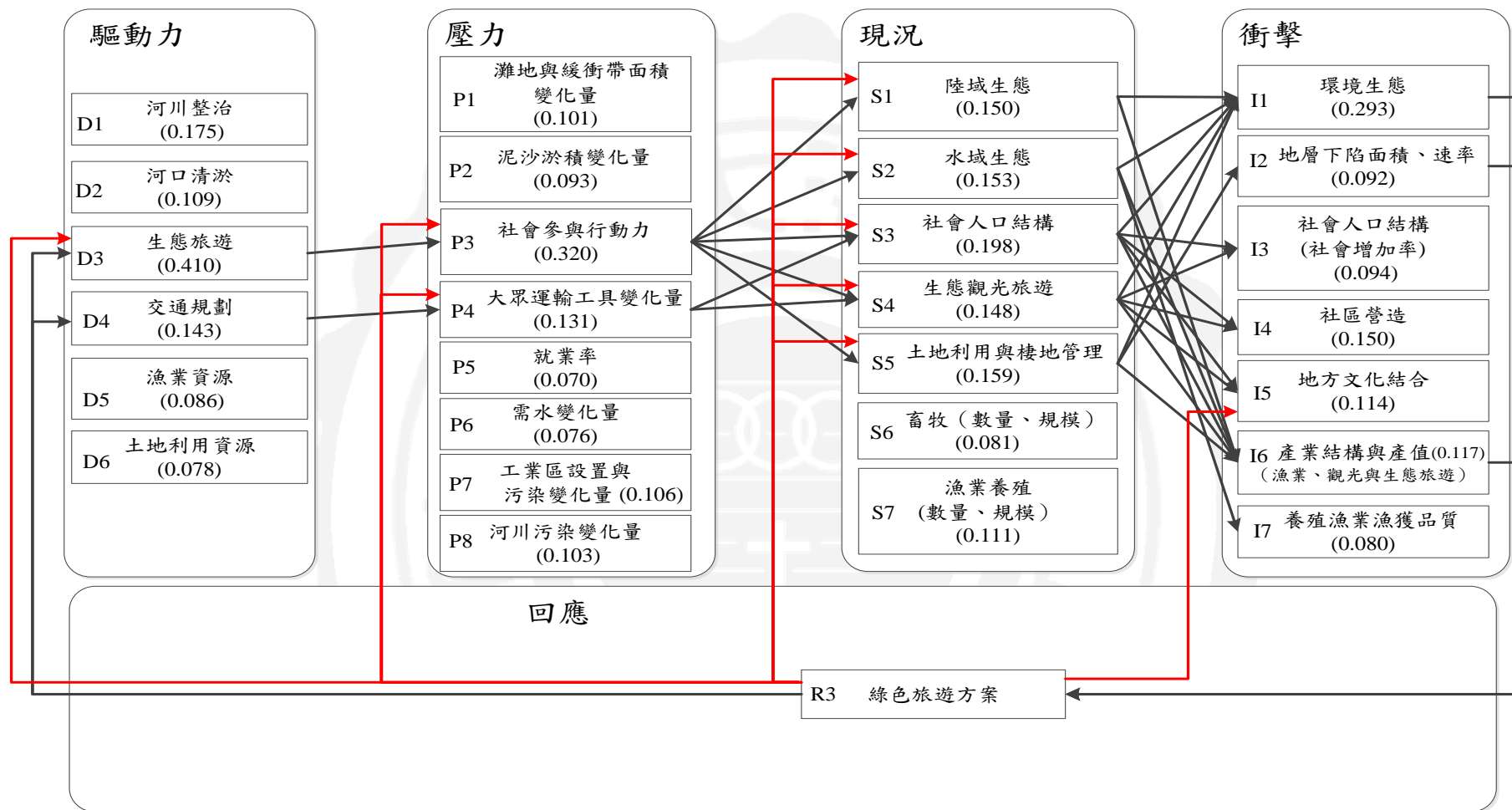


圖 1.10 R3 綠色旅遊方案的直接與間接影響關係圖

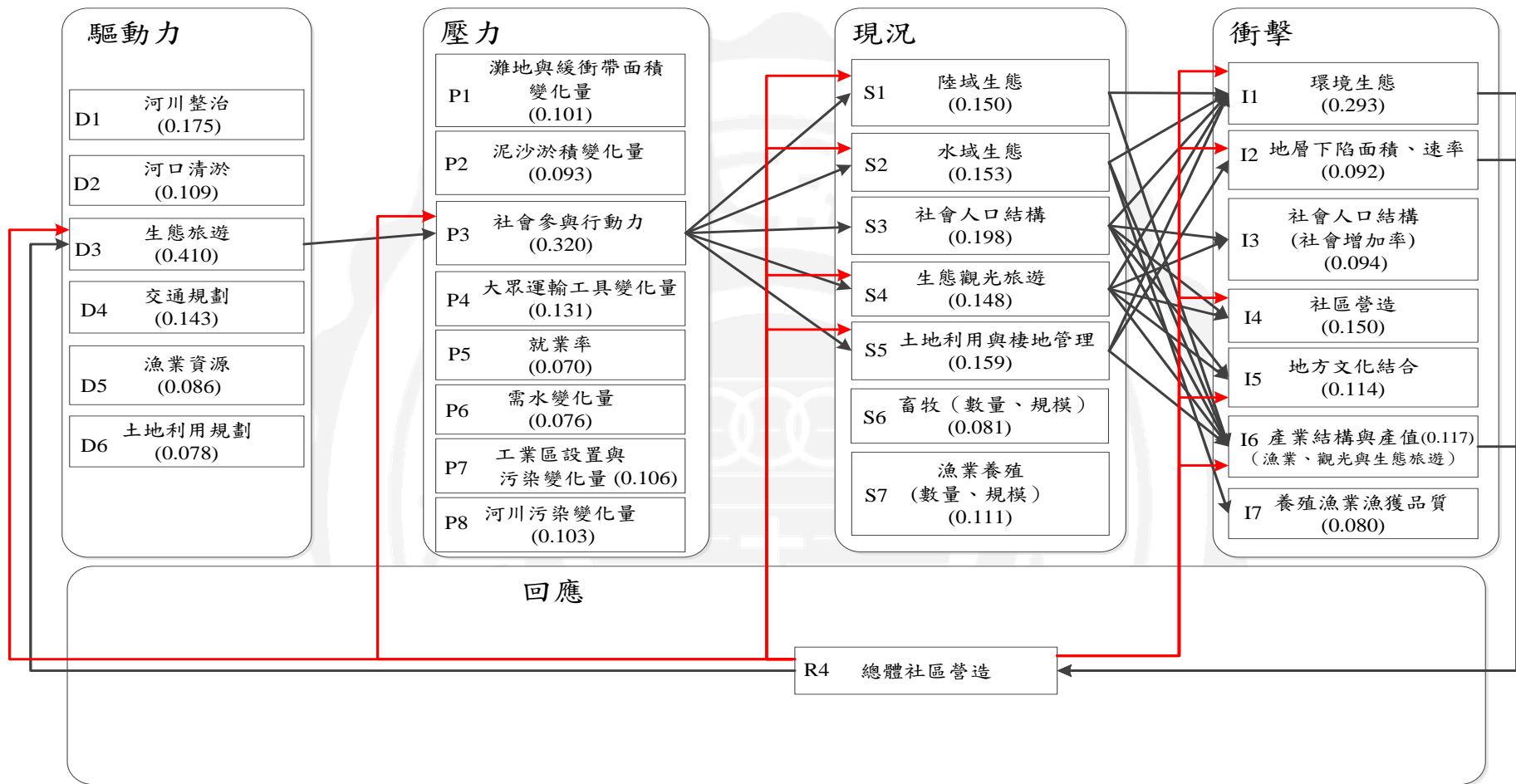


圖 1.11 R4 總體社區營造的直接與間接影響關係圖

第四章 結論與建議

濕地保護及沿海區域的永續性是一複雜的環境問題，決策者需要先解決利益共有者之間的各種衝突。當地政府需要進行全面評估，以評估各種永續發展策略的有效性。基於這些原因，本研究使用整合的 PDSIR 和 ANP 模型，協調台灣中部沿海濕地系統永續規劃的社會，生態和經濟目標。為了找出回應策略跨越影響的途徑，這種綜合 ANP 和 DPSIR 模型被證明有效地描述了回應策略的間接影響和時間延遲效應。結果顯示，社區重建(R4)對社會結構(S3)的影響等策略的間接影響不容忽視；生態補償是改善環境狀況和緩解環境壓力的濕地保護相對有效的策略；有關產業政策的一些應對策略對於支持研究區域的經濟發展是必要的；本研究開發的整合 DPSIR 和 ANP 模型可以識別衝突解決方案的網絡拓撲，成功地解決了傳統 DPSIR 模型中因素的依賴性。它使決策者更容易量化策略的直接和間接影響，並引導他們調整環境策略，以實現濕地保護和沿海永續的多重目標。



環境規劃與管理之應用-空品監測

中文摘要

近年來，PM_{2.5} 對人體健康衝擊有極大負面影響。極端氣候的變化也讓空氣品質更加惡化，尤其是居住於河口區域的民眾需要忍受其裸露地的沙塵威脅。由於河口區域不易設置其昂貴及龐大的 PM_{2.5} 即時量測之精密儀器，因此如何開發一低成本且具有一定可信度之微型智慧環境監測裝置是非常重要的，除此之外，河口揚塵好發區也因東北季風的來臨不易被找其揚塵好發區。為解決這些問題，本研究利用目前市面上既有的 PM_{2.5} 感測器及相關氣象監測設備進行智慧環境監測裝置建置且結合類神經網路方法建立校正模型以減少感測器之誤差以即時監測當地之 PM_{2.5} 濃度，且透過即時監測資料以基於期望值理論的污染源貢獻量模型，以追蹤河口裸露地區之 PM_{2.5} 的好發來源。從結果發現，本研究所開發出微型智慧環境監測裝置，其可信度 training R, testing R, All R 約在 0.93, 0.92, 0.93，代表其校正模型具有一定可信性。除此之外，本研究建置基於期望值理論的數學模型於雲端運算器中，即時找出其揚塵好發區位，而此模型平均絕對誤差率皆為小於 10%。最後，本研究開發一可攜式智慧環境監測裝置與大數據分析技術之整合技術，可讓決策者即時針對當地環境之揚塵好發區進行優先管理並制訂控制策略，減少 PM_{2.5} 對河口區域周界居民之健康危害。

關鍵字: PM_{2.5}、氣象感測器、物聯網、雲端運算、污染源貢獻量、河口揚塵

English abstract

The enormously negative effects of atmospheric particulate matter ($PM_{2.5}$) on human health have attracted much attention in recent decade. Extreme climate change has gotten worse air quality, especially the place which the landscape changes simultaneously ongoing. The people inhabiting in the estuary area endure the threats of regional sandstorms derived from bare river bed. It is imperative that establishing monitoring system which monitor the concentrations of PM immediately as well as providing a prior warning for residents. While online precision instrument of $PM_{2.5}$ is huge and expensive, it is difficult to set up around estuary area. Therefore, how to develop the micro smart environmental monitoring device including $PM_{2.5}$ sensor and meteorological sensor at low cost and reliability is important. This study have two main objective. The first objective is to establish the smart environmental monitoring device by integrated $PM_{2.5}$ sensor and meteorological sensor on the market; meanwhile, setting up the calibration model by artificial neural network to reduce the systematic errors of $PM_{2.5}$ sensor. Secondly establishing pollution contribution calculation model by the mathematical method base on expected value theorem find out source of $PM_{2.5}$ in estuary area.

The results show that the reliability of smart environmental monitoring

device are 0.93 (training R), 0.92 (testing R), 0.94 (validation R), 0.93 (All R), it demonstrates that the device has reliability. In addition to reliability, this study establish pollution contribution calculation model by the mathematical method based on expected value theorem to calculate the pollution source contribution in cloud computing, and the mean absolute percentage error (MAPE) of model is less than 10%. Finally, by this system which integrating real-time monitoring system and data mining technique are proposed in this study, decision makers can grasp the pollution sources and make a controlling strategy to reduce the damage of PM_{2.5} to the residents in estuary area.

Keywords: PM_{2.5}, Meteorological sensors, Internet of Things, Cloud computing, Pollution source contribution, River dust

第一章 現況與問題

1.1 目前台灣空氣品質現況

近年來台灣工商業發展快速，使得許多縣市皆建立大型工業區、發達的交通路網及商業大樓等，以利當地經濟持續發展及生活便利。但相對的，卻也帶來了許多環境污染，如水污染、地下水污染、土壤污染及空氣污染，尤其是空氣污染。除當地的空氣污染之外，因全球氣候的快速變遷，使得台灣常受到其境外的空氣污染，例如亞洲沙塵暴(Liu et al., 2006; Chien et al., 2014; Liang et al., 2015)。當境外污染及境內污染同時在台灣發生時，其空氣品質則會變得非常惡劣，如圖 2.1 所示。而這樣的空氣品質，也使得民眾紛紛的走上街頭進行抗議，希望可以透過政府公權力的力量，讓當地地區可以有良好的空氣品質。

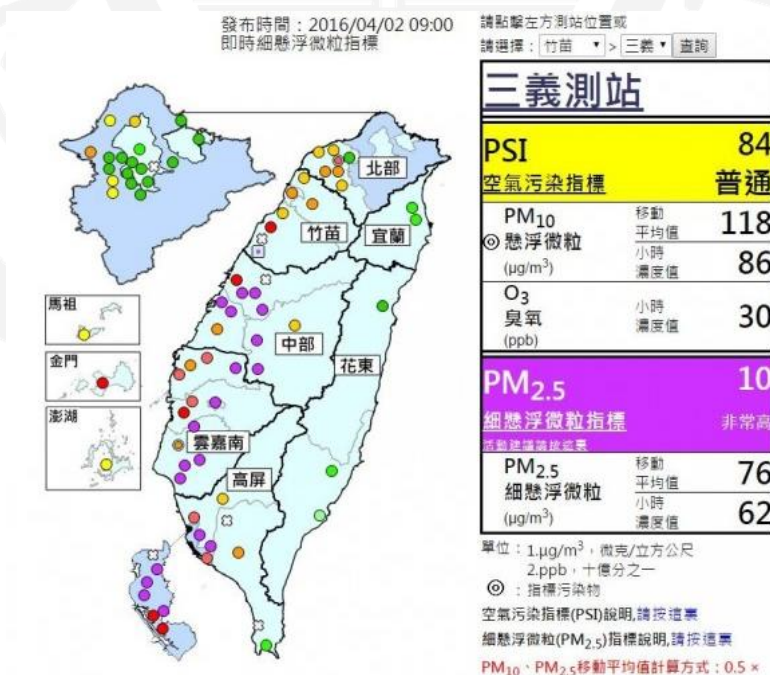


圖 2.1 空氣品質惡化現況 (資料來源: 環保署空氣品質監測網)

1.2 目前空氣品質監測問題

目前環保署在各縣市所設立的空氣品質監測站，因監測點位過少與無法即時性的提供其空氣品質資料，且空氣品質監測站造價昂貴及需求用地大，不易廣泛架設，讓許多民眾想要瞭解當地空氣品質即時狀態，只能用周邊空氣品質監測站的資訊進行替代。

1.3 工業 4.0 興起與環境應用

近年來，科技快速發展與資訊爆炸時代的到來，全球工業進入工業 4.0 的時代，工業 4.0 的概念主要是結合物聯網(Internet of Things, IoT)的互動及大數據(Big Data)與雲端運算(Cloud computing)進行工廠自主管理與改善(汪建南、馬雲南，2016)。目前，工業 4.0 在環境應用上也相當普遍，像是智慧水資源管理、環境物聯網智慧執法應用及空氣品質監測(Fang et al., 2014; Malek et al., 2017; Morawska et al., 2018)等方面，尤其空氣之 PM_{2.5} 微型監測設備最常被使用。PM_{2.5} 感測器的優點為體積小、價格便宜，容易被民眾取得，故目前坊間，大多自備 PM_{2.5} 感測器進行當地空氣品質監測。但這些 PM_{2.5} 感測器監測出的數值與環境保護署所設立的空氣品質監測站的 PM_{2.5} 數值之間的誤差極大(如圖 2.2 所示)，使得民眾對於當地的即時空氣品質有所疑慮。因此如何將 PM_{2.5} 感測器進行校正或率定，對決策者是一大難題。

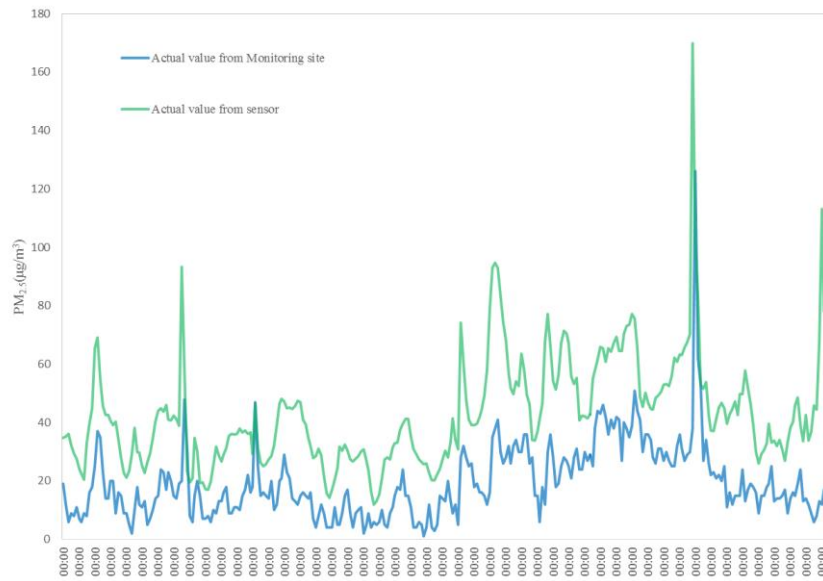


圖 2.2 感測器測值與空品測站監測值比較 (資料來源: 本研究繪製)

1.4 污染源追溯與策略即時化問題

當空氣品質不良時，決策者常常最關心的是何處為污染源、該如何進行污染防制，但因台灣的空氣污染來源太過複雜且密集，像是工廠廢氣排放、汽機車排煙、營建工程所引起的揚塵、河床裸露地的揚塵及餐廳業者的逸散污染...等，使得當地環保機關無法有效確切找出污染源所在區域。其原因為，當地自然氣候的快速轉變，使得污染物來源與流向不容易被掌握。決策者為了要掌握其資訊，許多決策者需要收集大量的資訊，進行資料解析，而後進行策略建立。但這些資料收集的狀態，可能已與當時的人、事、物有所變化，並不能代表其空氣品質惡化的直接訊息，使決策者所建立的對應策略有所偏差。因此，如何快速了解空氣品質現況與追蹤其污染源，是目前決策者最需要的工具之一。

第二章 文獻回顧

2.1 台中市的空氣品質

隨著台灣的經濟快速發展，台中在近年來也變為人口眾多、工商業發達的都市之一。目前台中市除了過去早期就有的工業區外，陸續也建立台中工業區、中部科學園區、精密科學園區...等高科技產業區。而這些工業的發展，也讓當地地區的交通發展也變得相當便利。但因這些高科技工業的開發、傳統工業的生產及大量汽機車運輸，導致當地的空氣品質慢慢的開始惡化。

除了上述之人為污染源外，自然界所引起的揚塵也是主要導致空氣品質惡化的貢獻來源之一(Chen et al., 2017; Lin et al., 2018)。近年來，全球氣候快速變遷且因台灣地形多樣複雜關係，使得台灣經常有強風、暴雨、乾旱等極端氣候的現象，而這樣的極端氣候卻導致山坡地土石、泥沙被雨水沖刷至河川下游沉積，經過高溫氣候將河川地表水大量蒸發造成地表裸露，強風所引起的揚塵，使台中市空氣品質更加嚴重(Kuo et al., 2010)。

目前台灣發布的空氣污染防治法皆有針對固定污染源、移動污染源進行策略管控，但河川裸露地引起的揚塵因面積過大且影響範圍廣，如何訂定即時且有效的管理策略，是目前政府相當頭痛的問題。

2.2 河川揚塵

飛砂揚塵在台灣河口及下游河段是相當重要的議題，當枯水期來臨，降雨量不足，導致缺乏雨水滋潤的河川有乾涸現象，而下游河床的裸露地面積大量增加，且適逢東北季風(從10月至翌年3月)盛行，土砂隨著風逸散飛揚，對當地空氣品質影響甚巨(黃隆明等，2011; 游繁結，1989)。臺灣位處太平洋地震帶，地震活動相當頻繁，使部分上游河川受崩塌土石及地層變化影響，砂石淤積現象嚴重，加上臺灣易遭受颱風侵襲，雨水挾帶大量淤砂，往河川下游堆積，至河川乾燥之時，砂石隨風飄散，至使裸露河床附近的空氣品質下降(林昆明，2014)。

林啟文等，(2006)發現隨著氣候變遷，大安溪出海口於冬季且強烈的東北季風來臨時，因河川裸露地的面積增加，加上季風的吹拂，使得河川裸露地的沙塵被大量揚起，導致當地空氣品質惡化也影響當地居民的生活品質。

林德貴等，(2011)從研究中發現大甲溪下游河段因輸砂失衡，導致河川下游的淤沙及砂粒粒徑細化現象嚴重，尤其是冬季枯水期間，因降雨量減少，使得河川水位下降造成河床裸露面積大增。逢東北季風盛行吹送下，使河床裸露地的土砂微粒被風，導致空氣中的懸浮微粒濃度遽增，讓河川上方出現灰濛濛的一片，而此現象也使用路人視線不良、當地人的呼吸品質受到嚴重影響。

造成河川揚塵的因素，除了大自然環境變遷之外，農民所申請河川公(私)

有土地在於休耕、種植翻土階段，會破壞河床表層的結殼，將河床下層較細之沙塵暴露至河川表面(Sharratt and Auvermann, 2014)。

2.3 懸浮微粒特性

從上述可知，河川揚塵主要以細小且懸浮在空中的微粒為主。懸浮微粒是指懸浮於空氣中的固態或液態顆粒，包括氣膠(aerosol)、灰塵(dust)、液滴(mist)、霧(fog)、煙煙(fume)、靄(Haze)、煙霧(smog)、黑煙(smoke)、煤煙(soot)等數種型態，一般泛指氣動粒徑在 $0.002 \sim 100\mu\text{m}$ 之粒狀物。依據粒徑大小分為 TSP(Total suspended particulate)、 PM_{10} (粒徑小於 $10\mu\text{m}$)和 $\text{PM}_{2.5}$ (粒徑小於 $2.5\mu\text{m}$)，其中，粒徑介於 $10\mu\text{m} \sim 2.5\mu\text{m}$ 者，稱為懸浮微粒(Coarse particles)；粒徑小於 $2.5\mu\text{m}$ 以下微粒稱為細懸浮微粒(Fine particles)。

懸浮微粒依其形成機制可分為原生性氣膠(Primary aerosol)與衍生性氣膠(Secondary aerosol) (Seinfeld and Pandis, 1998)。Tomasi and Lupi (2016)針對原生性氣膠與衍生性氣膠的來源進行分析，內容如下：

1. 原生性氣膠：原生性氣膠由污染源直接排放而來，可分為自然來源與人為來源。自然來源如花粉、海鹽、塵土或是天然災害所噴發的粉塵等；人為來源主要為人類活動所產生，如營建工程、交通工具、工廠煙囪、農業露天燃燒。
2. 衍生性氣膠：主要是由原生性的污染物經過大氣化學作用所產生，

如硝酸鹽、硫酸鹽及銨鹽等。

根據以上，懸浮微粒若以排放特性區分可分為固定污染源(Stationary pollution source)、移動污染源(Mobile pollution source)及逸散污染源(Fugitive pollution source)。若以污染源空間分佈特性作區分，則可分為點源、線源及面源三種，其代表含意如下：

1. 點源: 即為工廠煙囪
2. 線源: 污染源明確位置不易被掌握，且隨時間變動，其污染行為呈線狀或帶狀分布，例如：移動式污染源
3. 面源: 污染源物量眾多，不易單獨估計，如河川裸露地。

從上述可以了解到懸浮微粒形成與來源，這些細小懸浮微粒除了會影響能見度之外，也會因吸收或散射太陽輻射而影響降雨以及雲霧的形成，導致區域微氣候的改變(Groblicki et al., 1981; Ghan et al., 1988; Kuo et al., 2006)。1952 年英國倫敦霧霾事件因燃燒大量煤炭產生大量的 CO₂、CO、SO₂ 以及粉塵等污染物，又加上處於逆溫層擴散不良的氣象條件，造成連續數日的大霧天氣並導致了大規模的傷亡；科威特油井因波斯灣戰爭關係，導致油井中的原油大量被燃燒，在燃燒的同時也產生大量煙塵，造成印度大陸氣溫下降，也使當地的太陽光無法達到地面進而影響當地糧食供應。

懸浮微粒除了對環境的影響外，對人體的健康也是一大衝擊，尤其是細懸浮微粒(PM_{2.5})。醫學上發現，PM_{2.5}可能誘發心血管疾病與呼吸系統疾

病(Yang et al., 1999)，國際癌症研究中心(International Agency for Research on Cancer, IARC) 也將 PM_{2.5} 列為人類一級致癌物(carcinogen) (Yu et al., 2015)。Politis et al. (2008)指出 PM_{1-2.5} 會在人體肺泡裡進行沉積，當沉積過多時，可能會使肺臟產生病變。美國聖路易斯也有類似的研究(Dockery and Brunekreef, 1996)，研究人員發現因 PM₁₀ 暴露與死亡率之間有其密切關係，並估計在總死亡率增加 16% 在當暴露增加每 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的 PM₁₀。除了 PM₁₀ 外，PM_{2.5} 也被測量且有一個更強的相關性被發現，當透過轉化而發現每增加 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2.5} 致死率會增加 17-23%。依據美國癌症協會(ACS)研究(Pope et al., 2002)之下限值，採用 PM_{2.5} 全因死亡率之相對風險值，濃度每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，會增加 6% 死亡率風險，而肺癌死亡率亦會增加 1.14 倍，這都顯示 PM_{2.5} 對人體健康的危害。詹長權等人(2014)針對中部空氣品質區進行細懸浮微粒暴露評估及成因分析提到人類健康暴露於懸浮微粒下的危害(表 2.1)。Pope et al. (2009)針對全美國由東到西共 211 個城市做了全面性

表 2.1 暴露於懸浮微粒下所造成對人類健康之疑慮

短期效應	長期效應
1. 增加呼吸道症狀	1. 增加下呼吸道症狀
2. 心血管系統不利效應	2. 降低肺功能
3. 綜合呼吸道症狀	3. 增加慢性支氣管炎
4. 增加藥物使用	4. 增加慢性阻塞性肺病
5. 增加醫院門診次數	5. 降低平均壽命
6. 增加致死率	6. 增加肺癌致病風險

的資料收集與分析，從 1978-2001 年所收集的資料發現，在城市生活環境中，若細懸浮微粒能減少 $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ 則人類平均壽命可增加 0.61 ± 0.20 年；Chen et al. (2005)提出 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度每增加 $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，在女性中，致死性冠狀心臟疾病病例將增加 1.42，若是再加入 O_3 則增加至 2.00； $\text{PM}_{2.5-10}$ 濃度每增加 $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，病例將增加 1.62； PM_{10} 濃度每增加 $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，病例將增加 1.45；Yin et al. (2017)針對大型都市探討 $\text{PM}_{2.5}$ 對人體健康及經濟損失之關係，結果發現 $\text{PM}_{2.5}$ 的外部成本占區域 GDP 0.3% 至 0.9%，而健康衝擊部份，人民因 $\text{PM}_{2.5}$ 而過早死亡造成的經濟損失占整體外部成本的 80%。根據以上文獻所示， $\text{PM}_{2.5}$ 對環境與人體健康影響極大，如何有效管理 $\text{PM}_{2.5}$ 對每一都市來說都是一大難題。

2.4 環境監測物聯網的重要性及問題

近年來，物聯網的技術已廣泛被使用於智慧金融、智慧醫療、智慧生產等領域。在環境方面，已有相當多的環境感測器被製作出來，像是土壤濕度感測器、水中簡易型監測器、空氣品質監測器。這些感測器的開發，因成本較低，使許多民眾或決策者將感測器佈設於家庭或陽台或自家附近河川、農地中，並且透過即時訊息傳遞，以評估當時當地的環境現況。環境物聯網帶來許多便利，讓許多民眾、決策者過去無法收集到的資料，都可透過感測器的監測而得到，因此在未來在執行環境影響評估時，物聯網的加入，更讓決策者在評估其潛在環境衝擊時，做為一大有效工具(Gaudenzi

Asinelli et al., 2018)。但這些感測器測值當測出高濃度時，許多民眾將其比對公家機關所設立的空氣品質監測站的數值，若空氣品質監測站的數值較低，民眾則會開始反彈，引發後續一大段的環境保護爭議，因此感測器的測值校正也是一大問題，尤其是測定空氣中 PM_{2.5} 濃度的微型感測儀。

2.5 PM_{2.5} 感測器之現況調查

目前製作 PM_{2.5} 感測器的業者相當多，但每一業者所使用的光譜不一樣，主要可分成發光二極體(Light-emitting Diode, LED)、紅外光(Infrared, IR)及雷射光(Laser)三大類，本研究將其功能與產品規格比較如表 2.2 所示。從表中發現，DSM501A 可偵測揚塵，但只能在室內測定，SHARP-PM_{2.5} 只可偵測總懸浮微粒(Total suspended particle, TSP)，而 SDS011 及 PMS5005 可以偵測室外的 PM_{2.5}、PM₁₀ 濃度，且操作溫度可在-20 至 50°C，光譜種類都是使用雷射光的方式進行 PM_{2.5}、PM₁₀ 測定，偵測範圍落在 0.3~10μm，但表 2.2 目前市售之 PM_{2.5} 感測器產品規格比較表 (本研究彙整)

型號	SDS011	DSM501A	PMS5003	SHARP-PM _{2.5}
尺寸 (mm)	71×70×23	45×59	65×42×43	53×40×51
光譜種類	Laser	LED	Laser	IR
電壓與安培	5V, 100mA	5V, 90mA	5V	5V
反應時間 (s)	< 10	-	< 10	<10
偵測範圍 (μm)	0.3~10	-	0.3-10	25~500
操作溫度 (°C)	-20~50	-10~65	-20~50	-10~60
操作濕度 (%)	-	0~95	0~99	-
監測項目	PM _{2.5} , PM ₁₀	Dust	PM _{1.0} , PM _{2.5} PM ₁₀	TSP
室外監測	✓	×	✓	✓

PMS5003 的操作濕度可 0~99%，因此本研究在選擇 PM_{2.5} 感測器將以 PMS5003 為主，其操作原理會與方法論說明。

2.6 PM_{2.5} 感測器之設備率定

為了提高光學感測器在環境監測時的精確度，其設備校正/率定模型勢必要被建立。許多研究學者在開發光學感測器時，為了使得光學感測器可更準確的測定到待測物之濃度，幾乎會使用統計模型進行設備的校正/率定 (Alvarez and Wright, 2007; Salman et al., 2013; Li and Dang, 2015)，其概念如示意圖 2.3 所示。目前最常見的方法是利用迴歸分析來做設備率定，但是此方法用來探討數據分布為非線性時，可能會使校正模式有誤差的現象，導致在未來測定待測物濃度時，準確率有降低的可能性(Jang et al., 2014; Chong et al., 2015)。

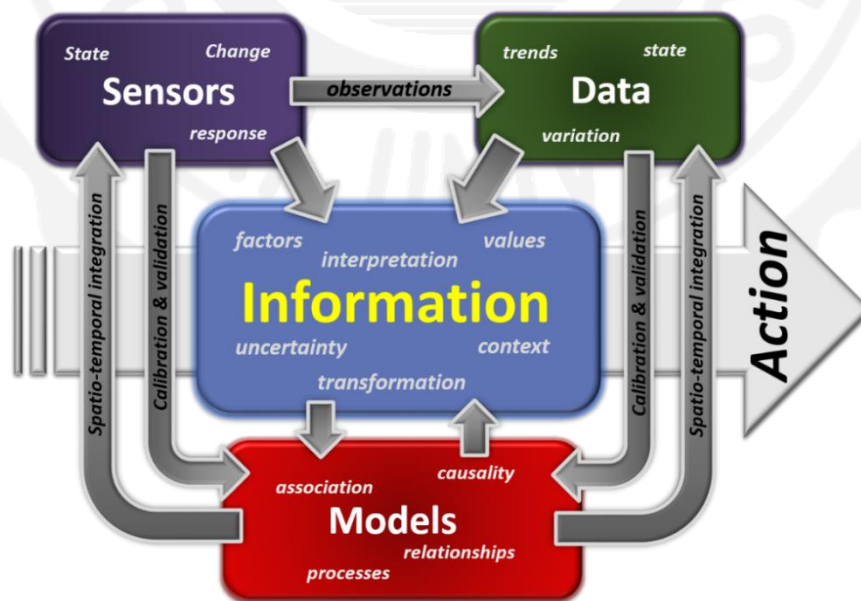


圖 2.3 感測器設備率定之概念圖 (資料來源: Reis et al. (2015))

為了解決非線性問題，類神經網路是一機器學習方法，優點是可以解決非線性複雜性模型的結構、具有良好的推廣性，對於未知的輸入亦可得到正確的輸出及可以接受不同種類的變數作為輸入找出最佳的答案，此方法已被許多不同領域學者進行使用並且有不錯的結果(Ariza-Avidad et al., 2013; Bade et al., 2015; Renno et al., 2015)。Lian and Yuan (2015)利用類神經網路來校正即時光學檢測系統使得在滾筒變形時可即時被發現；So et al. (2010)利用光學感測器並且結合類神經網路來做校正探測有害氣體是否有遺漏。

2.7 大數據分析的重要性

近年來，物聯網技術的快速開發，大量環境資料的揭露，讓過去許多學者所使用的模型、機器學習工具、資料探勘技術可被有效利用，並挖掘其資料中所隱藏的訊息，以提供決策者進行策略制定(Bibri, 2018; Dong et al., 2018; Yan et al., 2018)。Archetti et al. (2015)認為在智慧都市中，大數據、資料科學可有效應用於環境管理上；Shen et al. (2017)針對過去產品所環境成本利用貝式推論方法探討未來產品的售價，從結果來看，大數據分析技術可以有效改善環境成本及效益，且找出相對應產品售價；Cheng and Liu (2018)利用大數據分析探討高污染企業的環境效益，其中探討許多經濟與環境指標，並利用迴歸分析方式探討何種參數為最關鍵因素。根據以上，大數據分析與物聯網技術已被廣泛應用於環境管理上(Gibert et al., 2018; Song et al., 2018)，而目前物聯網中，空氣品質即時監測技術日漸成熟，如何應

用資料科學或大數據分析技術等方式，讓資訊可被挖掘出來，以利決策者可快速提供其對應策略是相當重要的問題，其中包含污染物預測、空氣污染物與疾病花費之關聯性探討、污染控制...等空氣污染議題(Honarvar and Sami, 2018; Xie et al., 2018; Yang and Zhang, 2018)，但較少應用於污染源追蹤問題。

2.8 污染源追蹤技術之過去文獻探討

空氣污染的來源，不外乎來自於固定性、移動性、逸散性與境外污染源。許多研究者或決策者為了探討污染源，利用受體模式(receptor model)(Brown et al., 2015; Lang et al., 2015; Sofowote et al., 2015)或擴散模式(diffusion model)(Luhar and Hurley, 2004; Zawar-Reza et al., 2005; Dehghan et al., 2014)探討環境污染的動向進而找出污染源，而因現代的環境複雜，受體模式其應用在近年來，也時常被決策者所去使用，其概念為應用受體所接受的污染物質進行回推污染源，並找出其污染源貢獻

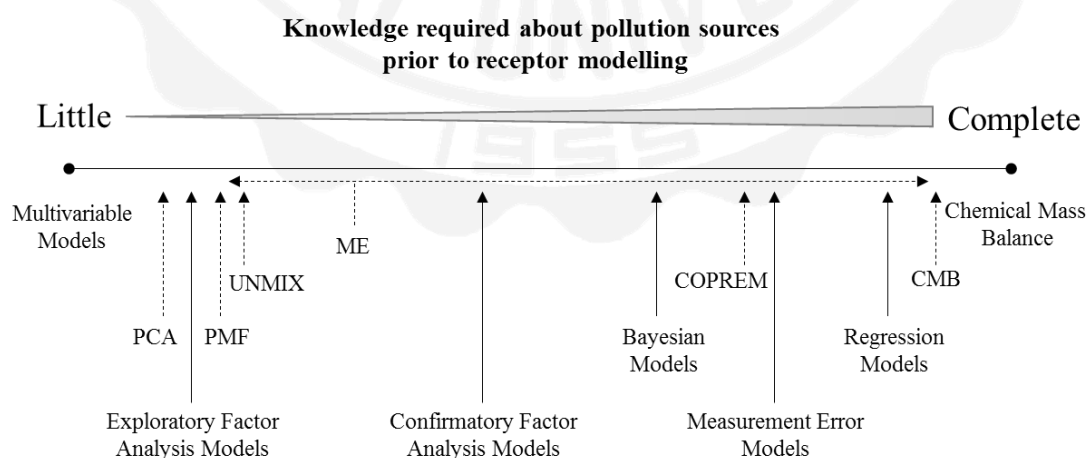


圖 2.4 不同受體模型之所需資料

量，根據資料的多寡，其使用的方法也將不同，其資料多寡與方法之關聯如示意圖 2.4 所示(Viana et al., 2008)。Bove et al. (2016)利用正向因子法(Positive Matrix Factorization, PMF) 及化學追蹤技術探討大氣中的 PM₁₀ 組成與疑似污染源之關係，從結果發現，船體所使用的重油經由燃燒後，所排放至大氣中的濃度與大氣中相符合；Perrone et al. (2012)針對當地都會區、高緯度區及鄉村地區進行採集 PM_{2.5}，並且分析顆粒裡面的化學物質，而後利用當地污染源的指紋圖譜與採樣資料進行推估當地污染為固定型、移動型或是其他；Lee and Russell (2007)針對大氣中 PM_{2.5} 酸性氣體進行化學分析，並且收集當地有關於疑似排放酸性氣體的產業，利用化學質量平衡法進行推估污染源；Pant et al. (2014)利用化學質量平衡(Cheical Mass Balance, CMB)探討道路的有機碳及 PM_{2.5} 的主要來源，從結果顯現出蒸汽引擎有較高的污染貢獻量；Al-Naiema et al. (2018)針對中國大陸含碳的 PM_{2.5} 來源，比較其 CMB 與放射性碳元素之間的差異，從結果發現 CMB 可有效分類出化石燃料與現代石油之差異與相關成份；余錦文(2008)在中部科學園區周界佈設 8 到 10 組空氣採樣站監測中部科學園區之污染物，並以期望值理論與線性規劃模型建置污染源鑑定之推估機制，從結果來看，其模型之平均絕對誤差率(Mean Absolute Percentage Error, MAPE)大約介於 12%~35%，其值代表此模型可合理預測污染源的可能位置。但除此模型之外，逆軌跡模型也常被用來追溯其空氣污染來源(Su et al., 2015;

Punsompong and Chantara, 2018; Yassin et al., 2018)。逆軌跡應用於追蹤污染源位置的理論是從(Stohl 1996)提出，其概念是利用受體點位置之逆軌跡統計結合空氣污染資料來預測該污染源的可能位置，而此模型被美國國家海洋和大氣管理局的空氣資源實驗室及澳大利亞局開發的一個以計算流體力學(Computational Fluid Dynamics,CFD)為底用於計算大氣污染物輸送和擴散的大氣擴散模式，稱為 HYSPLIT。其運算方式可分為水平與垂直，水平部分，採用的是 Lagrangian 的架構進行推估。但濃度計算則在網格點上。水平和垂直方向擴散的計算可分別採用煙團或粒子模式。在煙團模式，煙團隨移動擴大，直到它們超過網格單元的尺寸，然後分裂成幾個新的煙團，每個新的煙團攤分原始煙團的質量。在粒子模型，固定數量的粒子的平流及擴散運動由風場及擴散參數決定。水平擴散使用風場數據計算，邊界層內的垂直擴散是通過感熱及表面應力等通量計算，邊界層上則以風場和溫度數據計算。在清除過程方面，乾沉積用沉積速度參數處理，沉積速度可直接設置或使用阻力方法來計算(Draxler and Hess, 1997, 1998)，但此方法是藉由描繪單顆粒傳輸軌跡，只能輸入採樣點座標做為氣團軌跡線逆推之起點，並考慮當時之氣象條件選擇三個不同高程，以最高異味濃度之發生時間為起始時間，倒推 24~72 小時所得座標繪製該氣團之移動軌跡，每一小時輸出一次高程及座標位置，即可繪得該氣團的三維傳輸路徑。雖此逆軌跡為三維做標傳輸路徑，但模擬中所界定範圍較大，污染氣團傳輸路徑為

大尺度的軌跡模擬，較無法明確藉由軌跡線判斷特定受體點附近污染源之影響。但近年來，許多學者針對密閉區域污染來源問題，開發了一系列以機率模型建置之逆軌跡模型。Liu and Zhai (2007)利用伴隨機率計算當地污染物流量，並利用 standard backward location probability equation 計算當地疑似污染源的機率，最後結合大量的感測器測量當地之空氣品質，並透過此模型有效找尋其密閉區域之污染來源。Wang et al. (2018)利用 backward probability method 結合線性回歸方法探討密閉區域的污染來源，其中 backward probability method 是用來探討每一個時間點的 backward probability，而後透過線性回歸探討可能的污染來源。Zeng and Gao (2017)利用 backward probabilistic model 探討污染來源及煙道的排放時間。

從以上的內容，其逆軌跡模型皆都應用於大尺度且在資料相當龐大的狀態下進行使用，卻較少適用於小尺度、風場較紊亂且屬面源污染源之二維空間地區。而本研究的對象小尺度之河口區域，因此不適用其大尺度之軌跡模型，故本研究隨機機率模型建置風場機率矩陣，探討風場流動之狀態。而後利用線性規劃模型建置其污染源貢獻量，以評估河口裸露地之好發面源區域。

第三章 目的

從前兩章所述，河川揚塵對人及周界環境有極大的影響且不易找出揚塵好發區域，為此，本研究為了即時追蹤及得知裸露地對當地環境的貢獻量進而找出揚塵好發區，欲開發一污染源貢獻量之雲端決策支援系統，其系統內容如下：

3.1 可攜式智慧型環境監測系統建置

由於工業 4.0 的快速發展，本研究預計研發一可攜式智慧型環境監測平台，此系統可以即時將感測到的資訊立即傳回遠端資料庫中，其中包含懸浮微粒感測器、溫濕度感測器、壓力與照度感測器、風速風向感測器、定位感測器、資料無線傳輸裝置及本地儲存裝置。

3.2 污染源貢獻量之雲端運算系統建置

在此平台主要是建立污染源追蹤之雲端運算系統，此系統分成資料儲存系統、資料運算技術處理、污染源貢獻量模型建置、資訊可視化介面。其中資料儲存系統是利用 MySQL 軟體建置；資料運算技術處理則是建立在虛擬伺服器 (Ubuntu 16.04) 上利用 R 語言結合平行運算技術；污染源貢獻量模型主要是利用 R 語言建立風場機率模型與線性規劃模型；最後，資料可視化介面以主要展示污染源貢獻量之資訊。

第四章 方法論

4.1 研究樣區介紹

目前台中市的主要河川為大安溪、大甲溪與烏溪，當地政府為了保護水資源，不讓水資源輕易流走，皆在中上游端建立攔水措施，如德基水庫、石岡壩、鯉魚潭水庫、士林壩...等措施，但卻使河川下游地區河床裸露，其裸露地現象如圖 2.5 所示。在每年 9 月至隔年 1 月，因東北季風的盛行及枯水期的來臨，使得這些河川下游的河床裸露地泥沙大量的被吹起，導致附近大甲區、大安區、清水區甚至遠到沙鹿區皆會受到河川揚塵影響，其沙鹿測站所監測之 PM_{10} 濃度時間分布如圖 2.6 所示。

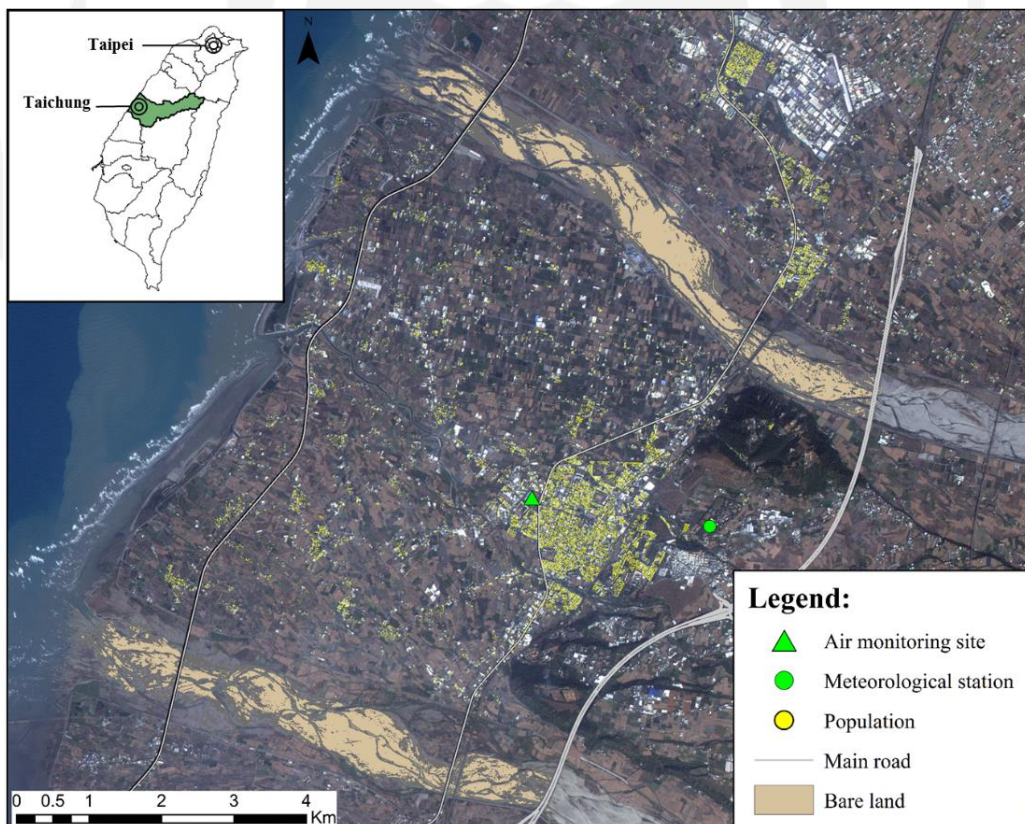


圖 2.5 大安溪裸露地現況 (影像年度: 2014/12/14)

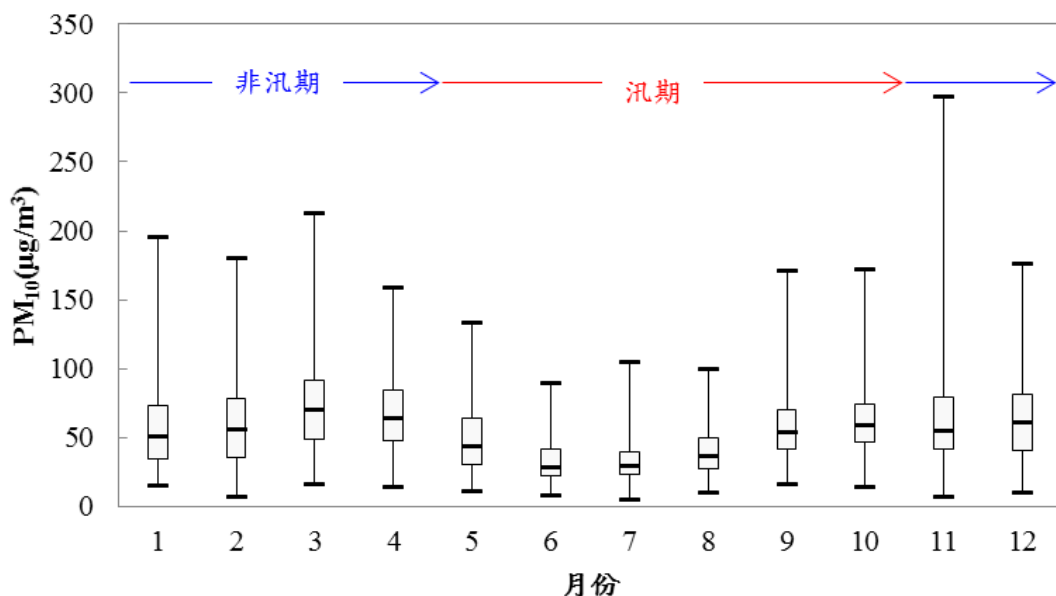


圖 2.6 PM₁₀ 濃度之時間趨勢 (資料來源: 行政院環境保護署)

揚塵在過去的研究中顯示皆以探討 PM₁₀ 為主(Bouchlaghem and Nsom, 2012; Chu et al., 2012; Wang et al., 2015)，但從黃隆明(2011)研究指出，大安溪所產生的細懸浮微粒(PM_{2.5})比其餘中部河川來的高，如表 2.3 所示。由於細懸浮微粒對人體的傷害較大，所以為了降低其河口引起的細懸浮微粒對當地人及環境影響，本研究選擇大安溪下游至出海口做為研究樣區，建立污染源貢獻量之雲端即時決策系統，以供未來政府在防治河口揚塵時，做

表 2.3 三大河口粒徑參數

(資料來源: 黃隆明, 2011)

粒徑(mm)	含量(%)		
	大安溪	大甲溪	烏溪
砂粒(%) 0.05~2.00mm	83.40	89.40	96.90
粉粒(%) 0.002~0.05mm	14.51	9.24	2.41
黏粒(%) <0.002mm	2.09	1.36	0.69
中值粒徑 d ₅₀	0.112	0.201	0.224
平均值 M _z	0.112	0.281	0.249
標準偏差 σ ₁	2.381	1.135	1.626

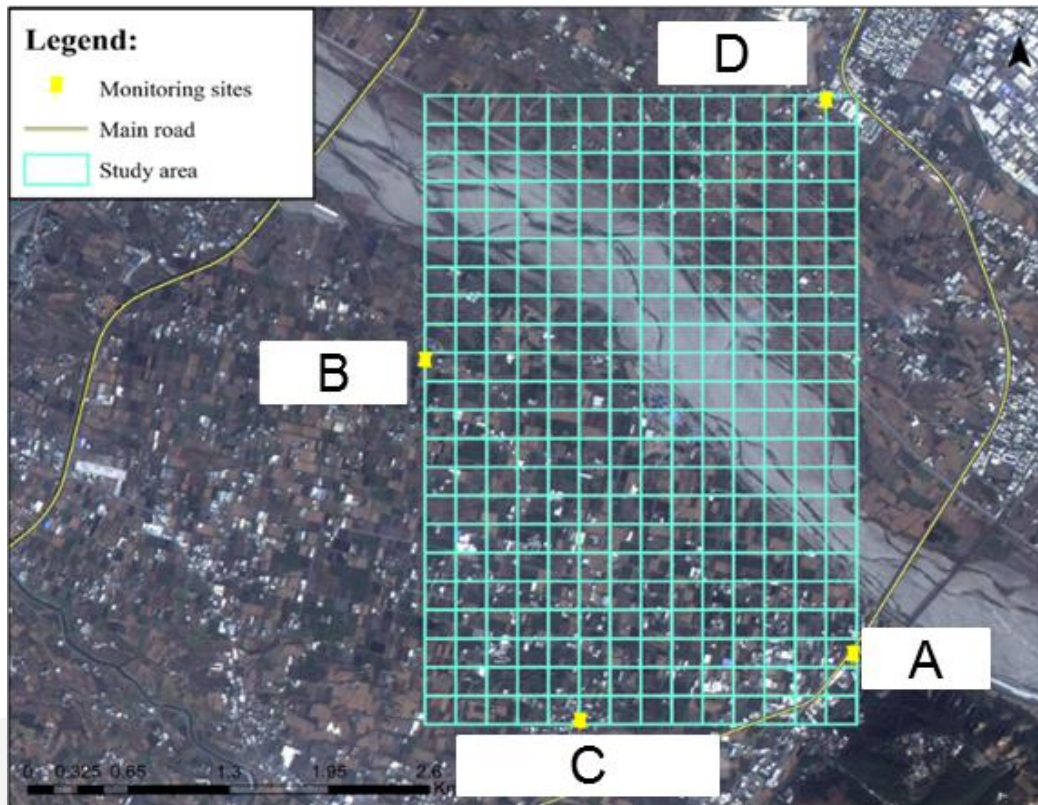


圖 2.7 研究樣區與監測點位置圖

為一評估好發區之參考依據。本研究佈置四個監測點於大安溪下游之周界，分別為日南加油站(A)、頂安里集會所(B)、德化國小(C)、龍泉活動中心(D)，包圍整個研究樣區，如圖 2.7 所示，由於成本與當地環境考量，並無法多設置監測點。

4.2 系統架構

針對河川揚塵問題，本研究之流程規劃如圖 2.8 所示。為了達成其目的，本研究利用資料流的方式進行污染源貢獻量推估之雲端決策支援系統工具建置，如圖 2.9 所示，其中包含資料來源收集、傳輸、儲存、計算及可視化。資料來源部份，本研究將開發可攜式智慧型環境監測平台進行大安溪周界佈設，並且監測其 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、風速、風向、溫度、溼度、大氣壓力

等氣象資料，其平台內容將在 4.3 節詳細描述。而地形資料則利用政府公開資訊進行資料取得。資料傳輸部份，則利用目前現有無線網路技術(包含 wifi, 3G... 等)進行資料傳輸。污染源貢獻量推估之雲端決策支援系統部份，

主要

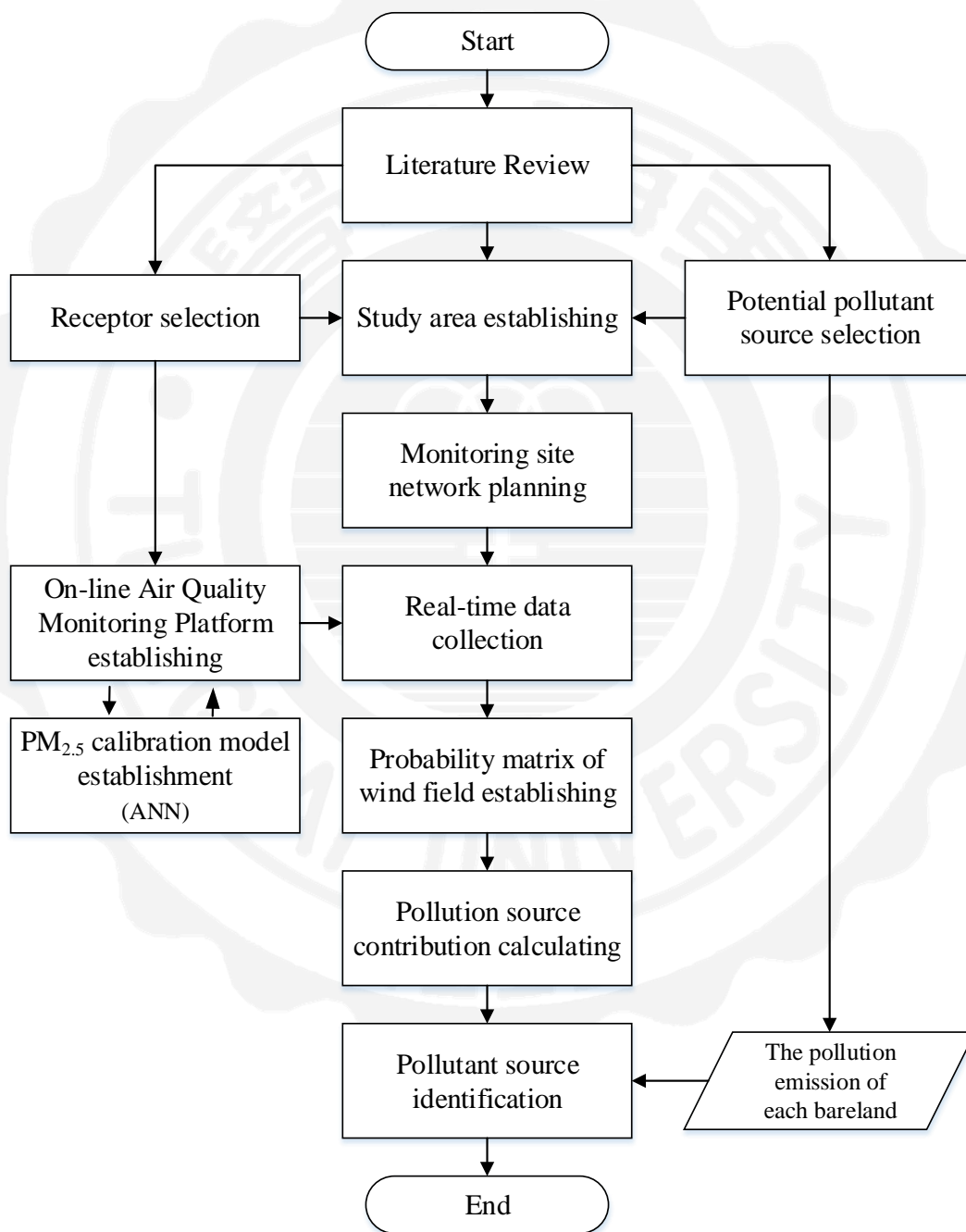


圖 2.8 研究架構圖

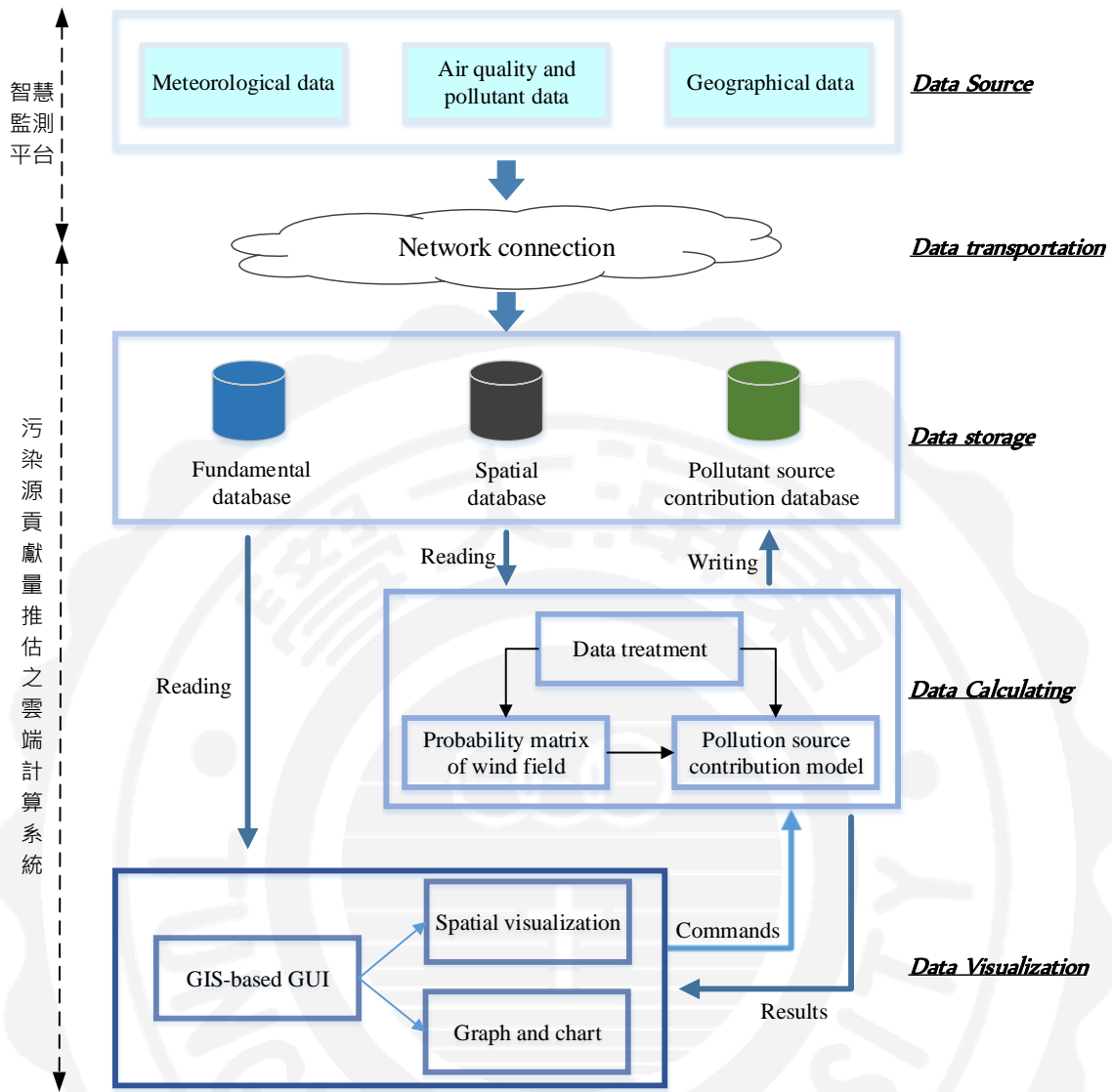


圖 2.9 系統建置流程圖

分成資料儲存、計算及可視化部份，串聯與內容執行部份之程式碼將以 MySQL 及 R 語言進程式撰寫，詳細內容會於 4.5 節進行詳述。

4.3 可攜式智慧型環境監測平台建置

本研究將可攜式智慧型環境監測平台建構流程繪製如圖 2.10 所示，

此平台主要含懸浮微粒感測器、溫濕度感測器、壓力與照度感測器、風

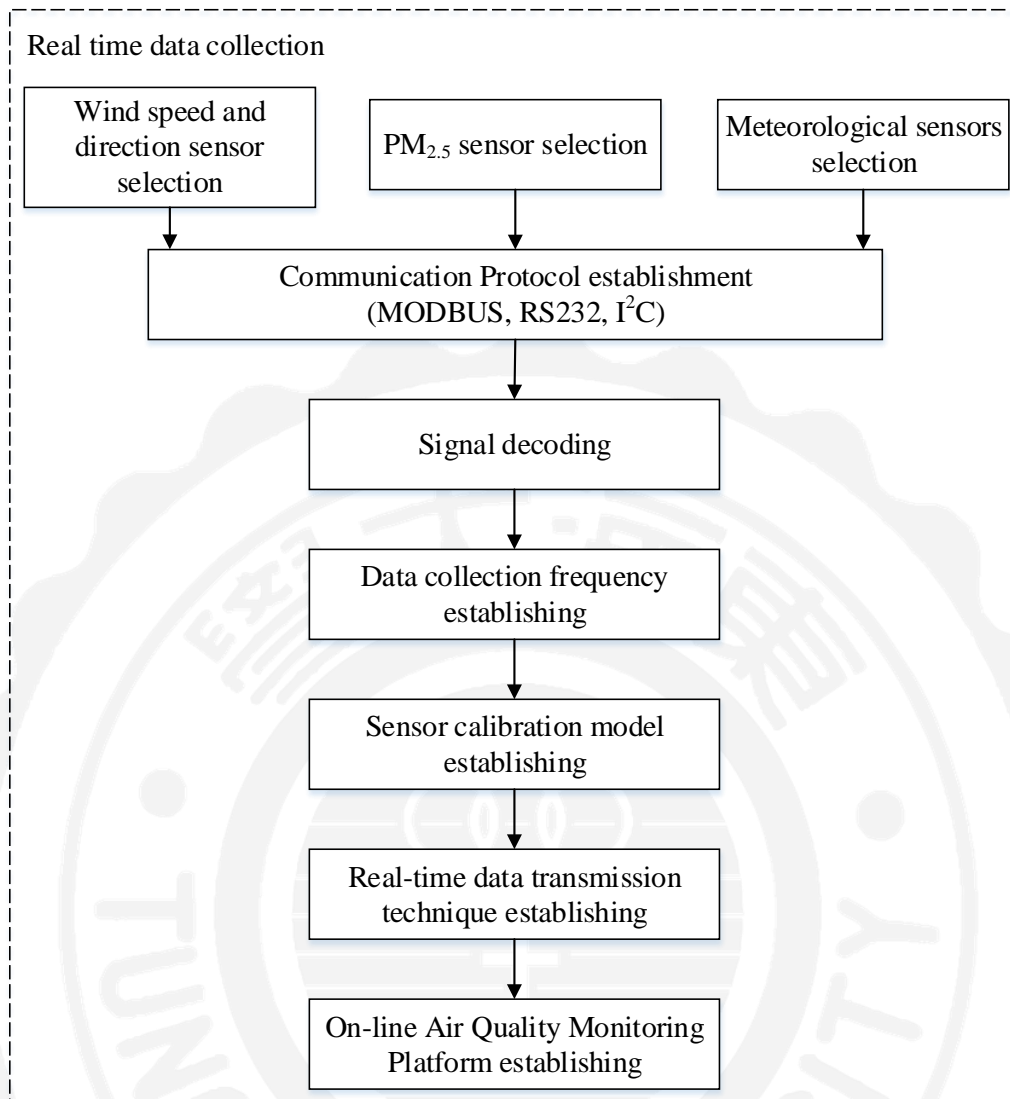


圖 2.10 可攜式智慧型環境監測平台建置流程

速風向感測器、定位器、資料無線傳輸裝置及本地儲存裝置。為了整合其感測器與裝置，本研究利用 Labview 軟體進行監測平台整合，首先，本研究先選擇合適感測器及主機板，其型號規格如表 2.4 所示，由於每一種感測器原理與通訊方式皆不一樣，其訊號傳輸也不一致，本研究將在以下小節詳述。

表 2.4 可攜式智慧型環境監測平台之感測器型號與通訊方式

感測器名稱	型號	規格	通訊方式
懸浮微粒感測器	PMS5003	測定項目: PM ₁ 、PM _{2.5} 、PM ₁₀ 尺寸: 65×42×43 發射光源: 雷射光 電壓: 5V 反應時間: 小於 10 秒 操作溫度: -20-50 (°C) 操作溼度: 0-99 (%)	RS232
風速感測器	QS-FS01	電壓: DC 7-24V 精度: ± (0.3 +0.03) m/s 測定範圍: 0~32.4 m/s	MODBUS
風向感測器	QS-FX01	電壓: DC 7-24V 精度: ± 1 度 測定範圍: 0~360 m/s	MODBUS
溫濕度感測器	HTU21D	電壓: 1.5 – 3.6V 溫度測量範圍: -40 °C ~105°C 濕度測量範圍: 0~100% 反應時間: 5 秒 濕度精度: ±2%	I ² C
壓力感測器	BMP180	絕對精度: 0.03hpa	I ² C
照度感測器	BH1750FVI	電壓: 3-5V 測定範圍: 0 – 65535 lx	I ² C
定位器	Grove	電壓: 5V	I ² C
資料無線傳輸裝置	Wifi 接收器		I ² C
本地儲存裝置	隨身碟		
主機板	NI myRIO-1900	Xilinx Z-7010 Dual core 运算速度: 667 MHz Processor FPGA、DIO x40、UART x3、Ethernet x1	

4.3.1 懸浮微粒之雷射感測原理

本研究選擇的 PM_{2.5} 感測儀，其監測數值之產生程序如圖 2.11 所示，由於本研究選擇的光譜儀是以雷射光作為光源，其概念是利用激發光與粒子作非彈性散射所產生散射光，而此散射光包含著激發波長的長波段及短波段，此整合型光譜又稱為拉曼光譜。拉曼光譜(Raman Spectrum)與分子的振動能(vibration energy)有關，當入射光子與分子作用後，電子會由基態躍遷到一個虛擬態(virtual state)，但分子不吸收該能量，隨即以散射(scattering)方式釋出能量。此釋出能量若等於入射光子的能量，則此散射光稱為瑞立散射(Rayleigh scattering)。若散射光能量不等於入射光子的能量，則為拉曼散射(Raman scattering)。一般的拉曼光譜即偵測散射光子與入射光子的頻率差，通常稱之為拉曼位移(Raman shift)，其對應的能量即分子的振動能，如圖 2.12 所示。若此拉曼位移與震動能級

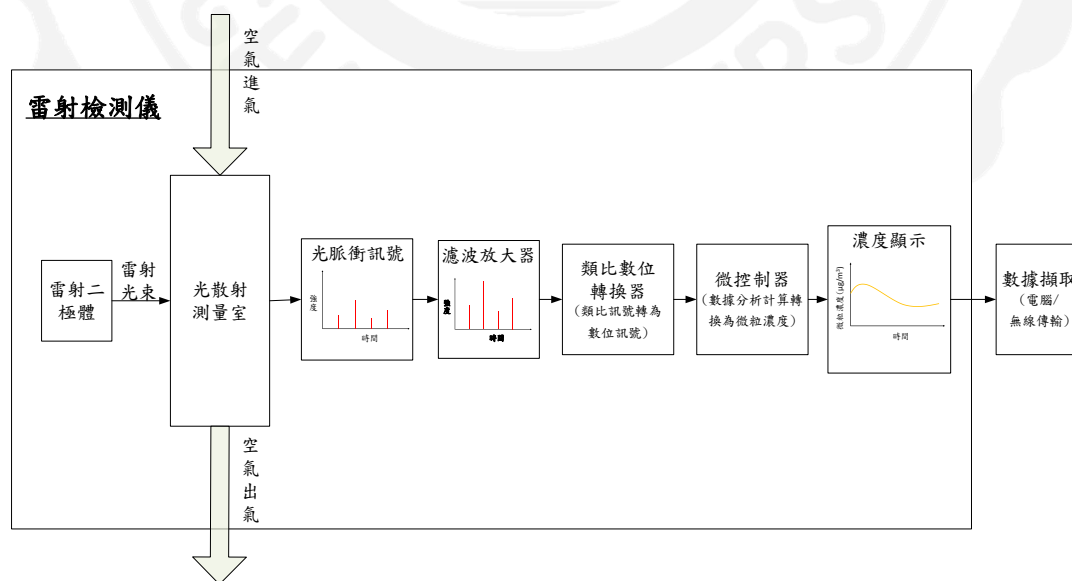


圖 2.11 雷射感測器原理

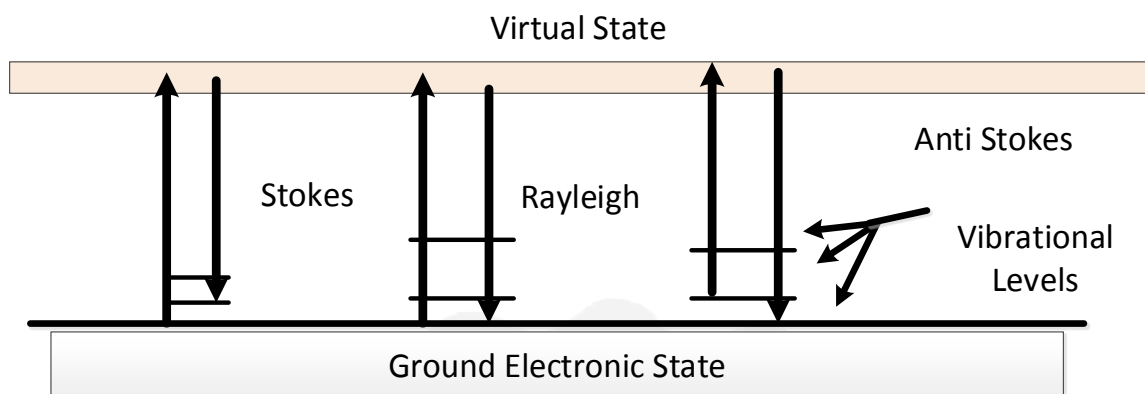


圖 2.12 拉曼散射之能階狀態

有關的則稱為大拉曼位移，其公式如下：

$$\nu = \nu_0 + \nu' \quad (12)$$

其中 ν' 為震動能級帶的頻率； ν_0 為初始能級

而在同一震動能級內之轉動能級有關的稱作為小拉曼位移，其公式如下。

$$\tilde{\nu} = \tilde{\nu}_0 \pm (6 + 4J)B \quad , J = 0, 1, 2... \quad (13)$$

$$B = \frac{\hbar}{4\pi I c} \quad (14)$$

其中， B 為轉動常數； \hbar 為普朗克常數； C 為光速； I 為分子繞軸旋轉的轉動慣量； J 為轉動態對應的轉動量子數。

拉曼散射光譜具有以下特徵，

- a. 拉曼散射譜線的波數雖然隨入射光的波數而不同，但對同一樣品，同一拉曼譜線的位移與入射光的波長無關，只和樣品的振動轉動能級有關。

- b. 在以波數為變數的拉曼光譜圖上，Stokes 和 Anti- Stokes 對稱地分佈在瑞利散射線兩側，這是由於在上述兩種情況下分別相應於得到或失去了一個振動量子的能量。
- c. 一般情況下，Stokes 比 Anti- Stokes 的強度大。這是由於 Boltzmann 分佈，處於振動基態上的粒子數遠大於處於振動激發態上的粒子數，換句話說，處於激發態 E_i 的分子數 N_i 與處於正常態 E_0 分子數 N_0 分子數之比如式(15)所示：

$$\frac{N_i}{N_0} = \left(\frac{g_i}{g_0}\right) e^{\left(\frac{-(E_i-E_0)}{kT}\right)} \quad (15)$$

其中 g 為同階態； k 為波茲曼常數； T 為溫度。

根據以上拉曼散射原理，可得知為了有效測到氣體粒子的濃度，必須要
有激光及溫度兩條件，才能測定其氣體中微粒濃度。當感測儀偵測到濃度
後，並會依其頻譜結合濾波進行訊號放大，而後進行偵測訊號量化，再將
數值代入微處理器轉換成為觀察者可用數值信號。

4.3.2 氣象感測原理

本研究將利用杯式風速計、風向計、溫度感測器、濕度感測器、照度感測器及氣壓感測器探測其當地之大氣氣象條件。風向計主要是利用風的來向，轉換角度進行估算其方位， 0° 及 360° 為正北方、 90° 為正東方、 180° 為正南方、 270° 為正西方。杯式風速計，是利用三個互呈 120° 固定在支架

上的風杯進行組成，其風杯的凹面都順向統一方向。感應器部分安裝於垂直旋轉軸上，在風力作用下，風杯繞軸以正比於轉速旋轉。在穩定風力作用下，受到扭力矩開始旋轉，其轉速與風速成一定關係，其公式如(16)所示：

$$v = u - 2\pi n R \cos\theta_i \quad (16)$$

其中， n 為風杯的轉速； R 為杯至旋轉軸半徑； θ_i 為氣流與風杯內法線方向之角度

4.3.3 通訊方式

由於本研究所使用的感測器之通訊方式皆不同。故以下針對其通訊方式進行描述。目前市面上所售的 $PM_{2.5}$ 雷射光譜儀，其通訊協定皆為 RS232(UART)，其通訊概念如圖 2.13 所示，從圖 2.13 中可發現，其訊號欄為 TX 與 RX 兩種方式，TX 代表傳遞訊息，而 RX 代表接受訊息，而這種訊息的編碼皆為 01 變數，根據編碼的不同，接收到的訊息也不同。

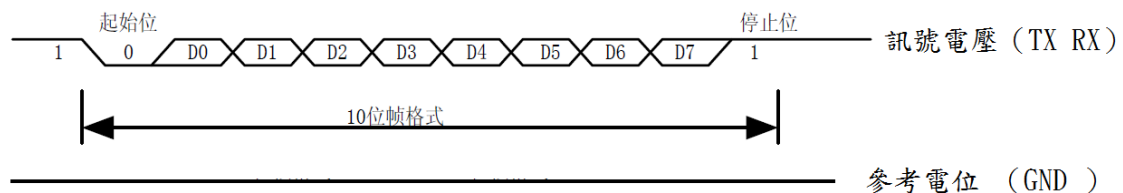


圖 2.13 串聯通訊電壓訊號(RS232)

在溫度、濕度之感測器方面，目前在市面上已有 I^2C (inter-integrated Circuit)通訊協定，此協定比 RS232、RS232TTL 及 RS485 的功能較為良好，

其原因是感測器上面會有一組專屬序號，換句話說，RS232 只能給一個序號孔作使用，並無法辨認其位置、數值，而 I²C 則是可以連接多種不同的感測器只接於同一個序號孔作為使用。I²C 的原理是使用兩個雙向開漏線，串列資料線 (SDA) 和串列時鐘線 (SCL)，上拉了電阻，其使用的典型電壓是+5 V 或+3.3 V，如圖 2.14 所示。I²C 的參考設計使用一個 7 位元長度的位址空間但保留了 16 個位址，所以在一組匯流排最多可和 112 個節點通訊。如上所述，參考設計為使用串列資料線(SDA)和串列時鐘線 (SCL)、擁有 7bit 尋址空間的匯流排。

匯流排上有兩種類型角色的節點：

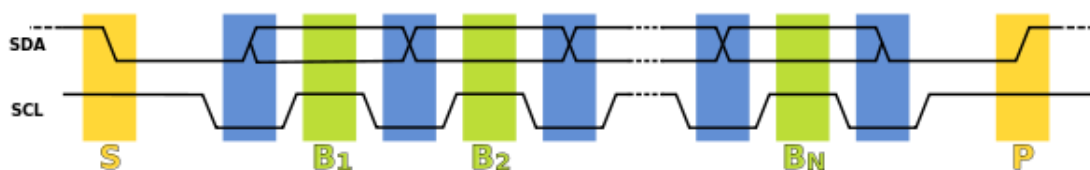


圖 2.14 I²C 通訊界面訊號

- 主節點: 產生時鐘並行起與從節點的通訊
- 從節點: 接收時鐘並回應主節點的尋址

該匯流排是一種內送流量備援容錯機制控匯流排，即可以在匯流排上放置任意內送流量備援容錯機制節點。此外，在停止位 (STOP) 發出後，一個主節點也可以成為從節點，反之亦然。匯流排上有四種不同的操作模式，雖然大部分裝置只作為一種角色和使用其中兩種操作模式：

- 主節點傳送 - 主節點傳送資料給從節點
- 主節點接收 - 主節點接收從節點資料
- 從節點傳送 - 從節點傳送資料給主節點
- 從節點接收 - 從節點接收主節點資料

一開始，主節點處於主節點傳送模式，傳送起始位 (START)，跟著傳送希望與之通訊的從節點的 7bit 位址，最後再傳送一個 bit 讀寫位，該資料位表示主節點想要與從節點進行讀 (0) 還是寫 (1) 操作。

如果從節點在匯流排上，它將以 ACK 字元位元位應答 (低有效) 該位址。主節點收到應答後，根據它傳送的讀寫位，處於傳送模式或者接收模式，從節點則處於對應的相反模式 (接收或傳送)。位址和資料首先傳送最高有效位。起始位在 SCL 位高時，由 SDA 上電平從高變低表示；停止位在 SCL 為高時，由 SDA 上電平從低變高表示。其他 SDA 上的電平變化在 SCL 為低時發生。如果主節點想要向從節點寫資料，它將傳送一個位元組，然後從節點以 ACK 位應答，如此重複。所以本研究為了節省空間，本研究將以 I²C 通訊協定的溫度、濕度感測器作為本研究之氣象感測儀器。

在風速風向儀的部分，目前較少看到有業者利用 I²C 的風速風向儀的通訊協定製作，比較常看見的是 MODBUS 的通訊協定，其概念如圖 2.15 所示，其原理是利用電壓差的方式進行數位訊號傳遞，當電壓差介於 +2~+6 時，代表 1(True)，反之，則代表為 0。

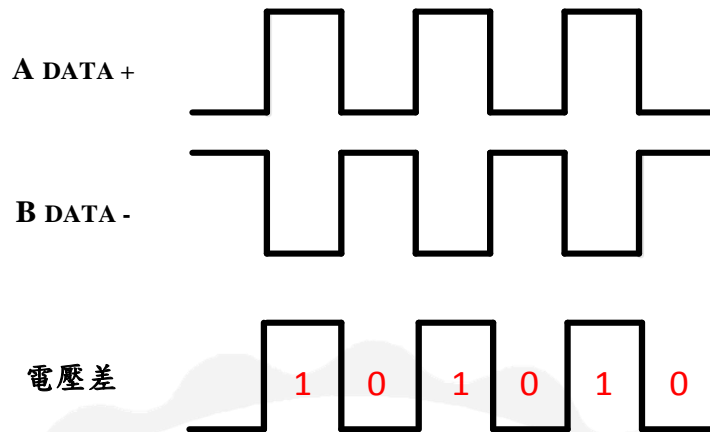


圖 2.15 MODBUS 概念圖

4.3.4 資料收集頻率與格式

本研究將監測平台設置完畢後，資料擷取頻率設置 1 分鐘擷取一筆資料，而資料格式如表 2.5 所示，依序分別為監測時間、經緯度、PM_{2.5}、風速、風向、溫度、溼度、大氣壓力及光照。

表 2.5 監測資料表格式

日期	時間	經度	緯度	PM _{2.5}	風速	風向	溫度	濕度	照度	壓力
2016/7/22	10:06	120.12	24.52	34	0.00	356	27	61	3604	994
2016/7/22	10:07	120.12	24.52	35	0.30	220	26	61	3657	994
2016/7/22	10:08	120.12	24.52	35	0.60	15	26	62	3747	993
2016/7/22	10:09	120.12	24.52	37	0.00	245	26	62	3655	993
2016/7/22	10:10	120.12	24.52	36	0.30	0	26	62	3456	993
2016/7/22	10:11	120.12	24.52	33	0.00	318	26	62	3355	992

4.4 系統校正方法

由於 PM_{2.5} 感測器所監測到數值容易受到當地水氣與溫度干擾(Zhang et al., 2015)，導致其監測數值與環境保護署所設立空氣品質監測站的監測數值有所差異，為此，本研究將其智慧型監測系統放置於台中市環保局所設立的烏日區空氣品質監測站旁，如圖 2.16 所示，進行 PM_{2.5} 濃度比對，而

後利用倒傳遞類神經網路進行設備率定，本研究預利用 Matlab 2017 軟體建置感測器校正模型。



圖 2.16 可攜式智慧型監測系統架設圖

倒傳遞類神經網路模式是目前類神經網路學習模式中，最具代表性且應用最普遍之模式。傳統的倒傳遞類神經網路是利用 Sutton 與 Barto 於 1981 年提出的 Widrow-Hoff 法則與梯度下降(Gradient Descent)演算法，沿著能量函數(誤差函數)負梯度方向調整網路中連結加權值，以降低網路推算輸出值與目標輸出值的誤差(蘇昭安，2003)。應用已知的訓練範例的輸入值向量，與目標輸出向量，加上足夠的隱藏層神經原數目，則可使網路能逼近於有限個不連續點的任何函數，經適當訓練後之網路，在給定訓練範例外之新輸入向量，網路會計算一合理的答案，此過程是利用網路廣義化特性，使得只需利用具代表性的範例對數據集來訓練網路，就能夠對於不是訓練

數據集內的輸入得到滿意的輸出結果。

1. 倒傳遞網路數學演算過程

倒傳遞演算法的網路學習過程分成兩個部份為正向傳遞與反向傳遞之演算，但在同一時間網路上僅會有一個方向傳遞之演算發生。正向傳遞是信號由輸入層經過隱藏層最後達到輸出層產生輸出值之過程，當正向傳遞至輸出層無法得到期望的輸出時，將推算之輸出值與目標輸出值，代入能量函數透過最陡坡降法得到加權值修正量，此過程稱為反向傳遞。藉由反向傳遞所得之加權值修正量，用於各層間連接加權值之修正，如此不斷重複正向與反向傳遞演算以產生一組最佳之加權值，如圖 2.17，而網路的回想過程僅透過正向傳遞，以最佳加權值產生輸出值。

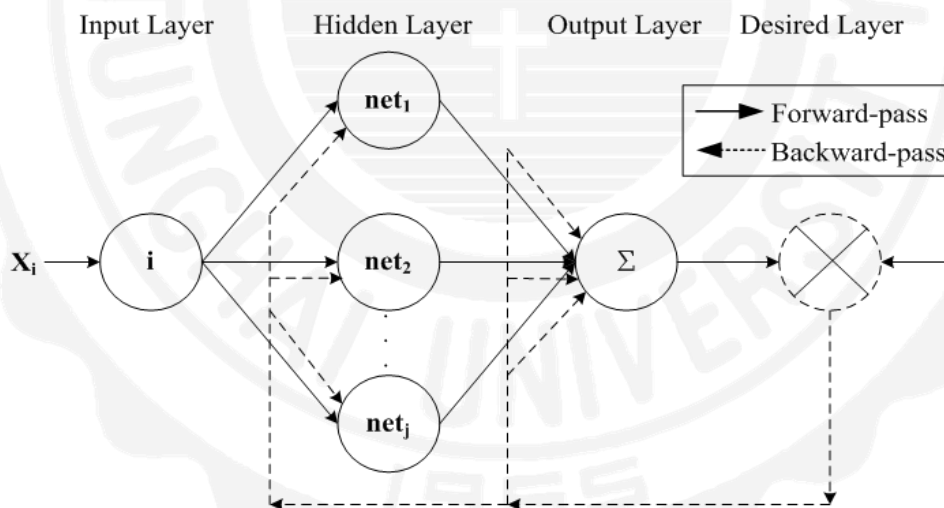


圖 2.17 正向傳遞與反向傳遞示意圖

以一個具有單層隱藏層的網路為例，用 Delta 說明倒傳遞網路數學演算

過程：

倒傳遞類神經網路是由輸入層、隱藏層與輸出層，一般假設每一個連結上有一個數值的加權值為 W_{ji} ，用以表示第 i 處理單元對第 j 個處理單元之影響強度，每一個處理單元的輸出以扇狀送出，成為其他單元的輸入，處理單元輸出值與輸入值之關係式如下：

$$Y_j = f(\text{net}_j) = f\left(\sum_i W_{ji} X_i - \theta_j\right) \quad \begin{array}{l} i = 1, \Lambda, M \\ j = 1, \Lambda, N \end{array} \quad (17)$$

其中，

Y_j ：第 j 個處理單元的輸出值，模仿生物神經元模型的輸出訊號；

f ：模仿生物神經元模型的轉換函數(transfer function)，可將從其他處理單元輸入的輸入值之加權乘積和，轉換成處理單元輸出值的數學公式；

X_i ：第 i 個輸入，模仿生物神經元模型的輸入訊號；

W_{ji} ：第 i 個輸入與第 j 個處理單元之連結加權值，模仿生物神經元模型的突觸強度功能；

θ_j ：第 j 個處理單元的偏權值，模仿體細胞閾值功能的門限值；

M ：輸入變數之個數；

N ：處理單元之個數。

假設網路輸出值為 $\{X\}$ ，隱藏層處理單元輸出為值 $\{H\}$ ，輸出層輸出值為 $\{Y\}$ 。

正向傳遞演算流程如下所述：

(1) 計算隱藏層單元的輸出值

$$net_k = \sum_i W_{ki} X_i - \theta_k \quad \begin{array}{l} i = 1, \Lambda, N_I \\ k = 1, \Lambda, N_H \end{array} \quad (18)$$

$$H_k = f(net_k) = \frac{1}{1 + e^{-net_k}} \quad (19)$$

其中：

X_i ：輸入層第 i 個處理單元的輸出值；

net_k ：隱藏層 k 個處理單元的加權乘積和；

f ：轉換函數；

W_{ki} ：輸入層第 i 個處理單元與隱藏層第 k 個處理單元間的連結加權值；

θ_k ：隱藏層第 k 個處理單元的偏權值；

H_k ：第 k 個隱藏層單元的輸出值；

N_I ：輸入層之單元個數；

N_H ：隱藏層之單元個數。

(2) 將隱藏層之輸出值作為輸出層之輸入值再計算輸出層的輸出值。

$$net_j = \sum_k W_{jk} H_k - \theta_j \quad \begin{array}{l} k = 1, \Lambda, N_H \\ j = 1, \Lambda, N_O \end{array} \quad (20)$$

$$Y_j = f(net_j) = \frac{1}{1 + e^{-net_j}} \quad (21)$$

其中，

net_j ：輸出層第 j 個處理單元的加權乘積和；

W_{jk} ：隱藏層第 k 個處理單元與輸出層第 j 個處理單元間的連結加權值；

θ_j ：輸出層第 j 個處理單元的偏權值；

Y_j ：輸出層第 j 個處理單元的推算輸出值；

N_H ：隱藏層之單元個數；

N_o ：輸出層之單元個數。

倒傳遞類神經網路屬於監督式學習網路，當正向傳遞網路計算所得之推算輸出值與學習之目標輸出值相差太大時，網路會自動反向傳遞計算修正連接加權值及偏權值，通常採用誤差函數來計算比較推算輸出值及目標輸出值，如下式(22)。

$$E = \frac{1}{2} \sum_j (T_j - Y_j)^2 \quad (22)$$

其中，

E ：誤差函數

T_j ：輸出層第 j 個處理單元之目標輸出值；

Y_j ：輸出層第 j 個處理單元之推算輸出值。

當 E 大於指定之誤差容忍值，反向傳遞演算則會啟動，以最陡坡降法來計算加權值修正量，演算方式如式(23)。

$$\Delta W = -\eta \times \frac{\partial E}{\partial W} \quad (23)$$

其中，

W ：各層處理單元間的連結加權值；

ΔW ：各層處理單元間的連接加權值之修正量；

η ：學習速率，控制連結加權值修正量的步幅。

反向傳遞演算流程如下所述：

(1) 計算輸出層與隱藏層之差距量

利用鏈鎖律將式(23)中的 $\frac{\partial E}{\partial W}$ 化解為式(24)

$$\frac{\partial E}{\partial W_{jk}} = \frac{\partial E}{\partial Y_j} \cdot \frac{\partial Y_j}{\partial net_j} \cdot \frac{\partial net_j}{\partial W_{jk}} \quad (24)$$

經由式(21)、(22)、(23)推得

$$\frac{\partial E}{\partial Y_j} = \frac{\partial}{\partial Y_j} \left[\frac{1}{2} \sum (T_j - Y_j)^2 \right] = -(T_j - Y_j) \quad (25)$$

$$\frac{\partial Y_j}{\partial net_j} = \frac{\partial}{\partial net_j} f(net_j) = f(net_j) \cdot [1 - f(net_j)] = Y_j \cdot (1 - Y_j) \quad (26)$$

$$\frac{\partial net_j}{\partial W_{jk}} = \frac{\partial}{\partial W_{jk}} \left(\sum_k W_{jk} \cdot H_k - \theta_j \right) = H_k \quad (27)$$

將式(25)、(26)、(27)代入式(24)，推得式(28)

$$\frac{\partial E}{\partial W_{jk}} = -(T_j - Y_j) \cdot Y_j \cdot (1 - Y_j) \cdot H_k \quad (28)$$

定義 δ_j 為輸出層第 j 個處理單元之差距量

$$\delta_j = (T_j - Y_j) \cdot Y_j \cdot (1 - Y_j) \quad (29)$$

計算隱藏層差距量

同理誤差函數對第 i 個輸入單元與第 k 個隱藏層單元間的連結加權值，改寫為式(30)

$$\frac{\partial E}{\partial W_{ki}} = \frac{\partial E}{\partial H_k} \cdot \frac{\partial H_k}{\partial net_k} \cdot \frac{\partial net_k}{\partial W_{ki}} \quad (30)$$

利用鏈鎖律將式(29)中的 $\frac{\partial E}{\partial W}$ 化解為式(30)

$$\frac{\partial E}{\partial W_{ki}} = \frac{\partial E}{\partial H_k} \cdot \frac{\partial H_k}{\partial net_k} \cdot \frac{\partial net_k}{\partial W_{ki}} = \left(\sum_j \frac{\partial E}{\partial Y_j} \cdot \frac{\partial Y_j}{\partial net_j} \cdot \frac{\partial net_j}{\partial H_k} \right) \cdot \frac{\partial H_k}{\partial net_k} \cdot \frac{\partial net_k}{\partial W_{ki}} \quad (31)$$

經由式(18)、(19)、(20)推得

$$\frac{\partial net_j}{\partial H_k} = \frac{\partial}{\partial H_k} \left[\sum_k W_{jk} \cdot H_k - \theta_j \right] = W_{jk} \quad (32)$$

$$\frac{\partial H_k}{\partial net_k} = \frac{\partial}{\partial net_k} f(net_k) = f'(net_k) = H_k \cdot (1 - H_k) \quad (33)$$

$$\frac{\partial net_k}{\partial W_{ki}} = \frac{\partial}{\partial W_{ki}} \left(\sum_i W_{ki} \cdot X_i - \theta_k \right) = X_i \quad (34)$$

將式(25)、(26)、(2.5.29)、(32)、(33)代入式(31)化簡得式(35)

$$\begin{aligned} \frac{\partial E}{\partial W_{ki}} &= \left[- \sum_j Y_j \cdot (1 - Y_j) \cdot (T_j - Y_j) \cdot W_{jk} \right] \cdot H_k \cdot (1 - H_k) \cdot X_i \\ &= - \left[\sum_j \delta_j \cdot W_{jk} \right] \cdot H_k \cdot (1 - H_k) \cdot X_i \end{aligned} \quad (35)$$

定義 Δ_k 為隱藏層第 k 個處理單元之差距量

$$\Delta_k = \left[\sum_j \delta_j \cdot W_{jk} \right] \cdot f'(net_k) \quad (36)$$

其中 $\sum_j \delta_j \cdot W_{jk}$ 代表輸出層差距量的加權乘積和。

(2) 計算各層間的加權值修正量與偏權值修正量

由式(23)、(28)、(29)可得到輸入層與隱藏層間的加權修正量，如下式(37)

$$\Delta W_{jk} = -\eta \cdot \frac{\partial E}{\partial W_{jk}} = \eta \cdot \delta_j \cdot H_k \quad (37)$$

同理，輸出單元的偏權值修正量如下式(38)

$$\Delta \theta_j = -\eta \cdot \frac{\partial E}{\partial \theta_j} = -\eta \cdot \delta_j \quad (38)$$

由式(23)、(35)、(36)可得到輸入層與隱藏層間有加權修正量，如下式(39)

$$\Delta W_{ki} = -\eta \cdot \frac{\partial E}{\partial W_{ki}} = \eta \cdot \Delta_k \cdot X_i \quad (39)$$

同理，隱藏層單元的偏權值修正量如下式(40)

$$\Delta \Theta_k = -\eta \cdot \frac{\partial E}{\partial \Theta_k} = -\eta \cdot \Delta_k \quad (40)$$

以學習速率控制連結加權值的修正步幅，所以選擇適當的學習速率值對網路性能來說非常重要，通常學習速率都選擇一個微小值以確保網路能產生滿意的結果，提高學習速率雖然可以加速網路收斂速度，但可能會使網路變得不穩定而無法收斂，Jacobs (1988)提出加入慣性項(momentum)以增加網路收斂速度，慣性項為慣性因子 α 乘以上一次加權修正量，所以隱藏層與輸出層之間的加權值修正量：

$$\Delta W_{jk(n)} = \eta \cdot \delta_j \cdot H_k + \alpha \cdot \Delta W_{jk(n-1)} \quad (41)$$

$$\Delta \theta_j = -\eta \cdot \delta_j + \alpha \cdot \Delta \theta_{j(n-1)} \quad (42)$$

輸入層與隱藏層之間加權值修正量：

$$\Delta W_{ki(n)} = \eta \cdot \Delta_k \cdot X_i + \alpha \cdot \Delta W_{ki(n-1)} \quad (43)$$

$$\Delta \Theta_{k(n)} = -\eta \cdot \Delta_k + \alpha \cdot \Delta \Theta_{k(n-1)} \quad (44)$$

其中，

$\Delta W_{(n)}$ 和 $\Delta W_{(n-1)}$ ：分別為加權質第 n 次及第 n-1 次的修正量；

$\Delta \theta_{(n)}$ 和 $\Delta \Theta_{(n)}$ ， $\Delta \theta_{(n-1)}$ 和 $\Delta \Theta_{(n-1)}$ ：分別為偏權值第 n 次及第 n-1 次的修正量。

(3) 更新各層間的加權值與偏權值

更新隱藏層與輸出層間的加權值及偏權值

$$W_{jk(n)} = W_{jk(n-1)} + \Delta W_{jk(n)} \quad (45)$$

$$\theta_{j(n)} = \theta_{j(n-1)} + \Delta \theta_{j(n)} \quad (46)$$

更新輸入層與隱藏層間的加權值及偏權值

$$W_{ki(n)} = W_{ki(n-1)} + \Delta W_{ki(n)} \quad (47)$$

$$\Theta_{k(n)} = \Theta_{k(n-1)} + \Delta \Theta_{k(n)} \quad (48)$$

其中，

$W_{(n)}$ 和 $W_{(n-1)}$ ：分別為加權質第 n 次及第 n-1 次的值；

$\theta_{(n)}$ 和 $\Theta_{(n)}$ ， $\theta_{(n-1)}$ 和 $\Theta_{(n-1)}$ ：分別為偏權值第 n 次及第 n-1 次的值。

重複運算上述網路正反向傳遞運算，直到 E 小於設定之誤差容忍值為止，即訓練完成。

4.5 污染源貢獻量推估之雲端運算系統

本研究利用雲端運算系統推估河床裸露地之污染源貢獻量，流程如圖

2.18 所示，主要分成空氣品質資料庫、模式庫、可視化介面與使用者介面，

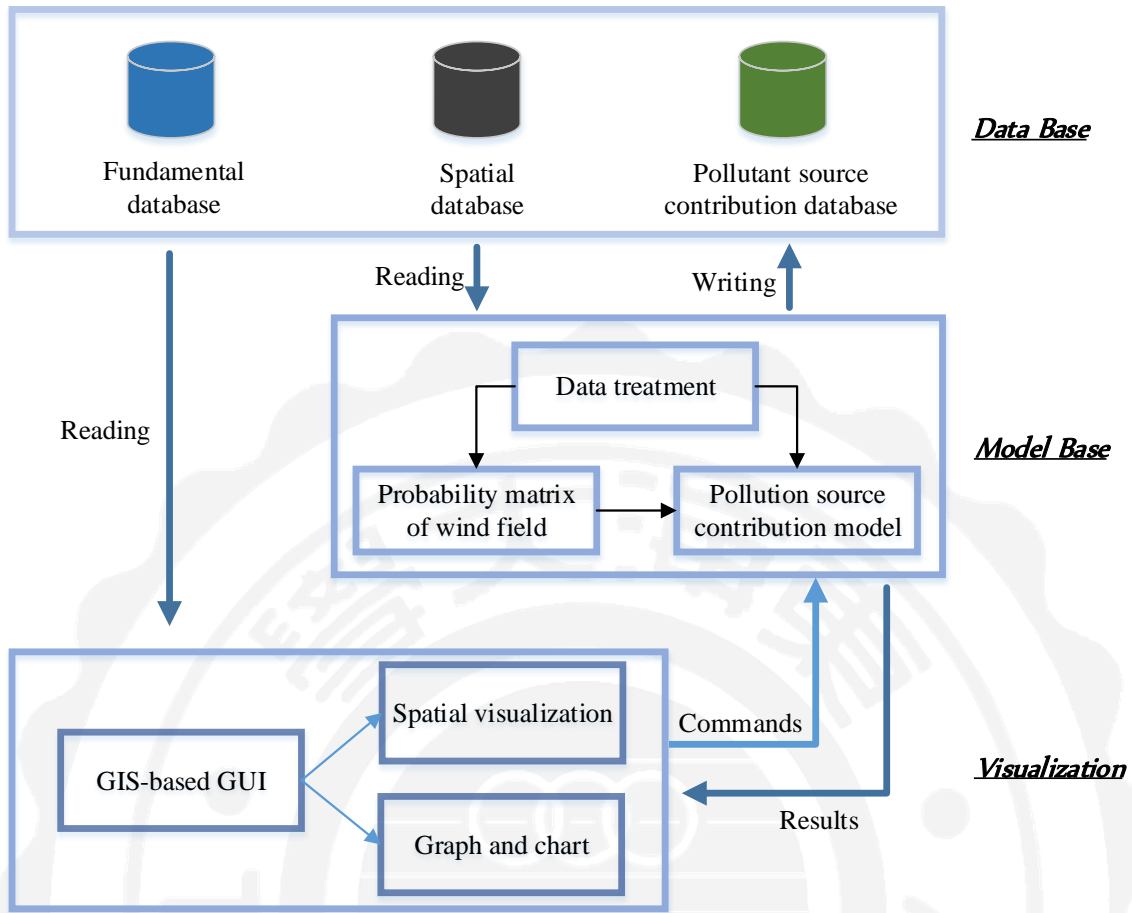


圖 2.18 雲端運算系統架構圖

為了使雲端決策支援系統可以讓使用者可即時觀察空氣品質現況，本研究利用 VMware Workstation 14.0 建立虛擬伺服器之硬體設備環境，伺服器作業系統為 Ubuntu 16.04 伺服器版本。資料庫、模式庫、可視化介面與使用者介面則分別在以下小節分別詳述。

4.5.1 空氣品質資料庫建置

為了可攜式智慧型環境監測系統所收集到的資料可以即時傳回遠端資料庫進行儲存，本研究利用 MySQL 建置空氣品質資料庫，資料表結構需要有名稱、型態與編碼(Encoding)內容，以利可攜式智慧型環境監測系統可

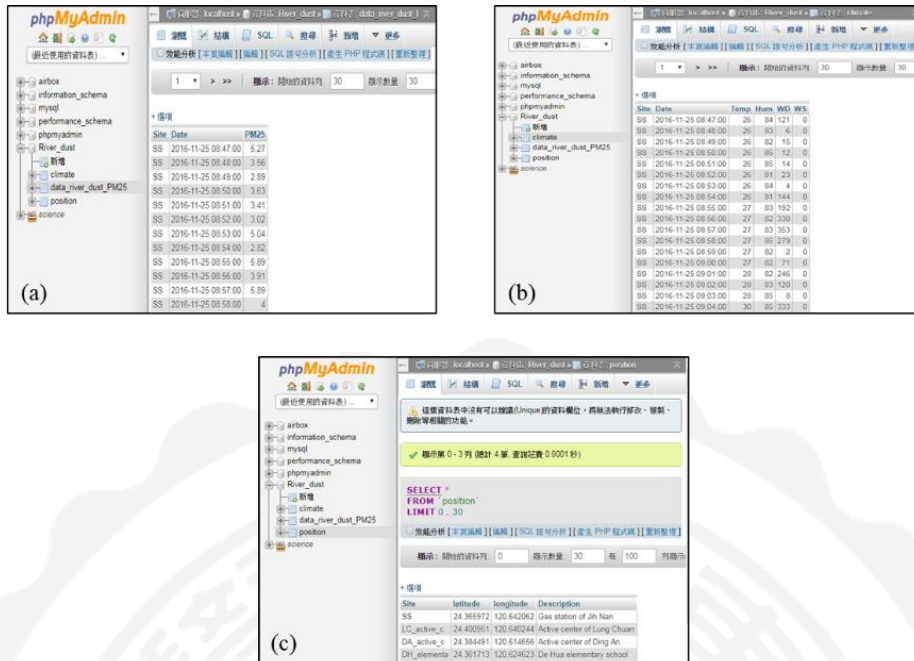


圖 2.19 資料表單設置，(a) 污染物濃度資料表；(b) 氣象資料表；(c) 地理位置資料表

以有效儲存至資料庫中，如圖 2.19。本研究針對每一測項進行設置，測項若為字串部份，以 VARCHAR 型態儲入資料庫，時間則以 Date time 進行儲入，數值部份以 double 型態儲入，其變數設定如表 4.4 所示。本研究為了後續資料可提供模式庫方便擷取，分成污染物濃度資料表、氣象資料表與地理位置資料表，污染物濃度資料表主要放置監測站名稱、測定時間與污染物濃度，如圖 2.19(a)所示；氣象資料表放置監測站名稱、測定時間、風速、風向、溫度、溼度、壓力與照度，如圖 2.19(b)所示；地理位置資料表則放置監測站經緯度資訊，如圖 2.19(c) 所示。為了資料庫整理方便，本研究將其地理位置資料表設為主鍵(Primary key)以串接其他資料表。

表 2.6 資料表之結構格式

名稱	型態	長度	編碼與排序	格式
測站	VARCHAR	11	Utf8 general ci	SS
測站描述	VARCHAR	50		Gas station of Jih Nan
時間	Date time	6		2017/1/18 17:55
PM _{2.5}	Double	10		20.5
風速	Double	10		2.5
風向	Double	10		以角度數值做為展現
溫度	Double	10		20
溼度	Double	10		80
大氣壓力	Double	10		996
照度	Double	10		65536
經度	Double	10		120.642062
緯度	Double	10		24.365972

4.5.2 資料前處理

在資料前處理部分，本研究針對異常資料利用統計方法中的檢定方法進行篩選檢查，如式(1)所示，但高濃度數值不易收集到，因此本研究將保留測站出現 PM_{2.5} 高濃度測值且相對應的資料

$$\mu \pm 3 * \sigma \quad (49)$$

其中， μ 為平均值； σ 為標準差

4.5.3 污染源貢獻量推估模型建置

當資料完備後，本研究利用 R 語言進行污染源貢獻量推估模型建立，污染源貢獻量推估模型主要來自化學平衡法(Chemical Mass Balance, CMB)，其概念是利用污染源與受體點的質量守恆，假設污染源排放的物種，從排放至受體點的過程中為質量守恆，其目的為決定污染源類別及其貢獻量。CMB 方程式如(50)式所示。

$$C_{ij} = \sum_1^p F_{ip} S_{pj} + E_{ij} \quad (50)$$

其中：

C_{ij} ：第 j 個樣本中第 i 個物種的測量濃度

F_{ip} ：第 p 個污染源排放 i 物種的質量分率

S_{pj} ：第 p 個污染源貢獻至第 j 個樣本

E_{ij} ：測量值與預測值之誤差。

CMB 模式乃以受體的物種及質量為不同污染源貢獻的線性總和，另外 CMB 模式無法細分同一類型中某一物種的污染量及「共線性問題」，原因為 CMB 僅能追蹤個別物種代表類型之污染源，對於此類污染源間物種組成的單獨貢獻量則無法分別。在受體模式的運用上，因統計模式與真實狀況上有所差異，使用時應注意其假設與限制。以下為模式的假設：

- 採樣期間污染源排放至大氣之污染物固定不變。

- 化學物種彼此間不互相反應。
- 所有可能排放至受體點的污染源須確認具排放特性。
- 污染源數目或類別小於或等於物種數目。
- 各個污染源組成狀況彼此間呈線性獨立關係。
- 不確定量測誤差為隨機、獨立及常態分布等特性。

根據以上，本研究針對其概念進行方法建置，如下節。

4.5.2.1 污染貢獻量矩陣建置

本研究利用期望值理論推估各空氣污染物質在空間的流佈狀況，期望值理論是一個透過機率去預測事件發生及可能得到報酬或損失之方法(Vroom, 1964)，其定義如下：

期望值=某事發生的機率×此事發生後應得到的金額

對一污染源所排放出之污染物濃度，因當地政府機關無法掌握污染源所排放至受體之污染物濃度大小，故本研究將其假設為隨機變數，對一隨機變數來說，因決策者無法掌握隨機量之大小，因此常以隨機量的期望值當作是此隨機變數之代表值，隨機變數定義為給定樣本空間上的實數值函數，樣本空間中的每一個樣本點都對應到一個實數。隨機變數可分為離散型與連續性，其離散型的概念為隨機變數對應的數值可以形成有限數列或是無窮數列，而連續型的概念為對應的數值皆為連續的實數。根據此原理，本研究針對 PM_{2.5} 在空氣中所分佈的質量，利用期望值理論可用來回推其污染

來源的貢獻量。在計算其污染源貢獻量之前，風場流動對於污染物的流向有相當大的關係，因此本研究建立一風場機率矩陣探討當時之風場狀態，首先風場機率計算過程是以任意監測站為中心，計算監測期間每一個網格對任意監測點的影響次數，事件發生的機率 = 「符合要求的事件次數」 / 「所有可能的事件次數」，以此方式估算其報酬發生的機率；為了估算風向之事件發生次數，本研究以各監測點為中心將研究區域依風向劃分成 16 個方位，每一個方位均等涵蓋角度 22.5 度；網格與一風向事件所涵蓋之角度為計算風向所夾帶之污染物對網格貢獻的事件發生次數，如圖 2.20 所示，且對監測站有影響，圖 2.20(a)以採樣點位置 S 為例，為一氣象事件中風向對網格貢獻次數。風速於網格示意如圖 2.20 (b)，風速估算是以各監測點為中心，網格間距為 200m，計算監測點與每一網格間之距離；風速之單位為 m/s，經由換算後，可得知該氣象事件單位小時之距離，將其以監測點為中心反推算該風速事件所傳輸之距離。整合風速、風向的影響後可求得單

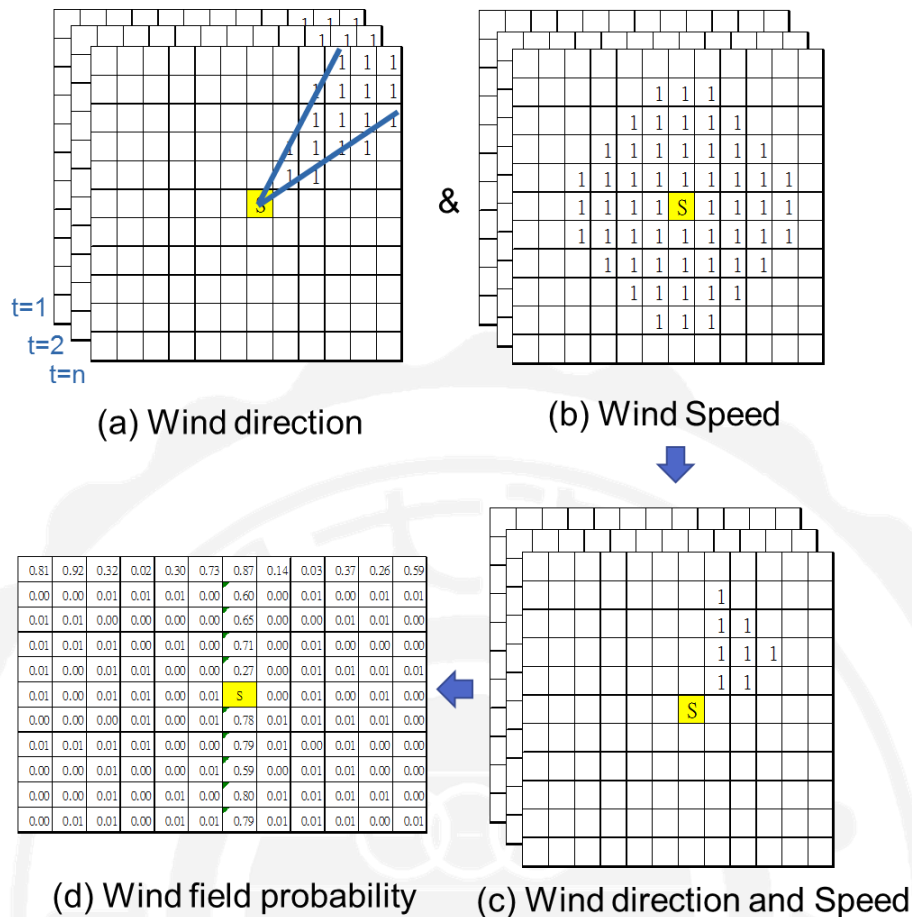


圖 2.20 風場機率建置流程圖

一氣象事件下任一網格對監測點 S 的影響次數(如圖 2.20 (c)所示)，由於氣象非單一條件，因此累加所有事件的影響後便可求發生機率矩陣(如圖 2.20 (d)所示)。

完成風場機率計算後，本研究依據期望值之概念，假設研究區域內有 w_k 污染量，並將此 w_k 污染量視為某一監測站的可能報酬 p_k ，則監測站的監測值將會是 w_k 污染量與其報酬發生機率 p_k 的期望值，而其中的報酬發生機率則取決於研究區域內風向於研究時間內之發生機率。任何一個監測物種之監測值與風向機率均應符合方程式(51)之關係。

$$\widehat{E}_k = \overline{W}_k \times \overline{P}_k + \varepsilon_k \quad (51)$$

其中:

\widehat{E}_i : 污染物推估貢獻量

\overline{W} : 污染源貢獻量

\overline{P} : 風場機率

ε_i : 誤差

而當污染源及受體點不等於 1 時，本研究針對其研究區域劃分成 29×31 個網格，將每一個網格視為潛在污染源，並做為空間統計之基礎。並且以期望值理論的概念，其中的報酬發生機率取決於研究區域內的風向、風速等氣象條件，則任何一個監測站 i 的監測值均應符合方程式(52)(53)之函數關係。

$$\widehat{E}_i = W_k \times P_k = \begin{bmatrix} W_{11} & \cdots & W_{1k} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ W_{k1} & \cdots & W_{kk} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} P_{11} & \cdots & P_{1k} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ P_{k1} & \cdots & P_{kk} \end{bmatrix} \quad (52)$$

$$P_k = f(D_{uv}, S_{uv}) \quad \forall u \in \{1, n\}, v \in \{1, m\} \quad (53)$$

其中:

\widehat{E}_i : 污染物推估貢獻量

W_k : 污染源貢獻量矩陣

P_k : 污染貢獻機率矩陣

4.5.2.2 污染源貢獻量之線性規劃模型建置

上節所描述內容為第 i 個網格之期望污染貢獻量，為了推估其污染源貢獻量，本研究利用線性規劃方法，結合當時測定到污染物濃度進行推估。

其目標規劃式如下

$$\text{Min } \sum (C_i - \hat{E}_i)^2 \quad (54)$$

其中：

C_i : 第 i 個監測站測定之污染量； \hat{E}_i : 污染物推估貢獻量

其限制式為

$$W_k \geq 0$$

其中：

W_k : 污染源貢獻量

4.5.4 準確度估算

為了計算本模型之準確度，本研究利用 Mean absolute percentage error (MAPE) 來做為驗證評比，其原因為平均絕對值誤差率 (Mean Absolute Percentage Error, MAPE) 常用以作為預測模式好壞之評估指標，主要是因為 MAPE 為相對數值，不受測量值與預測值單位與大小之影響，能夠客觀得獲得估計值與評估值間之差異程度，標準如表 2.7 所示，公式如(55)所示。

$$MAPE = \frac{100}{n} \sum_{t=1}^n \left| \frac{A_t - F_t}{A_t} \right| \quad (55)$$

其中， n 為樣本數； A_t 為實測值； F_t 為預測值

表 2.7 MAPE 預測準確度的評估標準表

MAPE	預測能力
<10%	高精確度
10%~20%	良好
20%~50%	合理
>50%	不正確

4.5.5 可視化介面與使用者介面建置

由於大氣環境是瞬息萬變的，為了即時掌握污染源貢獻量讓污染源貢獻量，本研究利用 R 語言結合上述所計算出的資訊進行可視化介面設置與使用者介面，使用者介面則採用功能點選方式，讓決策者可以針對想要使用的功能進行點選，目前功能設計上，有及時監測資料、以空間概念建置玫瑰風花圖、污染源貢獻量與分布，如圖 2.21 所示。

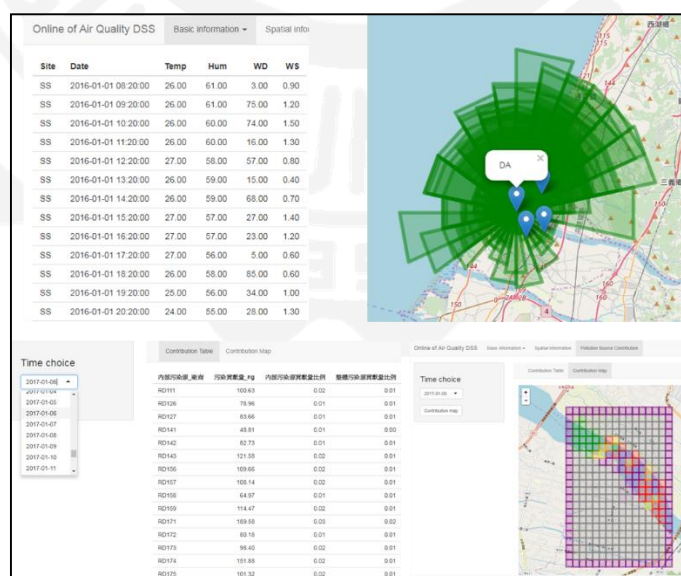


圖 2.21 即時資訊可視化介面與使用者介面

第五章 結果與討論

5.1 可攜式智慧環境監測裝置

本研究之可攜式智慧環境監測裝置建置如圖 2.22 所示。從圖 2.22 中可以看出此裝置有蒐集氣象資料的感測器(包含溫度、濕度、照度、大氣壓力、風速與風向)、PM_{2.5} 感測器，除了此兩項主要環境感測器外，為了讓整個裝置可以更完善及使用方便，本研究結合了無線網路連結裝置(Wifi, 3G network, 有線網路)、本地儲存端及本地監視設備、時間計數器及定位器(Global Position System, GPS)。為了使 PM_{2.5} 感測器的偵測數值與監測站數值可趨近相等，本研究利用類神經網路建立 PM_{2.5} 的校正模型，內容詳述如下：

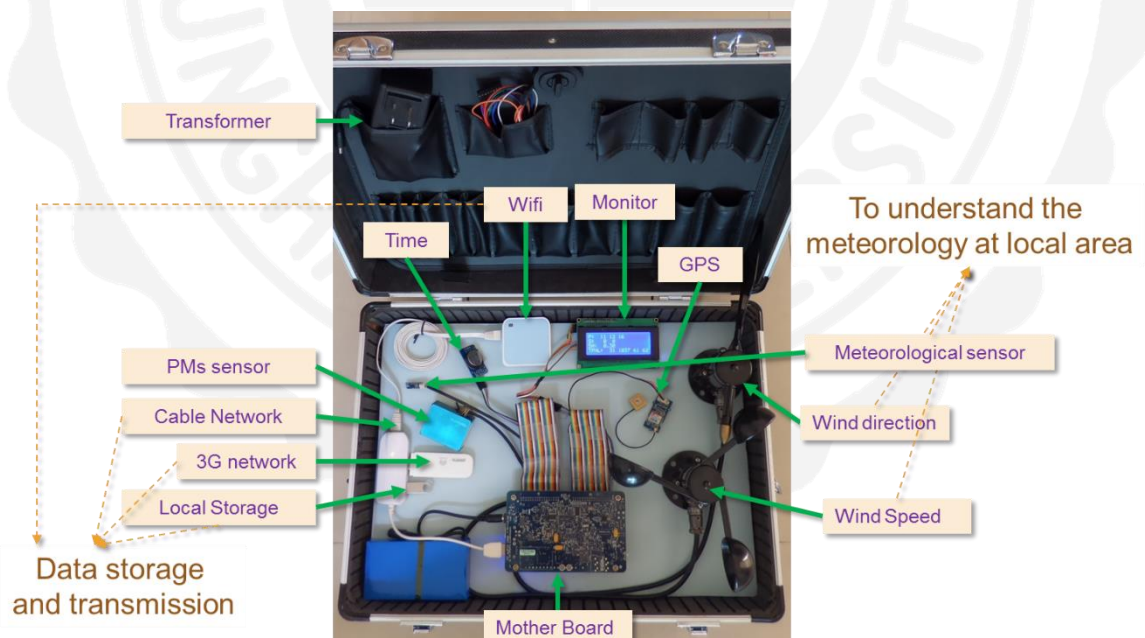


圖 2.22 可攜式智慧環境監測裝置

5.1.1 PM_{2.5} 感測器校正結果

本研究利用類神經網路建立 PM_{2.5} 感測器之校正模型，從 Zhang et al. (2015) 提出 PM_{2.5} 的感測器與當時之溫度與濕度，有高度關聯性，因此本研究利用感測器所測得的溫度、濕度與 PM_{2.5} 進行與空氣品質監測站之 PM_{2.5} 數值進行率定。感測器準備方面，本研究因經費不足及設備建立的時間並不是同時完成，因此本研究逐一將感測器與空氣品質監測站進行互相比對，而每組感測器的資料筆數皆不一樣。因此在率定四組感測器，每一組所使用的資料筆數皆不相同，因此本研究分別使用類神經網路進行建置率定模型，其資料筆數與類神經網路參數設定如表 2.8 所示。除了每組感測器各一組校正模型外，本研究也整合所有資料，找出一個較適用於所有感測器之校正模型，以下分別以單個感測器校正模型結果與通用之校正模型結果進行描述：

首先觀察 A 組可攜式智慧環境監測平台的 PM_{2.5}、溫度與相對溼度與空氣品質監測站之 PM_{2.5}、溫度與相對溼度進行比較，如圖 2.23

表 2.8 每一感測器資料筆數與校正模型之參數設定

感測器	資料筆數	epochs	Node	Hidden layer	Transfer function
Sensor A	290	10,000	10	1	log - tan
Sensor B	284	10,000	4	1	log - tan
Sensor C	188	10,000	4	1	log - tan
Sensor D	142	10,000	3	1	log - tan
All	904	10,000	11	1	log - tan

所示。從圖 2.23(a)可以發現，PM_{2.5} 感測器的數值大部分都大於空氣品質監測站的數值，且具有相關性($r=0.67$)；相對濕度部分，圖 2.23(b)顯示出其感測器偵測出低的數值時，監測站數值則是較高，而當感測器偵測出高的數值時，其監測站數值則有低估的現象，其數值之間的相關性約為 0.90；最後觀察溫度，感測器的溫度與監測站的相較，資料有高估的現象，相關係數為 0.93，如圖 2.23(c)。

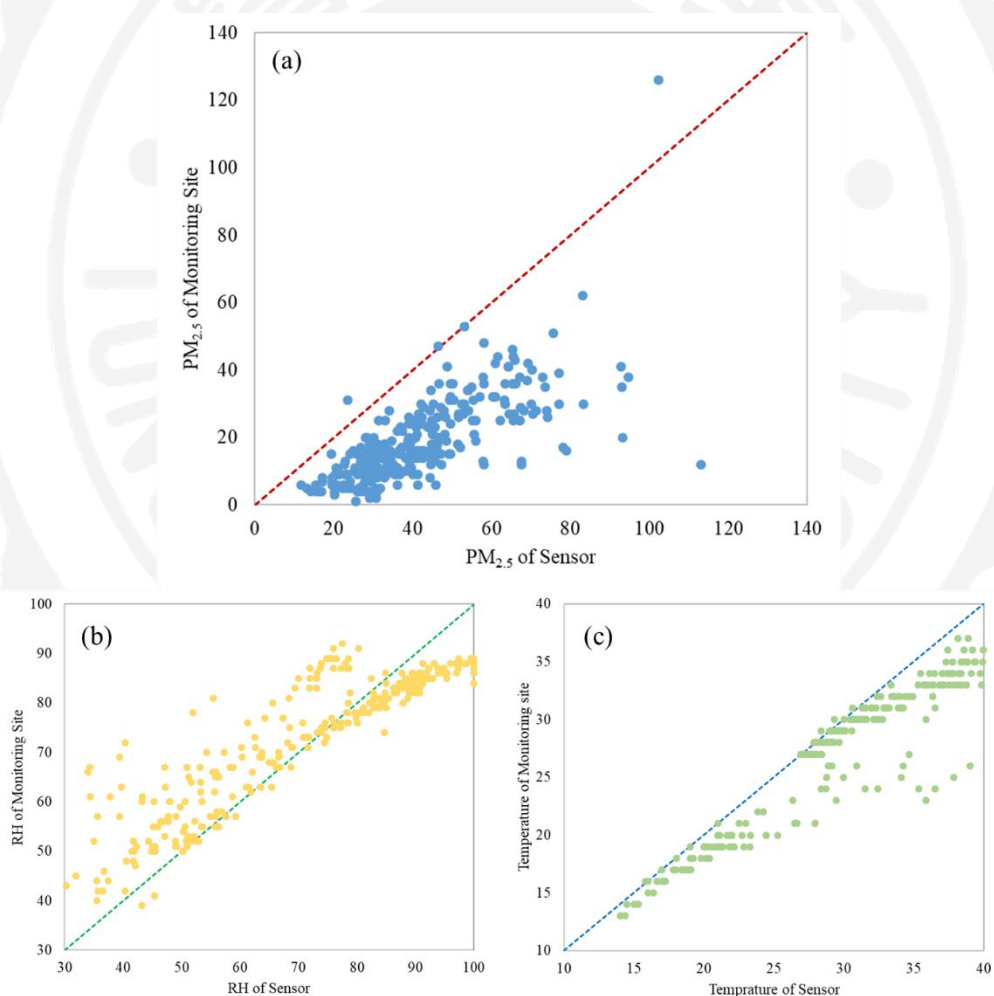


圖 2.23 A 組可攜式智慧環境監測平台與監測站資料比較, (a) PM_{2.5}; (b) RH; (c) Temp

由於 $PM_{2.5}$ 感測器所測定的濃度與空品測站有所落差，如下圖 2.24~圖 2.27。可從圖上看出其感測器之 $PM_{2.5}$ 數值皆比空品測站之 $PM_{2.5}$ 數值來的高，但整體來說，感測器的測量結果與空品測站之監測結果是有相似趨勢，且在測定高濃度的表現上，也有呈現其效果。因此，為了降低其感測器誤差，本研究利用類神經網路模型建置感測器之校正模型，從結果上來講，本研究將所蒐集到的資料進行訓練集與測試集以 80% 與 20% 進行切分，並利用訓練集進行校正模型建置，其分析結果如圖 2.28 至圖 2.31 所示，從分析結果觀察，Training R 代表為訓練集中感測器所測定的 $PM_{2.5}$ 與空品測站之 $PM_{2.5}$ 經過類神經網路模型訓練後之相關性，其值越接近於 1.000 代表其模型可有效將感測器之 $PM_{2.5}$ 數值校正成空

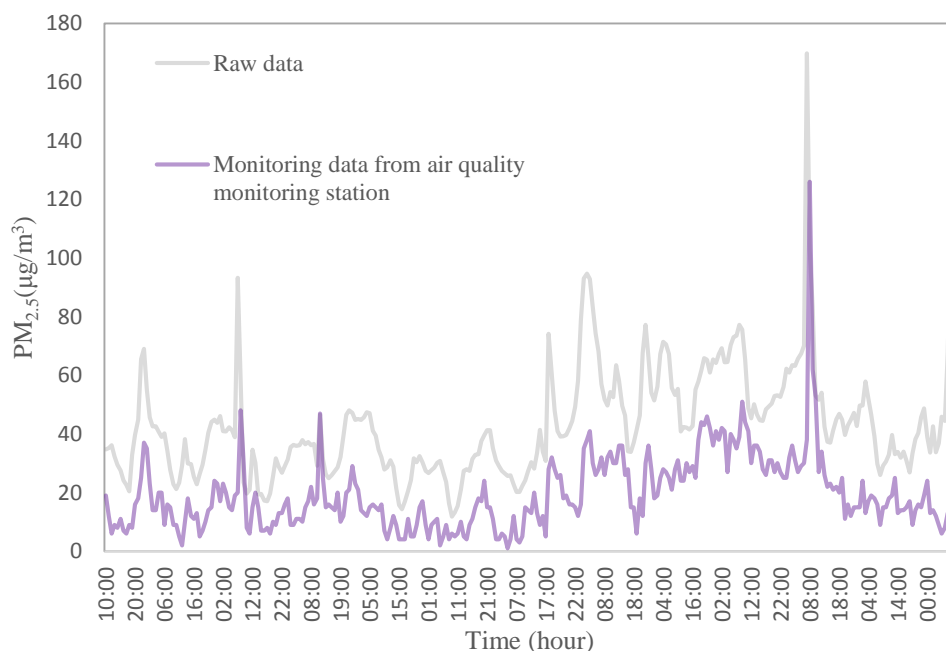


圖 2.24 智慧環境監測裝置(A)之 $PM_{2.5}$ 濃度與空品測站之 $PM_{2.5}$ 濃度比較

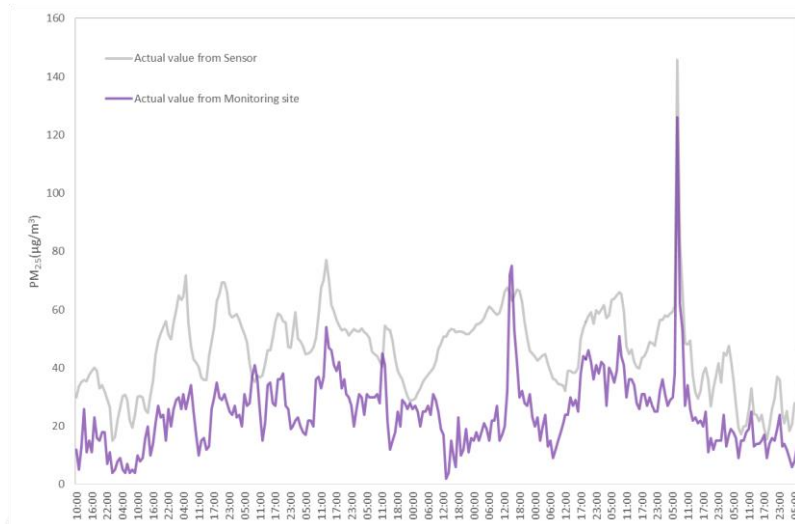


圖 2.25 智慧環境監測裝置(B)之 PM_{2.5} 濃度與空品測站之 PM_{2.5} 濃度比較

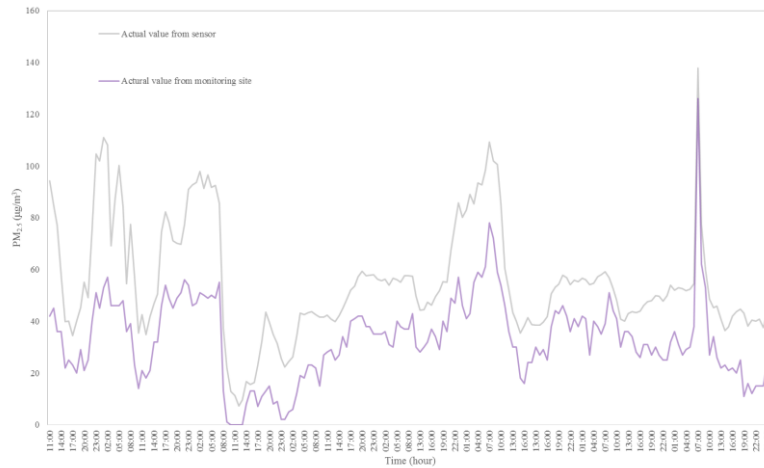


圖 2.26 智慧環境監測裝置(C)之 PM_{2.5} 濃度與空品測站之 PM_{2.5} 濃度比較

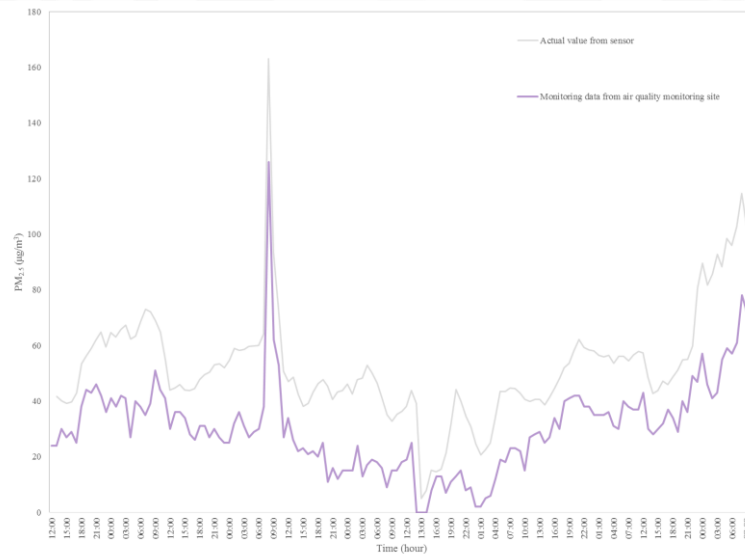


圖 2.27 智慧環境監測裝置(D)之 PM_{2.5} 濃度與空品測站之 PM_{2.5} 濃度比較

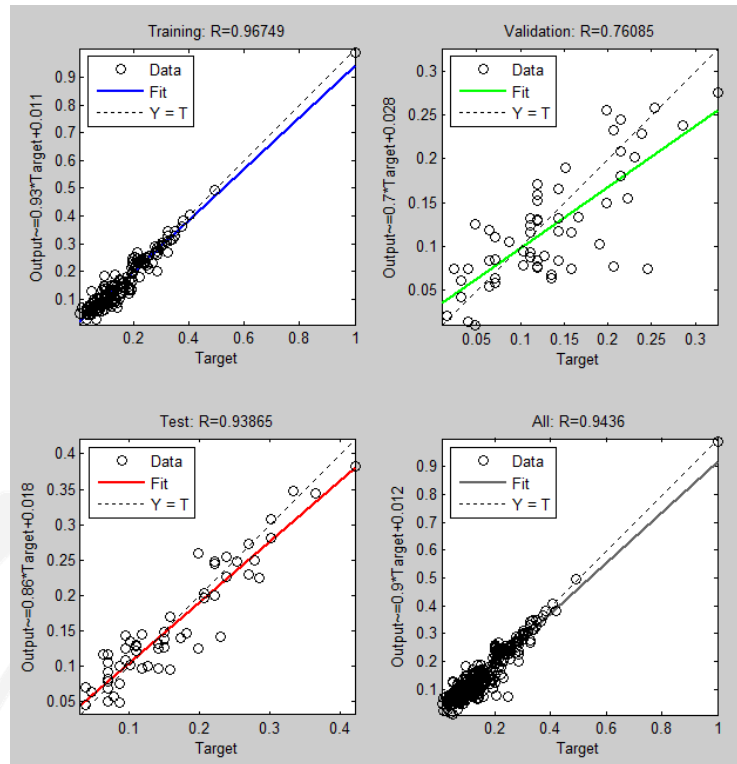


圖 2.28 智慧環境監測裝置(A)之校正模型結果

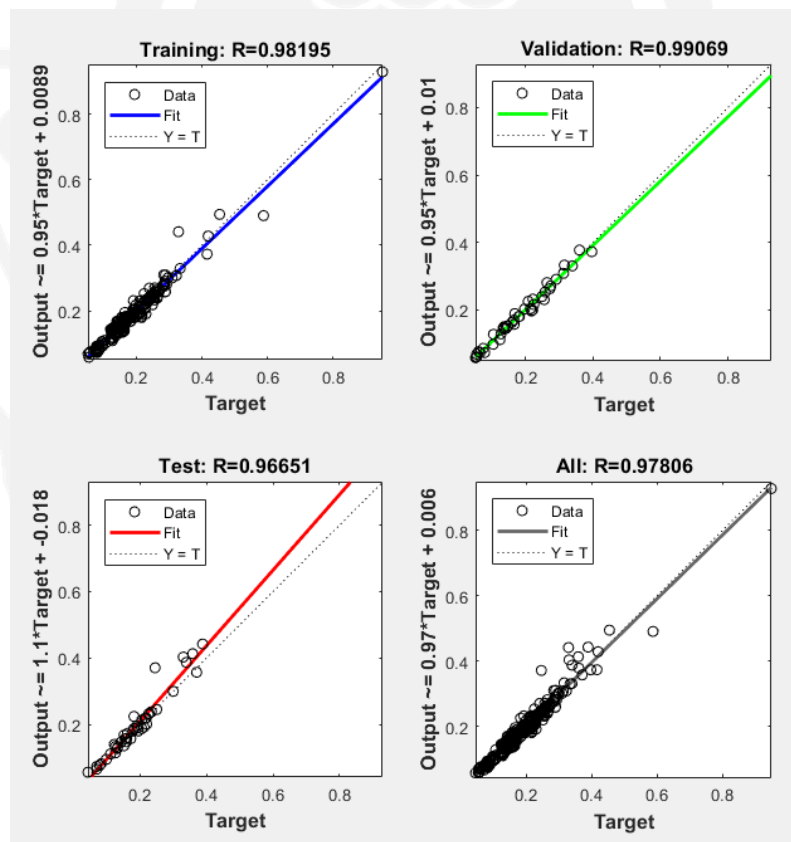


圖 2.29 智慧環境監測裝置(B)之校正模型結果

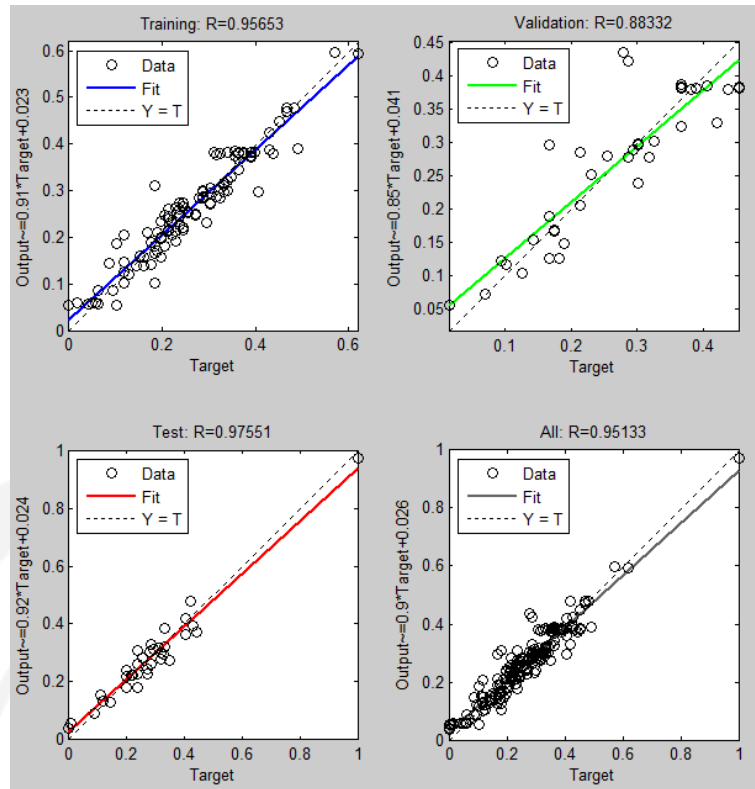


圖 2.30 智慧環境監測裝置(C)之校正模型結果

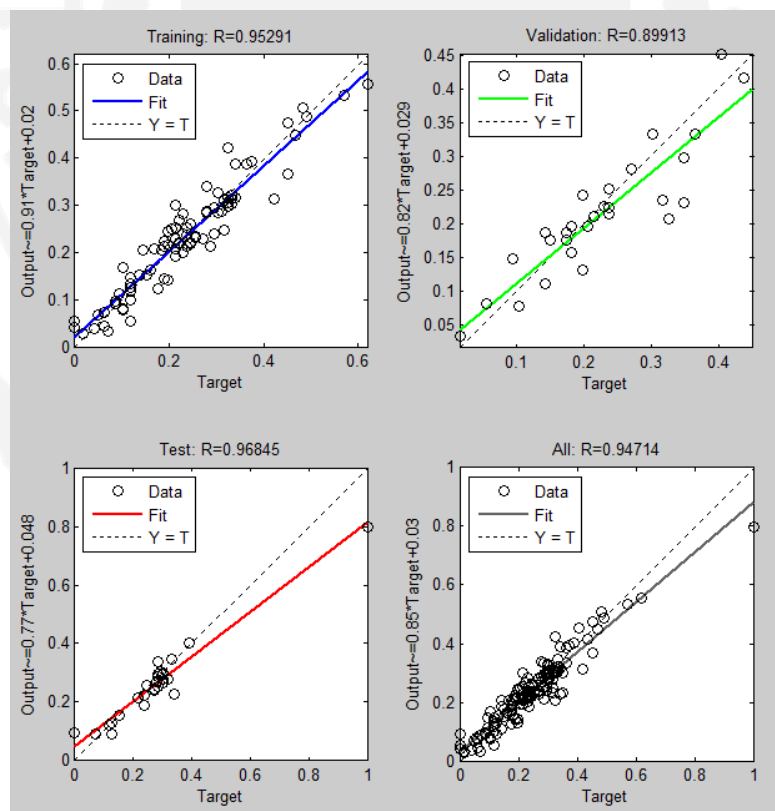


圖 2.31 智慧環境監測裝置(D)之校正模型結果

品測站之濃度，Validation R 代表從訓練集中隨機抽取樣本測試其模型，探討其模型是否有過適的現象，進而訓練模型停止訓練；Testing R 為測試集資料進行模型測試之相關性，其目的為觀察測試集的資料是否可被模型有效校正其濃度；最後，All R 代表全部資料進入模型測試後的相關性。先觀察圖 2.28，智慧環境監測裝置之感測器(A)的 Training R 為 0.96749、Validation R 為 0.76085、Testing R 為 0.93865 及 All R 為 0.9436，其含意為其模型針對訓練集的相關性已高達 0.96，屬於高相關，而在驗證的時候，其相關性降至 0.76。在 testing R 的結果上，其模型表現結果為 0.94 左右，是為高度相關，代表此模型在針對測試的資料中，可有效校正其感測器之 PM_{2.5} 濃度。最後，在 All R 部份，其整體相關性為 0.94，代表其高度相關。

根據以上結果，本研究將感測器(A)之 PM_{2.5} 進行模型校正，並比較其校正前與空品測站之 PM_{2.5} 監測值，內容如圖 2.32 所示。圖 2.32 說明其校正後的 PM_{2.5} 濃度與空品測站之 PM_{2.5} 濃度之趨勢已有大部份吻合的狀態，其中校正模型較為不準部分，皆在低濃度(<40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)的部分，而高濃度(>40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)部分，都有吻合的現象。

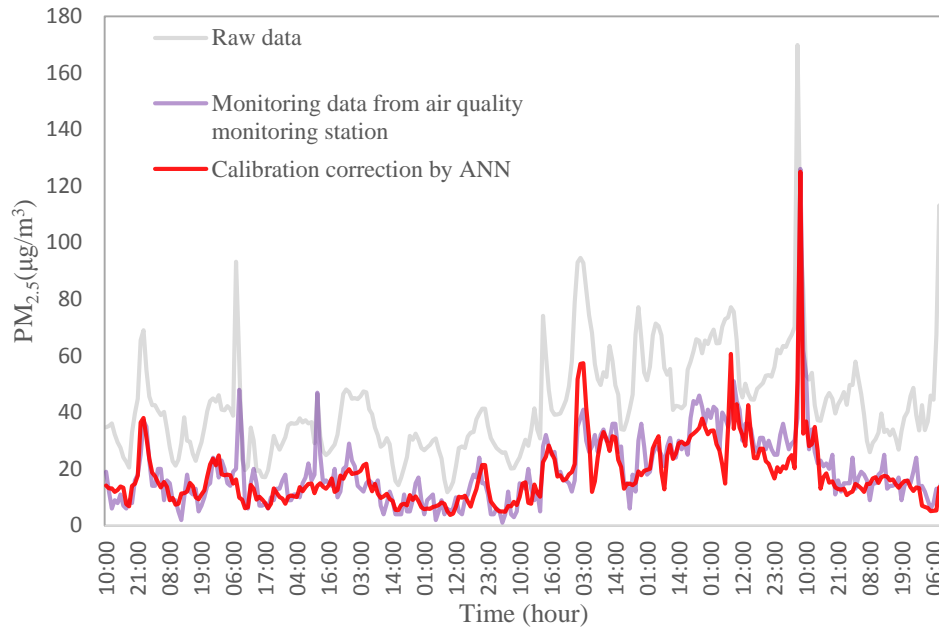


圖 2.32 感測器(A)之 $PM_{2.5}$ 濃度校正前後與空品測站 $PM_{2.5}$ 濃度之比較

同理，觀察圖 2.29，智慧環境監測裝置之感測器(B)的 Training R 為 0.95653、Validation R 為 0.88332、Testing R 為 0.97551 及 All R 為 0.97806，其含意為其模型針對訓練集的相關性已高達 0.98，屬於高相關，而在驗證的時候，其結果也為 0.99，代表此模型已有校正良好的表現，因此在測試集的部分，Testing R 也有 0.97 高度相關之表現，代表此模型在針對測試的資料中，可有效校正其感測器之 $PM_{2.5}$ 濃度。最後，在 All R 部份，其整體相關性為 0.98，代表其高度相關，代表此模型可有效校正其感測器之 $PM_{2.5}$ 濃度。

根據以上結果，本研究將感測器(B)之 $PM_{2.5}$ 濃度進行模型校正，並比較其校正前與空品測站之 $PM_{2.5}$ 監測值，內容如圖 2.33 所示。圖 2.33 說明其校正後的 $PM_{2.5}$ 濃度與空品測站之 $PM_{2.5}$ 濃度之趨勢已有大部份吻

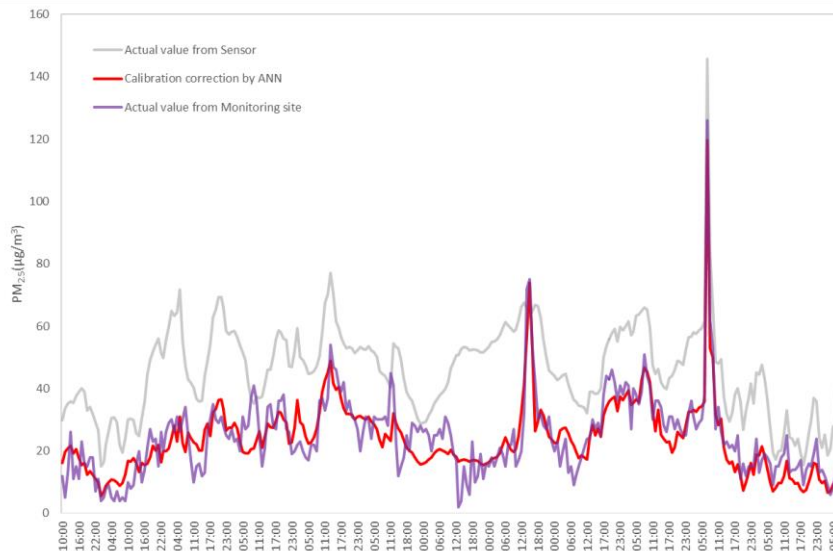


圖 2.33 感測器(B)之 $PM_{2.5}$ 濃度校正前後與空品測站 $PM_{2.5}$ 濃度之比較

合的狀態，其中校正模型較為不準部分，皆在低濃度($<40\mu\text{g}/\text{m}^3$)的部分，而高濃度($>40\mu\text{g}/\text{m}^3$)部分，都有吻合的現象。同理，觀察圖 2.30，智慧環境監測裝置之感測器(C)的 Training R 為 0.98195、Validation R 為 0.88332、Testing R 為 0.96651 及 All R 為 0.95133，其含意為其模型針對訓練集的相關性已高達 0.98，屬於高相關，而在驗證的時候，其結果為 0.88，屬於高度相關，但此結果並不是其模型最終驗證結果，而是模型在訓練過程中在不同的 epoch 進行測試的結果，而後將不好結果進行模型再訓練。因此在測試集的部分，Testing R 也有 0.97 高度相關之表現，代表此模型在針對測試的資料中，可有效校正其感測器之 $PM_{2.5}$ 濃度。最後，在 All R 部份，其整體相關性為 0.95，代表校正後的濃度與空品測站 $PM_{2.5}$ 濃度高度相關，因此，此模型可有效校正其感測器之 $PM_{2.5}$ 濃度。

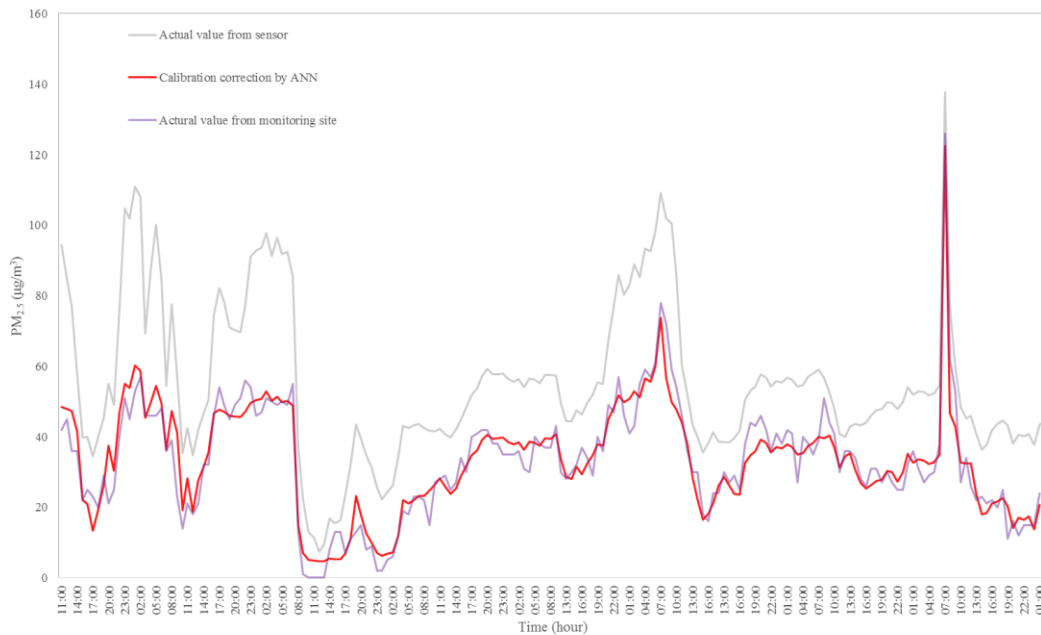


圖 2.34 感測器(C)之 $PM_{2.5}$ 濃度校正前後與空品測站 $PM_{2.5}$ 濃度之比較

根據以上結果，本研究將感測器(C)之 $PM_{2.5}$ 濃度進行模型校正，並比較其校正前與空品測站之 $PM_{2.5}$ 監測值，內容如圖 2.34 所示。圖 2.34 說明其校正後的 $PM_{2.5}$ 濃度與空品測站之 $PM_{2.5}$ 濃度之趨勢已有大部份吻合的狀態，其中校正模型較為不準部分，皆在低濃度($<40\mu\text{g}/\text{m}^3$)的部分，而高濃度($>40\mu\text{g}/\text{m}^3$)部分，都有吻合的現象。

最後，觀察智慧環境監測裝置之感測器(D)的結果，如圖 2.31 所示。智慧環境監測裝置之感測器(C)的 Training R 為 0.95291、Validation R 為 0.89913、Testing R 為 0.96845 及 All R 為 0.94714，其含意為其模型針對訓練集的相關性已高達 0.95，屬於高相關，而在驗證的時候，其結果為 0.90，屬於高度相關，代表此模型已有校正良好的表現。因此在測試集的部分，Testing R 也有 0.97 高度相關之表現，代表此模型在針對測試的

資料中，可有效校正其感測器之 $PM_{2.5}$ 濃度。最後，在 All R 部份，其整體相關性為 0.95，代表校正後的濃度與空品測站 $PM_{2.5}$ 濃度高度相關，因此，此模型可有效校正其感測器之 $PM_{2.5}$ 濃度。

根據以上結果，本研究將感測器(D)之 $PM_{2.5}$ 濃度進行模型校正，並比較其校正前與空品測站之 $PM_{2.5}$ 監測值，內容如圖 2.35 所示。圖 2.35 說明其校正後的 $PM_{2.5}$ 濃度與空品測站之 $PM_{2.5}$ 濃度之趨勢已有大部份吻合的狀態，其中校正模型較為不準部分，皆在低濃度($<40\mu g/m^3$)的部分，而高濃度($>40\mu g/m^3$)部分，有些有低估的現象。

從以上結果來看，智慧環境監測裝置之感測器(D)校正結果較為不好，因此本研究利用所有資料進行建立一適合此四組感測器之校正模型，其結果如圖 2.36 所示。從結果可觀察出 Training R 為 0.92741、Validation R

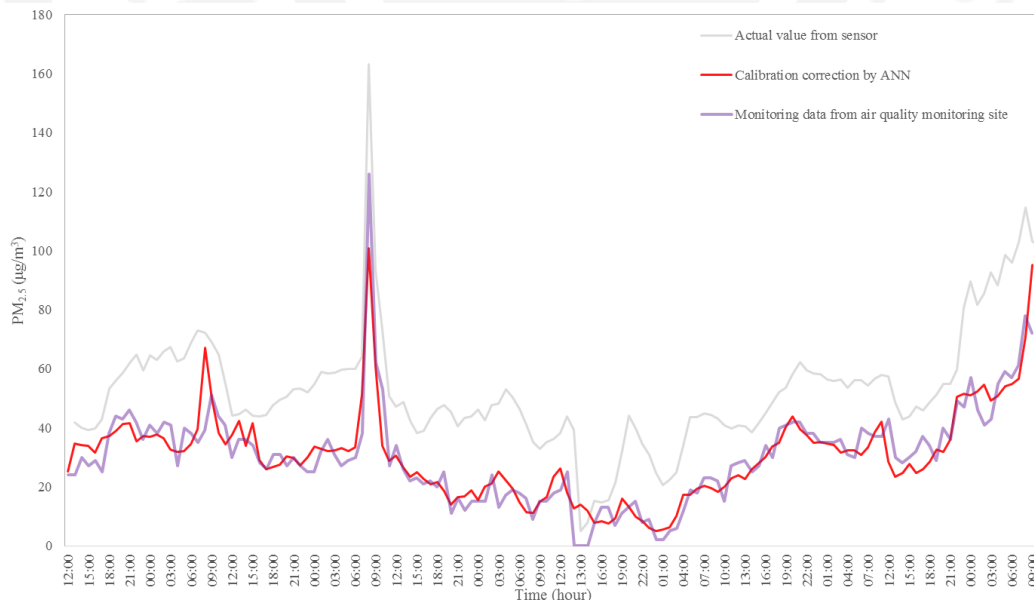


圖 2.35 感測器(D)之 $PM_{2.5}$ 濃度校正前後與空品測站 $PM_{2.5}$ 濃度之比較

為 0.93797、Testing R 為 0.92273 及 All R 為 0.92879，其結果代表此模型可有效校正感測器之 $PM_{2.5}$ 濃度。為此，本研究將每組感測器之資料進行模型測試，其校正前、校正後、單一模型與空品測站之監測資料比較如圖 2.36 所示。從圖 2.36(a), (b), (c) 中可看出，感測器(A)、感測器(B)及感測器(C)利用通用校正模型與單一感測器校正模型無大差異。但感測器(D)則具有較大差異，如圖 2.36(d)所示，而感測器(D)透過通用校正模型，其校正結果更貼符空品測站之 $PM_{2.5}$ 濃度。

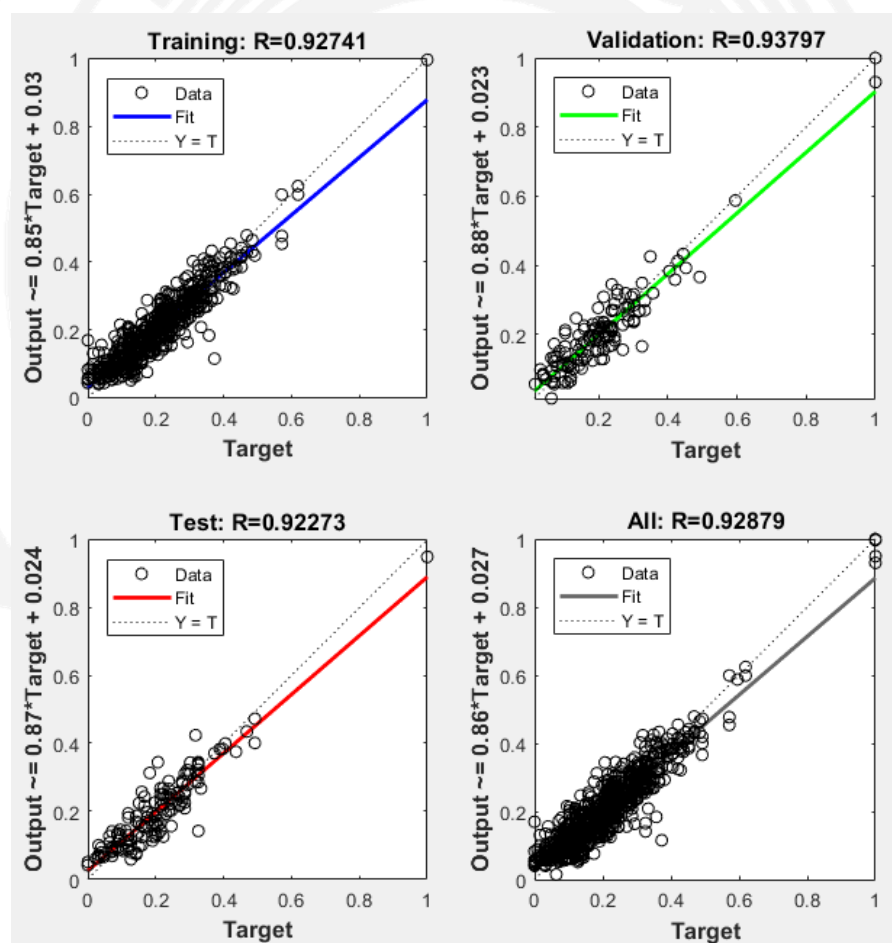
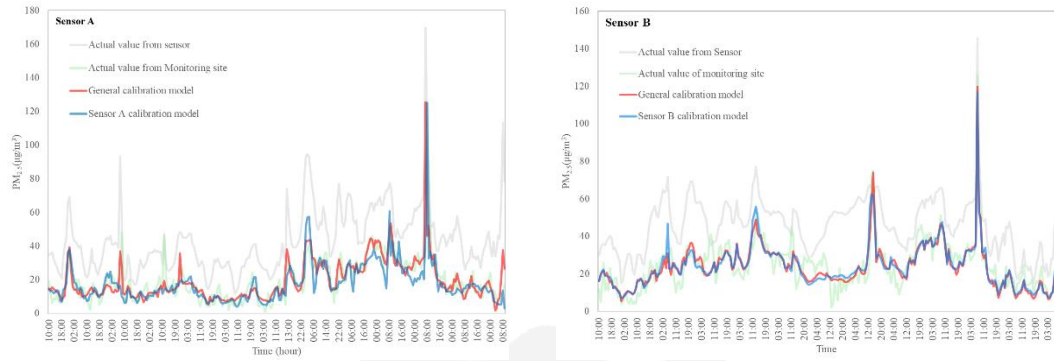
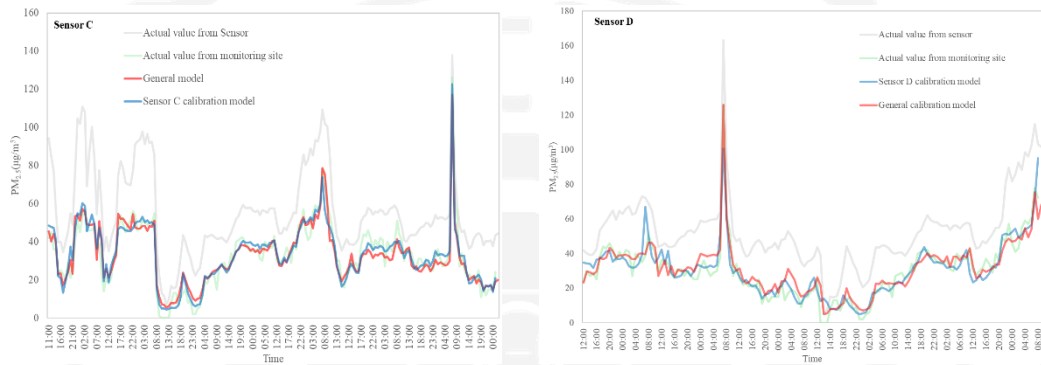


圖 2.35 通用 $PM_{2.5}$ 校正模型之濃度校正相關性



(a) A 組感測器

(b) B 組感測器



(c) C 組感測器

(d) D 組感測器

圖 2.36 各感測器之通用校正模型與單一校正模型之結果差異圖，(a) A 組感測器；(b) B 組感測器；(c) C 組感測器；(d) D 組感測器

根據以上，本研究將使用通用模型作為 $PM_{2.5}$ 感測器之校正模型，而此模型，本研究將會架接於伺服器中並用 R 語言的方式進行模組轉換，並將濃度進行校正，換言之，當感測器接收到資料後，資料將會透過網路傳輸方式傳回至伺服器，並直接進行濃度校正及儲存至資料庫中，以利後面模型建置所使用。

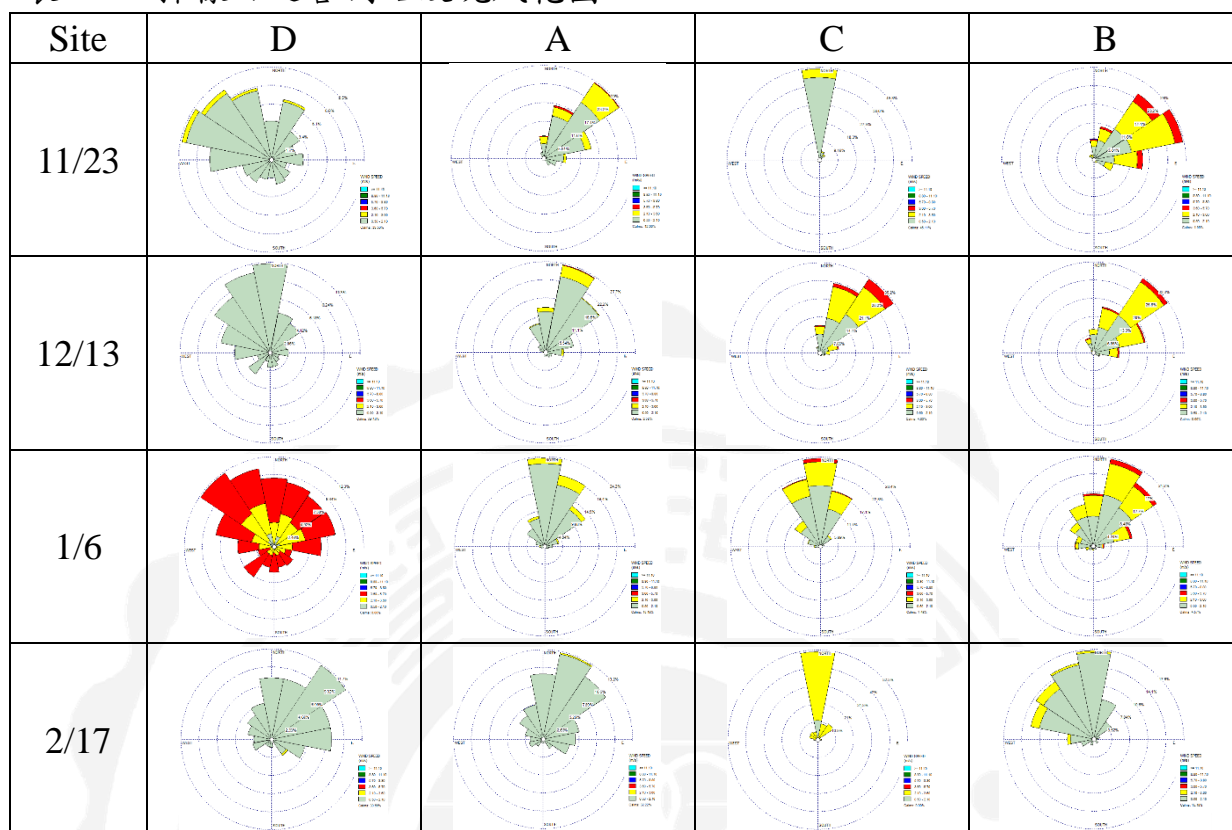
5.2 河口揚塵之統計分析

本研究將率定完成之可攜式智慧環境監測裝置進行於研究樣區架設，因配合當地學校與活動中心之關門時間，本研究監測時間為 8 小時，其當日監測平均數據如表 2.9 所示，而當時的風速風向情形則如表 2.10 所示。從監測結果來看，1 月 6 日為 PM_{2.5} 最高值，當日風向是北風、西北風及東北風，溫度介於 23~32°C，濕度約 40~70%，風速約 0.5~4.0 m/s 初判可能因濕度太高因此導致附近的 PM_{2.5} 變高。接著觀察其測站間之濃度數值，當風向都來自北方時，其中可發現龍泉活動中心的 PM_{2.5} 可能來自更北邊的污染源，而德化國小、日南加油站及頂安里活動中心

表 2.9 河口揚塵之環境監測平均值與標準偏差

Time	Site	PM _{2.5}	平均溫度	平均濕度	平均風速	最頻風向
		µg/m ³	°C	%	m/s	
2016/11/25	A	8.88±8.33	33.04±3.26	79.40±4.51	1.34±0.78	NE
	B	11.74±4.17	21.42±1.72	21.55±16.04	0.63±0.44	WNW
	C	7.93±1.64	34.33±3.52	48.72±9.75	0.72±0.75	N
	D	7.01±1.19	30.35±2.65	55.57±7.11	2.17±0.91	NEE
2016/12/13	A	18.88±3.64	34.14±4.61	33.74±12.50	1.23±0.49	NNE
	B	21.26±5.58	34.52±2.83	37.07±5.17	0.60±0.37	N
	C	22.05±6.05	31.09±2.57	51.18±10.03	1.83±0.95	NE
	D	19.19±4.90	28.48±2.41	52.81±4.93	2.00±0.74	N
2017/1/6	A	41.87±8.10	23.73±3.73	55.09±12.00	1.07±0.57	N
	B	34.31±7.86	32.18±5.45	44.33±14.37	3.95±1.17	NW
	C	34.39±9.86	28.53±3.81	67.96±13.89	1.49±0.82	N
	D	24.66±12.11	25.88±3.11	67.81±11.38	1.64±0.91	NE
2017/2/17	A	14.26±2.35	30.36±3.51	31.79±6.02	0.67±0.40	NNE
	B	14.01±2.38	29.82±4.16	32.38±7.14	0.69±0.40	NE
	C	10.90±2.75	31.08±1.87	43.75±3.39	1.04±0.57	N
	D	10.85±2.24	29.04±3.52	42.34±13.29	2.60±0.42	NEE

表 2.10 採樣日之各測站玫瑰風花圖



部分，因風速不高，初估可能是由大安溪的裸露地或是接近河口的揚塵所造成。

5.3 污染源貢獻量鑑定

了解其當時現況後，本研究利用污染源貢獻量推估模型推估大安溪裸露地之貢獻量，先觀察圖 2.37，灰色部分為無污染源區域，顏色為污染源之貢獻量高低分布。首先，先觀察圖 2.37(a)，此圖為 11/25 之污染源貢獻量分佈圖，從圖中，顯示較高的貢獻量皆來自於外部的貢獻量，皆超出 $125\mu\text{g}$ ，對應表 2.11，可發現主要北部貢獻量為 $764.81\mu\text{g}$ 、其次

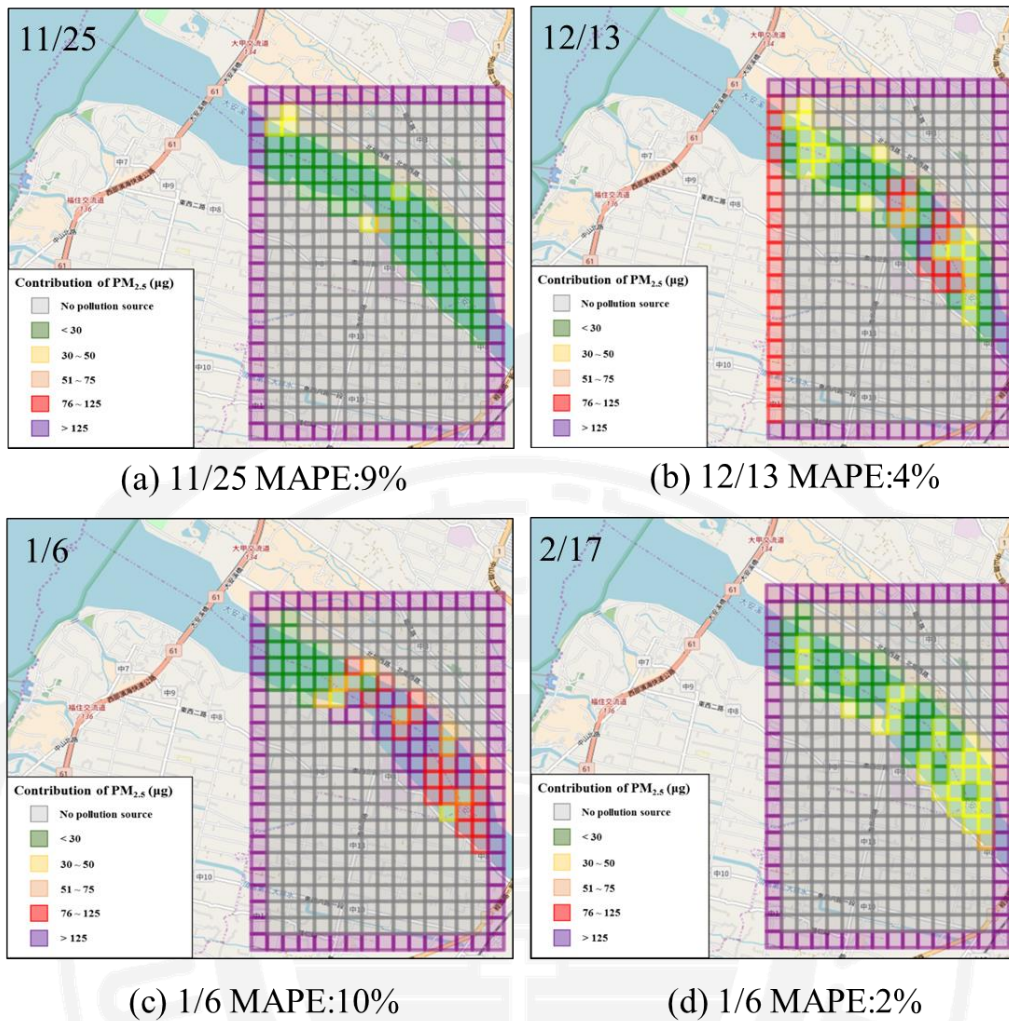


圖 2.37 研究樣區之污染源 PM_{2.5} 貢獻量

為東部貢獻量 338.44µg，而大安溪內的裸露地最高的貢獻量為 50.95µg，其 MAPE 為 9%。圖 2.37(b)為 12/13 日之污染源貢獻量分佈，圖中顯示西邊外部貢獻量是比其他外部貢獻量來的小，對應至表 2.11，其數值為 119.28µg，其餘外部污染源貢獻量皆高於 125µg，最高則是來自北邊貢獻量為 848.48µg，其次則為東邊貢獻量 783.92µg，而內部污染源貢獻量有 3 處裸露地為超過 125µg，9 處裸露地介於 76~125µg，其 MAPE 為 4%；圖 2.37(c)為 1 月 6 日之污染貢獻量分佈，其外部貢獻量皆超過 125µg，對應至表 2.11，可發現

西邊貢獻量為 2715.85 μg ，其次分別為東邊貢獻量 944.84 μg 及南邊貢獻量 854.32 μg ，接著觀察其內部貢獻量，可發現有 21 處裸露地之污染貢獻量是超過 125 μg ，有 15 處裸露地是介於 76~125 μg ，其 MAPE 為 10%；最後，圖 2.37(d)為 1 月 6 日之污染源貢獻量之分佈圖，可發現其外部貢獻量皆大於 125 μg ，對應至表 2.11，最大的外部污染貢獻來源為東邊(648.47 μg)，而內部貢獻量則皆小於 75 μg 。

根據以上，本研究樣區分析結果此模型的平均絕對誤差值皆不超過 10%，代表此模型準確度是可被信任的，從整體結果來看，發現其貢獻量皆來自研究樣區外部的污染源，而在風速較大且吹東北季風時，大安溪的河口裸露地則會被揚起，且從圖 5.17 所示，紫色部分(除外邊界外)則屬於貢獻量較大的區域，未來可進行優先管制區域。

表 2.11 採樣日之外部污染貢獻量(單位: μg)

	11/25	12/13	1/6	2/17
北邊貢獻量	746.81	848.48	193.40	286.00
東邊貢獻量	338.44	783.92	944.84	648.47
南邊貢獻量	203.98	439.28	854.32	465.69
西邊貢獻量	246.70	119.28	2715.85	581.77

第六章 結論與建議

6.1 結論

1. 在風速屬於微風速時，其河口裸露地的揚塵影響當地的空氣品質越大，若為高風速時，則可能是從系統外部的干擾。
2. 可攜式智慧環境監測裝置可有效蒐集即時的环境現況。
3. 透過類神經模型可有效建立其 $PM_{2.5}$ 校正模型，精準度可達 92% 以上。
4. 本研究所建立污染源追蹤之決策支援可有效估算其污染源貢獻量，並且可透過雲端計算方式即時了解其現況，讓決策者可針對揚塵好發區域進行優先管制。

6.2 建議

1. 由於本研究的經費不足，故在架設監測站時，只能設 4 點監測站，建議未來可多設監測點於周界或河口區域，使此模型可更有效估算其裸露地的貢獻量。
2. 本研究所設定的系統範圍不夠大，使得在評估其污染貢獻量時，其污染來源大多數為外部，建議未來經費充足，可擴大其監測範圍。
3. 未來，建議可利用衛星影像建立裸露地的辨識功能，並結合本研究建置之可攜式智慧環境監測裝置，進行實地監測，透過後端的污染源貢獻量評估技術，可讓決策者可快速擬定相關揚塵減量策略。



環境規劃與管理之應用-地下水質分析

中文摘要

地下水是水資源短缺地區不可或缺的水資源，為了了解海水入侵及工業區的污染意外洩漏是否影響當地地下水水質，本研究以彰化縣之四個沿海工業區作為研究案例，開發一基於多變量分析與冗餘分析之綜合資料分析流程，以確定關鍵環境因素對地下水污染物的影響。分析結果顯示主成分分析及階層式聚類分析可有效揭露空間的環境特徵與污染物之空間層級。根據冗餘分析的結果，可以較好的去解釋環境因素與污染物型態之因果關係。從結果顯示，本研究中沿海工業區的環境大多數已被鹽化，其中水文化學特徵的 ORP、地下水水位與導電度對當地地下水污染物的生成有關鍵的影響。

關鍵字：空間分析、多變量分析、地下水水質、冗餘分析

English abstract

Groundwater is an indispensable water resource in areas of water scarcity. To characterize the groundwater quality in coastal industrial areas where seawater incursion and unexpected leakage occur, this study developed an integrated data analysis procedure based on multivariate analysis and redundancy analysis to determine the effects of key environmental factors on the formulation of groundwater pollutants. Four coastal industrial areas in Changhua county of Taiwan were selected for case studies. The analytical results indicate that Principal Component Analysis and Hierarchical Cluster Analysis effectively reveal the spatial patterns of environmental and pollutant factors with the help of GIS. From the results of Redundancy Analysis, the causalities among environmental factors and pollutant patterns can be well explained. It is believed that the ambiances of coastal industrial parks in this study are almost salinated, in which hydro-chemical characteristics such as ORP, water table and conductivity play critical roles on the formulation of groundwater pollutants.

Keywords: Spatial analysis, multivariate analysis, groundwater quality, redundancy analysis

第一章 前言與目的

地下水是非常重要的水資源，尤其是水缺乏區域。然而過去十年內，地下水質因人類的密集活動及有害的廢水而受到了威脅。為了保護地下水，許多研究者已經廣泛尋求一些可靠的管理策略，以確保地下水的使用安全 (Mulligan and Ahlfeld, 2016; Ren et al., 2016; Vasin et al., 2016)。像最多開發中的都市，台灣已經在沿海地區中建立許多工業園區以逃避避免高昂的土地成本和公眾抗議，且這些沿海工業區是透過填海造陸的方式而生成。因此，此區域常發生海水入侵與地層下陷現象，又因沿海含水層的特殊水文地質化學過程，特別是在海水入侵和可能發生意外洩漏的地區，當地政府機關迫切需要弄清楚地下水質量的空間格局以及地下水質控制的相對應策略 (Moore, 1999; Helena et al., 2000; Kistemann et al., 2008; Monjerezi et al., 2011; Ammar et al., 2014)。

環境監測計劃的建置增加了污染物在時空資訊的可用性。利用資料挖掘技術識別這些數據中既有的有用資訊可以幫助決策者概述環境狀況並制定有利於地下水保護的策略。為了解決這些問題，已經提出了各種數學方法，包括多變量分析，以評估地下水質 (Skeppstrom and Olofsson, 2006; Omo-Irabor et al., 2008; Baig et al., 2010; Raiber et al., 2012; Salifu et al., 2012; Andrade and Stigter, 2013; Re et al., 2014)、鑑定由自然和人為因素引起的地下水質的時間和空間變化 (Aydin-Onen et al., 2012; Schot and Pieber, 2012;

Duan et al., 2015; Li et al., 2015)，以確定地下水流動路徑和水化學參數形成污染物(Pereira et al., 2003; Halim et al., 2010)。Schot and Pieber (2012) 分析地下水質監測資料來發現當地短期地下水質組成之時空變異，以作為設計有效地下水監測和自然保護和恢復計劃的基礎。此研究發現營養素(NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+)、氧化還原敏感參數(Fe, Mn)的最大時空變異及微量離子與 SiO_2 的最小變異。地下水質之污染物濃度與土壤類型和土壤濕度有關，當地下水流動方向上從乾燥的沙質土壤到濕潤泥土/粘土， NO_3 和 SO_4^{2-} 顯示出最大減少量，而 Fe 和 SiO_2 顯示出最大增加量。

多變量數學方法是有力的工具，能夠簡易表示樣本之間相似性。最常被使用的多變數方法為主成分分析(Principle component analysis, PCA)與階層式集群分析(Hierarchical cluster analysis, HCA)，這些技術常被使用於指出樣本或變數之自然關係(Wenning and Erickson, 1994; Astel et al., 2007)。主成分分析可將觀測變數進行組成一些綜合因素，進而可以發現一些特別特徵在既有的測量系統內(Lautre and Fernandez, 2004; Macciotta et al., 2006; Chen et al., 2007; Lucas et al., 2008)。得到主成分分析結果後，階層式集群分析可透過一組測量變量的值對相似項目進行分組(Patras et al., 2011)。根據文獻，主成分分析與階層式集群分析已可以簡化複雜和資訊來成功地闡明環境問題的特徵(Shah and Shaheen, 2008)。Ammar et al. (2014)調查整個流域，開採 CT 含水層，以改善該含水層內的水動力連續性，並限制主要的

水文地質化學過程，控制地下水質的變化，此研究結合 HCA, PCA 及地理資訊系統(geography information system, GIS) 應用於 12 個物理化學參數的資料集，並確認地下水化學是在存在於盆地中隨機分佈的蒸發，而不是在不同岩性相的含水層。Huang et al. (2014) 針對海水入侵和意外洩漏沿海地區之地下水安全性利用 Microtox 測試來量化地下水的生物毒性，並提出了一個基於 HCA 和 PCA 的綜合數據分析模型，用於確定可能導致生物微毒性的關鍵環境因素，以及與地下水使用相關的空間風險模式。結果表明， As^{3+} 是生物微毒性最危險的原因之一。

除了了解樣本與變數之間關係外，更進一步建立環境因素、污染物空間分布和樣本點位置之間的關係也可以提高控制策略的效率。冗餘分析(Redundancy analysis, RDA) 是一種較少用於環境科學的多變量分析方法，此方法主要一對應分析排序和多元回歸的迭代過程。冗餘分析能用來分析多個依變數與自變數之間的關聯性，也是一種約束排序，與在虛擬的梯度上呈現最佳解釋變量的主成分分析不同，差別在於冗餘分析在特定排序軸上探討物種的變化，物種分布之座標排序軸是環境因子的線性組合，因此常應用於了解生物與環境變化間的關係。冗餘分析是一種直接排序的線性方法，在多變量分析的統計學教科書上經常被忽略，有許多應用於生態學的研究，重點在於特定環境因素，例如污染物、管理制度、以及其他人為造成的環境變化，相對的，統計分析不應該只是物種組合的主要變化，要

注重的應該是變量造成的影響，因此建議研究應用有限的環境變量來直接排序的方法(McArdle and Anderson, 2001; Afifi and Clark, 2003)。由於它可以找到採樣點，環境條件和結果之間的相關性，因此該方法已廣泛應用於環境和生物系統(Badgley and Fox, 2000; Yergeau et al., 2009; Zhao et al., 2010; Legorburu et al., 2013)。

根據以上，本研究利用多變量分析法鑑定沿海區域地下水環境因素之空間分布，其中多變量分析法包含 PCA, HCA 及 RDA 法。而本研究的目的如下：(1) 研究台灣西部沿海工業園區地下水因子的空間潛勢；(2) 通過 PCA 評估對當地地下水水質有貢獻的綜合因素；(3) 通過 HCA 結合 PCA 指出研究區域地下水質之汙染潛勢；(4) 利用 RDA 與 GIS 繪製環境因素與地下水質汙染潛勢之間的關係。

第二章 方法論

2.1 研究樣區與資料收集

本研究的研究樣區主要鎖定彰化縣沿海工業區，分別為全興工業區、線西工業區、鹿港工業區與芳苑工業區。此四個工業區的地質大多為沙礫層與黏土層。線西工業區與鹿港工業區以金屬、化學製品與機械設備製程作為主要產業，而全興工業區與芳苑工業區大多為紡織業。從這些來源排放的所有污染物可能包括重金屬，有機物和污水中直接影響土壤品質。這些工業園區皆座落於彰化平原的西邊並且擁有 1300 萬人口數。在研究區域以西，靠近台灣海峽的海岸線，是一個充滿水產養殖漁業和泥灘濕地的地區，除了自然生態外，此區域也對當地市政，農業和工業水資源的有巨大需求，但也導致台灣許多沿海地區有地層下陷的現象。水利署在 2014 年報告中顯示彰化縣有 408 平方公尺已經有 2.02 公尺的地層下陷，並且公告地下水流向。海水入侵與工業廢棄物的排入在本研究中非常常見。為了評估地下水質的空間變異與風險地圖，當地工業區管理局在整個關注區域共安排了 57 口深度在 10 至 20 米之間的監測井，如圖 3.1 所示。

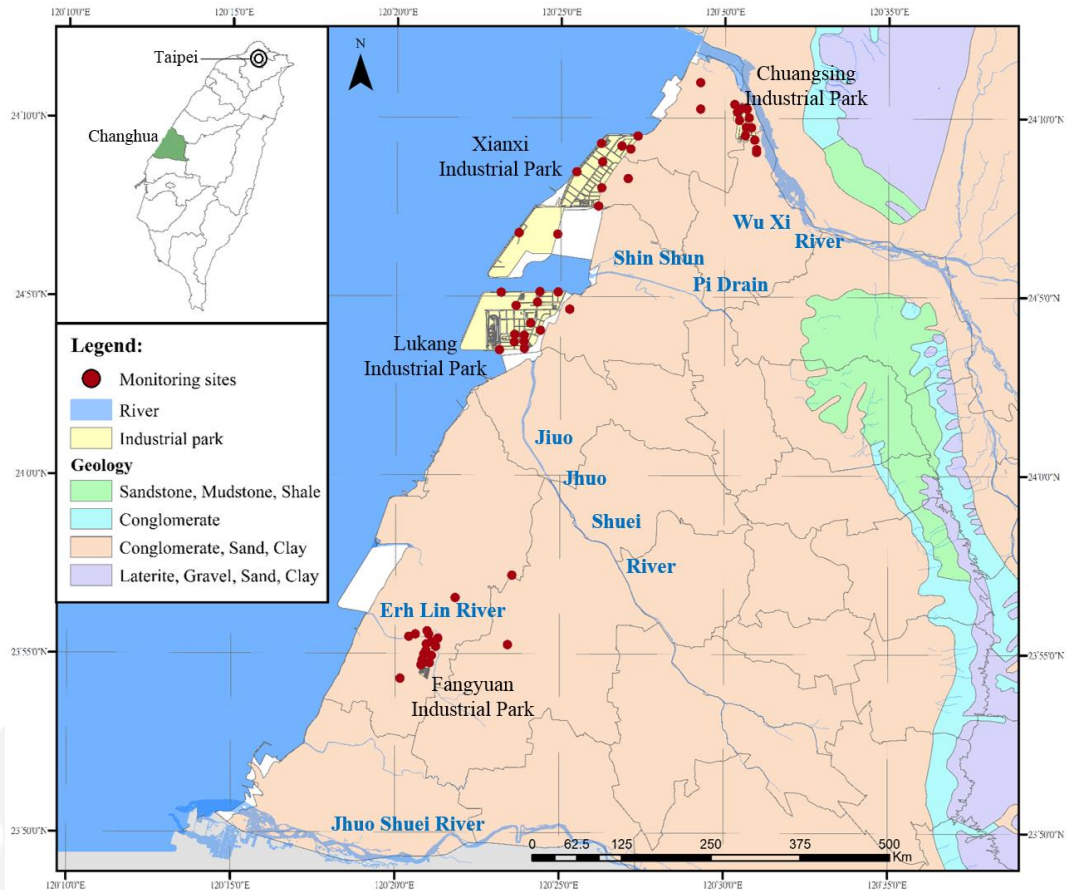


圖 3.1 研究樣區

2.2 資料收集與分析

本研究收集了 2011~2014 年的半年監測數據，然後對這 57 個樣本進行了 14 種化學成分的化學分析，如表 3-1 所示。這些地下水樣品皆是利用環檢所的標準作業程序(NIEA W103.54B)進行採集。而樣品化學分析也是透過環檢所的標準作業程序進行檢驗，TOC 部分為 NIEA W530.51C；Fe & Mn 為 NIEA M103.02C；Cl⁻ 為 NIEA W407.51C；NO₃-N 為 NIEA W418.52C；SO₄²⁻ 為 NIEA W415.53B；NH₃-N 為 NIEA W448.51B。地下水質之測量偵測極限為 (1) TOC: 0.031mg/l, (2) Fe: 0.0072mg/l, (3) Mn: 0.0084mg/l, (4) Cl⁻: 0.6mg/l, (5) NO₃-N: 0.016mg/l, (6) SO₄²⁻: 2.3mg/l, (7) NH₃-N: 0.012mg/l.

表 3.1 工業區之環境參數與污染物參數統計表 (mean ± standard deviation)

Category	Variable	Standard of drinking water of TEPA ⁶	Chuansing industrial park	Lukang industrial park	Xianxi industrial park	Fangyuan industrial park
Environmental parameters	pH	6.0-8.5	6.86±0.22	7.49±0.32	7.55±0.26	6.96±0.19
	Depth (m)	-	3.98±1.1	3.4±1.14	3.38±1.64	3.64±1.14
	Conductivity (µmho/cm)	-	1150.93±747.25	15137.21±14658.66	16523.12±12988.57	1982.03±1737.50
	ORP ¹ (mV)	-	120.02±70.86	105.78±39.47	132.54±50.25	109.53±33.19
	DO ² (mg/L)	-	2.43±0.74	2.01±0.55	2.31±0.57	1.76±1.07
	GH ³ (mg/L)	300	353.77±156.89	2134.23±1929.39	2145.92±1599.39	553.18±272.32
Pollutant parameters	Fe (mg/L)	0.3	1.05±1.41	1.54±1.47	1.52±1.63	1.33±2.09
	Mn (mg/L)	0.05	0.42±0.39	0.98±2.29	0.43±0.33	0.55±0.79
	TOC ⁴ (mgCaCO ₃ /L)	-	2.3±2.3	2.59±1.14	9.22±23.24	21.22±56.60
	Cl ⁻ (mg/L)	250	123.52±212.81	4709.24±5136.88	4908.98±4435.62	101.16±218.45
	TDS ⁵ (mg/L)	500	796.25±547.92	12026.28±13277.45	11973.46±10795.7	1730.33±146.30
	NO ₃ ⁻ N (mg/L)	10.0	1.76±3.76	0.76±1.1	0.36±0.48	1.52±2.42
	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	250	145.42±71.18	774.91±715.43	791.81±607.31	237.94±176.30
	NH ₃ N (mg/L)	0.1	1.58±5.38	1.34±1.32	0.91±1.13	64.22±146.25

Note: ¹: Oxidation-reduction potential; ²: Dissolved oxygen; ³: General hardness; ⁴: Total organic carbon; ⁵: Total dissolved solid; ⁶: Taiwan Environmental Protection Agency

2.3 主成分分析

主成份分析(Principal Component Analysis, PCA)是多變量分析方法的一種，可將大量變數以少量的主成份取代，而新的變數又不會損失太多就數據的內容(Jolliffe, 2002)，其主要效果如下：

- 1.保留原始數據之內容
- 2.新的變數之間互為獨立
- 3.縮減原始變數之數量

本研究利用主成份分析將大量社會經濟變項濃縮成幾個主要變項，並以新的變項取代舊有的變項，以簡化高複雜化的變數達到縮減變數之成效，並能保留原始數據本身大部分的主要訊息(Astel et al., 2007)；經由相關分析篩除取得自變數群之間獨立性高，且與依變數皆有高度相關性，再利用主成份分析將大量自變數進行濃縮，減少變數項目以利後續冗餘分析使用。

第一組原始變項的線性組合所形成之新變數即為主成份，此新變數能解釋最大的總變異，其原始變項線性組合數學式如(56):

$$X_1^* = W_{11}X_1 + W_{12}X_2 + W_{13}X_3 + \dots + W_{1p}X_p \quad (56)$$

X_1^* 的變異量等於樣本共變數矩陣的最大特徵值，主成份的係數即是最大特徵值中的相對特徵向量(eigenvector)。第二組原始變項的組合數學式如(57):

$$X_2^* = W_{21}X_1 + W_{22}X_2 + W_{23}X_3 + \dots + W_{2p}X_p \quad (57)$$

第二個新變數可以解釋第一個新變數以外之最大總變異量，二個主成份 X_1^* 、 X_2^* 間沒有相關，其Pearson積差相關係數等於0，第二個主成份的係數是樣本共變數矩陣最大特徵值中特徵向量之元素， X_2^* 的樣本變異量等於第二個最大特徵值，其他新變數依此類推。主成份分析是一組測量變項 X_1 、 X_2 、...、 X_p 的線性組合，這些線性組合彼此間沒有相關，線性組合對新變數儘可能有最大的解釋變異量。

2.4 階層式集群分析

群集分析能將比較相似的資料樣本聚集在一起，形成群集(cluster)，以資料樣本間的距離作為分類的依據，相對距離愈近的則相似程度愈高，將歸類成同一群組。本研究將主成份分析濃縮後之變項作為縣市分群之標準，以濃縮後之社會經濟因子對縣市進行分群，如此可以了解社會經濟情況相仿之縣城市群，以利後續探討不同縣城市群集的廢棄物產生性質差異。

經過主成份分析後，再利用群集分析來探索數據之間的差異，並通過差異來進行分類，便可得到數據的群集關係(Lima et al., 2010)。群集分析可用距離顯示數據之間的相似關係，並依此來做為分群之依據(Davis, 1986)。群集分析的數學式如(58):

$$d_{ij} = \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^m (x_{ik} - x_{jk})^2}{m}} \quad (58)$$

X_{ik} 代表在 i 的物件上有第 k 個變數， X_{jk} 代表在 j 的物件上有第 k 個變數，距離小顯示兩個對象具有相似性，而距離大代表有異質性，依此來分群。

集群分析(Cluster Analysis, CA)是一種用來將觀測點分群或分類的分析方法。經過集群分析分群之後，在同一群內的觀測點針對某些特性而言會有一致性；而分屬不同群的觀測點，針對同樣的特性則會有顯著的不同。註：屬量資料又稱為量的資料(quantitative data)，其大多依照計量的特性而劃分的，也就是說可以用尺度衡量的方法以數字表示出來。

集群分析方法主要有二種，分別為階層式集群分析法(Hierarchical Cluster Analysis, HCA)及非階層式集群分析法(Non Hierarchical Cluster Analysis)。非階層式集群分析法最常使用者為K組平均法(K-Means 集群分析法)，如果觀察值的個數較多或資料較為龐大(200個以上)，冰柱圖與樹狀圖二種判別圖形，呈現時會過於分散，不易解釋，故採用K-Means 集群分析法較合適。如果觀察值樣本不大，則採用階層式集群分析法較為適宜。

2.5 冗餘分析

冗餘分析 (Redundancy Analysis, RDA) 是多元迴歸分析的延伸，而「冗餘」代表解釋變異的意思。冗餘分析為多元迴歸分析延伸成之多元依變數數據模式，其為不對稱之分析:Y 軸為依變數的變量表，X 軸為自變數的變量表。冗餘分析和典型相關分析的差別類似於線性回歸分析和線性相關分析，同時冗餘分析也可以說是主成份分析的擴展分析，因為其標準排序向量是依變數 Y 的線性組合。

冗餘分析之方程式如(59)，其中 S 代表變異數， λ 代表特爭值，u 為特徵

向量:

$$(S_{YX}S^{-1}_{XX}S'_{YX}-\lambda_kI)u_k=0 \quad (59)$$

其方程式可通過多元線性回歸得到，並利用主成份分析分解，其計算可以使用任何標準的通用統計軟體來進行，前提是能使用多元回歸以及主成份分析。當依變數表 Y 可通過主成份分析來進行時，才代表使用 RDA 是適合的。

進行冗餘分析前數據矩陣必須做以下的準備:

1. 依變數 Y 必須是 N×P 的表格，其中 N 為對象(樣本)之數量，P 為變量之數量，並將變數中心化或標準化，若其變量非均勻比例(如 pH、溫度、濃度...等)，則先經過主成份分析。
2. 自變數 X 必須是 N×M 的表格，其中 M 為自變數之變量數量，並將變數做中心化，標準化則非必要條件。

以上階段為檢查其變量的分佈，以及 X 和 Y 之間的線性關係，並根據需要使其分佈更適用於線性的關係，並降低異常值的影響。

以下變數的發展可了解如何透過多元迴歸分析及主成份分析來得到公式(59):

表 Y 中每一個依變數對表 X 中所有自變數進行迴歸分析，其方程式如(60):

$$b = [X'X]^{-1}X'y \quad (60)$$

整套的迴歸方程式如(61):

$$B = [X'X]^{-1} X'Y \quad (61)$$

B為所有依變數Y對於全部自變數X的係數矩陣，整套線性迴歸又被稱為多元線性迴歸；在多元迴歸中最適值 \hat{Y} 的計算如(62)所示：

$$\hat{Y} = X B \quad (62)$$

\hat{Y} 可以計算出單一矩陣運算，套用式(63)的B來計算：

$$\hat{Y} = X[X'X]^{-1} X'Y \quad (63)$$

由於變量X和Y用各自的方法中心化，所以B向量並沒有截距參數，向量被中心化是為了使此方法在所有情況下都屬於一般線性迴歸。

用最適值來計算共變異數矩陣之方程式如(64)所示(n為樣本數)：

$$S_{\hat{Y}\hat{Y}} = [1/(n-1)] \hat{Y}'\hat{Y} \quad (64)$$

代入式(62)可得式(64)並簡化為式(65)：

$$S_{\hat{Y}\hat{Y}} = [1/(n-1)] Y'X[X'X]^{-1} X'X[X'X]^{-1} X'Y \quad (65)$$

$$S_{\hat{Y}\hat{Y}} = S_{YX}S^{-1}_{XX}S'_{YX} \quad (66)$$

其中 S_{YY} 為依變數的共變異數矩陣， S_{XX} 為迴歸因子的共變異數矩陣， S_{XY} 是兩組變數的共變異數矩陣。

最適值的表進行主成份分析以減少其變項，如此可解決其特徵值問題：

$$(S_{\hat{Y}\hat{Y}} - \lambda_k I) u_k = 0 \quad (67)$$

其中 u_k 為歸一化後的特徵向量，將式(66)代入式(67)可得式(68)，此即為冗餘分析之方程式：

$$(S_{YX}S^{-1}_{XX}S'_{YX} - \lambda_k I) u_k = 0 \quad (68)$$

以下大略講解數據處理步驟，其步驟如圖 3.2 所示：

(1) 將每一個變量 Y 與全部變量 X 進行迴歸，並計算其最適值。

(2) 對矩陣內的最適值進行主成份分析得到特徵值以及特徵向量。

其結果可得到兩種排序，一個是依變數 Y 的排序空間(YU)，另一個是自變數 X 的排序空間($\hat{Y}U$)，此外，其餘主成份排序可由殘差矩陣來獲得。最終排序空間以座標形式呈現於雙軸圖上，可知自變數 X 與依變數 Y 的影響關係，此外，也可知道樣本與兩變數之間的關係。

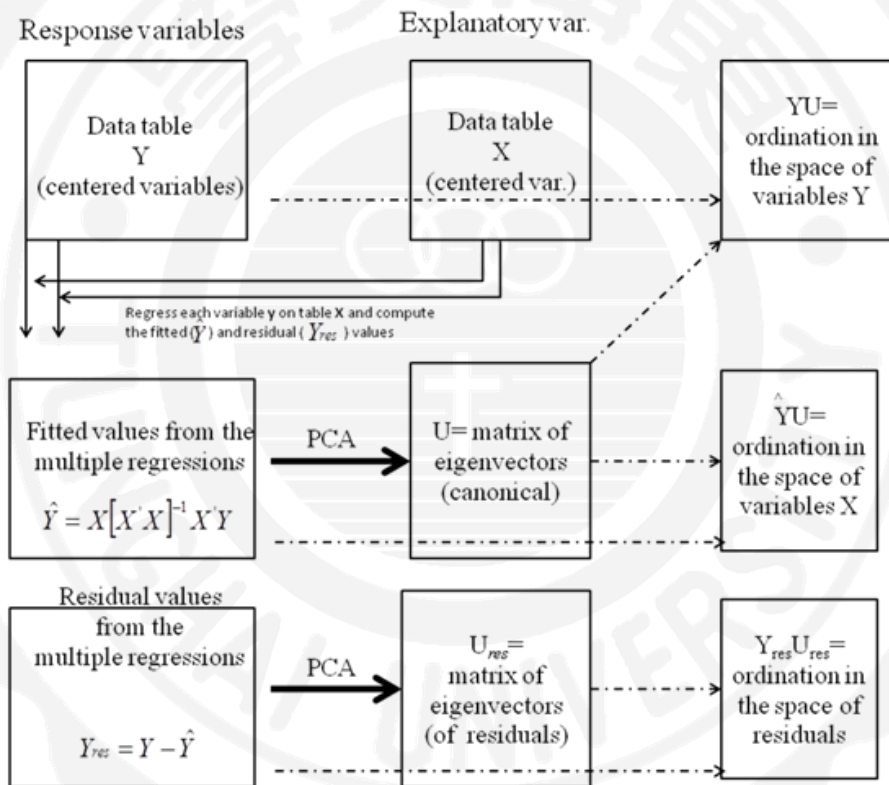


圖 3.2 冗餘分析步驟圖

第三章 結果與討論

3.1 地下水參數分析

本研究採用來自環保署報告的地下水質的定量數據，年份為 2011 至 2014。表 3.1 總結了四個工業區之地下水樣品統計分析結果並參考環保署的飲用水標準。從表中可以看出，許多監測值皆高於環保署的飲用水標準，而部分沿海工業區的污染物濃度超過飲用水標準的 7 倍。在線西與鹿港沿海工業區，地下水的 pH 為輕度鹼性，相反的，全興工業區與芳苑工業區則為輕度酸性。導電度分布 1,150 to 15,523 $\mu\text{S} / \text{cm}$ ，且越接近台灣海峽越高，尤其是線西與鹿港工業區。而高導電度與高氯離子代表的海水已入侵至兩個沿海工業區且有較複雜的化學反應結果。同時，在鹿港和線西工業區發現的高濃度硬度可能表明 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 已經從海洋中滲入至當地地下水。從 GIS 的空間分析結果中，線西與鹿港工業區、部分全興工業區、部分芳苑工業區的導電度皆高於 2,000 $\mu\text{S} / \text{cm}$ 。此代表當地的地下水質已經發生鹽化現象(Kafri et al., 2007; Urresti-Estala et al., 2013)。

3.2 各工業區之環境特徵

所有的環境參數皆被投入於PCA中，探討不同沿海工業區之主要環境特徵。在所有分析結果中，pH並未被歸類至哪一群組，此含意代表pH為不顯著的因子，因此本研究不考量pH對研究樣區的影響。各工業區之環境特徵顯示如表3.2所示。從表3.2中，全興工業區、線西工業區及鹿港工業區皆

有三個主成分，其資料之總解釋變異量為91.68%、95.11%及93.30%；而芳苑工業區則被分成兩個主成分，其總解釋變異量為78.45%；在每一個群組裡，有陰影的部分代表為變數間具有高相關性。也就是說，內陸和沿海工業區的環境特徵有較大的不同。關於芳苑工業區的低累積變異百分比，表3.2中列出的這些環境參數似乎並未完全解釋內陸工業區的行為。

在這三個沿海工業區，第一個因素包含導電度及硬度，其全興工業區、鹿港工業區及線西工業區之解釋變異量分別為43.86%，61.24% and 52.57%。第一個因素高度依賴於導電度，與鹽水入侵有高度相關，尤其是鹿港工業區，而在全興工業區、鹿港工業區與線西工業區的其他重要因子包含DO與ORP，解釋變異量分別為18.20%、17.10%及28.14%，此代表F2應該為地下水的氧化還原因子。結果表明，線西工業區附近地下水的氧化還原狀況比其他工業園區更為嚴重。地下水水位為四個工業區之另外一個重要因子，濕季和旱季之間地下水水文的相當大的變化可能導致複雜的地質化學反應。與其他工業園區相比，全興工業園區地下水水文對地下水水質的影響較大，可能因全興工業園區位於烏溪河口附近。表3.2也指出鹽化為鹿港工業區最重要的因子，而鹽化與地下水水文在全興工業區也為最重要因素；而線西工業區則是鹽化與氧化還原因素最為嚴重。

芳苑工業區的主要成分與其他工業區都不同，分別為鹽化與氧含量兩個因素。與其他工業區比較，芳苑工業區離海岸線較遠，此外，芳苑工業區

表 3.2 不同工業區之 PCA 結果

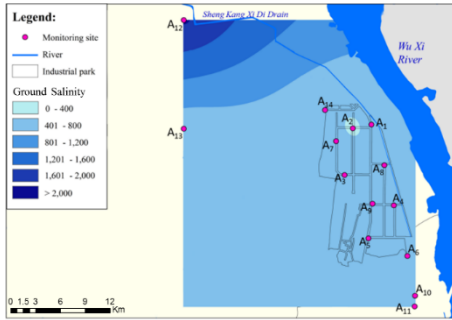
Variable	Chuansing industrial park			Lukang industrial park			Xianxi industrial park			Fangyuan industrial park	
	Salination factor	Water level	Redox condition	Salination factor	Redox condition	Water level	Salination factor	Redox condition	Water level	Salination factor	Oxygen content
Conductivity	.983	.009	-.118	.941	-.243	.109	.993	.073	-.032	.889	.356
GH ¹	.652	.698	.074	.915	-.320	.203	.978	.006	.116	.829	.450
Depth	-.172	.922	-.091	.080	-.074	.986	.062	.144	.976	-.007	.947
DO ²	-.230	.056	.920	-.221	.903	.060	.350	.879	-.040	-.370	-.786
ORP ³	.022	-.584	.703	-.326	.808	-.239	-.252	.850	.303	-.640	.068
% of variance	43.864	29.604	18.207	61.244	17.098	14.963	52.570	28.136	14.403	59.037	19.415
Cumulative %	43.864	73.468	91.675	61.244	78.342	93.304	52.570	80.705	95.109	59.037	78.452

Note: shaded value is > 0.65

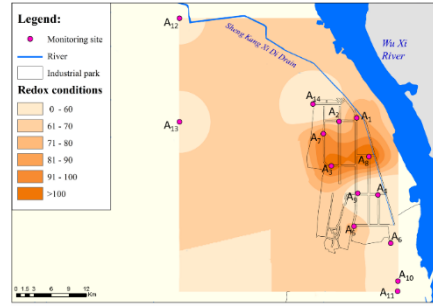
¹: General hardness; ²: Dissolved oxygen; ³: Oxidation-reduction potential.

不位於河流和海洋的交匯處。因此，芳苑工業區之地下水環境狀況比其他工業園區相對簡單。

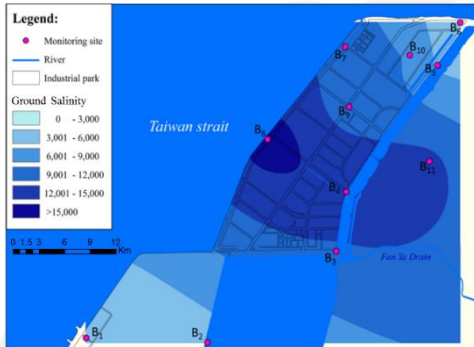
圖3.3為利用各工業區的環境特徵探討其空間潛勢。全興工業區以鹽化與地下水水位為主，地下水與表面水的交互作用可從A1、A3、A7 及 A8；在線西工業區，主要因素為鹽化與氧化還原因子，該區域代表較複雜系統；而鹿港工業區之地理環境與線西工業區相對同質，但鹽化因素較為嚴重；較內陸之芳苑工業區，氧含量因素如地下水水位與溶氧是重要的，但鹽化不是。從空間型態來看，圖3.3(g)與(h)指出D11、D12、D16 及 D1都有高地下水水位且低溶氧。



(a) Groundwater salinity in Chuansing



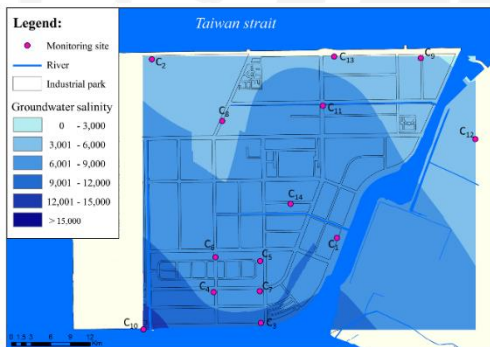
(b) Redox conditions in Chuansing



(c) Groundwater salinity in Xianxi area



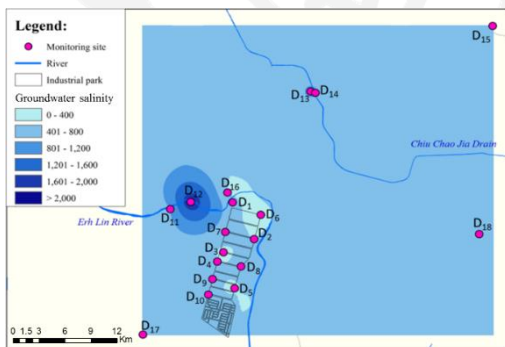
(d) Redox conditions in Xianxi area



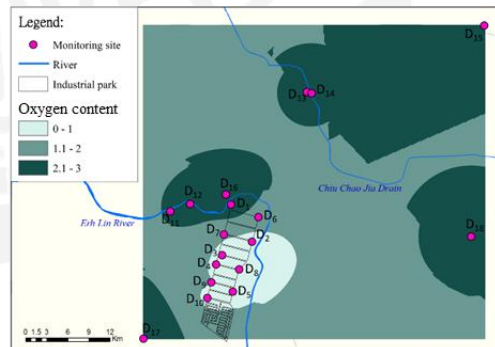
(e) Groundwater salinity in Lukang



(f) Redox conditions in Lukang



(g) Groundwater salinity in Fangyuan



(h) Oxygen content factor in Fangyuan

圖 3.3 各工業區之地下水環境參數之空間分布

3.3 污染物層級分析

為進一步分析研究區地下水污染物的空間型態，不同工業園區的地下水樣本藉由HCA進行分群，分類樹狀圖如圖3.4所示。

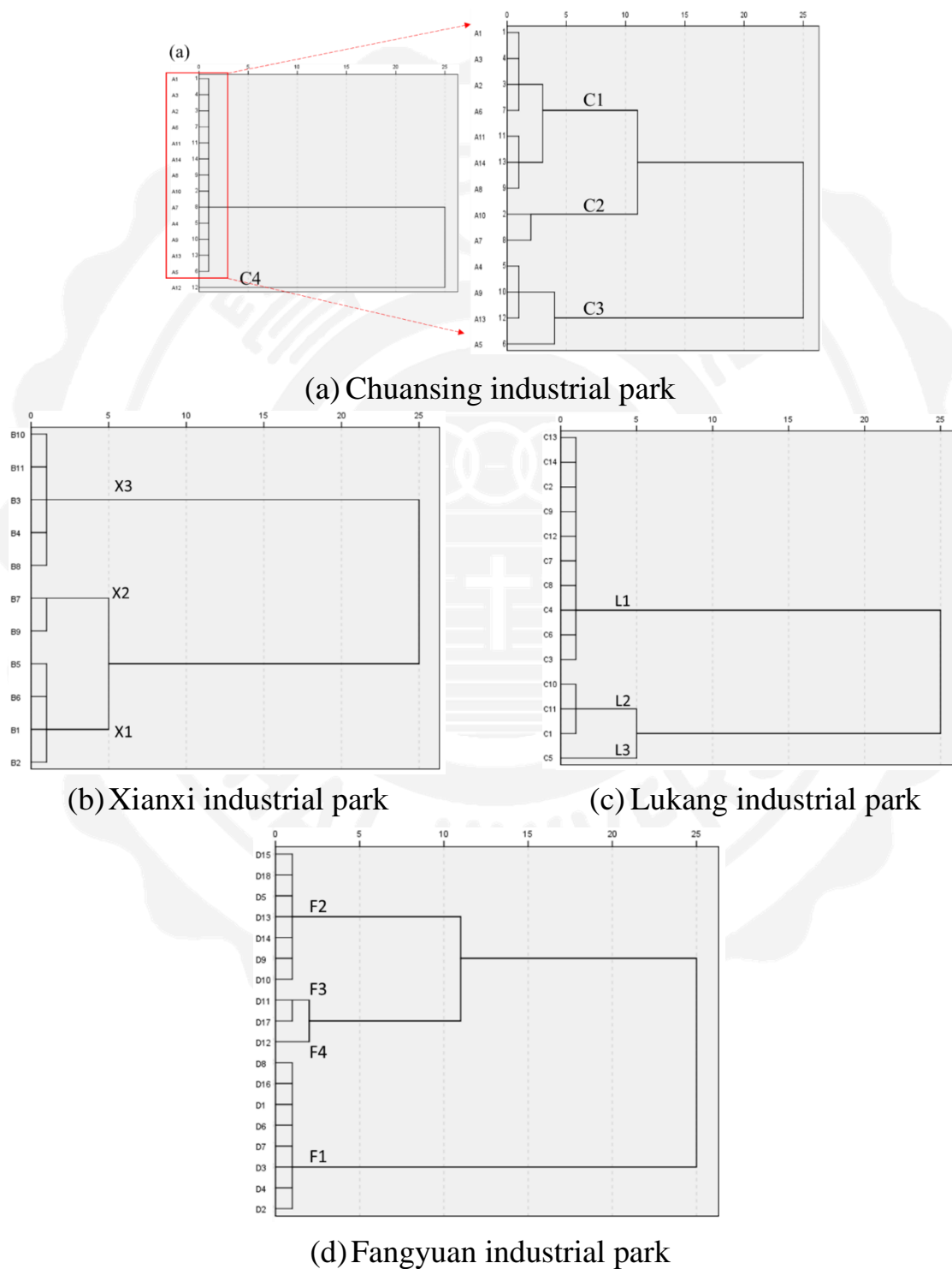
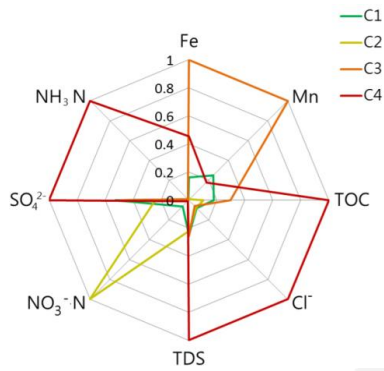
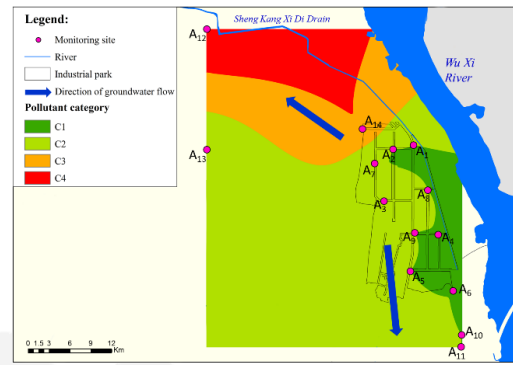


圖 3.4 各工業區之污染物類別樹狀圖

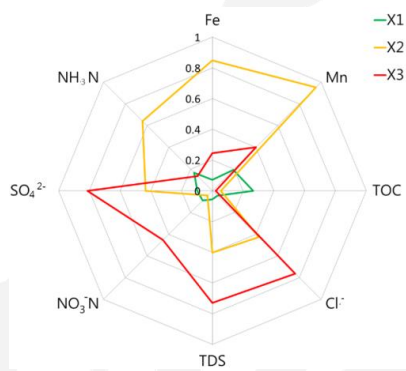
從圖3.5(a)與(b)所示，根據全興工業區的污染物組成，其地下水樣品被分類成四群(C1、C2、C3及C4)。跟其他工業區相比，全興工業區之TOC、TDS、NH₃-N、NO₂⁻N屬於較低濃度，所以在地下水中C1比其他點位較為乾淨。而C2則有大多數污染物之最低濃度，但NO₂⁻N除外。在C3部分，Fe與Mn為較高濃度。比較圖3.3(a)與(b)，可探討環境參數及污染物參數之間的空間關係，而鹽化因子及地下水水文已賦於污染物層級的特徵。圖3.5(c)及(d)顯示線西工業區的HCA結果，其主要被鑑定為三個主要集群(X1、X2及X3)。首先，X1的B₁、B₂、B₅及B₆為沒有被污染的集群，且為在工業區之系統邊界，而整體區域大多為X2的集群中，主要因子為Cl⁻、TDS、NO₃⁻-N及SO₄²⁻。B₁₁、B₄、B₃、B₈及B₁₀則被分類於第三群，且散步於X2中。相比之下，鹿港工業區的大部分地區都比較乾淨，除了分為L2和L3集群的地點(如圖3.5(e)與(f))，C₁、C₅、C₁₀、C₁₁有高污染物濃度，這些資訊表明這些測站發生了意外洩漏。芳苑工業區被分成四群，F1集群位於芳苑工業區內，屬於相對乾淨區域。由於芳苑工業區獨特的地質特徵，該地區富含了鐵離子，而在芳苑工業區的地下水下游區域，F3與F4確定了此區域具有高污染物濃度。D₁₁、D₁₂及D₁₇為潮汐地下水井，此井中之地下水已經被氧化，其中檢測到污染物為NO₃⁻N及SO₄²⁻。從PCA的結果指水文化學條件是地下水環境中的一個重要因素，可能會導致污染物的生成，且潮汐的影響也扮演著當地污染物分布狀態。



(a) pollutant categories in Chuansing



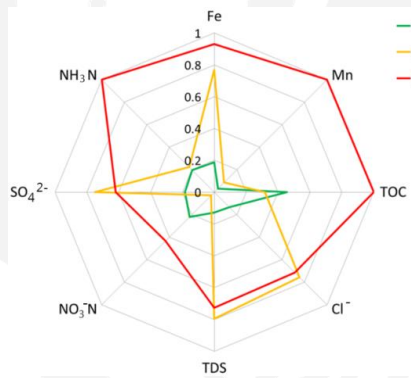
(b) pollutant patterns in Chuansing



(c) pollutant categories in Xianxi



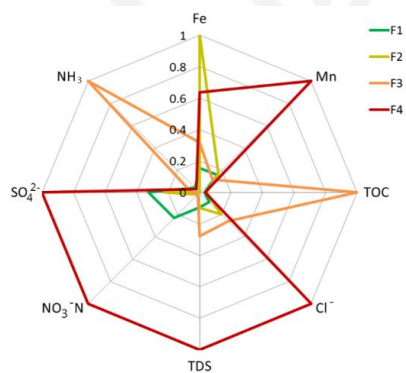
(d) pollutant patterns in Xianxi



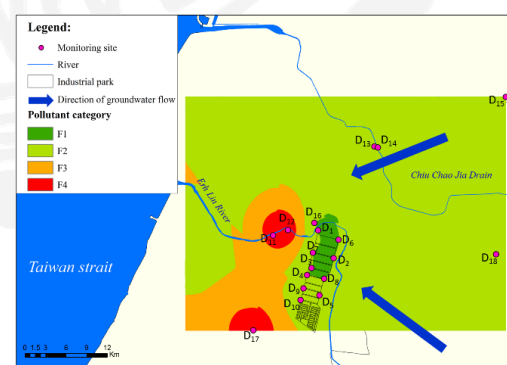
(e) pollutant categories in Lukang



(f) pollutant patterns in Lukang



(g) pollutant categories in Fangyuan



(h) pollutant patterns in Fangyuan

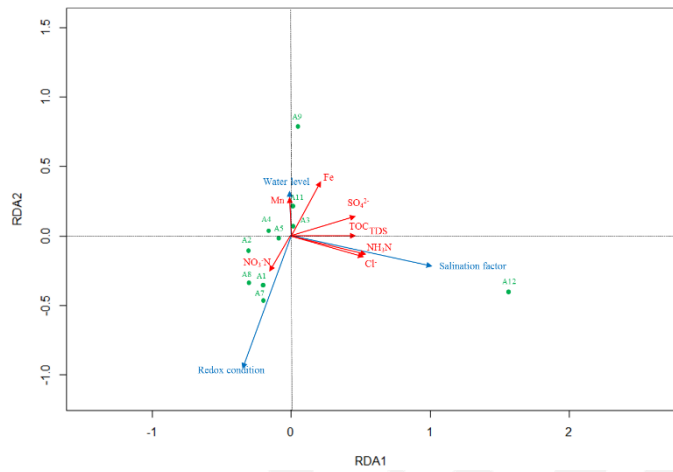
圖 3.5 各工業區之污染物類別與污染物類別空間分布

3.4 環境因素與地下水質型態之關聯性分析

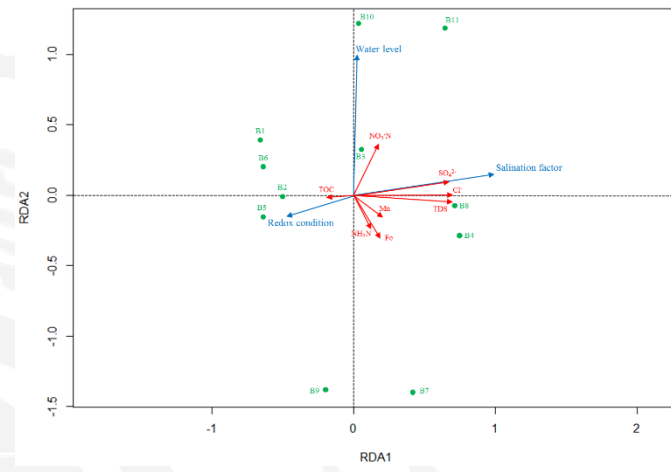
本研究利用 RDA 解釋環境參數對不同工業區之污染物型態且所有 RDA 結果皆屬於顯著($p \text{ value} < 0.005$)，如圖 3.6 所示。通常 RDA 結果都是以雙標圖進行表示，其中監測點會依據同質性或相似性的環境型態進行分組且箭頭被用來解是參數間的相關性。換言之，長箭頭代表的是相對應的參數是重要的；而兩個箭頭之間的夾角越小代表參數間之關聯性越高。

圖 3.6 主要是四個工業區之 RDA 結果。首先，先觀察圖 3.6(a)，此圖為全興工業區之 RDA 結果， A_1 、 A_3 、 A_5 、 A_7 及 A_8 被 ORP 及 DO 所主導，其同時也會出現高濃度 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 。 A_6 、 A_9 及 A_{11} 則是由地下水水位所主導，且 Fe 與 Mn 的高濃度也被偵測出來。 A_{10} 、 A_{12} 及 A_{13} 有較豐富 TDS, $\text{NO}_3^- \text{N}$ ，其原因為當地地下水環境是由鹽化因子所主導。圖 3.6(a) 的箭頭長度顯示出全興工業區最關鍵的環境參數為鹽化因子與氧化還原因子。 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 與 ORP 的箭頭與 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 與 DO 的箭頭之間的角度較小，代表 ORP 大小會重要影響其 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的濃度。同理，與 Fe 濃度相比，Mn 的濃度與地下水水位具有正相關性。

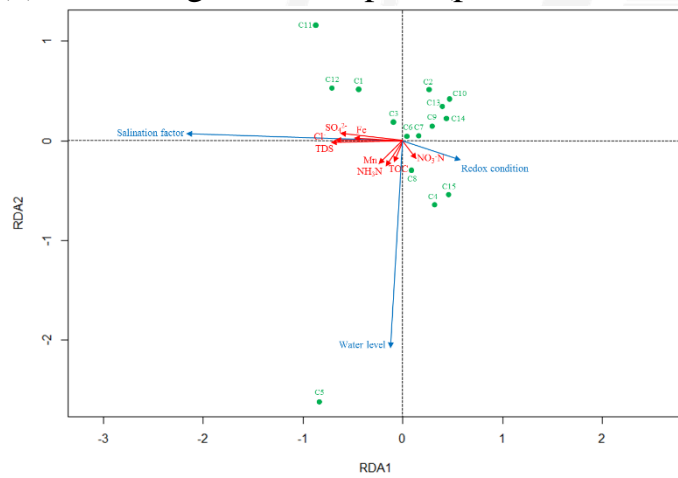
在線西工業區，DO 與 ORP 為較不重要的參數，對於 B_1 及 B_5 的監測點，DO 主導著地下水環境，且檢測到高濃度的 TOC。而 DO 與 ORP 主導 B_2 與 B_5 測站之周圍地質化學環境。 B_8 為高鹽化因子地區，且當地之高濃度 TDS 和 SO_4^{2-} 已認定 B_8 為嚴重鹽化區域。此外，具有高地下水水位的 B_3 、



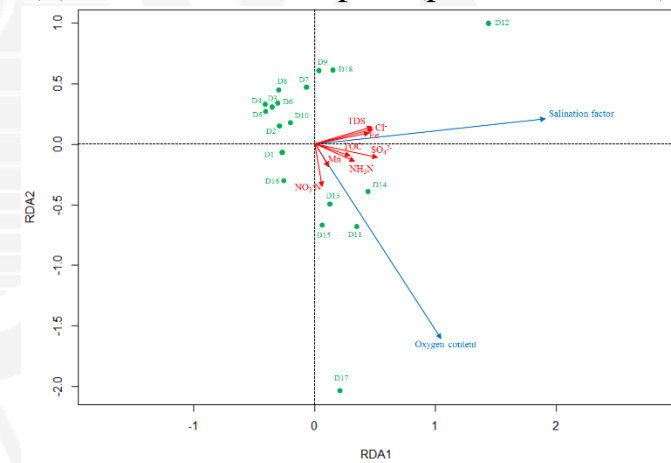
(a) Chuansing industrial park (p value = 0.001)



(b) Xianxi industrial park (p value = 0.003)



(c) Lukang industrial park (p value =0.002)



(d) Fangyuan industrial park. (p value=0.001)

圖 3.6 環境條件與污染物參數之關聯性

B₁₀ 及 B₁₁ 有豐富的 NO₃⁻N，B₇ 及 B₉ 位於 DO 濃度較低且地下水水位較淺環境，其中也發現可還原氮化物的 Fe 與 Mn 元素。更值得注意的是，B₄ 沒有發現重要的環境因素及主要污染物。

圖 3.6(c)顯示的是鹿港工業區結果，根據箭頭的長度，鹽化因子為最主要的參數。鹿港工業區的 C₂、C₇、C₈、C₉、C₁₂ 及 C₁₃ 皆由 ORP 所主導且有較低濃度 TOC、Mn、Fe 及 NH₃-N。C₄ 和 C₁₄ 由地下水位和 ORP 佔優勢，且對 NO₃⁻N 的貢獻有關係。而 C₁ 已經被鹽化，其中氯離子與導電度是關鍵環境參數並且含有豐富的 TDS 和 SO₄²⁻。

圖 3.6(d)說明了芳苑工業區環境因素與污染物濃度之間的關聯性。整體而言，鹽化因子為最重要的環境因素，而 ORP 相對不重要。DO 與 ORP 主導了相對未受污染的 D₁、D₂、D₃、D₄、D₅、D₆、D₇、D₈、D₉、D₁₀ 及 D₁₆。根據圖 3.5(h)，D₁₁、D₁₃、D₁₄ 及 D₁₅ 富含 TOC 與 NH₃-N，表明這些點位有可能發生有機性污染。D₁₁、D₁₂ 及 D₁₇ 為高污染區域，具體而言，RDA 結果指出 D₁₁ 的主要污染物為 TOC 與 NH₃-N；D₁₂ 的主要污染物為 TDS、Fe 及 SO₄²⁻；D₁₇ 主要是 Mn 及 NO₃⁻N 主要污染物；從圖 3.6 結果表明鹽化因子是因 Cl⁻ 及 SO₄²⁻ 之主要因素。

從整個分析結果來看，主成分分析、聚類分析和冗餘分析可以結合起來判別潛在環境特徵，並分析污染物空間層級及環境特徵和污染物之間關聯性。此方法可用於對不同環境特徵和污染物進行環境分析，並可由當地政

府即時環境管理。此種綜合分析程序可廣泛應用於不同的管理部門，包括潛在變量和資料分析，如不同城市的社會和經濟因素。



第四章 結論與建議

透過 PCA 結果，沿海工業區的環境特徵有鹽化因子、地下水水位及氧化還原條件；此外，內陸地區的特徵則包含鹽化因子與氧含量。透過 HCA 的結果，可以發現全興工業區與芳苑工業區的污染物濃度皆很高。隨著新的監測計畫建立，污染物的時空數據不斷增加，使得此模型的可用性也相對增加。此研究成功利用多變量分析技術，像是 PCA 與 HCA 揭露了該區域之環境特徵與污染物之空間層級。最後，RDA 用於分析其 PCA 與 HCA 之間的因果關係。RDA 結果可以幫助決策者了解污染物空間層級與環境特徵之間的關聯性，並制定有效的工業區地下水水質管理策略。此種方法也可廣泛應用於不同的管理部門，包括潛在變量和資料分析。

參考文獻

中文文獻

- 尤姝媚，2009。應用多時序遙測影像於海岸濕地監測與評估，國立成功大學衛星資訊暨地球環境研究所碩士論文。
- 王美珍，2012。藉口發展 台灣最大濕地 竟成蚊子工業區，遠見雜誌，第 311 期，5 月號，第 1~7 頁。
- 王惟德，2010。國內資訊教育學程之課程設計研究-分析網路程序(ANP)之應用，輔仁大學科技管理學程碩士在職專班碩士論文。
- 王慧玲，2012。無尾港濕地保護與生態旅遊結合之社區營造過程：公私協力模式的觀點，佛光大學公共事務學系，碩士論文。
- 行政院內政部營建署，2013。濕地保育法。
- 何信賢，2003。改變中的水患管理哲學—向歐洲學習，財團法人農業工程研究中心。
- 余錦文，2008。區域性空氣污染物來源鑑定分析-期望值理論之應用。碩士論文，朝陽科技大學環境工程與管理系。
- 吳全安，1988。海岸地帶資規劃與管理之研究-以嘉義縣海岸為個案，國立台灣大學地理研究所，碩士論文。
- 吳佳其，2015。與沿海自然環境的共生—日本的里海案例，台灣濕地雜誌，第 95 期，第 3~9 頁。
- 吳宜玲，2005。高美濕地生態教育區之規劃與推廣，國立台北師範學院社會科教育學系，專題研究論文。
- 吳俊毅，2011。人工濕地改善河川水質成效評估，國立中山大學環境工程研究所博士論文。
- 汪建南、馬雲龍，2016。工業 4.0 的國際發展趨勢與台灣因應之道。國際金融參考資料，第 69 輯，133-155。
- 林千琪，2013。安平水鳥濕地公園生態旅遊價值之評估，國立成功大學海洋科技與事務研究所博士論文。
- 林君嶽，2013。海岸濕地之海岸防護經濟效益評估—以台灣彰化海岸濕地為例，國立臺北大學自然資源與環境管理研究所碩士論文。
- 林昆明，2014。模擬與分析裸露河床地對空氣中懸浮微粒濃度之影響。碩士論文，臺灣大學環境工程學研究所。
- 林啟文、吳秋芬、高滄志，2006。濁水溪鄰近地區季風揚塵來源分析。中

- 華民國環境工程學會第二十三屆空氣污染控制技術研討會。
- 林意嵐，2008。社區居民參與社區博物館的經營管理程度對其社區意識之影響研究-以無尾港水鳥濕地保護區為例，國立臺灣師範大學運動與休閒管理研究所碩士論文。
- 林德貴、劉昱麟、黃隆明、劉文宗，2011。利用 FDM 模式分析河床揚塵-以大甲溪為例。水土保持學報，第 43 期，239-258。
- 帥柏任，2013。台灣海岸濕地保育與開發利用之管理架構研擬，國立臺北大學自然資源與環境管理研究所在職專班，碩士論文。
- 高盟發，2014。合 WBS-RBS-OBS 與 ANP 運用於工程專案風險管理---以航太產業為例，東海大學工業工程與經營資訊學系碩士論文。
- 張紹勳，2012。模糊多準則評估法及統計，台北市五南出版社，第 547-576 頁。
- 陳貝貞，2009。以景觀生態學觀點探討濕地廊道評估架構之建立，東海大學景觀學系，碩士論文。
- 陳佳宜，2006。海濱社區參與濕地保育之研究：以無尾港水鳥保護區為例，國立臺灣大學漁業科學研究所，碩士論文。
- 陳慶和、邱英嘉、黃富昌、劉偉麟，2008。廢棄物清除處理與回收處理工作之績效管理，南亞技術學院土木與環境工程系。
- 陳樹群，2003。永續生態社區營造與民眾參與意願傾向，國立中興大學水土保持系。
- 曾憲揚，2010。預防性聯合永續指標建構之研究—以歐盟為例，國立中山大學企管管理學系，博士論文。
- 游繁結，1989。濁水溪河口飛砂量之調查與研究。農林學報，第 38 期，75-104。
- 黃政仁，2014。應用聯合分析法評估桃園許厝港濕地之生物多樣性價值，國立臺北大學自然資源與環境管理研究所碩士論文。
- 黃淑媚，2012。以能值理論分析濕地生態經濟系統之研究 —以臺灣七股海岸濕地為例，國立成功大學地球科學系碩博士班碩士論文。
- 黃隆明、陳天慈、范姜明威，2011。台灣中部河口飛砂及揚塵之調查與研究。水土保持學報，第 43 期，259-276。
- 黃鈺郎，2011。結合 GQM、FDEMATEL 與 ANP 探討風力發電場設置評估因素之研究，大葉大學工業工程與科技管理學系碩士論文。
- 黃慧芬，2010。溫室氣體效應評估模型之建立與分析，台灣大學環境工程

學研究所，博士論。

詹長權、邱嘉斌、鍾明基、李睿桓，2014。中部空品區細懸浮微粒暴露評估及成因分析。行政院環境保護署，41。

廖桂賢，2011。武洛溪人工濕地淨化受污河川水之功能研究，濕地雜誌，第65期，第24~27頁。

綠色陣線，2011。破冰與撒種—巴基斯坦的漁村參訪，台灣濕地雜誌，第65期，第28~35頁。

蔡承叡，2010。地方生態旅遊政策規劃之研究—以臺中縣高美濕地為例，東海大學政治學系碩士論文。

黎永松，2013。生態旅遊認知對濕地環境衝擊、環境態度與環境敏感度之影響，大葉大學管理學院博士班博士論文。

賴政良，1994。海岸公有土地最適利用之研究：以多目標規劃法為分析架構，國立台灣大學地理學系。

閻克勤，2006。海岸環境管理與資源利用評估之研究--以新竹海岸濕地為例，國立臺北大學都市計劃研究所博士論文。

蘇昭安，2003。應用倒傳遞類神經網路在颱風波浪預報之研究，國立臺灣大學工程科學與海洋工程學系碩士論文。

英文文獻

Afifi, A.A., Clark, V., 2003. Computer-Aided Multivariate Analysis. Fourth Edition. Chapman & Hall.

Al-Naiema, I.M., Yoon, S., Wang, Y.Q., Zhang, Y.X., Sheesley, R.J., Stone, E.A., 2018. Source apportionment of fine particulate matter organic carbon in Shenzhen, China by chemical mass balance and radiocarbon methods. Environ Pollut 240, 34-43.

Alvarez, R.D., Wright, T.C., 2007. Effective cervical neoplasia detection with a novel optical detection system: A randomized trial. Gynecologic Oncology 104, 281-289.

Ammar, F.H., Chkir, N., Zouari, K., Hamelin, B., Deschamps, P., Aigoun, A., 2014. Hydro-geochemical processes in the Complexe Terminal aquifer of southern Tunisia: An integrated investigation based on geochemical and multivariate statistical methods. J Afr Earth Sci 100, 81-95.

Andrade, A.I.A.S.S., Stigter, T.Y., 2013. The distribution of arsenic in shallow

- alluvial groundwater under agricultural land in central Portugal: Insights from multivariate geostatistical modeling. *Sci Total Environ* 449, 37-51.
- Archetti, F., Giordani, I., Candelieri, A., 2015. Data Science and Environmental Management in Smart Cities. *Environ Eng Manag J* 14, 2095-2102.
- Arias-Hidalgo, M., Villa-Cox, G., Griensven, A.V., Solorzano, G., Villa-Cox, R., Mynett, A.E., Debels, P., 2013. A decision framework for wetland management in a river basin context: The "Abrás de Mantequilla" case study in the Guayas River Basin, Ecuador. *Environ Sci Policy* 34, 103-114.
- Ariza-Avidad, M., Cuellar, M.P., Salinas-Castillo, A., Pegalajar, M.C., Vukovic, J., Capitan-Vallvey, L.F., 2013. Feasibility of the use of disposable optical tongue based on neural networks for heavy metal identification and determination. *Anal Chim Acta* 783, 56-64.
- Astel, A., Tsakouski, S., Barbieri, P., Simeonov, V., 2007. Comparison of self-organizing maps classification approach with cluster and principal components analysis for large environmental data sets. *Water Research* 41, 4566-4578.
- Aydin-Onen, S., Kocak, F., Kucuksezgin, F., 2012. Evaluation of spatial and temporal variations of inorganic nutrient species in the eastern Aegean Sea waters. *Mar Pollut Bull* 64, 2849-2856.
- Bade, R., Bijlsma, L., Miller, T.H., Barron, L.P., Sancho, J.V., Hernandez, F., 2015. Suspect screening of large numbers of emerging contaminants in environmental waters using artificial neural networks for chromatographic retention time prediction and high resolution mass spectrometry data analysis. *Sci Total Environ* 538, 934-941.
- Badgley, C., Fox, D.L., 2000. Ecological biogeography of North American mammals: species density and ecological structure in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography* 27, 1437-1467.
- Baig, J.A., Kazi, T.G., Shah, A.Q., Kandhro, G.A., Afridi, H.I., Arain, M.B., Jamali, M.K., Jalbani, N., 2010. Speciation and evaluation of Arsenic in surface water and groundwater samples: A multivariate case study. *Ecotox Environ Safe* 73, 914-923.
- Basraoui, Y., Chafi, A., Zarhloule, Y., Demnati, S., 2011. An integrated coastal zone management initiative for sensitive coastal wetland on either sides of

- The Moulouya Estuary in Morocco. *Procedia Soc Behav Sci* 19, 520-525.
- Bell, S., Etherington, L., 2009. (Re)Connecting the Global and Local: Europe's Regional Seas. *Journal of Law and Society* 36, 75-93.
- Benyamine, M., Backstrom, M., Sanden, P., 2004. Multi-objective environmental management in constructed wetlands. *Environ Monit Assess* 90, 171-185.
- Bhattacharya, B.D., Nayak, D.C., Sarkar, S.K., Biswas, S.N., Rakshit, D., Ahmed, M.K., 2015. Distribution of dissolved trace metals in coastal regions of Indian Sundarban mangrove wetland: a multivariate approach. *J Clean Prod* 96, 233-243.
- Bibri, S.E., 2018. The IoT for smart sustainable cities of the future: An analytical framework for sensor-based big data applications for environmental sustainability. *Sustain Cities Soc* 38, 230-253.
- Bouchlaghem, K., Nsom, B., 2012. Effect of Atmospheric Pollutants on the Air Quality in Tunisia. *Sci World J*.
- Bove, M.C., Brotto, P., Calzolari, G., Cassola, E., Cavalli, F., Fermo, P., Hjorth, J., Massabo, D., Nava, S., Piazzalunga, A., Schembari, C., Prati, P., 2016. PM10 source apportionment applying PMF and chemical tracer analysis to ship-borne measurements in the Western Mediterranean. *Atmos Environ* 125, 140-151.
- Brown, S.G., Eberly, S., Paatero, P., Norris, G.A., 2015. Methods for estimating uncertainty in PMF solutions: Examples with ambient air and water quality data and guidance on reporting PMF results. *Sci Total Environ* 518, 626-635.
- Carlisle, B.K., Smith, J.P., A.L., H., Largay, B.G., Garcia, S.R., 1998. Wetland Ecological Integrity: An Assessment Approach. in: Waquoit Bay National Estuarine Research Reserve, M.D.o.E.P. (Ed.).
- Carreno, M.F., Esteve, M.A., Martinez, J., Palazon, J.A., Pardo, M.T., 2008. Habitat changes in coastal wetlands associated to hydrological changes in the watershed. *Estuar Coast Shelf S* 77, 475-483.
- Chen, K.P., Jiao, J.J., Huang, J.M., Huang, R.Q., 2007. Multivariate statistical evaluation of trace elements in groundwater in a coastal area in Shenzhen, China. *Environ Pollut* 147, 771-780.

- Chen, L., Zhang, M.G., Zhu, J., Skorokhod, A., 2017. Model analysis of soil dust impacts on the boundary layer meteorology and air quality over East Asia in April 2015. *Atmos Res* 187, 42-56.
- Chen, L.H., Knutsen, S.F., Shavlik, D., Beeson, W.L., Petersen, F., Ghamsary, M., Abbey, D., 2005. The association between fatal coronary heart disease and ambient particulate air pollution: Are females at greater risk? *Environ Health Persp* 113, 1723-1729.
- Cheng, J., Liu, Y.Y., 2018. The effects of public attention on the environmental performance of high-polluting firms: Based on big data from web search in China. *J Clean Prod* 186, 335-341.
- Chien, L.C., Lien, Y.J., Yang, C.H., Yu, H.L., 2014. Acute Increase of Children's Conjunctivitis Clinic Visits by Asian Dust Storms Exposure - A Spatiotemporal Study in Taipei, Taiwan. *Plos One* 9.
- Chong, S.S., Aziz, A.R.A., Harun, S.W., Arof, H., Shamshirband, S., 2015. Application of multiple linear regression, central composite design, and ANFIS models in dye concentration measurement and prediction using plastic optical fiber sensor. *Measurement* 74, 78-86.
- Chu, H.J., Yu, H.L., Kuo, Y.M., 2012. Identifying spatial mixture distributions of PM_{2.5} and PM₁₀ in Taiwan during and after a dust storm. *Atmos Environ* 54, 728-737.
- Coleman, J.M., Huh, O.K., Braud, D., 2008. Wetland loss in world deltas. *Journal of Coastal Research* 24, 1-14.
- Davis, J.C., 1986. *Statistics and data analysis in Geology*, second edition. John Wiley.
- Day, J., Ibanez, C., Scarton, F., Pont, D., Hensel, P., Day, J., Lane, R., 2011. Sustainability of Mediterranean Deltaic and Lagoon Wetlands with Sea-Level Rise: The Importance of River Input. *Estuaries and Coasts* 34, 483-493.
- de Jonge, V.N., Pinto, R., Turner, R.K., 2012. Integrating ecological, economic and social aspects to generate useful management information under the EU Directives' 'ecosystem approach'. *Ocean Coast Manage* 68, 169-188.
- Dehghan, A., Prasad, A.A., Sherwood, S.C., Kay, M., 2014. Evaluation and improvement of TAPM in estimating solar irradiance in Eastern Australia.

- Solar Energy 107, 668-680.
- Dockery, D.W., Brunekreef, B., 1996. Longitudinal studies of air pollution effects on lung function. *Am J Resp Crit Care* 154, S250-S256.
- Dong, R., Li, S., Zhang, Y., Zhang, N., Wang, T., Tan, X., Fu, X., 2018. Analysis of urban environmental problems based on big data from the urban municipal supervision and management information system. *Ecol Indic* 94, 52-69.
- Draxler, R.R., Hess, G., 1997. Description of the HYSPLIT4 modeling system.
- Draxler, R.R., Hess, G., 1998. An overview of the HYSPLIT_4 modelling system for trajectories. *Australian meteorological magazine* 47, 295-308.
- Duan, Y.H., Gan, Y.Q., Wang, Y.X., Deng, Y.M., Guo, X.X., Dong, C.J., 2015. Temporal variation of groundwater level and arsenic concentration at Jiangnan Plain, central China. *J Geochem Explor* 149, 106-119.
- Erol, I., Cakar, N., Erel, D., Sari, R., 2009. Sustainability in the Turkish Retailing Industry. *Sustainable Development* 17, 49-67.
- Fang, S.F., Xu, L.D., Zhu, Y.Q., Ahati, J., Pei, H., Yan, J.W., Liu, Z.H., 2014. An Integrated System for Regional Environmental Monitoring and Management Based on Internet of Things. *Ieee T Ind Inform* 10, 1596-1605.
- Feld, C.K., Sousa, J.P., da Silva, P.M., Dawson, T.P., 2010. Indicators for biodiversity and ecosystem services: towards an improved framework for ecosystems assessment. *Biodiversity and Conservation* 19, 2895-2919.
- Gabrielsen, P., Bosch, P., 2003. Environmental indicators: typology and use in reporting. EEA, Copenhagen.
- Gass, S.I., Harris, C.M., 2001. Encyclopedia of operations research and management science: Centennial edition. Springer science & business media.
- Gaudenzi Asinelli, M., Serra Serra, M., Molera Marimòn, J., Serra Espauella, J., 2018. The smARTS_Museum_V1: An open hardware device for remote monitoring of Cultural Heritage indoor environments. *HardwareX* 4, e00028.
- Ghan, S.J., Maccracken, M.C., Walton, J.J., 1988. Climatic Response to Large Atmospheric Smoke Injections - Sensitivity Studies with a Tropospheric

- General-Circulation Model. *J Geophys Res-Atmos* 93, 8315-8337.
- Gibbs, J.P., 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conserv Biol* 14, 314-317.
- Gibert, K., Horsburgh, J.S., Athanasiadis, I.N., Holmes, G., 2018. Environmental Data Science. *Environ Modell Softw* 106, 4-12.
- Groblicki, P.J., Wolff, G.T., Countess, R.J., 1981. Visibility-Reducing Species in the Denver Brown Cloud .1. Relationships between Extinction and Chemical-Composition. *Atmos Environ* 15, 2473-2484.
- Halim, M.A., Majumder, R.K., Nessa, S.A., Hiroshiro, Y., Sasaki, K., Saha, B.B., Saepuloh, A., Jinno, K., 2010. Evaluation of processes controlling the geochemical constituents in deep groundwater in Bangladesh: Spatial variability on arsenic and boron enrichment. *J Hazard Mater* 180, 50-62.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J.M., Fernandez, L., 2000. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research* 34, 807-816.
- Honarvar, A.R., Sami, A., 2018. Towards Sustainable Smart City by Particulate Matter Prediction Using Urban Big Data, Excluding Expensive Air Pollution Infrastructures. *Big Data Research*.
- Howe, R.W., Regal, R.R., Hanowski, J., Niemi, G.J., Danz, N.P., Smith, C.R., 2007. An index of ecological condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. *J Great Lakes Res* 33, 93-105.
- Huang, W.J., Chen, W.Y., Chuang, Y.H., Lin, Y.H., Chen, H.W., 2014. Biological toxicity of groundwater in a seashore area: Causal analysis and its spatial pollutant pattern. *Chemosphere* 100, 8-15.
- Jacobs, R.A., 1988. Increased Rates of Convergence through Learning Rate Adaptation. *Neural Networks* 1, 295-307.
- Jang, D., Lim, D., Chae, G.H., Yoo, J., 2014. A novel algorithm based on the coefficient of determination of linear regression fitting to automatically find the optimum angle for miniaturized surface plasmon resonance measurement. *Sensor Actuat B-Chem* 199, 488-492.
- Jharkharia, S., Shankar, R., 2004. IT enablement of supply chains: modeling the enablers. *International Journal of Productivity and Performance*

Management 53, 700-712.

- Jolliffe, I.T., 2002. *Principal Component Analysis*. Springer Series in Statistics.
- Kafri, U., Goldman, M., Lyakhovsky, V., Scholl, C., Helwig, S., Tezkan, B., 2007. The configuration of the fresh-saline groundwater interface within the regional Judea Group carbonate aquifer in northern Israel between the Mediterranean and the Dead Sea base levels as delineated by deep geoelectromagnetic soundings. *J Hydrol* 344, 123-134.
- Kistemann, T., Hundhausen, J., Herbst, S., Classen, T., Farber, H., 2008. Assessment of a groundwater contamination with vinyl chloride (VC) and precursor volatile organic compounds (VOC) by use of a geographical information system (GIS). *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 211, 308-317.
- Koh, C.H., de Jonge, V.N., 2014. Stopping the disastrous embankments of coastal wetlands by implementing effective management principles: Yellow Sea and Korea compared to the European Wadden Sea. *Ocean Coast Manage* 102, 604-621.
- Kojima, H., Kubo, T., Kinoshita, A., 2013. Integrated coastal management as a tool for local governance of coastal resources: A case study of Munakata coastal zone. *Ocean Coast Manage* 81, 66-76.
- Kristensen, P., 2004. *The DPSIR Framework*. National Environmental Research Institute, Denmark. European Topic Centre. European Environment Agency.
- Kuo, C.Y., Lin, C.Y., Chiang, W.F., Ko, L.C., Wu, C.W., Shang, W.L., 2006. Variations of chemical compositions in coarse aerosols and fine aerosols in two successive episodes. *Environ Toxicol Chem* 25, 2059-2066.
- Kuo, C.Y., Lin, C.Y., Huang, L.M., Wang, S.Z., Shieh, P.F., Lin, Y.R., Wang, J.Y., 2010. Spatial variations of the aerosols in river-dust episodes in central Taiwan. *J Hazard Mater* 179, 1022-1030.
- Lang, Y.H., Li, G.L., Wang, X.M., Peng, P., 2015. Combination of Unmix and PMF receptor model to apportion the potential sources and contributions of PAHs in wetland soils from Jiaozhou Bay, China. *Mar Pollut Bull* 90, 129-134.
- Lautre, I.G., Fernandez, E.A., 2004. A methodology for measuring latent

- variables based on multiple factor analysis. *Comput Stat Data An* 45, 505-517.
- Lee, S., Russell, A.G., 2007. Estimating uncertainties and uncertainty contributors of CMB PM_{2.5} source apportionment results. *Atmos Environ* 41, 9616-9624.
- Lee, Y.-J., Huang, C.-M., 2007. Sustainability index for Taipei. *Environmental Impact Assessment Review* 27, 505-521.
- Legorburu, I., Rodriguez, J.G., Borja, A., Menchaca, I., Solaun, O., Valencia, V., Galparsoro, I., Larreta, J., 2013. Source characterization and spatio-temporal evolution of the metal pollution in the sediments of the Basque estuaries (Bay of Biscay). *Mar Pollut Bull* 66, 25-38.
- Levin, N., Elron, E., Gasith, A., 2009. Decline of wetland ecosystems in the coastal plain of Israel during the 20th century: Implications for wetland conservation and management. *Landscape Urban Plan* 92, 220-232.
- Li, B.L., Rodell, M., Famiglietti, J.S., 2015. Groundwater variability across temporal and spatial scales in the central and northeastern US. *J Hydrol* 525, 769-780.
- Li, R.J., Dang, A.H., 2015. A blind detection scheme based on modified wavelet denoising algorithm for wireless optical communications. *Optics Communications* 353, 165-170.
- Lian, S.W., Yuan, G., 2015. Real-time non-contact optical detection system for roller deformation based on artificial neural network. *Optik* 126, 2291-2294.
- Liang, C.S., Yu, T.Y., Lin, W.Y., 2015. Source Apportionment of Submicron Particle Size Distribution and PM_{2.5} Composition during an Asian Dust Storm Period in Two Urban Atmospheres. *Aerosol Air Qual Res* 15, 2609-2624.
- Lima, D.C., dos Santos, A.M., Araujo, R.G., Scarminio, I.S., Bruns, R.E., Ferreira, S.L.J.M.J., 2010. Principal component analysis and hierarchical cluster analysis for homogeneity evaluation during the preparation of a wheat flour laboratory reference material for inorganic analysis. 95, 222-226.
- Lin, C.-Y., Lee, Y.-H., Kuo, C.-Y., Chen, W.-C., Sheng, Y.-F., Su, C.-J., 2018.

- Impact of river-dust events on air quality of western Taiwan during winter monsoon: Observed evidence and model simulation. *Atmos Environ* 192, 160-172.
- Liu, C.M., Young, C.Y., Lee, Y.C., 2006. Influence of Asian dust storms on air quality in Taiwan. *Sci Total Environ* 368, 884-897.
- Liu, X., Zhai, Z., 2007. Probability-based inverse modeling algorithm for indoor pollutant source tracking. *Proceedings: Building Simulation*.
- Lucas, R., Bunting, P., Paterson, M., Chisholm, L., 2008. Classification of Australian forest communities using aerial photography, CASI and HyMap data. *Remote Sens Environ* 112, 2088-2103.
- Luhar, A.K., Hurley, P.J., 2004. Application of a prognostic model TAPM to sea-breeze flows, surface concentrations, and fumigating plumes. *Environ Modell Softw* 19, 591-601.
- Macciotta, N.P.P., Dimauro, C., Catillo, G., Coletta, A., Cappio-Borlino, A., 2006. Factors affecting individual lactation curve shape in Italian river buffaloes. *Livestock Science* 104, 33-37.
- Malek, Y.N., Kharbouch, A., Khoukhi, H.E., Bakhouya, M., Florio, V.D., Ouadghiri, D.E., Latre, S., Blondia, C., 2017. On the use of IoT and Big Data Technologies for Real-time Monitoring and Data Processing. *Procedia Computer Science* 113, 429-434.
- Maxim, L., Spangenberg, J.H., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecol Econ* 69, 12-23.
- Mayer, T., Bennie, D., Rosa, F., Palabrica, V., Rekas, G., Schachtschneider, J., Marvin, C., 2008. Dispersal of Contaminants from Municipal Discharges as Evidenced from Sedimentary Records in a Great Lakes Coastal Wetland, Cootes Paradise, Ontario. *J Great Lakes Res* 34, 544-558.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, 290-297.
- Mitsch, W.J., 2005. Wetland creation, restoration, and conservation: A wetland invitation at the Olentangy River Wetland Research Park. *Ecological Engineering* 24, 243-251.
- Monjerezi, M., Vogt, R.D., Aagaard, P., Saka, J.D.K., 2011. Hydro-geochemical

- processes in an area with saline groundwater in lower Shire River valley, Malawi: An integrated application of hierarchical cluster and principal component analyses. *Applied Geochemistry* 26, 1399-1413.
- Moore, W.S., 1999. The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water. *Marine Chemistry* 65, 111-125.
- Morawska, L., Thai, P.K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, M.M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D., Williams, R., 2018. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environ Int* 116, 286-299.
- Mulligan, K.B., Ahlfeld, D.P., 2016. Model reduction for combined surface water/groundwater management formulations. *Environ Modell Softw* 81, 102-110.
- Ness, B., Anderberg, S., Olsson, L., 2010. Structuring problems in sustainability science: the multi-level DPSIR framework. *Geoforum* 41, 479-488.
- Nobre, A.M., 2011. Scientific approaches to address challenges in coastal management. *Marine Ecology Progress Series* 434, 279-289.
- Omo-Irabor, O.O., Olobaniyi, S.B., Oduyemli, K., Alunna, J., 2008. Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria. *Phys Chem Earth* 33, 666-673.
- Pant, P., Yin, J.X., Harrison, R.M., 2014. Sensitivity of a Chemical Mass Balance model to different molecular marker traffic source profiles. *Atmos Environ* 82, 238-249.
- Patras, A., Brunton, N.P., Downey, G., Rawson, A., Warriner, K., Gernigon, G., 2011. Application of principal component and hierarchical cluster analysis to classify fruits and vegetables commonly consumed in Ireland based on in vitro antioxidant activity. *J Food Compos Anal* 24, 250-256.
- Pereira, H.G., Renca, S., Saraiva, J., 2003. A case study on geochemical anomaly identification through principal components analysis supplementary projection. *Applied Geochemistry* 18, 37-44.

- Pereira, H.M., Cooper, H.D., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 123-129.
- Perrone, M.G., Larsen, B.R., Ferrero, L., Sangiorgi, G., De Gennaro, G., Udisti, R., Zangrando, R., Gambaro, A., Bolzacchini, E., 2012. Sources of high PM_{2.5} concentrations in Milan, Northern Italy: Molecular marker data and CMB modelling. *Sci Total Environ* 414, 343-355.
- Pickens, B.A., King, S.L., 2014. Linking multi-temporal satellite imagery to coastal wetland dynamics and bird distribution. *Ecol Model* 285, 1-12.
- Pinto, R., de Jonge, V.N., Neto, J.M., Domingos, T., Marques, J.C., Patricio, J., 2013. Towards a DPSIR driven integration of ecological value, water uses and ecosystem services for estuarine systems. *Ocean Coast Manage* 72, 64-79.
- Politis, M., Pilinis, C., Lekkas, T.D., 2008. Ultrafine Particles (Ufp) and Health Effects. Dangerous. Like No Other Pm? Review and Analysis. *Global Nest Journal* 10, 439-452.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama-J Am Med Assoc* 287, 1132-1141.
- Pope, C.A., Ezzati, M., Dockery, D.W., 2009. Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. *New Engl J Med* 360, 376-386.
- Punsompong, P., Chantara, S., 2018. Identification of potential sources of PM₁₀ pollution from biomass burning in northern Thailand using statistical analysis of trajectories. *Atmos Pollut Res* 9, 1038-1051.
- Raiber, M., White, P.A., Daughney, C.J., Tschirter, C., Davidson, P., Bainbridge, S.E., 2012. Three-dimensional geological modelling and multivariate statistical analysis of water chemistry data to analyse and visualise aquifer structure and groundwater composition in the Wairau Plain, Marlborough District, New Zealand. *J Hydrol* 436, 13-34.
- Re, V., Sacchi, E., Mas-Pla, J., Mencio, A., El Amrani, N., 2014. Identifying the effects of human pressure on groundwater quality to support water management strategies in coastal regions: A multi-tracer and statistical approach (Bou-Areg region, Morocco). *Sci Total Environ* 500, 211-223.

- Reis, S., Seto, E., Northcross, A., Quinn, N.W.T., Convertino, M., Jones, R.L., Maier, H.R., Schlink, U., Steinle, S., Vieno, M., Wimberly, M.C., 2015. Integrating modelling and smart sensors for environmental and human health. *Environ Modell Softw* 74, 238-246.
- Ren, L.X., He, L., Lu, H.W., Chen, Y.Z., 2016. Monte Carlo-based interval transformation analysis for multi-criteria decision analysis of groundwater management strategies under uncertain naphthalene concentrations and health risks. *J Hydrol* 539, 468-477.
- Renno, C., Petito, F., Gatto, A., 2015. Artificial neural network models for predicting the solar radiation as input of a concentrating photovoltaic system. *Energ Convers Manage* 106, 999-1012.
- Saaty, T.L., 1996. *The analytic network process: decision making with dependence and feedback; the organization and prioritization of complexity.* RWS publications, Pittsburgh.
- Saaty, T.L., Kearns, K.P., 2014. *Analytical planning: The organization of system.* Elsevier.
- Saaty, T.L., Takizawa, M., 1986. Dependence and independence: From linear hierarchies to nonlinear networks. *Eur J Oper Res* 26, 229-237.
- Salifu, A., Petrusevski, B., Ghebremichael, K., Buamah, R., Amy, G., 2012. Multivariate statistical analysis for fluoride occurrence in groundwater in the Northern region of Ghana. *J Contam Hydrol* 140, 34-44.
- Salman, A., Shufan, E., Zeiri, L., Huleihel, M., 2013. Detection and identification of cancerous murine fibroblasts, transformed by murine sarcoma virus in culture, using Raman spectroscopy and advanced statistical methods. *Biochimica Et Biophysica Acta-General Subjects* 1830, 2720-2727.
- Schot, P.P., Pieber, S.M., 2012. Spatial and temporal variations in shallow wetland groundwater quality. *J Hydrol* 422, 43-52.
- Schuyt, K.D., 2005. Economic consequences of wetland degradation for local populations in Africa. *Ecol Econ* 53, 177-190.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 1998. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change.* John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Shah, M.H., Shaheen, N., 2008. Annual and seasonal variations of trace metals

- in atmospheric suspended particulate matter in Islamabad, Pakistan. *Water Air Soil Poll* 190, 13-25.
- Sharratt, B., Auvermann, B., 2014. Dust Pollution from Agriculture. Reference Module in Food Science, from *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, 487-504.
- Shen, B., Choi, T.-M., Chan, H.-L., 2017. Selling green first or not? A Bayesian analysis with service levels and environmental impact considerations in the Big Data Era. *Technological Forecasting and Social Change*.
- Skeppstrom, K., Olofsson, B., 2006. A prediction method for radon in groundwater using GIS and multivariate statistics. *Sci Total Environ* 367, 666-680.
- Skoulikidis, N.T., 2009. The environmental state of rivers in the Balkans-A review within the DPSIR framework. *Sci Total Environ* 407, 2501-2516.
- So, W., Koo, J., Shin, D., Yoon, E.S., 2010. Optical Sensor and Neural Networks for Real-Time Monitoring and Estimation of Hazardous Gas Release Rate. *Journal of Chemical Engineering of Japan* 43, 682-690.
- Sofowote, U.M., Su, Y.S., Dabek-Zlotorzynska, E., Rastogi, A.K., Brook, J., Hopke, P.K., 2015. Sources and temporal variations of constrained PMF factors obtained from multiple-year receptor modeling of ambient PM_{2.5} data from five speciation sites in Ontario, Canada. *Atmos Environ* 108, 140-150.
- Song, M., Fisher, R., Kwoh, Y., 2018. Technological challenges of green innovation and sustainable resource management with large scale data. *Technological Forecasting and Social Change*.
- Stolen, E.D., Breininger, D.R., Frederick, P.C., 2005. Using waterbirds as indicators in estuarine systems: successes and perils. CRC press, New York.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306, 1783-1786.
- Su, L., Yuan, Z.B., Fung, J.C.H., Lau, A.K.H., 2015. A comparison of HYSPLIT backward trajectories generated from two GDAS datasets. *Sci Total Environ* 506, 527-537.

- Sun, Z.G., Sun, W.G., Tong, C., Zeng, C.S., Yu, X., Mou, X.J., 2015. China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environ Int* 79, 25-41.
- Teasdale, P.A., Collins, P.E.F., Firth, C.R., Cundy, A.B., 2011. Recent estuarine sedimentation rates from shallow inter-tidal environments in western Scotland: implications for future sea-level trends and coastal wetland development. *Quaternary Science Reviews* 30, 109-129.
- Tomasi, C., Lupi, A., 2016. Primary and Secondary Sources of Atmospheric Aerosol. in: Tomasi, C., Fuzzi, S., Kokhanovsky, A. (Eds.). *Atmospheric Aerosols*. Wiley Online Library.
- Urresti-Estala, B., Carrasco-Cantos, F., Vadillo-Perez, I., Jimenez-Gavilan, P., 2013. Determination of background levels on water quality of groundwater bodies: A methodological proposal applied to a Mediterranean River basin (Guadalhorce River, Malaga, southern Spain). *Journal of Environmental Management* 117, 121-130.
- Vasin, S., Carle, A., Lang, U., Kirchholtes, H.J., 2016. A groundwater management plan for Stuttgart. *Sci Total Environ* 563, 704-712.
- Viana, M., Kuhlbusch, T.A.J., Querol, X., Alastuey, A., Harrison, R.M., Hopke, P.K., Winiwarter, W., Vallius, A., Szidat, S., Prevot, A.S.H., Hueglin, C., Bloemen, H., Wahlin, P., Vecchi, R., Miranda, A.I., Kasper-Giebl, A., Maenhaut, W., Hitzenberger, R., 2008. Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. *J. Aerosol Sci.* 39, 827-849.
- Vroom, V.H., 1964. *Work and Motivation*. Wiley, New York.
- Wang, H.B., Jia, X.P., Li, K., Li, Y.S., 2015. Horizontal wind erosion flux and potential dust emission in arid and semiarid regions of China: A major source area for East Asia dust storms. *Catena* 133, 373-384.
- Wang, J.B., Zhao, J.S., Lei, X.H., Wang, H., 2018. New approach for point pollution source identification in rivers based on the backward probability method. *Environ Pollut* 241, 759-774.
- Wenning, R.J., Erickson, G.A., 1994. Interpretation and Analysis of Complex Environmental Data Using Chemometric Methods. *Trac-Trends in Analytical Chemistry* 13, 446-457.

- Wingard, G.L., Lorenz, J.J., 2014. Integrated conceptual ecological model and habitat indices for the southwest Florida coastal wetlands. *Ecol Indic* 44, 92-107.
- Wood, J., 2007. Synergy city; planning for a high density, super-symbiotic society. *Landscape Urban Plan* 83, 77-83.
- Xie, Y.J., Zhao, L.J., Xue, J., Gao, H.O., Li, H.Y., Jiang, R., Qiu, X.Y., Zhang, S.H., 2018. Methods for defining the scopes and priorities for joint prevention and control of air pollution regions based on data-mining technologies. *J Clean Prod* 185, 912-921.
- Yan, X., Wang, K., Yuan, Y., Jiang, X., Negenborn, R.R., 2018. Energy-efficient shipping: An application of big data analysis for optimizing engine speed of inland ships considering multiple environmental factors. *Ocean Engineering* 169, 457-468.
- Yang, C.Y., Cheng, M.F., Chiu, J.F., Tsai, S.S., 1999. Female lung cancer and petrochemical air pollution in Taiwan. *Archives of Environmental Health* 54, 180-185.
- Yang, J., Zhang, B., 2018. Air pollution and healthcare expenditure: Implication for the benefit of air pollution control in China. *Environ Int* 120, 443-455.
- Yassin, M.F., Almutairi, S.K., Al-Hemoud, A., 2018. Dust storms backward Trajectories' and source identification over Kuwait. *Atmos Res* 212, 158-171.
- Yergeau, E., Schoondermark-Stolk, S.A., Brodie, E.L., Dejean, S., DeSantis, T.Z., Goncalves, O., Piceno, Y.M., Andersen, G.L., Kowalchuk, G.A., 2009. Environmental microarray analyses of Antarctic soil microbial communities. *Isme Journal* 3, 340-351.
- Yin, H., Pizzol, M., Xu, L.Y., 2017. External costs of PM_{2.5} pollution in Beijing, China: Uncertainty analysis of multiple health impacts and costs. *Environ Pollut* 226, 356-369.
- Yu, Y.B., Duan, J.C., Li, Y., Yu, Y., Jin, M.H., Li, C.X., Wang, Y.P., Sun, Z.W., 2015. Combined toxicity of amorphous silica nanoparticles and methylmercury to human lung epithelial cells. *Ecotox Environ Safe* 112, 144-152.
- Zawar-Reza, P., Kingham, S., Pearce, J., 2005. Evaluation of a year-long

- dispersion modelling of PM10 using the mesoscale model TAPM for Christchurch, New Zealand. *Sci Total Environ* 349, 249-259.
- Zeng, L., Gao, J., 2017. Contaminant Source Identification within an Air Duct System: using a Backward Probabilistic Model. *Procedia Engineering* 205, 3485-3492.
- Zhang, H.H., Li, Y.Q., Zhang, T.X., Peng, Y., 2015. An integrated environmental decision support system for water pollution control based on TMDL - A case study in the Beiyun River watershed. *Journal of Environmental Management* 156, 31-40.
- Zhang, Y., Zhao, Y.W., Yang, Z.F., Chen, B., Chen, G.Q., 2009. Measurement and evaluation of the metabolic capacity of an urban ecosystem. *Commun Nonlinear Sci* 14, 1758-1765.
- Zhao, Q., Weise, L., Li, P., Yang, K., Zhang, Y., Dong, D., Li, P., Li, X., 2010. Ageing behavior of phenanthrene and pyrene in soils: A study using sodium dodecylbenzenesulfonate extraction. *Journal of Hazardous Materials* 183, 881-887.
- Zhou, S.D., Mueller, F., Burkhard, B., Cao, X.J., Hou, Y., 2013. Assessing Agricultural Sustainable Development Based on the DPSIR Approach: Case Study in Jiangsu, China. *Journal of Integrative Agriculture* 12, 1292-1299.
- fifi, A.A., Clark, V., 2003. *Computer-Aided Multivariate Analysis*. Fourth Edition. Chapman & Hall.
- Al-Naiema, I.M., Yoon, S., Wang, Y.Q., Zhang, Y.X., Sheesley, R.J., Stone, E.A., 2018. Source apportionment of fine particulate matter organic carbon in Shenzhen, China by chemical mass balance and radiocarbon methods. *Environ Pollut* 240, 34-43.
- Alvarez, R.D., Wright, T.C., 2007. Effective cervical neoplasia detection with a novel optical detection system: A randomized trial. *Gynecologic Oncology* 104, 281-289.
- Ammar, F.H., Chkir, N., Zouari, K., Hamelin, B., Deschamps, P., Aigoun, A., 2014. Hydro-geochemical processes in the Complexe Terminal aquifer of southern Tunisia: An integrated investigation based on geochemical and multivariate statistical methods. *J Afr Earth Sci* 100, 81-95.

- Andrade, A.I.A.S.S., Stigter, T.Y., 2013. The distribution of arsenic in shallow alluvial groundwater under agricultural land in central Portugal: Insights from multivariate geostatistical modeling. *Sci Total Environ* 449, 37-51.
- Archetti, F., Giordani, I., Candelieri, A., 2015. Data Science and Environmental Management in Smart Cities. *Environ Eng Manag J* 14, 2095-2102.
- Arias-Hidalgo, M., Villa-Cox, G., Griensven, A.V., Solorzano, G., Villa-Cox, R., Mynett, A.E., Debels, P., 2013. A decision framework for wetland management in a river basin context: The "Abrás de Mantequilla" case study in the Guayas River Basin, Ecuador. *Environ Sci Policy* 34, 103-114.
- Ariza-Avidad, M., Cuellar, M.P., Salinas-Castillo, A., Pegalajar, M.C., Vukovic, J., Capitan-Vallvey, L.F., 2013. Feasibility of the use of disposable optical tongue based on neural networks for heavy metal identification and determination. *Anal Chim Acta* 783, 56-64.
- Astel, A., Tsakouski, S., Barbieri, P., Simeonov, V., 2007. Comparison of self-organizing maps classification approach with cluster and principal components analysis for large environmental data sets. *Water Research* 41, 4566-4578.
- Aydin-Onen, S., Kocak, F., Kucuksezgin, F., 2012. Evaluation of spatial and temporal variations of inorganic nutrient species in the eastern Aegean Sea waters. *Mar Pollut Bull* 64, 2849-2856.
- Bade, R., Bijlsma, L., Miller, T.H., Barron, L.P., Sancho, J.V., Hernandez, F., 2015. Suspect screening of large numbers of emerging contaminants in environmental waters using artificial neural networks for chromatographic retention time prediction and high resolution mass spectrometry data analysis. *Sci Total Environ* 538, 934-941.
- Badgley, C., Fox, D.L., 2000. Ecological biogeography of North American mammals: species density and ecological structure in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography* 27, 1437-1467.
- Baig, J.A., Kazi, T.G., Shah, A.Q., Kandhro, G.A., Afridi, H.I., Arain, M.B., Jamali, M.K., Jalbani, N., 2010. Speciation and evaluation of Arsenic in surface water and groundwater samples: A multivariate case study. *Ecotox Environ Safe* 73, 914-923.
- Basraoui, Y., Chafi, A., Zarhloule, Y., Demnati, S., 2011. An integrated coastal

- zone management initiative for sensitive coastal wetland on either sides of The Moulouya Estuary in Morocco. *Procedia Soc Behav Sci* 19, 520-525.
- Bell, S., Etherington, L., 2009. (Re)Connecting the Global and Local: Europe's Regional Seas. *Journal of Law and Society* 36, 75-93.
- Benyamine, M., Backstrom, M., Sanden, P., 2004. Multi-objective environmental management in constructed wetlands. *Environ Monit Assess* 90, 171-185.
- Bhattacharya, B.D., Nayak, D.C., Sarkar, S.K., Biswas, S.N., Rakshit, D., Ahmed, M.K., 2015. Distribution of dissolved trace metals in coastal regions of Indian Sundarban mangrove wetland: a multivariate approach. *J Clean Prod* 96, 233-243.
- Bibri, S.E., 2018. The IoT for smart sustainable cities of the future: An analytical framework for sensor-based big data applications for environmental sustainability. *Sustain Cities Soc* 38, 230-253.
- Bouchlaghem, K., Nsom, B., 2012. Effect of Atmospheric Pollutants on the Air Quality in Tunisia. *Sci World J*.
- Bove, M.C., Brotto, P., Calzolari, G., Cassola, E., Cavalli, F., Fermo, P., Hjorth, J., Massabo, D., Nava, S., Piazzalunga, A., Schembari, C., Prati, P., 2016. PM10 source apportionment applying PMF and chemical tracer analysis to ship-borne measurements in the Western Mediterranean. *Atmos Environ* 125, 140-151.
- Brown, S.G., Eberly, S., Paatero, P., Norris, G.A., 2015. Methods for estimating uncertainty in PMF solutions: Examples with ambient air and water quality data and guidance on reporting PMF results. *Sci Total Environ* 518, 626-635.
- Carlisle, B.K., Smith, J.P., A.L., H., Largay, B.G., Garcia, S.R., 1998. Wetland Ecological Integrity: An Assessment Approach. in: Waquoit Bay National Estuarine Research Reserve, M.D.o.E.P. (Ed.).
- Carreno, M.F., Esteve, M.A., Martinez, J., Palazon, J.A., Pardo, M.T., 2008. Habitat changes in coastal wetlands associated to hydrological changes in the watershed. *Estuar Coast Shelf S* 77, 475-483.
- Chen, K.P., Jiao, J.J., Huang, J.M., Huang, R.Q., 2007. Multivariate statistical evaluation of trace elements in groundwater in a coastal area in Shenzhen,

- China. *Environ Pollut* 147, 771-780.
- Chen, L., Zhang, M.G., Zhu, J., Skorokhod, A., 2017. Model analysis of soil dust impacts on the boundary layer meteorology and air quality over East Asia in April 2015. *Atmos Res* 187, 42-56.
- Chen, L.H., Knutsen, S.F., Shavlik, D., Beeson, W.L., Petersen, F., Ghamsary, M., Abbey, D., 2005. The association between fatal coronary heart disease and ambient particulate air pollution: Are females at greater risk? *Environ Health Persp* 113, 1723-1729.
- Cheng, J., Liu, Y.Y., 2018. The effects of public attention on the environmental performance of high-polluting firms: Based on big data from web search in China. *J Clean Prod* 186, 335-341.
- Chien, L.C., Lien, Y.J., Yang, C.H., Yu, H.L., 2014. Acute Increase of Children's Conjunctivitis Clinic Visits by Asian Dust Storms Exposure - A Spatiotemporal Study in Taipei, Taiwan. *Plos One* 9.
- Chong, S.S., Aziz, A.R.A., Harun, S.W., Arof, H., Shamshirband, S., 2015. Application of multiple linear regression, central composite design, and ANFIS models in dye concentration measurement and prediction using plastic optical fiber sensor. *Measurement* 74, 78-86.
- Chu, H.J., Yu, H.L., Kuo, Y.M., 2012. Identifying spatial mixture distributions of PM_{2.5} and PM₁₀ in Taiwan during and after a dust storm. *Atmos Environ* 54, 728-737.
- Coleman, J.M., Huh, O.K., Braud, D., 2008. Wetland loss in world deltas. *Journal of Coastal Research* 24, 1-14.
- Davis, J.C., 1986. *Statistics and data analysis in Geology*, second edition. John Wiley.
- Day, J., Ibanez, C., Scarton, F., Pont, D., Hensel, P., Day, J., Lane, R., 2011. Sustainability of Mediterranean Deltaic and Lagoon Wetlands with Sea-Level Rise: The Importance of River Input. *Estuaries and Coasts* 34, 483-493.
- de Jonge, V.N., Pinto, R., Turner, R.K., 2012. Integrating ecological, economic and social aspects to generate useful management information under the EU Directives' 'ecosystem approach'. *Ocean Coast Manage* 68, 169-188.
- Dehghan, A., Prasad, A.A., Sherwood, S.C., Kay, M., 2014. Evaluation and

- improvement of TAPM in estimating solar irradiance in Eastern Australia. *Solar Energy* 107, 668-680.
- Dockery, D.W., Brunekreef, B., 1996. Longitudinal studies of air pollution effects on lung function. *Am J Resp Crit Care* 154, S250-S256.
- Dong, R., Li, S., Zhang, Y., Zhang, N., Wang, T., Tan, X., Fu, X., 2018. Analysis of urban environmental problems based on big data from the urban municipal supervision and management information system. *Ecol Indic* 94, 52-69.
- Draxler, R.R., Hess, G., 1997. Description of the HYSPLIT4 modeling system.
- Draxler, R.R., Hess, G., 1998. An overview of the HYSPLIT_4 modelling system for trajectories. *Australian meteorological magazine* 47, 295-308.
- Duan, Y.H., Gan, Y.Q., Wang, Y.X., Deng, Y.M., Guo, X.X., Dong, C.J., 2015. Temporal variation of groundwater level and arsenic concentration at Jiangnan Plain, central China. *J Geochem Explor* 149, 106-119.
- Erol, I., Cakar, N., Erel, D., Sari, R., 2009. Sustainability in the Turkish Retailing Industry. *Sustainable Development* 17, 49-67.
- Fang, S.F., Xu, L.D., Zhu, Y.Q., Ahati, J., Pei, H., Yan, J.W., Liu, Z.H., 2014. An Integrated System for Regional Environmental Monitoring and Management Based on Internet of Things. *Ieee T Ind Inform* 10, 1596-1605.
- Feld, C.K., Sousa, J.P., da Silva, P.M., Dawson, T.P., 2010. Indicators for biodiversity and ecosystem services: towards an improved framework for ecosystems assessment. *Biodiversity and Conservation* 19, 2895-2919.
- Gabrielsen, P., Bosch, P., 2003. Environmental indicators: typology and use in reporting. EEA, Copenhagen.
- Gass, S.I., Harris, C.M., 2001. Encyclopedia of operations research and management science: Centennial edition. Springer science & business media.
- Gaudenzi Asinelli, M., Serra Serra, M., Molera Marimòn, J., Serra Espauella, J., 2018. The smARTS_Museum_V1: An open hardware device for remote monitoring of Cultural Heritage indoor environments. *HardwareX* 4, e00028.
- Ghan, S.J., Maccracken, M.C., Walton, J.J., 1988. Climatic Response to Large

- Atmospheric Smoke Injections - Sensitivity Studies with a Tropospheric General-Circulation Model. *J Geophys Res-Atmos* 93, 8315-8337.
- Gibbs, J.P., 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conserv Biol* 14, 314-317.
- Gibert, K., Horsburgh, J.S., Athanasiadis, I.N., Holmes, G., 2018. Environmental Data Science. *Environ Modell Softw* 106, 4-12.
- Groblicki, P.J., Wolff, G.T., Countess, R.J., 1981. Visibility-Reducing Species in the Denver Brown Cloud .1. Relationships between Extinction and Chemical-Composition. *Atmos Environ* 15, 2473-2484.
- Halim, M.A., Majumder, R.K., Nessa, S.A., Hiroshiro, Y., Sasaki, K., Saha, B.B., Saepuloh, A., Jinno, K., 2010. Evaluation of processes controlling the geochemical constituents in deep groundwater in Bangladesh: Spatial variability on arsenic and boron enrichment. *J Hazard Mater* 180, 50-62.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J.M., Fernandez, L., 2000. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research* 34, 807-816.
- Honarvar, A.R., Sami, A., 2018. Towards Sustainable Smart City by Particulate Matter Prediction Using Urban Big Data, Excluding Expensive Air Pollution Infrastructures. *Big Data Research*.
- Howe, R.W., Regal, R.R., Hanowski, J., Niemi, G.J., Danz, N.P., Smith, C.R., 2007. An index of ecological condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. *J Great Lakes Res* 33, 93-105.
- Huang, W.J., Chen, W.Y., Chuang, Y.H., Lin, Y.H., Chen, H.W., 2014. Biological toxicity of groundwater in a seashore area: Causal analysis and its spatial pollutant pattern. *Chemosphere* 100, 8-15.
- Jacobs, R.A., 1988. Increased Rates of Convergence through Learning Rate Adaptation. *Neural Networks* 1, 295-307.
- Jang, D., Lim, D., Chae, G.H., Yoo, J., 2014. A novel algorithm based on the coefficient of determination of linear regression fitting to automatically find the optimum angle for miniaturized surface plasmon resonance measurement. *Sensor Actuat B-Chem* 199, 488-492.
- Jharkharia, S., Shankar, R., 2004. IT enablement of supply chains: modeling the

- enablers. *International Journal of Productivity and Performance Management* 53, 700-712.
- Jolliffe, I.T., 2002. *Principal Component Analysis*. Springer Series in Statistics.
- Kafri, U., Goldman, M., Lyakhovsky, V., Scholl, C., Helwig, S., Tezkan, B., 2007. The configuration of the fresh-saline groundwater interface within the regional Judea Group carbonate aquifer in northern Israel between the Mediterranean and the Dead Sea base levels as delineated by deep geoelectromagnetic soundings. *J Hydrol* 344, 123-134.
- Kistemann, T., Hundhausen, J., Herbst, S., Classen, T., Farber, H., 2008. Assessment of a groundwater contamination with vinyl chloride (VC) and precursor volatile organic compounds (VOC) by use of a geographical information system (GIS). *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 211, 308-317.
- Koh, C.H., de Jonge, V.N., 2014. Stopping the disastrous embankments of coastal wetlands by implementing effective management principles: Yellow Sea and Korea compared to the European Wadden Sea. *Ocean Coast Manage* 102, 604-621.
- Kojima, H., Kubo, T., Kinoshita, A., 2013. Integrated coastal management as a tool for local governance of coastal resources: A case study of Munakata coastal zone. *Ocean Coast Manage* 81, 66-76.
- Kristensen, P., 2004. *The DPSIR Framework*. National Environmental Research Institute, Denmark. European Topic Centre. European Environment Agency.
- Kuo, C.Y., Lin, C.Y., Chiang, W.F., Ko, L.C., Wu, C.W., Shang, W.L., 2006. Variations of chemical compositions in coarse aerosols and fine aerosols in two successive episodes. *Environ Toxicol Chem* 25, 2059-2066.
- Kuo, C.Y., Lin, C.Y., Huang, L.M., Wang, S.Z., Shieh, P.F., Lin, Y.R., Wang, J.Y., 2010. Spatial variations of the aerosols in river-dust episodes in central Taiwan. *J Hazard Mater* 179, 1022-1030.
- Lang, Y.H., Li, G.L., Wang, X.M., Peng, P., 2015. Combination of Unmix and PMF receptor model to apportion the potential sources and contributions of PAHs in wetland soils from Jiaozhou Bay, China. *Mar Pollut Bull* 90, 129-134.

- Lautre, I.G., Fernandez, E.A., 2004. A methodology for measuring latent variables based on multiple factor analysis. *Comput Stat Data An* 45, 505-517.
- Lee, S., Russell, A.G., 2007. Estimating uncertainties and uncertainty contributors of CMB PM_{2.5} source apportionment results. *Atmos Environ* 41, 9616-9624.
- Lee, Y.-J., Huang, C.-M., 2007. Sustainability index for Taipei. *Environmental Impact Assessment Review* 27, 505-521.
- Legorburu, I., Rodriguez, J.G., Borja, A., Menchaca, I., Solaun, O., Valencia, V., Galparsoro, I., Larreta, J., 2013. Source characterization and spatio-temporal evolution of the metal pollution in the sediments of the Basque estuaries (Bay of Biscay). *Mar Pollut Bull* 66, 25-38.
- Levin, N., Elron, E., Gasith, A., 2009. Decline of wetland ecosystems in the coastal plain of Israel during the 20th century: Implications for wetland conservation and management. *Landscape Urban Plan* 92, 220-232.
- Li, B.L., Rodell, M., Famiglietti, J.S., 2015. Groundwater variability across temporal and spatial scales in the central and northeastern US. *J Hydrol* 525, 769-780.
- Li, R.J., Dang, A.H., 2015. A blind detection scheme based on modified wavelet denoising algorithm for wireless optical communications. *Optics Communications* 353, 165-170.
- Lian, S.W., Yuan, G., 2015. Real-time non-contact optical detection system for roller deformation based on artificial neural network. *Optik* 126, 2291-2294.
- Liang, C.S., Yu, T.Y., Lin, W.Y., 2015. Source Apportionment of Submicron Particle Size Distribution and PM_{2.5} Composition during an Asian Dust Storm Period in Two Urban Atmospheres. *Aerosol Air Qual Res* 15, 2609-2624.
- Lin, C.-Y., Lee, Y.-H., Kuo, C.-Y., Chen, W.-C., Sheng, Y.-F., Su, C.-J., 2018. Impact of river-dust events on air quality of western Taiwan during winter monsoon: Observed evidence and model simulation. *Atmos Environ* 192, 160-172.
- Liu, C.M., Young, C.Y., Lee, Y.C., 2006. Influence of Asian dust storms on air

- quality in Taiwan. *Sci Total Environ* 368, 884-897.
- Liu, X., Zhai, Z., 2007. Probability-based inverse modeling algorithm for indoor pollutant source tracking. *Proceedings: Building Simulation*.
- Lucas, R., Bunting, P., Paterson, M., Chisholm, L., 2008. Classification of Australian forest communities using aerial photography, CASI and HyMap data. *Remote Sens Environ* 112, 2088-2103.
- Luhar, A.K., Hurley, P.J., 2004. Application of a prognostic model TAPM to sea-breeze flows, surface concentrations, and fumigating plumes. *Environ Modell Softw* 19, 591-601.
- Macciotta, N.P.P., Dimauro, C., Catillo, G., Coletta, A., Cappio-Borlino, A., 2006. Factors affecting individual lactation curve shape in Italian river buffaloes. *Livestock Science* 104, 33-37.
- Malek, Y.N., Kharbouch, A., Khoukhi, H.E., Bakhouya, M., Florio, V.D., Ouadghiri, D.E., Latre, S., Blondia, C., 2017. On the use of IoT and Big Data Technologies for Real-time Monitoring and Data Processing. *Procedia Computer Science* 113, 429-434.
- Maxim, L., Spangenberg, J.H., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecol Econ* 69, 12-23.
- Mayer, T., Bennie, D., Rosa, F., Palabrica, V., Rekas, G., Schachtschneider, J., Marvin, C., 2008. Dispersal of Contaminants from Municipal Discharges as Evidenced from Sedimentary Records in a Great Lakes Coastal Wetland, Cootes Paradise, Ontario. *J Great Lakes Res* 34, 544-558.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, 290-297.
- Mitsch, W.J., 2005. Wetland creation, restoration, and conservation: A wetland invitation at the Olentangy River Wetland Research Park. *Ecological Engineering* 24, 243-251.
- Monjerezi, M., Vogt, R.D., Aagaard, P., Saka, J.D.K., 2011. Hydro-geochemical processes in an area with saline groundwater in lower Shire River valley, Malawi: An integrated application of hierarchical cluster and principal component analyses. *Applied Geochemistry* 26, 1399-1413.
- Moore, W.S., 1999. The subterranean estuary: a reaction zone of ground water

- and sea water. *Marine Chemistry* 65, 111-125.
- Morawska, L., Thai, P.K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, M.M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D., Williams, R., 2018. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environ Int* 116, 286-299.
- Mulligan, K.B., Ahlfeld, D.P., 2016. Model reduction for combined surface water/groundwater management formulations. *Environ Modell Softw* 81, 102-110.
- Ness, B., Anderberg, S., Olsson, L., 2010. Structuring problems in sustainability science: the multi-level DPSIR framework. *Geoforum* 41, 479-488.
- Nobre, A.M., 2011. Scientific approaches to address challenges in coastal management. *Marine Ecology Progress Series* 434, 279-289.
- Omo-Irabor, O.O., Olobaniyi, S.B., Oduyemli, K., Alunna, J., 2008. Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria. *Phys Chem Earth* 33, 666-673.
- Pant, P., Yin, J.X., Harrison, R.M., 2014. Sensitivity of a Chemical Mass Balance model to different molecular marker traffic source profiles. *Atmos Environ* 82, 238-249.
- Patras, A., Brunton, N.P., Downey, G., Rawson, A., Warriner, K., Gernigon, G., 2011. Application of principal component and hierarchical cluster analysis to classify fruits and vegetables commonly consumed in Ireland based on in vitro antioxidant activity. *J Food Compos Anal* 24, 250-256.
- Pereira, H.G., Renca, S., Saraiva, J., 2003. A case study on geochemical anomaly identification through principal components analysis supplementary projection. *Applied Geochemistry* 18, 37-44.
- Pereira, H.M., Cooper, H.D., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 123-129.
- Perrone, M.G., Larsen, B.R., Ferrero, L., Sangiorgi, G., De Gennaro, G., Udisti, R., Zangrando, R., Gambaro, A., Bolzacchini, E., 2012. Sources of high

- PM2.5 concentrations in Milan, Northern Italy: Molecular marker data and CMB modelling. *Sci Total Environ* 414, 343-355.
- Pickens, B.A., King, S.L., 2014. Linking multi-temporal satellite imagery to coastal wetland dynamics and bird distribution. *Ecol Model* 285, 1-12.
- Pinto, R., de Jonge, V.N., Neto, J.M., Domingos, T., Marques, J.C., Patricio, J., 2013. Towards a DPSIR driven integration of ecological value, water uses and ecosystem services for estuarine systems. *Ocean Coast Manage* 72, 64-79.
- Politis, M., Pilinis, C., Lekkas, T.D., 2008. Ultrafine Particles (Ufp) and Health Effects. Dangerous. Like No Other Pm? Review and Analysis. *Global Nest Journal* 10, 439-452.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama-J Am Med Assoc* 287, 1132-1141.
- Pope, C.A., Ezzati, M., Dockery, D.W., 2009. Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. *New Engl J Med* 360, 376-386.
- Punsompong, P., Chantara, S., 2018. Identification of potential sources of PM10 pollution from biomass burning in northern Thailand using statistical analysis of trajectories. *Atmos Pollut Res* 9, 1038-1051.
- Raiber, M., White, P.A., Daughney, C.J., Tschirter, C., Davidson, P., Bainbridge, S.E., 2012. Three-dimensional geological modelling and multivariate statistical analysis of water chemistry data to analyse and visualise aquifer structure and groundwater composition in the Wairau Plain, Marlborough District, New Zealand. *J Hydrol* 436, 13-34.
- Re, V., Sacchi, E., Mas-Pla, J., Mencio, A., El Amrani, N., 2014. Identifying the effects of human pressure on groundwater quality to support water management strategies in coastal regions: A multi-tracer and statistical approach (Bou-Areg region, Morocco). *Sci Total Environ* 500, 211-223.
- Reis, S., Seto, E., Northcross, A., Quinn, N.W.T., Convertino, M., Jones, R.L., Maier, H.R., Schlink, U., Steinle, S., Vieno, M., Wimberly, M.C., 2015. Integrating modelling and smart sensors for environmental and human health. *Environ Modell Softw* 74, 238-246.

- Ren, L.X., He, L., Lu, H.W., Chen, Y.Z., 2016. Monte Carlo-based interval transformation analysis for multi-criteria decision analysis of groundwater management strategies under uncertain naphthalene concentrations and health risks. *J Hydrol* 539, 468-477.
- Renno, C., Petito, F., Gatto, A., 2015. Artificial neural network models for predicting the solar radiation as input of a concentrating photovoltaic system. *Energ Convers Manage* 106, 999-1012.
- Saaty, T.L., 1996. *The analytic network process: decision making with dependence and feedback; the organization and prioritization of complexity.* RWS publications, Pittsburgh.
- Saaty, T.L., Kearns, K.P., 2014. *Analytical planning: The organization of system.* Elsevier.
- Saaty, T.L., Takizawa, M., 1986. Dependence and independence: From linear hierarchies to nonlinear networks. *Eur J Oper Res* 26, 229-237.
- Salifu, A., Petrusovski, B., Ghebremichael, K., Buamah, R., Amy, G., 2012. Multivariate statistical analysis for fluoride occurrence in groundwater in the Northern region of Ghana. *J Contam Hydrol* 140, 34-44.
- Salman, A., Shufan, E., Zeiri, L., Huleihel, M., 2013. Detection and identification of cancerous murine fibroblasts, transformed by murine sarcoma virus in culture, using Raman spectroscopy and advanced statistical methods. *Biochimica Et Biophysica Acta-General Subjects* 1830, 2720-2727.
- Schot, P.P., Pieber, S.M., 2012. Spatial and temporal variations in shallow wetland groundwater quality. *J Hydrol* 422, 43-52.
- Schuyt, K.D., 2005. Economic consequences of wetland degradation for local populations in Africa. *Ecol Econ* 53, 177-190.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 1998. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change.* John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Shah, M.H., Shaheen, N., 2008. Annual and seasonal variations of trace metals in atmospheric suspended particulate matter in Islamabad, Pakistan. *Water Air Soil Poll* 190, 13-25.
- Sharratt, B., Auvermann, B., 2014. Dust Pollution from Agriculture. Reference Module in Food Science, from *Encyclopedia of Agriculture and Food*

Systems, 487-504.

- Shen, B., Choi, T.-M., Chan, H.-L., 2017. Selling green first or not? A Bayesian analysis with service levels and environmental impact considerations in the Big Data Era. *Technological Forecasting and Social Change*.
- Skeppstrom, K., Olofsson, B., 2006. A prediction method for radon in groundwater using GIS and multivariate statistics. *Sci Total Environ* 367, 666-680.
- Skoulikidis, N.T., 2009. The environmental state of rivers in the Balkans-A review within the DPSIR framework. *Sci Total Environ* 407, 2501-2516.
- So, W., Koo, J., Shin, D., Yoon, E.S., 2010. Optical Sensor and Neural Networks for Real-Time Monitoring and Estimation of Hazardous Gas Release Rate. *Journal of Chemical Engineering of Japan* 43, 682-690.
- Sofowote, U.M., Su, Y.S., Dabek-Zlotorzynska, E., Rastogi, A.K., Brook, J., Hopke, P.K., 2015. Sources and temporal variations of constrained PMF factors obtained from multiple-year receptor modeling of ambient PM_{2.5} data from five speciation sites in Ontario, Canada. *Atmos Environ* 108, 140-150.
- Song, M., Fisher, R., Kwoh, Y., 2018. Technological challenges of green innovation and sustainable resource management with large scale data. *Technological Forecasting and Social Change*.
- Stolen, E.D., Breininger, D.R., Frederick, P.C., 2005. Using waterbirds as indicators in estuarine systems: successes and perils. CRC press, New York.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306, 1783-1786.
- Su, L., Yuan, Z.B., Fung, J.C.H., Lau, A.K.H., 2015. A comparison of HYSPLIT backward trajectories generated from two GDAS datasets. *Sci Total Environ* 506, 527-537.
- Sun, Z.G., Sun, W.G., Tong, C., Zeng, C.S., Yu, X., Mou, X.J., 2015. China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environ Int* 79, 25-41.
- Teasdale, P.A., Collins, P.E.F., Firth, C.R., Cundy, A.B., 2011. Recent estuarine

- sedimentation rates from shallow inter-tidal environments in western Scotland: implications for future sea-level trends and coastal wetland development. *Quaternary Science Reviews* 30, 109-129.
- Tomasi, C., Lupi, A., 2016. Primary and Secondary Sources of Atmospheric Aerosol. in: Tomasi, C., Fuzzi, S., Kokhanovsky, A. (Eds.). *Atmospheric Aerosols*. Wiley Online Library.
- Urresti-Estala, B., Carrasco-Cantos, F., Vadillo-Perez, I., Jimenez-Gavilan, P., 2013. Determination of background levels on water quality of groundwater bodies: A methodological proposal applied to a Mediterranean River basin (Guadalhorce River, Malaga, southern Spain). *Journal of Environmental Management* 117, 121-130.
- Vasin, S., Carle, A., Lang, U., Kirchholtes, H.J., 2016. A groundwater management plan for Stuttgart. *Sci Total Environ* 563, 704-712.
- Viana, M., Kuhlbusch, T.A.J., Querol, X., Alastuey, A., Harrison, R.M., Hopke, P.K., Winiwarter, W., Vallius, A., Szidat, S., Prevot, A.S.H., Hueglin, C., Bloemen, H., Wahlin, P., Vecchi, R., Miranda, A.I., Kasper-Giebl, A., Maenhaut, W., Hitzenberger, R., 2008. Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. *J. Aerosol Sci.* 39, 827-849.
- Vroom, V.H., 1964. *Work and Motivation*. Wiley, New York.
- Wang, H.B., Jia, X.P., Li, K., Li, Y.S., 2015. Horizontal wind erosion flux and potential dust emission in arid and semiarid regions of China: A major source area for East Asia dust storms. *Catena* 133, 373-384.
- Wang, J.B., Zhao, J.S., Lei, X.H., Wang, H., 2018. New approach for point pollution source identification in rivers based on the backward probability method. *Environ Pollut* 241, 759-774.
- Wenning, R.J., Erickson, G.A., 1994. Interpretation and Analysis of Complex Environmental Data Using Chemometric Methods. *Trac-Trends in Analytical Chemistry* 13, 446-457.
- Wingard, G.L., Lorenz, J.J., 2014. Integrated conceptual ecological model and habitat indices for the southwest Florida coastal wetlands. *Ecol Indic* 44, 92-107.
- Wood, J., 2007. *Synergy city; planning for a high density, super-symbiotic*

- society. *Landscape Urban Plan* 83, 77-83.
- Xie, Y.J., Zhao, L.J., Xue, J., Gao, H.O., Li, H.Y., Jiang, R., Qiu, X.Y., Zhang, S.H., 2018. Methods for defining the scopes and priorities for joint prevention and control of air pollution regions based on data-mining technologies. *J Clean Prod* 185, 912-921.
- Yan, X., Wang, K., Yuan, Y., Jiang, X., Negenborn, R.R., 2018. Energy-efficient shipping: An application of big data analysis for optimizing engine speed of inland ships considering multiple environmental factors. *Ocean Engineering* 169, 457-468.
- Yang, C.Y., Cheng, M.F., Chiu, J.F., Tsai, S.S., 1999. Female lung cancer and petrochemical air pollution in Taiwan. *Archives of Environmental Health* 54, 180-185.
- Yang, J., Zhang, B., 2018. Air pollution and healthcare expenditure: Implication for the benefit of air pollution control in China. *Environ Int* 120, 443-455.
- Yassin, M.F., Almutairi, S.K., Al-Hemoud, A., 2018. Dust storms backward Trajectories' and source identification over Kuwait. *Atmos Res* 212, 158-171.
- Yergeau, E., Schoondermark-Stolk, S.A., Brodie, E.L., Dejean, S., DeSantis, T.Z., Goncalves, O., Piceno, Y.M., Andersen, G.L., Kowalchuk, G.A., 2009. Environmental microarray analyses of Antarctic soil microbial communities. *Isme Journal* 3, 340-351.
- Yin, H., Pizzol, M., Xu, L.Y., 2017. External costs of PM_{2.5} pollution in Beijing, China: Uncertainty analysis of multiple health impacts and costs. *Environ Pollut* 226, 356-369.
- Yu, Y.B., Duan, J.C., Li, Y., Yu, Y., Jin, M.H., Li, C.X., Wang, Y.P., Sun, Z.W., 2015. Combined toxicity of amorphous silica nanoparticles and methylmercury to human lung epithelial cells. *Ecotox Environ Safe* 112, 144-152.
- Zawar-Reza, P., Kingham, S., Pearce, J., 2005. Evaluation of a year-long dispersion modelling of PM₁₀ using the mesoscale model TAPM for Christchurch, New Zealand. *Sci Total Environ* 349, 249-259.
- Zeng, L., Gao, J., 2017. Contaminant Source Identification within an Air Duct System: using a Backward Probabilistic Model. *Procedia Engineering* 205,

3485-3492.

- Zhang, H.H., Li, Y.Q., Zhang, T.X., Peng, Y., 2015. An integrated environmental decision support system for water pollution control based on TMDL - A case study in the Beiyun River watershed. *Journal of Environmental Management* 156, 31-40.
- Zhang, Y., Zhao, Y.W., Yang, Z.F., Chen, B., Chen, G.Q., 2009. Measurement and evaluation of the metabolic capacity of an urban ecosystem. *Commun Nonlinear Sci* 14, 1758-1765.
- Zhao, Q., Weise, L., Li, P., Yang, K., Zhang, Y., Dong, D., Li, P., Li, X., 2010. Ageing behavior of phenanthrene and pyrene in soils: A study using sodium dodecylbenzenesulfonate extraction. *Journal of Hazardous Materials* 183, 881-887.
- Zhou, S.D., Mueller, F., Burkhard, B., Cao, X.J., Hou, Y., 2013. Assessing Agricultural Sustainable Development Based on the DPSIR Approach: Case Study in Jiangsu, China. *Journal of Integrative Agriculture* 12, 1292-1299.