

國立臺灣大學理學院地質科學系

碩士論文

Department of Geosciences

College of Science

National Taiwan University

Master Thesis



濁水溪沖積扇地下水鹽化機制與未來趨勢探討

Evaluating the Mechanism and Trend of Groundwater

Salinization in Choushui River Alluvial Fan

陳平晏

Ping-Yen Chen

指導教授：劉雅瑄 博士

Advisor: Sofia Ya-Hsuan Liou, Ph.D.

中華民國 112 年 7 月

July 2023

謝誌



首先感謝雅瑄老師給我這個機會，能在這個無拘無束的環境下做研究，持續為我的研究指點迷津，並在幕後不斷尋找資源，支持我研究上的大小事。除此之外，老師您給予我更多的是做人處事的道理，如同老師您最初所說的，研究最珍貴的收穫是過程，過程中遭遇的人事物，都是不可取代的經驗，我也確定這些經驗在未來某處會有所幫助。

感謝中研院的黃國芳老師提供實驗儀器，給我實驗上的建議與數據改進的方向；也感謝闕蓓德老師、林進榮老師、胡景堯老師在論文撰寫上寶貴的建議，讓這本論文能臻於完善。

感謝郭子將你的真傳毫無保留地傳授給我，從頭教我做實驗、採樣，時刻提醒我哪裡需要多加留心，哪裡可以做的更好，讓我能產出有用的實驗數據。感謝所有曾在野外一起揮汗工作、一起被蚊子叮的大家，包括楊董、安安、東霖、秉謨等學長們，祐寧、薇羽、冠綸三位夥伴，昇和、賢毅、媧妏、翊寧、維曼、郁瑩等學弟妹們，楊皓、貫中、昀好等外援，以及農工中心、業興公司的協助，感謝你們在這段歡樂時光的幫助！

感謝中研院實驗室的大家，敏如學姊、若梅學姊、佩穎學姊和栢兆學長，從教導實驗流程、排除儀器故障，到提供解讀實驗數據的方向，都是構築我研究的重要支柱。另外特別感謝最後關頭鼎力協助我的老師、Tony、安安和郭子，讓我在碩士長跑的最後一哩路看見希望，及時衝線達陣，謝謝你們。

感謝柔涵的暖心陪伴，聽我崩潰地啊啊叫，度過漫長的碩士生活。最後感謝我的家人，阿嬤、陳平爸、陳平媽、陳平姐給我物質上及心理上一個強大的依靠，讓我在無壓力的情況下做自己想做的事，感謝你們。

再次感謝一路上所有的人事物，無論是好是壞，都是這份論文不可或缺的一部份。



摘要

濁水溪沖積扇是臺灣地下水資源最豐沛的地區，然而，隨著產業發展，地下水超抽情況逐年惡化，也導致後續出現地層下陷、海水倒灌、地下水鹽化等自然災害。其中地下水鹽化因範圍廣大、整治不易，更容易導致長期的用水問題。目前對於此區的鹽化程度及範圍已有諸多研究成果，但關於未來鹽化趨勢卻少有討論。此外，過去多以單次或一年一次之採樣結果進行分析，容易忽略季節對地下水鹽化的影响。因此本研究統整歷史地下水數據，採樣分析豐枯水期之水質，試圖以水化學的角度，了解濁水溪沖積扇的地下水鹽化分布、來源、機制、季節性變化與未來趨勢。

研究成果顯示地下水鹽化集中在沿海第一與第二含水層，其鹽化特徵包括高導電度、高氯鹽鹼度當量濃度比值以及 Na-Cl 型之水化學相。主要離子與氯鹽之關係圖中，多數資料點落在淡海水理論混合線附近，代表鹽化來源自海水，且由海水的比例決定其鹽化程度。鹽化機制方面，鹽化程度與井位離海距離關係不大，加上沿海表層缺乏泥層覆蓋，推測地表鹽分入滲是造成第一含水層鹽化最主要的機制，而第二含水層的鹽化則可能是鹽分沿深井井管入滲所造成。

現地採樣分析結果顯示，雖然鹽化程度並無季節上的差異，但 BEX 指示部分地區豐枯水期間有鹽化/淡化傾向反轉的現象。各井 BEX 的長期趨勢顯示出三種型態：持續為正、持續為負、由正轉負，其中 BEX 持續為負的井位鹽化加劇的可能性最高，BEX 持續為正則最低。且鹽化加劇可能性較高的井位多位於含水層具鹽化傾向之區域，代表可先找出具鹽化傾向的區域，再依據各井 BEX 趨勢判斷各井未來鹽化趨勢，以擬定更完善且彈性的管理政策。

關鍵詞：濁水溪沖積扇、地下水鹽化、季節性差異、鹼基交換指數



Abstract

Choushui River Alluvial Fan is the area with the most abundant groundwater resources in Taiwan. However, due to industrial development, excessive groundwater extraction has led to the deterioration of groundwater levels and subsequent natural disasters such as land subsidence, seawater intrusion, and groundwater salinization. Among them, groundwater salinization poses long-term water supply issues owing to its extensive scope and challenging remediation. Currently, the extent and distribution of salinization in this area have been well known, but there is limited discussion on future trends. Additionally, previous studies have often focused on single or yearly sampling results, neglecting the seasonal impact on groundwater salinization. Therefore, this study integrates historical groundwater data and samples the water quality during wet and dry periods. The objective is to understand the distribution, sources, mechanisms, seasonal variations, and future trends of groundwater salinization in the Choushui River Alluvial Fan from a hydrochemical perspective.

The results indicate that groundwater salinization in the Choushui River Alluvial Fan is concentrated in the first and second aquifer (F1&F2) near the coast. Salinization characteristics include high electrical conductivity, a high chloride/alkalinity equivalent concentration ratio, and a Na-Cl type hydrochemical face. In the major ions and chloride bivariate diagrams, most data points fall near the theoretical mixing line of freshwater and seawater, indicating that salinization originates from seawater, with the degree of salinization determined by the proportion of seawater. Regarding the salinization mechanisms, the degree of salinization does not show a significant correlation with the distance of wells from the sea. Additionally, the lack of surface clay coverage in the coastal area suggests that salt leaching from the surface is the primary mechanism causing

salinization in F1, while salinization in F2 may result from salt infiltration through deep wells.

Results from the sampling analyses show that although there is no seasonal difference in the degree of salinization, there is a phenomenon of salinization/freshening reversal in certain areas between the wet and dry seasons, indicating by the Base Exchange Index (BEX) values. Long-term trends in BEX for each well indicate three patterns: consistently positive, consistently negative, and a transition from positive to negative. Wells with consistently negative BEX values have the highest likelihood of intensifying salinization, while those with consistently positive BEX values have the lowest likelihood. Wells with a higher likelihood of salinization intensification are often located in areas where the aquifer tends to be saline. This suggests that it is possible to identify regions with salinization tendencies and then formulate more comprehensive and flexible management policies based on the BEX trends of individual wells.

Keywords: Choushui River Alluvial Fan, Groundwater salinization, Seasonal variations, Base Exchange Index (BEX)

目錄



謝誌	I
摘要	II
Abstract.....	III
目錄	V
圖目錄	VII
表目錄	X
第一章 緒論	1
第二章 文獻回顧	3
2-1 地下水鹽化	3
2-1-1 鹽化來源	3
2-1-2 鹽化指標	7
2-2 濁水溪沖積扇背景	17
2-2-1 地理位置與地形	17
2-2-2 地質背景	18
2-2-3 水文地質架構	18
2-2-4 土地利用情形	19
2-3 濁水溪沖積扇地下水鹽化研究	21
2-3-1 地球化學研究	21
2-3-2 地球物理研究	22
2-3-3 多變量統計分析研究	23
2-3-4 地下水數學模擬研究	24
第三章 材料與方法	25
3-1 研究架構	25



3-2 歷史數據概要	26
3-2-1 水利署歷史數據概要	26
3-2-2 環保署歷史數據概要	28
3-3 現地採樣方法	30
3-4 水質分析方法	37
3-5 水質分佈內插法	41
第四章 結果與討論	44
4-1 歷史水質數據分析	44
4-1-1 歷史數據篩選	44
4-1-2 歷史數據統計	46
4-1-3 歷史鹽化分布	52
4-2 現地採樣數據分析	62
4-2-1 採樣數據統計	62
4-2-2 鹽化來源分析	70
4-2-3 鹽化機制分析	76
4-3 未來地下水鹽化趨勢評估	80
4-3-1 鹽化分布的季節性變化	80
4-3-2 鹼基交換指數 (Base Exchange Index, BEX) 趨勢評估	85
第五章 結論與建議	95
5-1 結論	95
5-2 建議	96
參考文獻	97
附錄	107

圖 目 錄



圖 2-1 地下水鹽化的主要來源 (重繪自 Mirzavand et al., 2020)	3
圖 2-2 Piper 水質菱形圖及各水化學相分區	11
圖 2-3 地下水鹽化/淡化於 Piper 圖上的演化圖 (重繪自 Appelo & Postma, 2005)	12
圖 2-4 BEX 解讀流程圖 (重繪自 Stuyfzand, 2008)	16
圖 2-5 濁水溪沖積扇地下水分區範圍	17
圖 2-6 濁水溪沖積扇水文地質架構圖 (中央地質調查所, 2014a)	19
圖 3-1 本研究架構圖	25
圖 3-2 水利署監測井分布圖	27
圖 3-3 環保署監測井分布圖	29
圖 3-4 本研究現地採樣點分布圖	33
圖 3-5 氢離子濃度與滴定酸總體積 (以 2-1 宜梧(1)為例)	38
圖 3-6 ICP-OES (圖源：Thermo Scientific)	39
圖 3-7 不同遞減指數 p 下已知點權重與距離之關係 (Esri, 2023)	42
圖 3-8 反距離加權法內插與後製結果 (以環保署導電度平均值為例)	43
圖 4-1 水利署與環保署數據篩選結果	46
圖 4-2 水利署監測井歷史導電度 (EC) 平均值分布	54
圖 4-3 環保署監測井歷史導電度 (EC) 平均值分布	55
圖 4-4 水利署監測井歷史氯鹽鹼度當量濃度比值平均值分布	57
圖 4-5 環保署監測井歷史氯鹽鹼度當量濃度比值平均值分布	58
圖 4-6 水利署監測井水化學相分布	60
圖 4-7 環保署監測井水化學相分布	61
圖 4-8 2021 – 2022 年現地採樣各含水層導電度平均值分布	67
圖 4-9 2021 – 2022 年現地採樣氯鹽鹼度當量濃度比值平均值分布	68

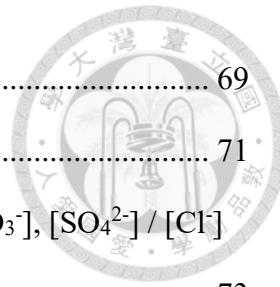


圖 4-10 2021 – 2022 現地採樣水化學相分布圖	69
圖 4-11 2022 年國土利用現況分布與鹽化監測井關係圖	71
圖 4-12 2021 – 2022 年現地採樣 $[Na^+]$, $[K^+]$, $[Mg^{2+}]$, $[Ca^{2+}]$, $[HCO_3^-]$, $[SO_4^{2-}]$ / $[Cl^-]$ 散佈圖	73
圖 4-13 第一含水層氯氣濃度盒鬚圖	74
圖 4-14 第一含水層硝酸鹽氯 (左) 與氯氣 (右) 平均濃度分布	75
圖 4-15 本研究現地採樣導電度平均值隨深度/離海距離之變化	77
圖 4-16 本研究現地採樣氯鹽鹼度當量濃度比值平均值隨深度/離海距離之變化	77
圖 4-17 金湖站 2013 – 2022 年地下水位歷線及逐日降水量	79
圖 4-18 導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、水化學相及鹼基交換指數於豐枯水期的分布 (第一含水層)	83
圖 4-19 金湖(2) 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	85
圖 4-20 BH06 2021 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	86
圖 4-21 BH08、BH09 2021 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	86
圖 4-22 BH10、BH11 2021 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	87
圖 4-23 文光國小湖口分校 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	87
圖 4-24 海園(1) 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	88
圖 4-25 箔子(1) 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	89
圖 4-26 金湖(1) 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	90



圖 4-27 宜梧(1) 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	89
.....	90
圖 4-28 新寶國小 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	90
.....	90
圖 4-29 BH07 2021 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	91
圖 4-30 豐安國小 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	92
.....	92
圖 4-31 口湖國小青蚶分校 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢	92
.....	92
圖 4-32 濁水溪沖積扇 BEX 趨勢與 BEX 平均分布關係圖	94



表目錄

表 2-1 地下水分類與對應之導電度區間	8
表 2-2 主要陰陽離子在地下水與海水的濃度 (mg/L).....	9
表 2-3 氯鹽鹼度當量濃度比值與海水污染程度關係	10
表 2-4 除離子交換外，常見使 BEX 變化之作用	15
表 3-1 採樣日期與各季採樣點位整理	31
表 3-2 各項水質參數之穩定區間	35
表 3-3 採樣容器種類準備流程、樣品前處理	36
表 3-4 ICP-OES 分析參數	40
表 3-5 反距離加權法參數設定	42
表 4-1 水利署歷史數據統整 ($n = 313$)	48
表 4-2 水利署歷史水質分析結果之相關係數矩陣	49
表 4-3 環保署歷史數據統整 ($n = 264$)	51
表 4-4 環保署歷史水質分析結果之相關係數矩陣	52
表 4-5 現地採樣水質分析結果統計值 ($n = 90$)	64
表 4-6 現地採樣水質分析結果之相關係數矩陣	65



第一章 緒論

淡水是人類生存不可或缺的資源，主要來源包括雨水、河水、融雪與地下水等，其中地下水佔全球總淡水資源約三成，僅次於兩極冰蓋及陸上冰河 (Shiklomanov, 1993)。臺灣位處亞熱帶地區，雨水豐沛，但受地形阻隔和季風氣候影響，降雨時空分布嚴重不均，在枯水期間，水庫蓄水無法滿足需求下，地下水取得容易、水質穩定、流量平穩等優點，使其自然成為補足供水缺口的首選。然而，隨著臺灣人口增長和產業發展，地下水的抽取量逐年攀升，超抽的問題也逐漸浮上檯面。尤其在西南沿海地區的養殖漁業與工業發展，使超抽的情況更為嚴峻，除了造成嚴重的地層下陷外，地下水鹽化更對當地農業及民生用水產生衝擊，甚至已威脅到大眾的飲用水安全 (經濟部水利署，2009)。

濁水溪沖積扇地下水鹽化問題於 1980 年代逐漸受到重視，過去研究方法以現地採樣分析 (劉乃綺，1988；何麗如，1989；陳文福等人，2001) 及地下水數學模式模擬 (陳京台，1980；姚建功，1984；陳與劉，1998；Liu et al., 2003a) 最為廣泛，後多變量統計分析法開始興起，如 Liu et al. (2003b)、張介翰 (2006) 等。三種方式各有優缺點，其中現地採樣分析雖然成本較高，但可直接獲取地下水現況，並提供模擬或統計分析所需的原始資料，是地下水鹽化研究中不可或缺的一環。因此自 1992 年起，臺灣地區地下水觀測網計畫開始執行，同時規劃定期地下水採樣分析作業，持續累積地下水數據。

然而，目前濁水溪沖積扇地下水的現地採樣研究多討論當下之鹽化程度及範圍，對於未來鹽化的趨勢則少有著墨。此外，前人研究中多規劃單次或一年一次之採樣，在臺灣西南部豐枯水期分明的條件下，容易忽略季節性的差異 (經濟部水利署，2020)。本研究首先統計濁水溪沖積扇地下水之歷史數據，運用內插法獲得水質的空間分布，以此規劃現地採樣點位。現地採樣工作於 2021–2022 年進行，分次採集兩年豐枯水期之水樣，並以本研究採樣的水質分析結果討論地下水鹽化情



形。透過地下水化學分析，本研究期望達到以下目標：一、訂定區域背景值，劃分鹽化範圍，掌握地下水鹽化現況；二、以水化學組成與分布追溯鹽化來源與機制；三、比較豐枯水期差異，了解鹽化的時空變化，評估未來的鹽化趨勢，以供未來地下水管理政策參考之用。

第二章 文獻回顧



本章統整國內外地下水鹽化相關文獻，以全面了解相關研究之進展。下文將從鹽化來源、鹽化指標二個面向，建構地下水鹽化之背景知識。最後聚焦在濁水溪沖積扇，整理此區地理、地質、水文、土地利用等基本條件，及地下水鹽化相關研究。

2-1 地下水鹽化

地下水鹽化調查著重於了解鹽化原因，劃定鹽化範圍，作為後續整治管理之用。本節將整理國內外文獻，詳細列出常見之鹽化因素及鹽化判定基準，並提出本研究選擇之指標及依據。

2-1-1 鹽化來源

導致地下水鹽化的主要來源有：大陸來源 (natural continental sources)、海洋來源 (marine sources) 及人為來源 (anthropogenic sources) (Mirzavand et al., 2020) (圖 2- 1)。

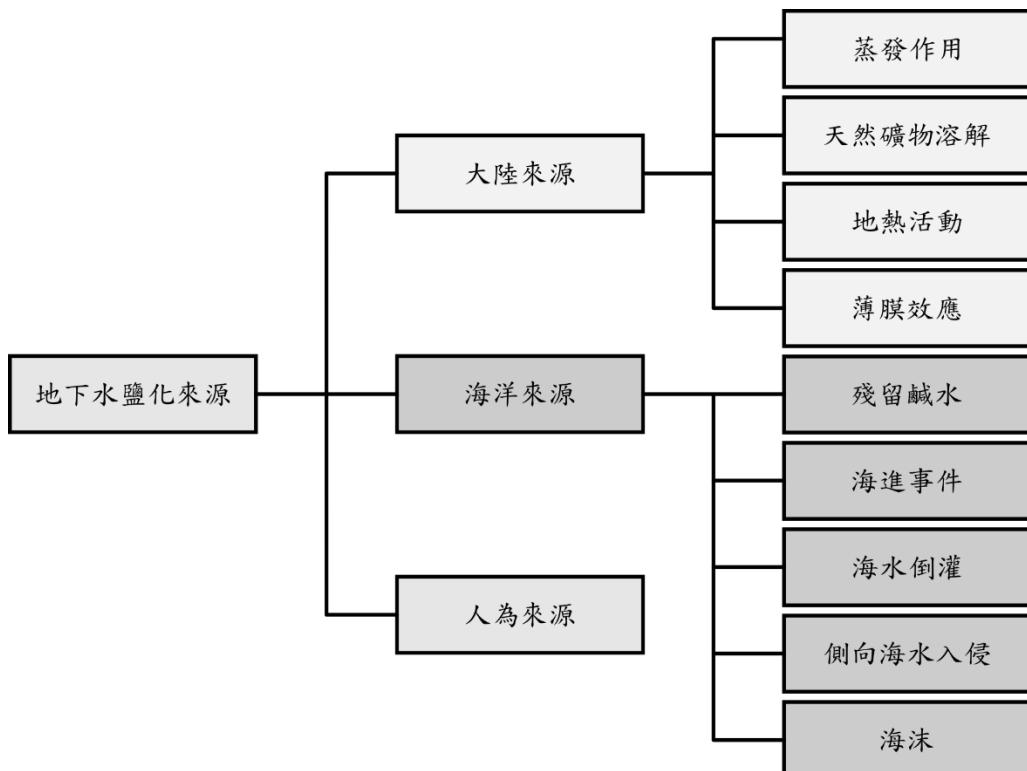


圖 2- 1 地下水鹽化的主要來源 (重繪自 Mirzavand et al., 2020)



2-1-1-1 大陸來源

大陸來源可分為四個部分：蒸發作用 (evaporation)、天然礦物溶解 (dissolution of naturally occurring soluble minerals underground)、地熱活動 (geothermal activities) 及薄膜效應 (membrane effects)。

1. 蒸發作用：蒸發作用在地下水位淺且氣候乾燥的地區是最主要的鹽化原因，蒸發作用會使地下水中的鹽類濃度逐漸上升¹，若缺乏足夠淡水補注，最終將使地下水鹽化 (Yechieli & Wood, 2002)。例如在封閉盆地中，鹽類礦物（如：方解石、岩鹽等）自補注區溶解，隨地下水移動途中因蒸發作用，導致鹽度越往出水區越高 (Mirzavand et al., 2020)。

2. 天然礦物溶解：當地下水水流經有蒸發礦物（如：岩鹽、石膏等）沉積之地層時，這些礦物易溶入地下水造成鹽化。此外，若時間等條件適合，即便地層中易溶礦物比例低，其他礦物亦可能造成鹽化，此現象在乾燥地區較常見 (Van Weert et al., 2009)。

3. 地熱活動：在火山（地熱）活躍的地區，也可能出現高鹽度的地下水。由於地底高溫高壓的環境，礦物溶解度比近地表環境高出許多，易形成富含礦物質的地下水，稱為熱礦水 (thermo-mineral waters)。深處的熱礦水會透過熱液系統被帶到地表，造成淺層地下水鹽化或形成溫泉。熱礦水除了氯鹽外，也可能含高濃度的溴、氟、鈉、砷等其他可能污染淡水的物質 (Edmunds et al., 2003; Vengosh et al., 2002)。

4. 薄膜效應：薄膜效應的機制類似逆滲透膜，當地下水水流經頁岩層或是黏土層，由於黏土顆粒周圍電雙層 (double electrical layer) 結構，水中特定離子受靜電排斥而無法通過，造成薄膜流入測的鹽度逐漸提高。薄膜效應曾用以解釋沉積盆地深處鹽化地下水的生成 (Richter & Kreitler, 1993)，在較深的沖積盆地中，頁岩或黏土層被壓密，產生半滲透膜的效應 (Berry, 1973; Hanshaw & Hill, 1969; Kharaka &

¹ 根系深入地下水層的植物，其蒸散作用亦有相同效果 (Van Weert et al., 2009)。



Berry, 1973; McKelvey & Milne, 1962)。

大陸來源多與乾燥氣候與內陸盆地沉積礦物有關，相較而言，臺灣的海島地形與濕熱氣候，並不易出現大陸來源為主的鹽化現象，唯一例外是臺灣仍有地熱活動，但範圍侷限，並無造成大範圍地下水鹽化之現象。

2-1-1-2 海洋來源

海洋來源主要來自殘留鹹水 (connate (residual) saline groundwater)、海進事件 (marine transgression)、海水倒灌 (incidental flooding by seawater)、側向海水入侵 (laterally seawater intrusion)，以及海沫 (seawater spray)。

1. 殘留鹹水：殘留鹹水的形成原因為沉積過程中，海水與岩石碎屑一起形成地層，海水即保留在孔隙中。此現象在淺層並不常見，因淺層地下水與地表水交換速率較快，鹽分容易被沖刷帶走 (Clark, 2015)。

2. 海進事件：地質時間尺度下，海平面會持續變動，地殼也會受構造作用而有升降，當海平面上升或地殼沉降，使海岸線往陸側遷移時，即為海進事件。此時沿海含水層將會被海水淹沒，鹹水因密度較大，容易入滲取代淡水，造成沿海大面積鹽化 (Van Weert et al., 2009)。

3. 海水倒灌：海水倒灌的持續時間相對較短，在偶發事件 (如風暴潮、海嘯等) 中，海平面在短時間內異常上升，越過海堤，使沿海平原發生洪災，其中海水的鹽分向下入滲，以致地下水鹽化。由於持續時間較短，此現象造成的鹽化通常僅限於淺層地下水，但若倒灌事件頻繁發生，或是倒灌的海水長時間停留在地表，鹽化現象即可能往深處延伸² (Van Weert et al., 2009)。

4. 海水側向入侵³：自然情況下，當海洋與沿海的含水層之間缺乏阻水層而相

² 海水亦可能自地下水井侵入深部含水層中 (Van Weert et al., 2009)。

³ 海水入侵 (seawater intrusion) 泛指海水侵入地下水層的現象，不分侵入方向，故海進事件、海水倒灌、海沫等上至下的侵入亦屬海水入侵。此處特指海水「側向」侵入含水層的情況。



互接觸時，會產生向陸側尖滅的「鹹水楔」(saltwater wedge)，淡水會在鹹水楔之上並向外流出，而淡鹹水介面則維持動態平衡 (Bear et al., 1999)。若海面上升或地下水水面降低，交界面便會向陸側調整，造成海水的側向入侵。其成因包括河口地形、地下水補注減少、人為大量抽取地下水等 (Van Weert et al., 2009)。

5. 海沫：沿海地區近地表的水氣會挾帶來自海水的鹽分，這些鹽分會沉降、累積在地表，並透過降水進入地底，導致淺層地下水鹽化 (Van Weert et al., 2009)。

臺灣面積小且四面環海，因此海洋來源是造成臺灣地下水鹽化的主因，但由於區域地質、人文條件各異，使得各地鹽化的特徵及原因也不盡相同，如：雲林北港、屏東枋寮等地區曾有海水倒灌紀錄 (劉乃綺，1988；江崇榮，2000)；宜蘭壯圍、嘉南平原有古海水殘留跡象 (張介翰，2006；經濟部水利署，2020)；屏東東港、林邊地區則有嚴重的側向海水入侵問題 (江崇榮，2000；Wang et al., 2003)。

2-1-1-3 人為來源

人為來源相對多元，農業、工業、民生活動皆可能造成地下水鹽化，此處舉幾個較為常見之人為來源進行說明。

1. 農業活動：使用廢水灌溉作物、施用肥料等都可能造成地下水鹽化，此外，大面積的過度灌溉也會使區域地下水位提高，蒸發作用增強，造成地下水和土壤逐漸鹽鹼化 (Van Weert et al., 2009)。

2. 民生活動：未經處理之民生廢水進入地下水系統即會導致鹽化，其中清潔劑為主要污染物質 (e.g. Thurman et al., 1986; Vengosh et al., 1994; Vengosh & Keren, 1996)。冬季道路使用的溶雪鹽，也是造成鹽化的一大原因 (Kaushal et al., 2005)。

3. 石油天然氣探勘：從探勘至開採，期間皆有可能引發地下水鹽化。例如：初期探勘中為數眾多的探測井，會使地層間流通性增加，來自地表及地層的鹹水可能透過鑽井侵入含水層。此外，開採中產出的鹹水會直接排放至地表或注入產油(氣)層，無論何種處置法皆會增加地下水鹽化的風險 (Richter & Kreitler, 1993)。

人為來源常具有鹽化面積較小、深度侷限在淺層、短時間內物質濃度變化大等



特徵 (Mirzavand et al., 2020; Richter & Kreitler, 1993; Van Weert et al., 2009)。

沿海養殖漁業是臺灣地下水鹽化研究中常被提及的人為活動之一，由於半鹹水或鹹水的養殖型態須引入海水至陸地魚塭中，其鹹水便有機會由表層滲入地底造成地下水鹽化。與養殖業有關的地下水鹽化區域包括：宜蘭、彰雲及屏東等沿海地區 (彭宗仁等人, 2001；劉乃綺, 1988；江崇榮, 2000；劉聰桂等人, 1999)。此外，臺南沿海的鹽田鹵水入滲也是臺灣人為鹽化來源的例子之一 (陳文福, 2005)。

2-1-2 鹽化指標

制定鹽化指標的目的在於判斷地下水鹽化與否，以及鹽化程度的高低，此小節將詳述國內外常用之地下水鹽化指標，包括指標建立依據及分類方式。

2-1-2-1 導電度

導電度 (Electrical Conductivity, EC) 在水化學中的定義為電流通過長 1 cm、截面積 1 cm² 之液柱時所測得電阻之倒數，單位多以 mS/cm 或 μS/cm at 25 °C 表示。導電度可做為鹽化指標之原因在於地下水中的溶解物質多以離子形式存在，當水中溶解物質的濃度增加，會使得水溶液的導電度上升。根據此原理，地下水的導電度與總溶解固體濃度 (Total Dissolved Solids, TDS) 大致呈正比關係 (式 2-1)，k 值絕大部分介於 0.55–0.75 (Hem, 1985)。吳等人 (2006) 統整臺灣各地下水分區總溶解固體與導電度的迴歸分析結果，其中 k 值介於 0.620–0.694，平均值為 0.666。

$$\text{TDS (mg/L)} = k \times \text{EC (\mu S/cm)} \quad \text{式 2-1}$$

導電度的量測相對方便、快速，相較於總溶解固體須採樣、過濾、乾燥等步驟，導電度僅需將校正後之電極直接放入水樣中即可讀值，可減少採樣及實驗流程中的誤差。此外，歷史數據中導電度資料較為完整，且可與總溶解固體資料相互轉換，綜合以上幾點，本研究選擇導電度作為鹽化指標之一。

臺灣水質相關規範中，僅有灌溉用水水質標準規定導電度須低於 750 μS/cm at 25 °C，而水利署 (2020) 則將地下水鹽化標準設為 1,500 μS/cm。國外文獻中，Jackman 等人 (2016) 根據導電度將地下水區分為六類 (表 2-1)，其中淡水



(Freshwater) 上限為 $1,600 \mu\text{S}/\text{cm}$ 。本研究後續將以導電度作為判斷鹽化的標準之一，其閾值則比照水利署標準 ($1,500 \mu\text{S}/\text{cm}$)，換算為總溶解固體濃度約為 $1,000 \text{ mg/L}$ ，與文獻中總溶解固體濃度之鹽化標準相符 ($> 1,000 \text{ mg/L}$, Freeze & Cherry, 1979)。

表 2-1 地下水分類與對應之導電度區間

Water type	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Pure rainwater	< 15
Freshwater	15 – 1,600
Slightly brackish water	1,600 – 4,800
Brackish water	4,800 – 16,000
Saline water	16,000 – 51,500
Seawater	51,500
Hyper saline	> 51,500



2-1-2-2 氯鹽鹼度當量濃度比值

沿海含水層之鹽化來源最主要源自海水，除了總溶解固體與導電度外，亦可透過海水與地下水間的化學組成差異量化地下水的鹽化程度，在乾淨未受污染的地下水水中，陰離子以 HCO_3^- 的比例最高，相較之下，海水中最主要的陰離子則為 Cl^- ，且濃度遠高於 HCO_3^- (表 2- 2)。Todd (1959) 提到，由於氯鹽和碳酸鹽類離子的比值於地下水及海水的差異巨大，加上人為活動產生之污染鮮少有高濃度之 Cl^- ，故可作為地下水受海水污染程度之指標 (式 2- 2)，並根據數值高低分為五種污染程度。而國內水利署調查地下水鹽化時亦有使用相同的指標，二者污染程度的分類法列於表 2- 3 中。Hem (1985) 提到絕大多數自然水體中，鹼度幾乎由碳酸氫根與碳酸根所貢獻，又水體的 pH 若介於 6.35 – 10.33，碳酸氫根為溶解碳酸鹽類的主要型態。因此，本研究將式 2- 2 的分母簡化，僅以碳酸氫根當量濃度做計算，而碳酸氫根當量濃度則以總鹼度得出，如式 2- 3 所示。本研究後續將以氯鹽鹼度當量濃度比值作為判斷鹽化的標準之一，其閾值比照水利署標準，高於 1.0 為有受海水污染現象之地下水。

$$\frac{[\text{Cl}^-]}{([\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}])} \text{ (in meq/L)} \quad \text{式 2- 2}$$

$$\frac{[\text{Cl}^-]}{[\text{TAlk}]} \text{ (in meq/L)} \quad \text{式 2- 3}$$

表 2- 2 主要陰陽離子在地下水與海水的濃度 (mg/L)

	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
地下水 ^a	2.3 – 46	0.4 – 7.8	1.2 – 49	2 – 200
海水 ^b	10,500	390	1,350	410
	Cl^-	HCO_3^-	SO_4^{2-}	NO_3^-
地下水 ^a	1.8 – 70	0 – 300	1 – 480	0.06 – 12
海水 ^b	19,000	142	2,700	0.67

^a Appelo & Postma (2005); ^b Goldberg et al. (1971)



表 2-3 氯鹽鹼度當量濃度比值與海水污染程度關係

海水污染程度 (Todd, 1959)	海水污染程度 (經濟部水利署, 2020)
Good quality < 0.5	未受海水污染 0 – 1
Slightly contaminated 0.5 – 1.3	輕度海水污染 1 – 2
Moderately contaminated 1.3 – 2.8	中度海水污染 2 – 5
Injurious contaminated 2.8 – 6.6	高度海水污染 5 – 10
Highly contaminated 6.6 – 15.5	嚴重海水污染 10 – 200
	海水 > 200

2-1-2-3 Piper 水質菱形圖 (Piper diagram)

Piper (1944) 提出利用水中常見陰陽離子組成，快速判別水樣的化學特徵及變化的作圖法。Piper 圖以三個部分組成，左右兩三角圖分別呈現陽離子與陰離子的組成比例，陽離子三軸為 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ；陰離子則為 Cl^- 、 $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ 、 SO_4^{2-} ，各離子比例以當量濃度計算。中央菱形部分則整合三角圖之結果，描述水樣的化學組成類型，而標點位置為左右兩點平行菱邊的延伸線之交點。

Piper 圖的菱形區域可劃分為數個子區，代表不同水化學相：(I) $(\text{Ca}, \text{Mg})\text{-HCO}_3$ 型；(II) $\text{Na}\text{-HCO}_3$ 型；(III) $(\text{Ca}, \text{Mg})\text{-}(\text{SO}_4, \text{Cl})$ 型；(IV) $\text{Na}\text{-Cl}$ 型；(V) 混合型（圖 2-2）。在區域地下水調查中，Piper 圖可清楚顯示水化學相外，搭配地理、時空分布，可更完整解析地下水的演化機制。如 Adams 等人 (2001) 調查南非 Karoo 盆地西南部含水層之水化學特徵，指出 $\text{Ca}\text{-HCO}_3$ 型和 $\text{Na}\text{-Cl}$ 型為此區兩端點之水化學相，並沿著地下水水流由 $\text{Ca}\text{-HCO}_3$ 型逐漸演化成 $\text{Na}\text{-Cl}$ 型，途中受離子交換作用、礦物沉澱/溶解、硫酸鹽還原等作用影響，產生 $\text{Na}\text{-HCO}_3$ 、 $\text{Ca}\text{-Cl}$ 、 $\text{Na}\text{-SO}_4$ 、 $\text{Ca}\text{-SO}_4$ 等水化學相。在國內外地下水鹽化研究中 (經濟部水利署, 2007; Lee & Song, 2007; Rivera-Hernández et al., 2017; Sarker et al., 2018; Wen et al., 2020)，Piper 圖亦是辨識鹽化特徵的有力工具，位於 IV 區、 $\text{Na}\text{-Cl}$ 型之地下水多被視為有受到海水污染的



現象。此外，Appelo & Postma (2005) 也提到 Piper 圖可清楚呈現出含水層中離子交換作用，在海水入侵/淡水淋洗的過程中，會分別產生 Ca-Cl 型和 Na-HCO₃ 型之水化學相（圖 2-3）。

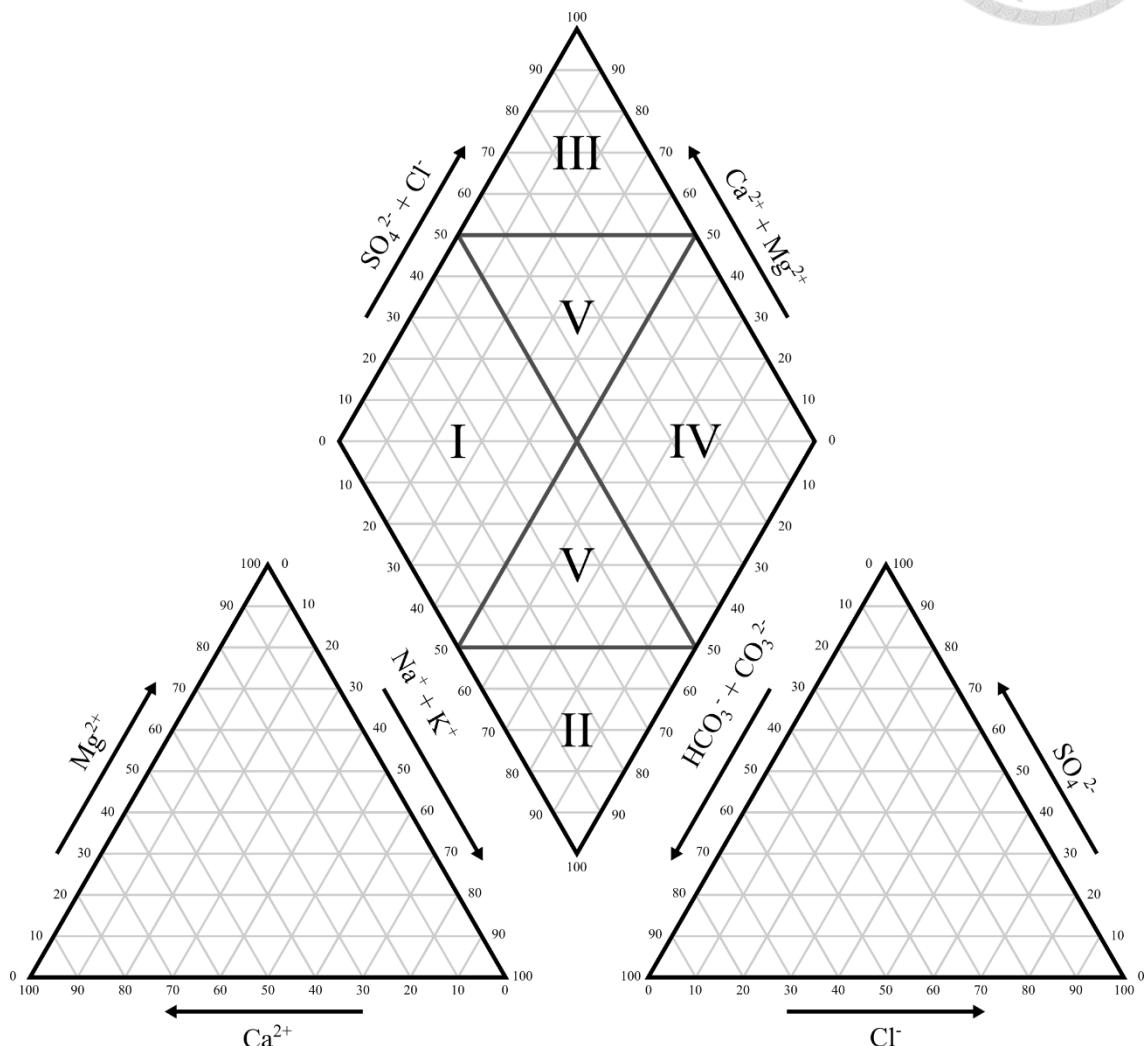


圖 2-2 Piper 水質菱形圖及各水化學相分區

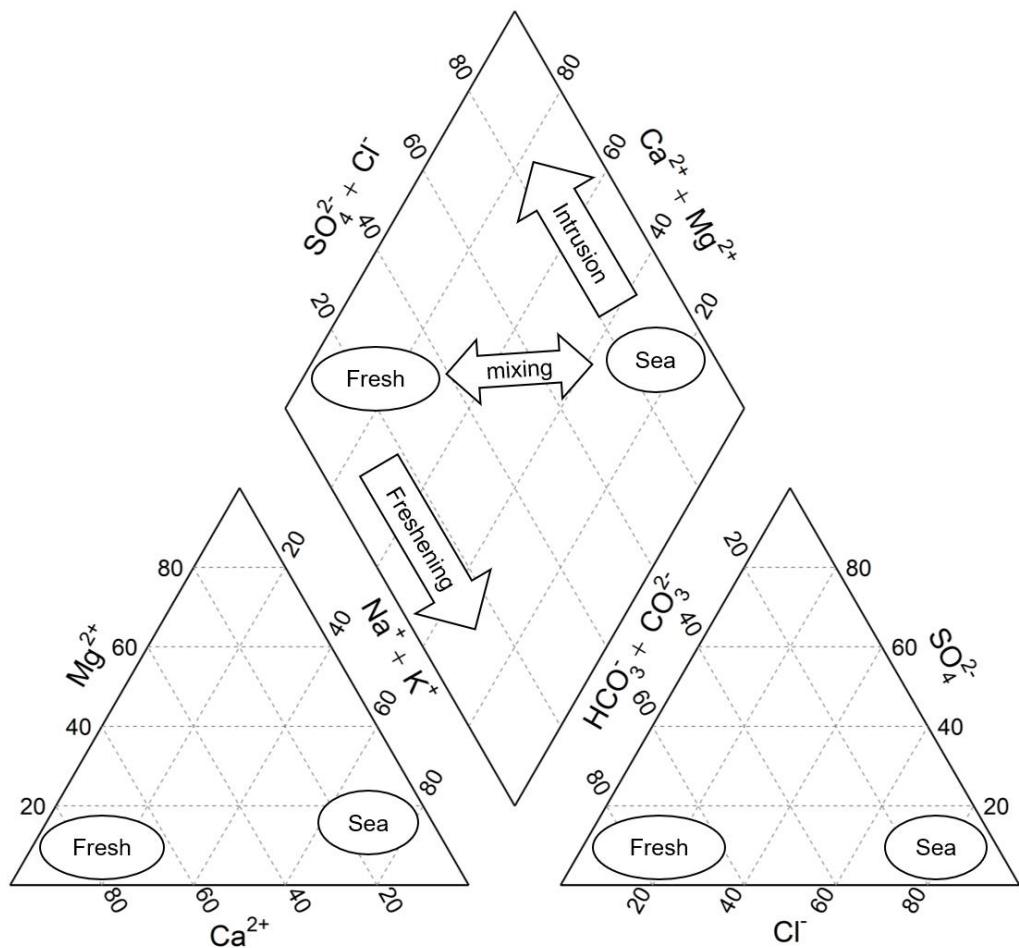


圖 2-3 地下水鹽化/淡化於 Piper 圖上的演化圖（重繪自 Appelo & Postma, 2005）

Piper 圖上標示未受污染之地下水與海水的平均組成，二者混合及離子交換作用皆會造成水化學相的變化，如海水入侵過程會使水化學相往 Ca-Cl 型移動，淡水淋洗則往 Na-HCO₃ 型演化。

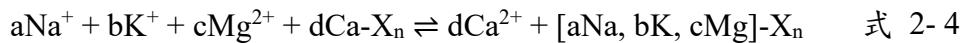
2-1-2-4 鹼基交換指數

鈣基交換指數 (Base Exchange Index, BEX) 由 Stuyfzand (1986) 提出，用以辨識含水層中水岩間離子交換的反應方向，指示含水層處於正在鹽化或正在淡化的狀況。不同於多數鹽化指標呈現的是地下水鹽化程度的高低，BEX 進一步呈現出含水層的演化方向 (鹽化或淡化)，可幫助我們評估地下水鹽化之趨勢及風險。因此 BEX 也被廣泛應用在沿海含水層之研究 (如：Vandenbohede & Lebbe, 2012；



Mollema et al., 2013 ; Mastrocicco et al., 2021)，部分研究甚至能指示出季節性變化(如：Marconi et al., 2011 ; Sathish & Elango, 2016)。

BEX 理論基礎建立在水岩間的離子交換作用，如 Stuyfzand (2008) 提出的反應式 (式 2-4 與式 2-5)，式中 X 代表土壤中的鹼基交換物質，像是黏土礦物、泥炭等。



$$2d = a + b + 2c \quad \text{式 2-5}$$

當海水逐漸侵入含水層時，地下水中的 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 會與鹼基交換物質的 Ca 發生置換，反應往右側進行，使地下水 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 濃度下降；反之，若為淡水淋洗已鹽化之地層，則反應向左進行，地下水 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 濃度上升。

BEX 使用上有以下假設：一、 Cl^- 來源只有海水 (Eriksson, 1952)；二、形成海沫 (Spray) 時，化學組成的分化可忽略 (Duce & Hoffman, 1976)；三、 Cl^- 濃度具保守性 (海淡水混合過程無其他來源或失去途徑)；四、 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 同時與 Ca^{2+} 發生離子交換反應。

在不含白雲石之含水層⁴中，BEX 可由水樣中的 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 濃度計算 (式 2-6)，並藉由 Cl^- 去除海淡水混合造成的 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 增減 (Stuyfzand, 1986)，僅留下因離子交換而多餘 (或缺少) 的 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 總量。末項的 1.0716 即為海水 $([\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Mg}^{2+}]) / [\text{Cl}^-]$ 之比例 (Riley & Skirrow, 1975)。

$$\text{BEX} = [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Mg}^{2+}] - 1.0716 [\text{Cl}^-] (\text{meq/L}) \quad \text{式 2-6}$$

當 $\text{BEX} > 0$ ，表示去除海水貢獻後，地下水中還有因水岩間的離子交換而多出來的 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} ，即離子交換反應向左進行，含水層有正在淡化的現象。反之， $\text{BEX} < 0$ 代表去除海水混合貢獻的 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 後，地下水中部分 Na^+ 、 K^+ 、

⁴ 含白雲石的含水層，因白雲石溶解會使地下水中的 Mg^{2+} 濃度大幅增加，因此計算上排除 Mg^{2+} ，BEX 調整為 $\text{BEX}_D = [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] - 0.8768 [\text{Cl}^-]$ (Stuyfzand, 2008)。



Mg^{2+} 因離子交換被移除，反應向右進行，是含水層正在鹽化的現象。而 $BEX = 0$ 時，指示地下水組成為海淡水混合，水岩間離子交換達到平衡。

儘管大部分情況下，離子交換作用主導了海淡水混合中陽離子的組成變化，但自然環境中，仍有其他作用會改變地下水陽離子濃度。甚至在特殊情況下，這些作用的影響會超過離子交換。因此從 BEX 了解區域地下水演化時，需注意是否有其他可能造成影響之因素，以避免出現錯誤解讀。表 2- 4 為 Stuyfzand (2008) 列出常見可能使 BEX 產生偏差之作用。

最後需要注意的是， BEX 僅代表採樣當下的離子交換反應方向，並不代表該含水層長期的狀態，若要判斷含水層是否持續鹽化/淡化，仍須仰賴定期採樣，分析長期鹽化程度與 BEX 的趨勢，Stuyfzand (2008) 也提出解讀 BEX 的方法流程(圖 2- 4)，當中即先從氯鹽判斷鹽化程度趨勢，再導入 BEX 趨勢判斷含水層的狀態或可能的偏差種類。



表 2-4 除離子交換外，常見使 BEX 變化之作用

使 BEX 上升 (正偏差)	使 BEX 下降 (負偏差)
含 Na、K、Mg 的礦物溶解， 如白雲石 (+ Mg)、鈉長石 (+ Na)、 橄欖石 (+ Mg)、蛇紋石 (+ Mg)	白雲石化或其他礦物轉化作用 (- Mg)
生物質礦化作用 (+ K)	含 Na、K、Mg 的礦物生成 (- Na、- K、- Mg)
肥料入滲/溶解作用 (+ K)	生物質合成 (- K)
	人為或火山活動帶來顯著的 Cl ₂ 沉降 (+ Cl)

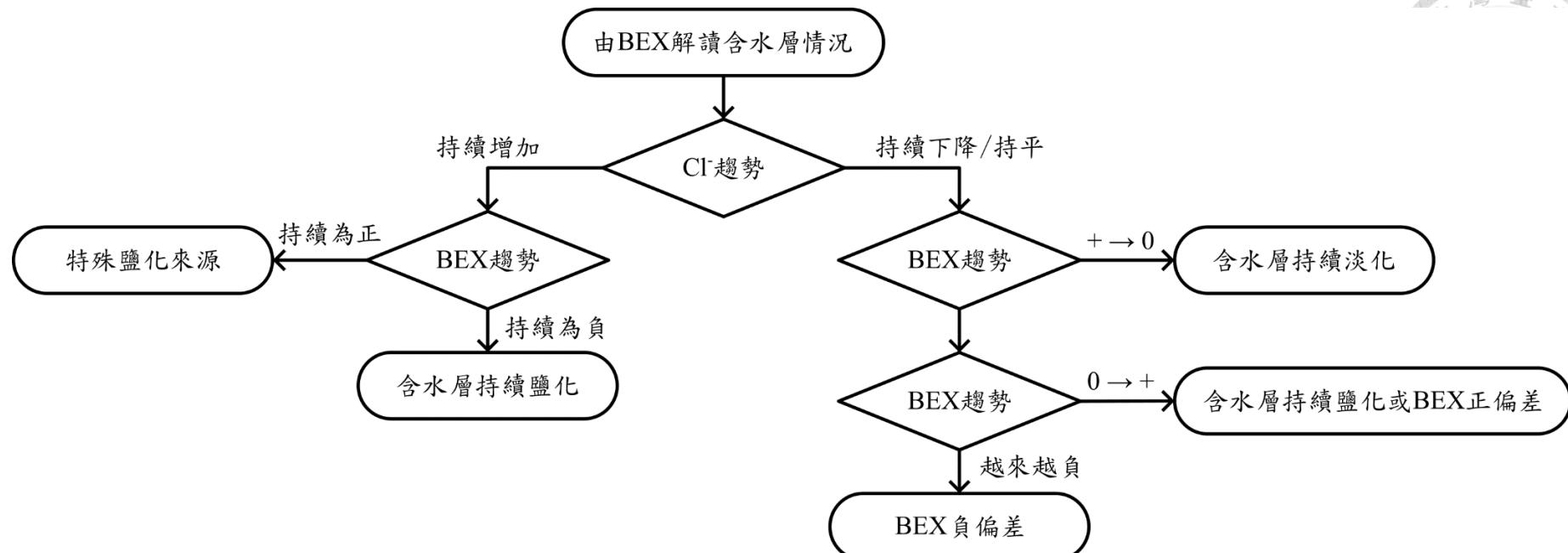


圖 2-4 BEX 解讀流程圖 (重繪自 Stuyfzand, 2008)

原文提及的特殊鹽化來源例子為：運河中的半鹹水，其中混有具淡化現象的地下水或農業灌溉用水。



2-2 濁水溪沖積扇背景

2-2-1 地理位置與地形

濁水溪沖積扇位於臺灣西部，北起烏溪，南至北港溪南岸，東以八卦台地、斗六丘陵與平原接壤處為界，並沿兩丘陵間之隘口，持續延伸至名間、竹山一帶，西臨臺灣海峽。行政區涵蓋彰化縣、雲林縣及南投縣，面積約 1,800 平方公里 (林朝榮，1957；林君怡等人，1996)，地勢於東側扇端最高，向西呈扇形逐漸降低，海拔高度約 0-100 公尺，為臺灣最大的沖積扇。扇上除了濁水溪主流外，另有四條放射狀的河流，分別為舊濁水溪 (東螺溪)、新虎尾溪、舊虎尾溪及北港溪 (上游為虎尾溪) (圖 2-5)。

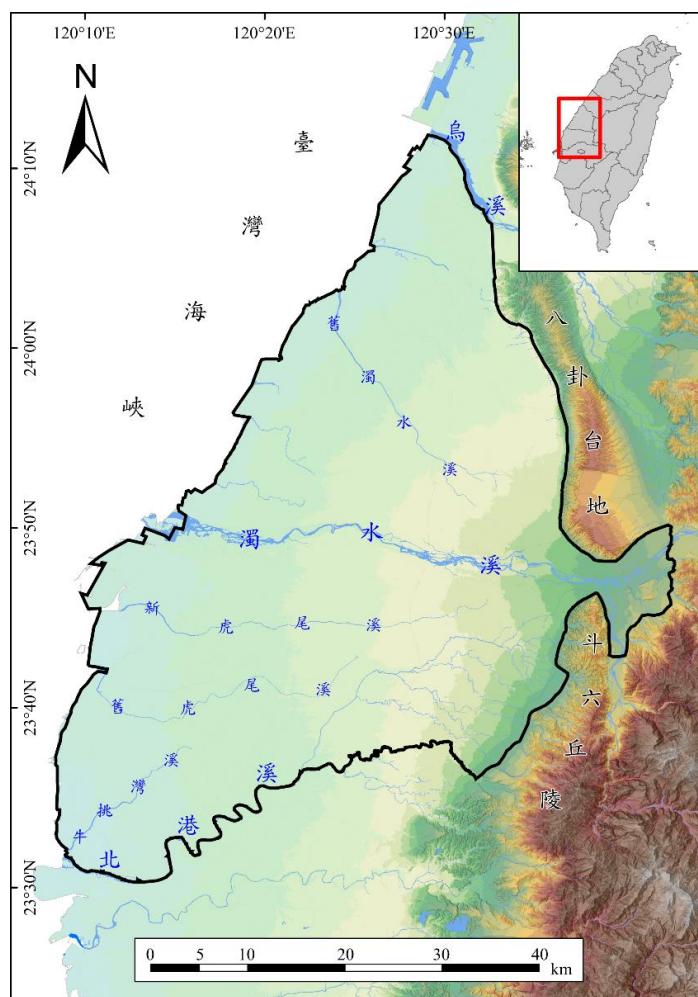


圖 2-5 濁水溪沖積扇地下水分區範圍



2-2-2 地質背景

濁水溪沖積扇上之主流——濁水溪，發源於合歡山主峰與東峰之間，濁水溪集水區出露岩層之主要岩性有板岩、變質砂岩、頁岩及砂岩，部分為礫岩、泥岩和片岩（中央地調所，1986）。當濁水溪自山區進入平地時，即斗六丘陵和八卦台地間的隘口處，從上游帶來的岩石碎屑開始大量淤積，並以該地為端點，逐漸向外發育成沖積扇。濁水溪沖積扇之沉積年代自晚更新世至現代（江崇榮等人，1999），期間發生無數次河道遷移，使河道沉積之礫、粗砂及中砂等得以累積交織成層狀分布，構成主要含水層（aquifer），同時氾濫平原所沉積的細砂及泥層則以透鏡狀夾於含水層之中。別於含水層，阻水層（aquitard）組成則與濱海沉積密切相關，濱海沉積之顆粒較細、透水性較差，其中包括潮間帶、潟湖及沼澤之泥層，濱面之細砂及中砂層，遠濱之泥及細砂層等，上列地層分布會隨海岸線變遷而改變，其機制會於水文地質分節中進一步說明。

2-2-3 水文地質架構

濁水溪沖積扇自扇頂至扇端坡度漸緩，水流能量漸小，故沉積粒徑逐漸變細，使得以礫石及粗砂為主的含水層厚度陸側向海遞減，而以中砂、細砂和泥構成的阻水層厚度由陸向海側遞增。垂直剖面上，含水層與阻水層呈犬牙狀交錯，此特徵除了與水流強度變化有關，也牽涉到全球氣候變遷造成的海平面升降。濁水溪沖積扇在深度 300 公尺的沉積歷史中⁵，經歷過 4 次大規模之海進及海退事件，形成四層含水層（F1、F2、F3、F4）及四層阻水層（T1、T2、T3、T4）（中央地質調查所，2014a）。各含水層於扇頂相連組成一厚礫石層，至扇央被各阻水層分隔，其上未有阻水層的 F1 為未受壓水層（unconfined aquifer），而 F2、F3、F4 則成為受壓含水層（confined aquifer），最終各含水層於扇端尖滅（圖 2-6）。

⁵ 根據岩心定年結果，深度 100 公尺之沉積年代約 5 萬年，深度 300 公尺處至少 20 萬年以上（黃智昭等人，2015）



F1、F2、F3 分布全區，其中 F2 為各含水層中最厚的一層，平均厚度達 95 公尺，是此區最重要的地下水水源；F4 部分，僅 14 口井到達此層，其中 9 口貫穿此層，平均約 24 公尺，是各地下水層中厚度最小者。T1、T2、T3 分布涵蓋扇央至扇尾，厚度從十幾至數十公尺不等；T4 則位於目前鑽井調查最底部，由於未有鑽井貫穿此層，故無法確定此層厚度及岩性變化，依據目前資料，T4 最大厚度大於 52 公尺，底部性質及深度不明（中央地質調查所，2014a）。

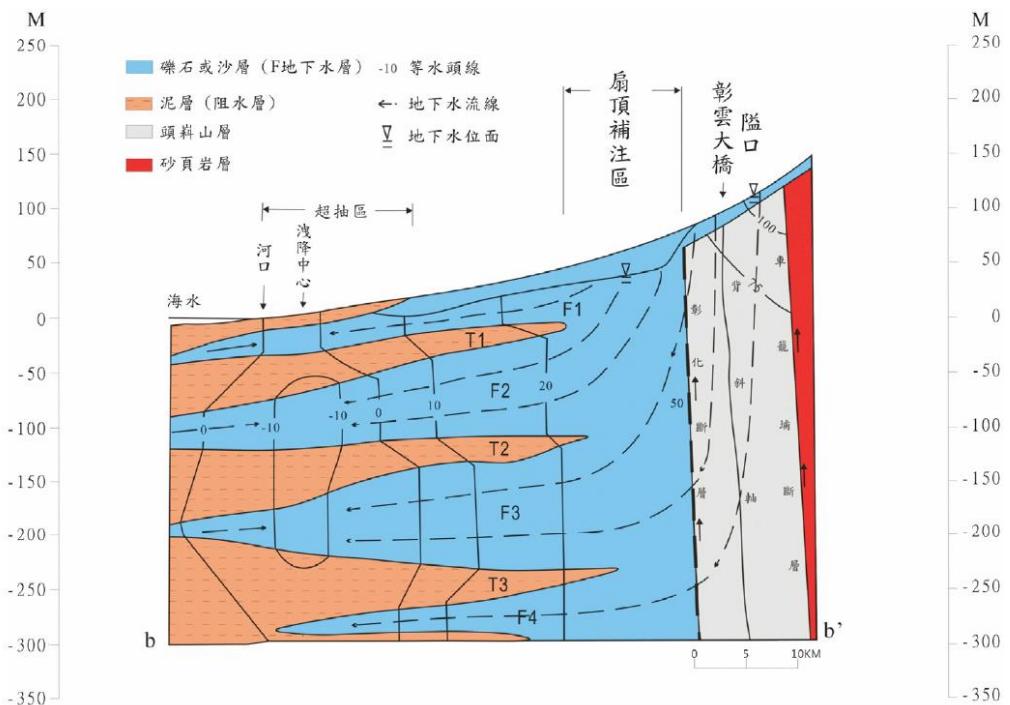


圖 2-6 濁水溪沖積扇水文地質架構圖（中央地質調查所，2014a）

2-2-4 土地利用情形

承上節，濁水溪沖積扇的第一含水層 (F1) 上部未有不透水層阻隔，代表地表水可直接入滲補注此層地下水，但同時地下水質也容易受到地表活動影響。此外，開篩位置於其他含水層之監測井亦可能因井體滲漏，導致地表污染沿著水井進入受壓含水層中。因此討論區域地下水質時，周遭的土地利用情況是重要的因素之一，此小節將參考各縣市統計資料及國土現況利用調查結果整理本區的土地利用狀況。



根據內政部國土測繪中心調查 (2022a, 2022b)，濁水溪沖積扇土地逾一半的面積供農業利用 (57%)，面積約 135,000 公頃，其次為水利利用及建築利用，各佔 13% 及 11%，面積約為 30,000 公頃及 26,500 公頃。地理分布上，建築用地密集處多位於城鎮聚落或工業區，如彰化市、斗六市，或麥寮鄉外海的離島工業區。除了建築用地外，其餘土地幾乎皆屬農業用地。

農業利用土地涵蓋農漁牧業，可細分為農作使用、水產養殖、畜牧和農業相關設施。農業利用土地近九成為農作使用，其中又以水稻為大宗，種植區域廣布於濁水溪沖積扇各處，其他大宗作物包括落花生、玉米、甘藷等 (行政院主計總處，2017a, 2017b, 2017c)。此外，蔬菜亦是重要經濟作物之一，如西螺鎮、二崙鄉為全臺葉菜類的重要產區之一 (雲林縣政府，2022)。

漁業方面，根據行政院主計總處於 2015 年之調查，雲彰二縣漁業主要經營型態為水產養殖，且多分布在沿海鄉鎮，如芳苑、伸港、口湖、臺西等，養殖生物種類以文蛤、牡蠣、吳郭魚為主。漁業署 2021 年漁業統計年報顯示，養殖面積總和為 10,151 公頃，其中鹹水養殖佔 51% (5,139 公頃)，其次為海面養殖 38% (3,912 公頃)，以及淡水養殖 11% (1,100 公頃)。

畜牧業部分呈零散分布，但在濁水溪南北兩岸較為密集。如彰化大城、雲林二崙及雲林麥寮多肉豬飼養場，彰化芳苑、彰化竹塘、雲林古坑、雲林崙背為蛋雞、肉雞飼養重鎮。雲林縣環境保護局報告 (2021) 中亦提到，雲林畜牧戶大多分布在舊虎尾溪、北港溪流域、八角亭排水及施厝寮大排區域。

工業部分，彰化縣內製造業發達，涵蓋五金 (彰濱工業區、鹿港、伸港)、精密機械 (二林)、紡織 (和美、社頭) 等產業 (投資臺灣事務所，2022)。而雲林主要工業區位於斗六、元長、莿桐、虎尾和麥寮等地，前三地以農產加工、紡織業及製造業為主；位於虎尾的中部科學園區虎尾分區以高科技工業為主；而位於麥寮外海的雲林離島工業園區 (六輕) 則以石化產業為主 (李俊儀，2021)。



2-3 濁水溪沖積扇地下水鹽化研究

本節整理濁水溪沖積扇有關地下水鹽化之研究，根據研究方法大致可分為四類：地球化學、地球物理、模擬分析及統計分析。下文將依序介紹方法原理及相關研究成果。

2-3-1 地球化學研究

地球化學係以地下水化學組成作為研究材料，假設鹽化來源的化學組成特徵在地下水鹽化過程中會保留下來，藉此討論地下水鹽化的範圍，或者藉由水化學組成的時空變化討論鹽化機制或未來趨勢 (Mirzavand et al., 2020)。濁水溪沖積扇地下水鹽化的地化研究豐富，研究材料也不盡相同，以下將列舉三篇研究為例。

劉乃綺 (1988) 研究北港地區地下水導電度與主要陰陽離子組成，並發現北港地區大部分深井導電度介於 $300 - 750 \mu\text{S}/\text{cm}$ ，而高於 $750 \mu\text{S}/\text{cm}$ 的深井多位於牛挑灣溪大排以南地區。自 $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ 比值、離子濃度柱狀圖、 $\text{Cl}^-/(\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-})$ 比值、Piper 水質圖與 SAR 值等分析結果，水質不良的水井也多集中在牛挑灣溪大排以南地區。而根據現場抽水情況與鹽化分布情況，此研究推斷北港地區尚未發生側向海水入侵的現象，水質不佳主要是淺層地下水受污染所致。

何麗如 (1989) 分析北港地區地下水導電度、鹽度、離子濃度及氫氧同位素，分析結果顯示大部分灌溉井之導電度介於 $300 - 1,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ ，但台西鄉沿海地下水出現接近 $3,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 之測值。鹽度與導電度間有線性正比關係，多數灌溉井的鹽度與周圍河水相近，落在 $0.3 - 0.85$ 之間，而最大值達 1.75 。離子組成方面，高導電度、鹽度之水井， $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ 比值、 Na^+/K^+ 比值與海水相近，而 $\text{Cl}^-/(\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-})$ 比值則皆落在淡水範圍內，以此推論北港地區的灌溉井存在海水污染的情形。為了解海水污染途徑，研究加入氫氧穩定同位素分析進行討論，結果顯示北港地區地下水 δD 和 $\delta^{18}\text{O}$ 與當地河水相同，分別介於 $-46 - -56\text{\textperthousand}$ 及 $-6.7 - -7.6\text{\textperthousand}$ 之間，無海水混合跡象，且同位素與鹽度、氯鹽濃度間的相關性不高，因此推測鹽分來源非海水，而是源自原生性的海相沉積。



最後要提到的地下水研究為水利署歷年之地下水質監測計畫，此計畫自 1992 年開始執行，計畫內容包括監測井建置與定期地下水採樣檢驗。水利署 2010 年的報告中提出以 Piper 水質圖與 $\text{Cl}^-/(\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-})$ 比值歸納出鹽化監測井，再透過地下水中的氯鹽及硫酸鹽濃度區分出三種不同的鹽化型態，分別為：一、現今海水入侵，具高氯鹽、高硫酸鹽之特徵；二、硫酸鹽還原，具高氯鹽、低硫酸鹽之特徵；三、硫酸鹽類礦物溶解或地表污水排放，具低氯鹽、高硫酸鹽之特徵。而濃度高低則依第一類地下水污染監測標準劃分，氯鹽與硫酸鹽標準皆為 125 mg/L。研究結果顯示濁水溪沖積扇三種鹽化型態皆存在，但地理分布略有不同，現今海水入侵與硫酸鹽還原二類大多出現在雲林沿海監測井，而硫酸鹽礦物溶解或地表污水排放則多數位於彰化扇央及扇端地區。

總結地球化學之研究，濁水溪沖積扇之地下水鹽化以雲林沿海淺層地下水為主，但鹽化機制仍有爭議，目前機制解釋包括地表鹹水入滲、側向海水入侵及古海水殘留等。

2-3-2 地球物理研究

地球物理方法於地下水研究中應用廣泛，常見方法包括地電阻法及地電磁法二種，如利用地層的電阻差異辨識含水層、阻水層厚度（林鼎竣等人，2021）。地球物理方法適合應用在地下水鹽化的原因在於地電阻會隨地下水鹽度變化，藉此可找出淡鹹水界面及鹹水分布（陳可恭，2002）。

Chen (1999) 使用時間域電磁探測法 (Transient Electromagnetic, TEM) 繪製台灣西南海岸的地電構造，並由地電異常分布定位地層中的地下水體。從地電阻剖面成果顯示，雲林沿海 10–20 公里、海拔-20--120 公尺處存在高電阻區，推測是以砂、礫組成之飽和含水層，且以淡水為主，但在海拔-150 處的電阻下降，可能有鹹水存在。另外於臺南一帶，距海 0 – 15 公里存在厚度 50 – 100 公尺之低電阻區，加上該處地層沉積以泥為主，因此推論此低電阻區為海水入侵所致。

目前地球物理方法應用於濁水溪沖積扇以水文架構辨識為主，地下水鹽化文



獻相對缺乏，因此濁水溪沖積扇地下水鹽化尚無地球物理方面上的定論。

2-3-3 多變量統計分析研究

多變量統計分析 (Multivariate Statistical Analysis) 適用於二種以上變量之數據集，以統計方法探討結果間的關聯性，或是釐清數據中存在的結構。常見多變量統計分析方法有集群分析 (Cluster Analysis, CA)、主成份分析 (Principal Component Analysis, PCA)、因子分析 (Factor Analysis, FA)、判別分析 (Discriminant Analysis, DA) 等 (Anderson, 2003)。濁水溪沖積扇地區已建置緻密的地下水監測網，亦累積大量水質檢驗數據，因此很適合應用多變量統計法進行研究。

Liu 等人 (2003) 應用因子分析法於雲林沿海的地下水質資料，試圖尋找造成砷污染的因子，描繪出海水鹽化與砷污染的範圍，並以此判釋沿海含水層主要的水化學反應過程，並識別地下水鹽化和砷污染的可能原因。結果顯示第一因子中，導電度與海水中主要離子具有高權重，判定為鹽化因子；第二因子中，鹼度、總有機碳、砷具有高權重，判定為砷污染因子。第一與第二因子得分較高的水井與地下水超抽範圍重疊，推論地下水超抽引發了地層下陷與海水入侵，此外，抽水使地下水的溶氧增加，含砷鐵氧化物發生還原性溶解，並釋出砷至地下水中。

張介翰 (2006) 以臺灣各地下水分區之水質紀錄進行因子分析，其中濁水溪沖積扇的分析結果與 Liu 等人 (2003) 類似。第一因子為鹽化因子，高權重變數包括導電度、總溶解固體、鈉、鉀、鎂、鈣、氯鹽、硫酸鹽等；第二因子為砷污染因子，高權重變數有砷及總有機碳，其次中權重變數為鹼度和氯氮；第三因子為鐵錳因子，以鐵、錳為高權重變數。自主要因子的地理分布可歸納出，鹽化狀況較嚴重的區域為雲林沿海淺層地下水，深層及內陸地下水尚無鹽化情形發生。

針對濁水溪沖積扇地下水的多變量統計分析研究顯示，鹽化程度是構成本區地下水質變化最重要的因素，鹽化因子相關的水質參數與得分分布揭示了鹽化源自於海水，且鹽化範圍集中於雲林沿海地區。



2-3-4 地下水數學模擬研究

地下水模擬是研究地下水鹽化的利器之一，透過已知地質鑽探結果建構地下水模型，輸入邊界條件（如地下水位、鹽度等已知條件），最後由一系列基礎方程式模擬地下水流動、溶質傳輸等物理現象，獲得地下水鹽化的時空變化結果。

陳與劉（1998）以一維移流-延散方程式為基礎，建立一維的海水入侵數學模型，並加入井管滲漏與魚塭滲漏兩鹽化路徑，計算兩路徑入滲的海水量，最後比較三者對於雲林口湖地區地下水鹽化的貢獻。研究以氯鹽濃度衡量地下水的鹽化程度，結果顯示海水側向入侵、井管滲漏與魚塭滲漏的貢獻分別約為 72.6%、0.7% 及 26.7%，代表來自魚塭的垂直入滲是口湖地區最主要的鹽化來源。

此外，數學模擬可探討不同情境下，地下水鹽化的演化過程。如姚建功（1984）模擬雲林西南角的海水入侵與水質擴散，並考慮三項變因：抽水量、補注量和抽水位置，探討不同情境下海水入侵的程度。研究發現北港溪一帶氯鹽含量高，推測含水層與北港溪可能有所連通，使氯鹽侵入含水層，或是地層中殘留海水釋出導致高氯鹽情況。然而，沿海觀測井的實際數據並無模擬結果中如海水的高氯鹽情況，可能是模式中含水層與海水相通之假設有誤。最後探討不同變因的模擬結果，抽水量提高、補注量下降、抽水位置向陸移動皆會使海水入侵範圍擴大，作者認為若要改善海水入侵問題，改變抽水型態或將抽水位置向內陸遷移是可行性較高之手段。

地下水數學模擬之特色在於可比較不同初始條件下的結果，對於管理策略規劃上具有高參考價值，惟模式建立與後續驗證仍須倚靠現地試驗及水質檢測之資料，因此地化地物方法仍是研究地下水鹽化不可或缺的一環。



第三章 材料與方法

3-1 研究架構

本研究將以地下水的化學組成討論濁水溪地下水鹽化機制與未來趨勢，研究架構如下（圖 3-1）。首先以歷史數據為基礎，找出過去地下水鹽化之範圍，並作為後續規劃現地採樣之參考。現地採樣主要針對過去有鹽化特徵之井位進行調查，其後，將以現地採樣之水質數據解讀地下水鹽化的範圍、來源、機制、季節性變化及未來趨勢，並援引前人文獻及歷史數據驗證研究成果。

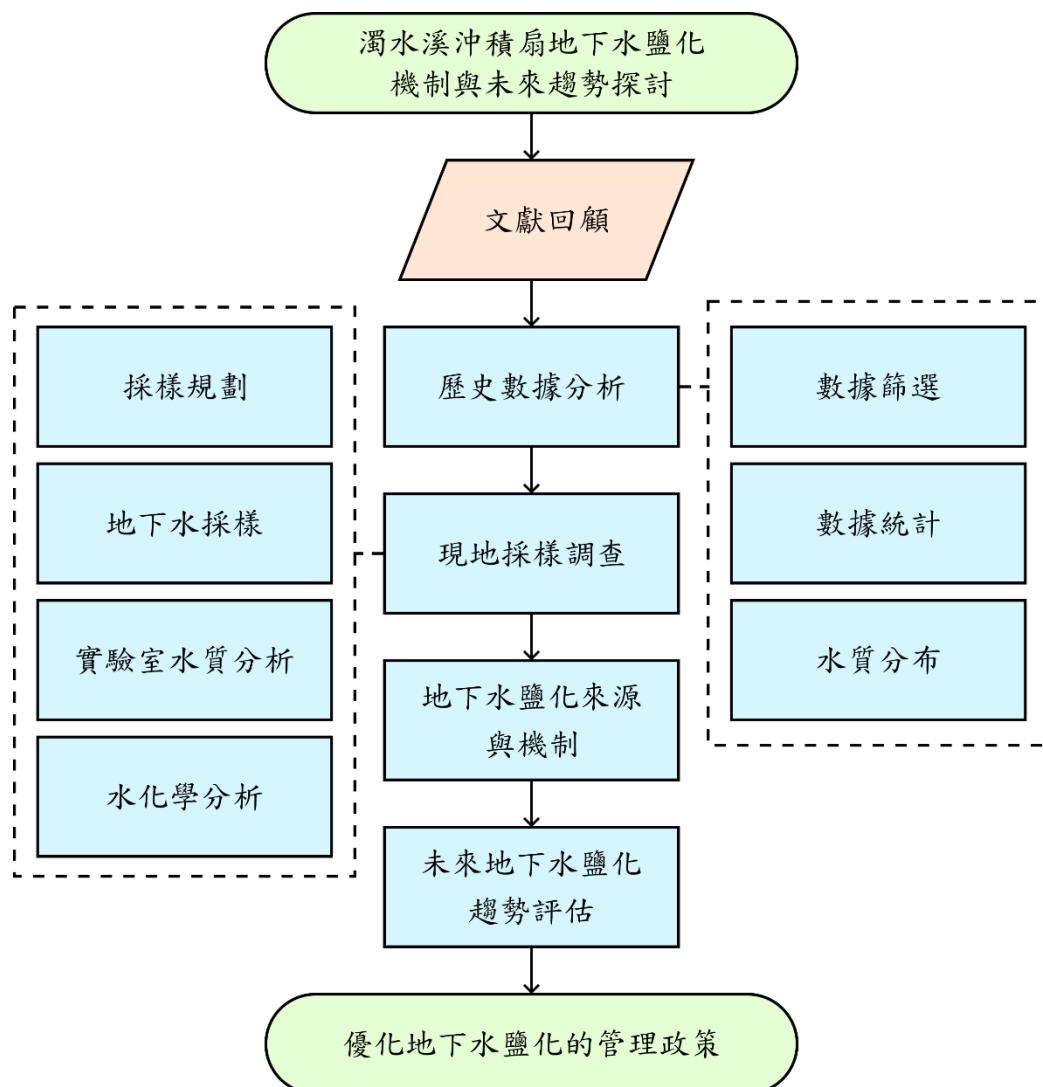


圖 3-1 本研究架構圖



3-2 歷史數據概要

大範圍的地下水鹽化是長達數十年的過程，加上自然界存在各種變因，需要倚靠長時間的連續觀測，才能辨別短期事件、釐清鹽化進程及未來演化方向。目前環保署及水利署皆有針對地下水進行定期監測，本研究將從二機關於濁水溪沖積扇分區之監測數據，分析近年的地下水鹽化狀況。此節初步介紹二機關數據之基本資料及特性，而近年鹽化狀況則於第四章中進行討論。

3-2-1 水利署歷史數據概要

由經濟部水利署提供之濁水溪沖積扇地下水監測數據，時間自 1992 年至 2019 年，其中 1995、1998、2003、2004、2005、2014 年未規劃採樣，因此無資料。數據涵蓋 232 口監測井，共 2,852 筆。

水質測項包括水溫 (Temp)、氧化還原電位 (ORP)、導電度 (EC)、氫離子濃度 (pH)、碳酸根 (CO_3^{2-})、碳酸氫根 (HCO_3^-)、鈣 (Ca)、鎂 (Mg)、鉀 (K)、鈉 (Na)、氯鹽 (Cl^-)、硫酸鹽 (SO_4^{2-})、硝酸鹽氮 ($\text{NO}_3^- \text{ as N}$)、亞硝酸鹽氮 ($\text{NO}_2^- \text{ as N}$)、氨氮 ($\text{NH}_4^+ \text{ as N}$)、銅 (Cu)、鎘 (Cd)、鉛 (Pb)、鋅 (Zn)、鎳 (Ni)、鉻 (Cr)、砷 (As)、鐵 (Fe)、錳 (Mn)、銀 (Ag)、總有機碳 (TOC)、化學需氧量 (COD)、生物需氧量 (BOD)、硫化物 (Sulfide)、大腸桿菌群 (*E. coli*)、總鹼度 (ALK)、總溶解固體 (TDS)、總懸浮固體 (TSS)、總硬度 (TH) 等，共 34 項，各項參數並非逐年皆有紀錄，因此後續分析前會先進行篩選，詳細方法將於第四章說明。

水利署地下水監測井直徑為六吋，井管材質為不鏽鋼或聚氯乙烯 (PVC)。井體採部分開篩設計，僅讓開篩區間之地下水進入井內，因此同一地點可能有多口監測井，分別代表不同深度之地下水，以濁區而言，意即有含水層一至四個別之數據。

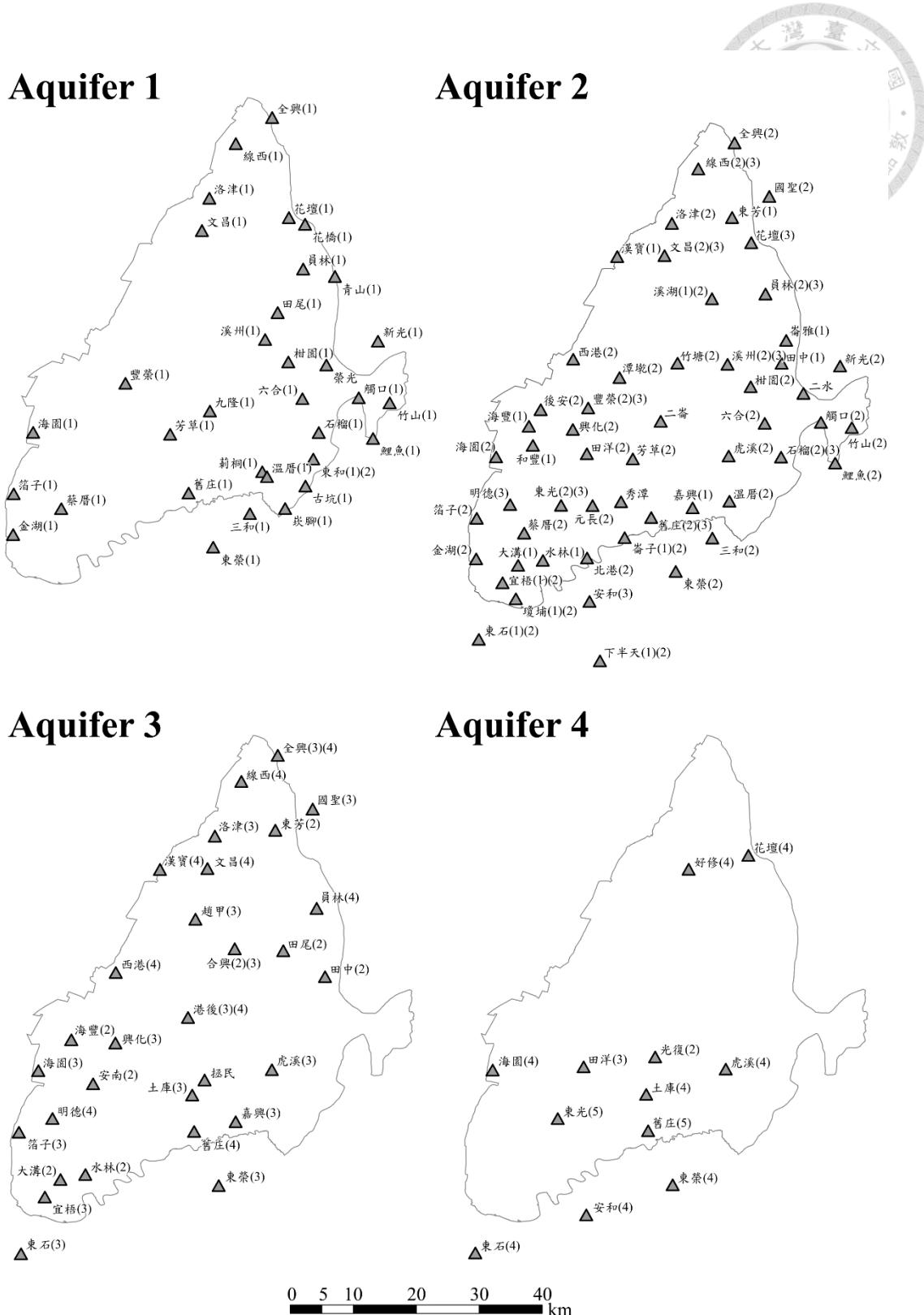


圖 3-2 水利署監測井分布圖



3-2-2 環保署歷史數據概要

環保署數據取自「環保署環境資訊開放平台」中「區域性地下水水質監測資料」資料集（環保署，2023），並以地下水分區篩選出濁水溪沖積扇之資料。時間自 2014 至 2022 年，涵蓋 43 口監測井，共 702 筆數據。

水質測項包括水溫 (Temp)、氧化還原電位 (ORP)、導電度 (EC)、氫離子濃度 (pH)、溶氧 (DO)、鈣 (Ca)、鎂 (Mg)、鉀 (K)、鈉 (Na)、氯鹽 (Cl^-)、氟鹽 (F^-)、硫酸鹽 (SO_4^{2-})、硝酸鹽氮 ($\text{NO}_3^- \text{ as N}$)、氨氮 ($\text{NH}_4^+ \text{ as N}$)、銅 (Cu)、鎘 (Cd)、鉛 (Pb)、鋅 (Zn)、鎳 (Ni)、鉻 (Cr)、砷 (As)、鐵 (Fe)、錳 (Mn)、汞 (Hg)、總鹼度 (ALK)、總溶解固體 (TDS)、總硬度 (TH)、總酚 (Total phenol) 等，共 28 項，資料每一季更新一次，部分測項為每半年一次。

環保署地下水監測井直徑較小，為二吋井，井管材質為聚氯乙烯 (PVC)、聚四氟乙烯 (PTFE) 或不鏽鋼。開篩設計與水利署相同採部分開篩，但多屬未受壓含水層（含水層一），其因在於環保署監測目標為地表人為污染，而人為污染多受限於表層土壤及地下水，因此設計井深大多小於 50 公尺。

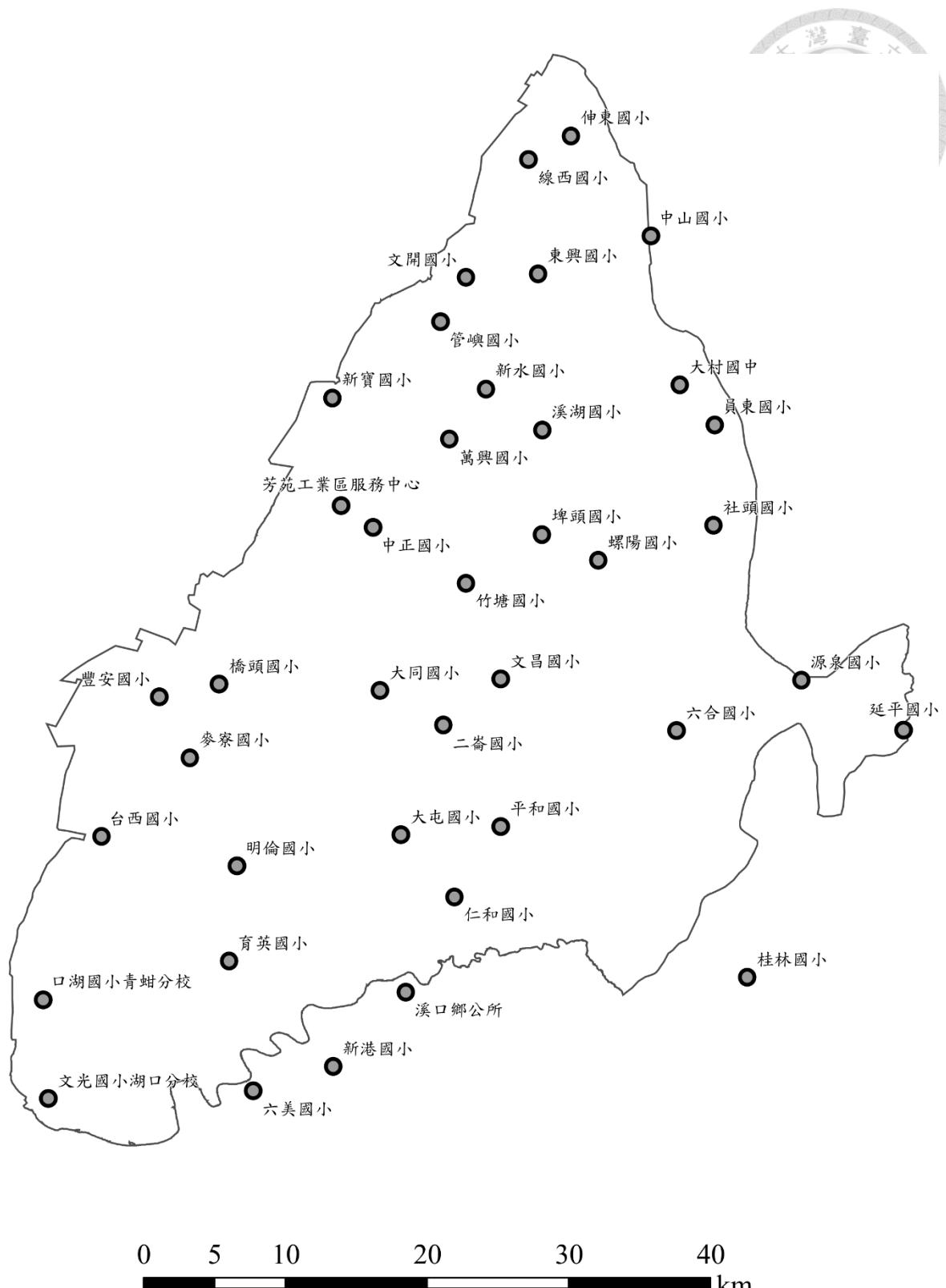


圖 3-3 環保署監測井分布圖



3-3 現地採樣方法

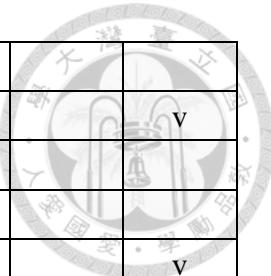
本研究自 2021 年四月底起，每半年進行一次，共四次之地下水採樣工作，由於地下水質變化與降雨之間有時間延遲，因此採樣時間皆規劃於豐枯水期之末，確保採集到具代表性之地下水樣，四月底至五月初採集該年枯水期水樣，十月底至十一月初則採集豐水期水樣。其中，2022 年豐水期採樣工作由成功大學團隊執行，於 2022 年 8、9 月針對本計畫所鑿之新井 (BH03–BH11) 進行採樣。圖 3-4 為本研究採樣點位分布圖，除 44 口地下水監測井外，另採集牛挑灣溪出海口、魚塭放流水水樣，採樣日期及採樣點列於表 3-1。

本研究首次採樣 (2021 年枯水期) 針對曾出現鹽化特徵的井位進行初步採樣分析，挑選基準主要根據水利署和環保署歷史數據之主成分分析 (Principal Component Analysis, PCA) 及集群分析 (Cluster Analysis, CA) 結果，從中找出具鹽化特徵的監測井。此外，為了解各含水層地下水質在空間上的演變，初次採樣也採取垂直與平行海岸線的策略挑選井位。後續採樣規劃則從初次採樣分析結果，保留具鹽化現象的井位，並添加補充建置之監測井 (BH03 – BH11)。



表 3-1 採樣日期與各季採樣點位整理

採樣時間	2021 枯水期	2021 豐水期	2022 枯水期	2022 豐水期	
	4/23 5/10	11/10 11/12	4/26 4/29	8/5 8/18	9/23 9/28
*光復(1)	v	v	v		
*光復(2)	v	v	v		
石榴(1)	v				
石榴(2)	v				
石榴(3)	v				
*金湖(1)	v	v	v		
金湖(2)	v	v	v		
箔子(1)	v				
箔子(2)	v				
箔子(3)	v				
*海園(1)	v	v			
海園(2)	v	v			
海園(3)	v	v			
海園(4)	v	v	v		
港後(1)	v				
港後(2)	v				
港後(3)	v				
港後(4)	v				
田洋(1)	v				
田洋(2)	v				
田洋(3)	v				
西港(1)	v				
西港(2)	v				
西港(3)	v				
西港(4)	v				
豐榮(1)	v				
豐榮(2)	v				
豐榮(3)	v				
竹山(1)	v	v	v		
竹山(2)	v	v	v		

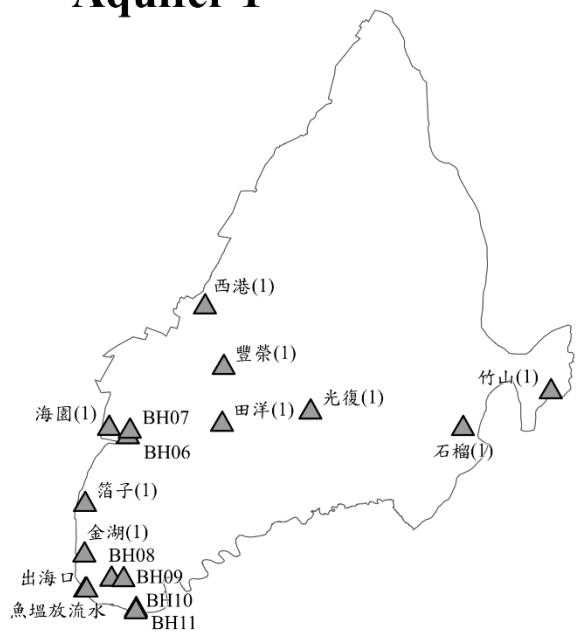


宜梧(1)	v	v				
宜梧(2)	v	v	v			v
宜梧(3)	v					
宜梧(4)	v					
瓊埔(2)						v
東石(1)	v					
東石(2)	v					
東石(3)	v					
東石(4)	v					
出海口	v	v	v			
魚塭	v	v	v			
110BH06			v	v	v	v
110BH07			v	v	v	v
110BH08			v	v	v	v
110BH09			v	v	v	v
110BH10			v	v	v	v
110BH11			v	v	v	v
111BH03				v	v	v
111BH04				v	v	v
111BH05				v	v	v

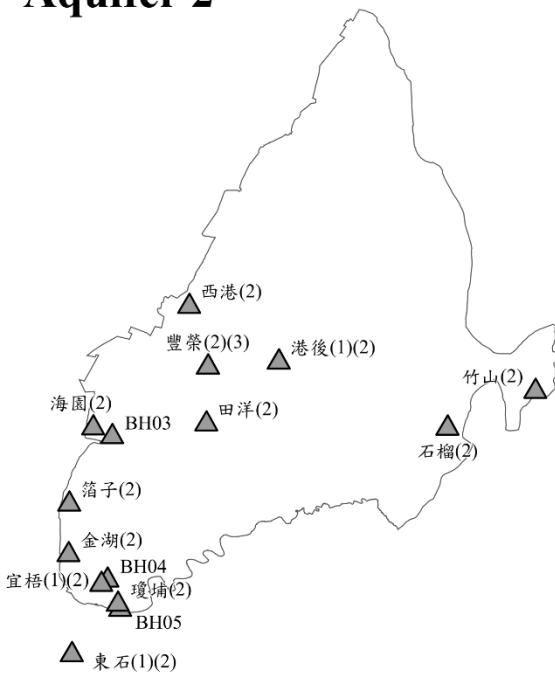
*PCA 與 CA 結果中具鹽化特徵之監測井



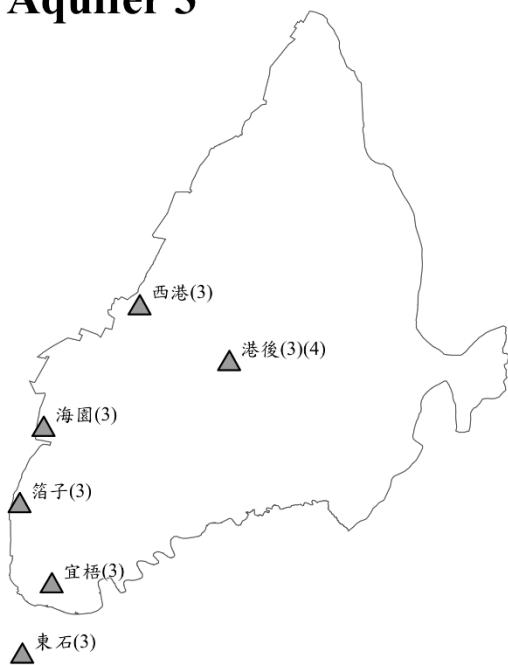
Aquifer 1



Aquifer 2



Aquifer 3



Aquifer 4

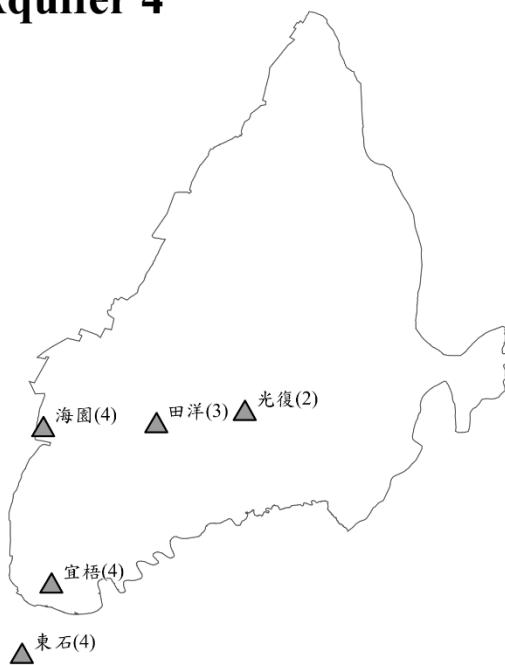


圖 3-4 本研究現地採樣點分布圖

採樣方法參照行政院環保署環境檢驗公告之「監測井地下水採樣方法 (NIEA W103.56B)」(環保署，2021)。抵達現場時，須先整理站位內外環境，清除可能掉落井內之雜草、生物等。清理完畢後先進行水位量測，紀錄採樣前之水位(靜水位)，測量完之水位尺探測棒須以 Milli-Q 洗淨，接著移除井內監測設備並開啟井蓋，完成開井工作。採樣前，大部分監測井會先以沉水泵進行洗井作業，惟部分井位有井管歪斜、破裂等情形，無法投入沉水泵，且抽水可能使井體進一步損壞，因此量測完水位後即以貝勒管 (Bailers) 進行採樣，以下就沉水泵及貝勒管二種方式說明採樣流程。

井況良好之監測井會以井柱水體積置換法進行採樣，透過抽除井水，使周遭地下水重新補注井內，確保採集到具代表性之地下水樣品。流程上會將沉水泵放置於靜水位下 5 公尺處，同時將水位尺探測棒置於靜水位下 3 公尺處，並轉為反向模式，用以警示水位洩降過劇，避免沉水泵空抽而損壞。此外，出水端會安裝水流元 (Flow cell)，設計上汲出水會由水流元下方進入，上方流出，並於頂部開口安置水質監測儀器，其目的在於避免汲出水接觸大氣，造成水質不穩定。器材架設完畢後始可開始洗井作業，洗井過程中每十分鐘記錄一次水位及水質數據 (詳見 3-3)，待最後三次量測之數據皆落於穩定區間內 (表 3- 2) 或汲出水總體積大於五倍井水體積時，即可進行採樣。每口井採集 2L 水樣，分裝於二個 1L HDPE 廣口瓶作為暫存，其一經硝酸清洗，不可重複使用，水樣供 ICP-OES 及 IC 上機；另一經去離子水清洗，可重複使用，水樣供其他項目分析。採樣時，瓶子先以地下水樣潤洗三次後再裝樣，裝滿後迅速關緊瓶蓋，待後續過濾分樣。原則上採樣後會於現場進行前處理，若無法馬上過濾，則會先保存在裝滿冰塊之冰桶中，並於當日過濾完畢。



表 3-2 各項水質參數之穩定區間

水質參數	穩定區間
水溫	$\pm 0.2^{\circ}\text{C}$
pH 值	± 0.1
導電度	$\pm 3\%$
溶氧	$\pm 10\%$ 或 $\pm 0.3 \text{ mg/L}$
氧化還原電位	$\pm 10 \text{ mV}$

歸類為井況不佳之三級井則以貝勒管採集井內滯留水，量測完靜水位並移除井內設備後，將貝勒管投入井中，待碰觸至地下水水面再下沉 5 公尺後拉起，採集之水樣先裝入 1L HDPE 廣口瓶量測水質，紀錄後倒掉不用，並另外取樣供後續過濾分樣，採集水量與步驟與井柱水體積置換法相同。

除地下水樣外，本研究選擇牛挑灣溪出海口和附近魚塭放流水進行採樣，採集前以 3L 量杯盛裝足夠水樣做水質量測，後續採樣同井柱水體積置換法及貝勒管。出海水樣於滿潮時進行採集，並於附近海堤上之排水管採集魚塭放流水。

由於各水質參數受環境影響的因素不同，分樣時所使用之樣品瓶、前處理及保存方式亦有所差異，但所有分析項目皆須過濾後再分裝，以排除水中顆粒物及膠體之影響。過濾相關器材包括：Rocker® 真空幫浦、Nalgene® 抽氣濾水杯、0.22 μm 乙脂纖維素 (Cellulose acetate) 濾膜，其中濾水杯分為硝酸清洗及去離子水清洗二類，分別過濾相同清洗分式之暫存容器內水樣。更換樣品時，須先倒入少量樣品過濾，潤洗濾水杯及濾膜三次，再倒入足量水樣進行過濾分裝，各分析項目使用之容器、容器清洗方式及前處理詳列於下表 (表 3-3)。

表 3-3 採樣容器種類準備流程、樣品前處理

分析項目	分樣容器	容器清洗方式	保存方式
鹼度	150 mL 日製含內蓋不透光 HDPE 瓶	去離子水沖洗三遍後晾乾	無氣泡，4 °C 保存
鈉 (Na)、鉀 (K)、鎂 (Mg)、鈣 (Ca)、鋯 (Sr)	300 mL 台製 HDPE 廣口瓶	以 1N 硝酸泡一天後以 Milli-Q 沖洗三遍後晾乾，晾乾後以 parafilm 封口	加入 300 μ L 濃硝酸 酸化樣品，4 °C 保存
微量元素			
鋯同位素			
氯鹽 (Cl^-)、硫酸鹽 (SO_4^{2-})、硝酸鹽 (NO_3^-)、 氨氮 (NH_4^+) (離子層析法)	15 mL 平蓋離心管	去離子水沖洗三遍後晾乾	4 °C 保存
硝酸鹽 (NO_3^-)、氨氮 (NH_4^+) (比色法)	50 mL 日製 HDPE 瓶	無	-30 °C 保存



3-4 水質分析方法

為採集具區域代表性之地下水樣，井況允許下會先進行洗井，同時監測汲出水之水質參數，待各參數穩定後才會採集樣品。現場監測項目包括：水溫 (Temp)、pH 值、導電度 (EC)、溶氧量 (DO) 及氧化還原電位 (ORP)。上述水質參數使用 Hanna HI7698194 多電極水質監測儀進行監測。其餘水質檢測項目，則待汲出水水質穩定後採集水樣，經適當前處理後進行分析，各項目檢測方法如下所述：

(1) 水溫 (Temp)

參照環檢所水溫檢測方法 (NIEA W217.51A)，使用經校正之溫度計測定水溫，刻度準確至 0.1°C ，測量完畢後須以 Milli-Q 洗淨。

(2) pH 值

參照環檢所水之氫離子濃度指數 (pH 值) 測定方法－電極法 (NIEA W424.53A)，使用具溫度補償功能之 pH 計進行測量，精度至 0.01 pH 單位。電極以 pH 4、7、10 之標準緩衝溶液進行校正，於每日採樣前校正一次。測量完畢後須以 Milli-Q 洗淨，並將電極保存至 Milli-Q 中，避免電極內的電解液蒸發。

(3) 導電度 (EC)

參照環檢所水中導電度測定方法－導電度計法 (NIEA W203.51B)，使用具溫度補償功能之導電度計進行測量，精度至 $1 \mu\text{S}/\text{cm}$ 。電極以 $1,413 \mu\text{S}/\text{cm}$ 標準溶液進行單點校正，於每日採樣前校正一次，量測完畢後須以 Milli-Q 洗淨。

(4) 溶氧量 (DO)

參照環檢所水中溶氧檢測方法－電極法 (NIEA W455.52C)，使用具溫度、鹽度及大氣壓力補償功能之儀器進行測量，精度為 0.01 mg/L 。溶氧電極於每日採樣前校正一次，校正時將電極置於大氣中，校正溶氧為 100% 之電位，量測完畢後須以 Milli-Q 洗淨。

(5) 氧化還原電位 (ORP)

使用電極法進行測量，與 pH 測定共用同一電極，ORP 精度至 0.1 mV 。ORP



以 240 mV 標準溶液進行單點校正，於每日採樣前校正一次，量測完畢後電極須以 Milli-Q 洗淨。採樣分析

(6) 鹼度

參照環檢所水中鹼度檢測方法—滴定法 (NIEA W449.00B)，本研究使用 Metrohm 702 SM Titrino 自動滴定儀，並以 0.01N 鹽酸進行滴定。實驗前樣品須回至室溫，並校正 pH 計。實驗採用 Gran 滴定法：以量筒取 20 mL 樣品進行滴定，中途持續記錄使用標準酸體積與 pH 值，達 pH 4.5 之滴定終點時繼續滴定，直至 pH < 3.5 時停止。計算總鹼度時，取超過滴定終點之氫離子濃度 (F_1) 與使用標準酸體積 (V_1) 做線性回歸，此線性回歸函數之 x 截距，即為滴定終點時所使用標準酸體積 (V_2) (圖 3-5)，最後由式 3-2 計算樣品總鹼度。

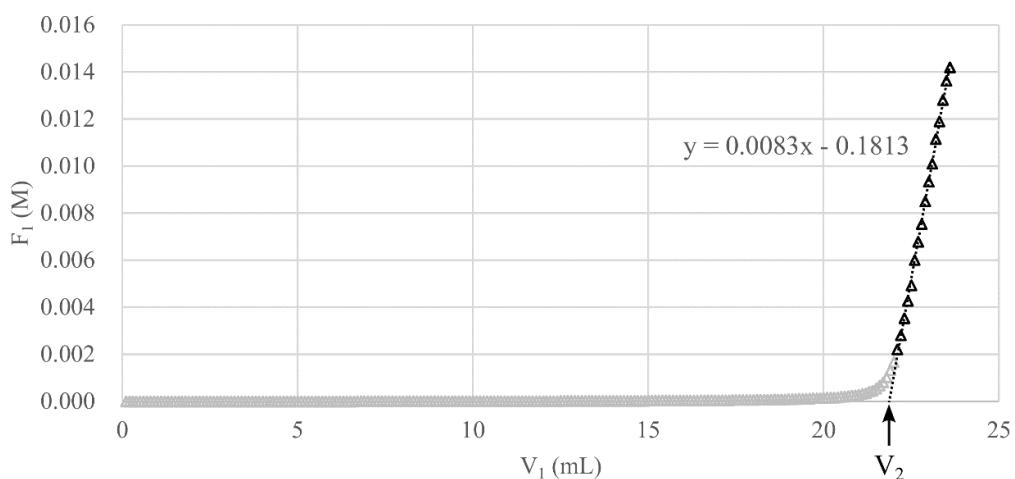


圖 3-5 氢離子濃度與滴定酸總體積 (以 2-1 宜梧(1)為例)

$$F_1 (M) = (V_0 + V_1)^{-pH} \quad \text{式 3-1}$$

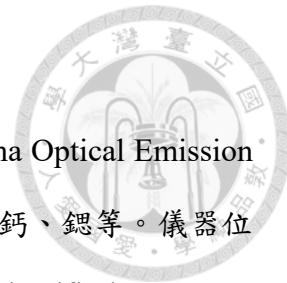
$$\text{總鹼度 (mg/L as CaCO}_3) = \frac{V_2 \times N \times 50,000 (\text{mg/mole})}{V_0} \quad \text{式 3-2}$$

V_0 ：樣品體積 (mL)

V_1 ：使用標準酸之體積 (mL)

V_2 ：滴定終點時所使用標準酸體積 (mL)

N：標準酸之當量濃度 (N)



(7) 鈉 (Na)、鉀 (K)、鎂 (Mg)、鈣 (Ca)、鈦 (Sr)

本研究使用感應耦合電漿光譜儀 (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometer, ICP-OES) 測量水中主要元素，如：鈉、鉀、鎂、鈣、鈦等。儀器位於中研院地球科學所同位素地球化學實驗室，型號為 Thermo Scientific iCAP 7000 Series (圖 3-6)。檢量線序列以 High-Purity Standards 出產之單元素標準液 (濃度為 1,000 或 10,000 mg/L)，依照常見河水樣品之主要元素濃度比例配置成多元素標準液，再向下稀釋 12.5、25、50、100、200、250 倍做為上機使用之檢量線溶液 (詳見附錄 1-1)。各元素檢量線範圍如下 (以 2022 年 6 月實驗為例): 鈉 1.3 – 25.4 mg/L, 鉀 0.3 – 6.2 mg/L, 鎂 0.6 – 11.1 mg/L, 鈣 1.3 – 25.4 mg/L, 砹 0.1 – 2.5 mg/L, 硫 0.5 – 9.1 mg/L, 硼 6 – 122 µg/L, 鈦 10 – 191 µg/L。

此外，實驗品質管制依據環檢所感應耦合電漿原子發射光譜法 (NIEA M104.02C)，每十個樣品為一批，每批次進行檢量線查核、重複樣品分析、查核樣品分析及添加樣品分析，其中查核樣品分析使用國際標準品 SLRS-6 及 NIST SRM 1643f，相對誤差介於 $\pm 10\%$ 內，儀器參數設定列於表 3-4。由於樣品的總溶質濃度高於上機容許值，上機前須以 0.3N HNO₃ 稀釋 10 – 2,000 倍不等，並由稀釋倍率回算原始濃度。



圖 3-6 ICP-OES (圖源：Thermo Scientific)



表 3-4 ICP-OES 分析參數

分析參數	
RF Power	1,150 W
Coolant Gas Flow	12 L/min
Auxiliary Gas Flow	0.5 L/min

(8) 氯鹽 (Cl^-)、硫酸鹽 (SO_4^{2-})、硝酸鹽 (NO_3^-)、氨氮 (NH_4^+)

自然水體中常見陰離子及氨氮以離子層析法 (Ion Chromatography, IC) 分析濃度，本研究使用中研院地球科學所同位素地球化學實驗室 Thermo Fisher Dionex ICS-5000⁺進行分析。檢量線溶液由 High-Purity Standards 單成分標準液配成多成分標準液，再稀釋多個倍率而成。實驗品質管制參考環檢所水中陰離子檢測方法—離子層析法 (NIEA W415.54B)，每十個樣品為一批，每批次進行檢量線查核及重複樣品分析，分析誤差介於 $\pm 10\%$ 內。

在高鹽度樣品中，硝酸鹽與氨氮由於濃度相對其他主要離子低，經稀釋後常低於 IC 的偵測極限，因此本研究委託中研院環境變遷中心海洋生物地球化學實驗室以比色法進行分析，檢測方法可參考 Pai et al. (2021) 及 Pai et al. (2001)。2021 年的樣品因剩餘量不足，僅能分析硝酸鹽濃度，其他樣品則皆有測定。



3-5 水質分佈內插法

本研究後續將以歷史數據與現地採樣數據討論地下水鹽化之範圍，由於監測井屬於點資料，需透過內插才可得到水質的平面分布，本節將說明內插方式與內插前所做的數據處理。

內插使用的點資料為各井原始資料（導電度、化學成分濃度等）之平均值。其中，水利署與現地採樣資料會依據監測井所屬含水層進行區分，以呈現各含水層的水質分布，若有同一含水層多個監測井之狀況，則一併取平均作為該含水層之數據。本文討論章節使用到內插法的鹽化指標包括導電度 (EC)、氯鹽鹼度當量濃度比值 ($r[\text{Cl}^-]/r[\text{TAalk}]$) 和鹼基交換指數 (BEX) 等三項，除導電度分布可由原始數據直接內插獲得外，其餘二項分布則是從原始水質（如氯鹽、鹼度）的內插結果再透過網格運算 (Raster calculation) 後得出。

本研究使用 ArcGIS 系列中的 ArcMap 繪製文中各式地圖，並以軟體中所附的內插工具將點資料轉化為平面分布。ArcMap 提供多種內插工具，本研究參考多篇國外地下水研究，最終選擇文獻中較常出現之反距離加權法 (Inverse Distance Weighted, IDW)。反距離加權法是透過未知點周圍已知點數值的線性加權組合決定其內插值，其中各已知點的權重為距離倒數之函數 (式 3-3) (Esri, 2023)。

$$Z_0 = \frac{\sum_{i=1}^N Z_i \times d_i^{-p}}{\sum_{i=1}^N d_i^{-p}} \quad \text{式 3-3}$$

Z_0 ：未知點數值

Z_i ：第 i 個已知點數值

d_i ：第 i 個已知點與未知點的距離

N ：使用已知點個數

p ：遞減指數



其中影響內插結果最大的參數為遞減指數 p ， p 值越大，權重隨距離遞減的速度越快，如圖 3-7 所示，預設 p 值為 2。此外，反距離加權法較常調整的參數還包括使用已知點個數 (N)、搜尋區間類型 (Sector type) 和異向性因子 (Anisotropy factor)。使用已知點個數 N 代表計算未知點值時要使用多少個已知點，已知點由近至遠搜尋，直到數量達到 N ；搜尋區間類型則可將搜尋範圍切成 1、4、8 等分，權重會平均分給每個區間，並在各區間獨立搜尋已知點及分配權重；異向性因子則為搜尋圓的長短軸比。本研究反距離加權法使用參數列於表 3-5。

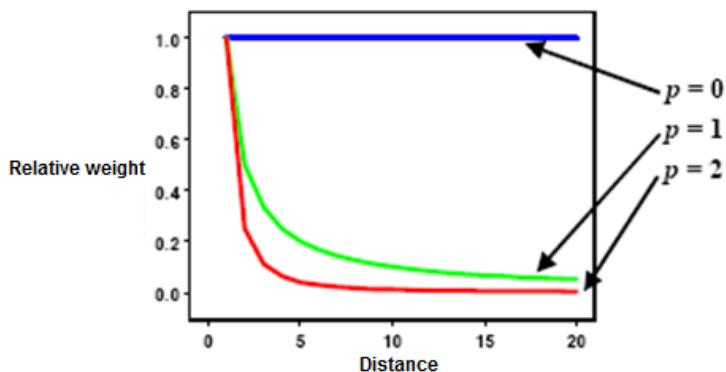


圖 3-7 不同遞減指數 p 下已知點權重與距離之關係 (Esri, 2023)

表 3-5 反距離加權法參數設定

設定參數	
遞減指數 (p)	2
使用已知點個數 (N)	8
搜尋區間類型 (Sector type)	1
異向性因子 (Anisotropy factor)	1

使用內插得到水質分布後，其結果仍與現實有些許落差。以環保署導電度平均值分布為例（圖 3-8 (a)），導電度高於 $1,500 \mu\text{S}/\text{cm}$ 之區域（非灰色區域）中有效範圍導電度值較低的區域存在（藍色中小範圍灰色區域），顯示高導電度範圍有過大的問題。其因在於少數沿海監測井導電度高達數萬 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，與內陸監測井數百 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 差異甚大，使沿海的極端高值影響範圍擴張至內陸。為解決此問題，須限制



沿海極端值的影響範圍，根據現地採樣分析結果，鹽化監測井多位於魚塭周邊（詳見 4-2-3），因此本研究參考土地利用分布，將影響範圍訂為魚塭分布之東界（圖 3-8 (b) 紅線）。在 ArcMap 操作上，可設定此邊界（barrier）後再進行內插，其效果為搜尋已知點時，不會計入邊界另一側的已知點，意即監測井的影響不會超過此邊界。結果顯示（圖 3-8 (b)），沿海紅色區域（導電度高於 $30,000\mu\text{S}/\text{cm}$ ）止於邊界，並凸顯出內陸部分區域導電度確實有些微偏高之現象，且非沿海極端高值所致。

最後，設定邊界之內插結果會進行平滑化及剪裁處理，平滑化是將每個網格點的值替換成該點半徑兩公里圓之平均值，以獲得更加平滑的分布；剪裁處理則是以地下水分區為界，保留濁水溪沖積扇範圍之結果（圖 3-8 (c)）。

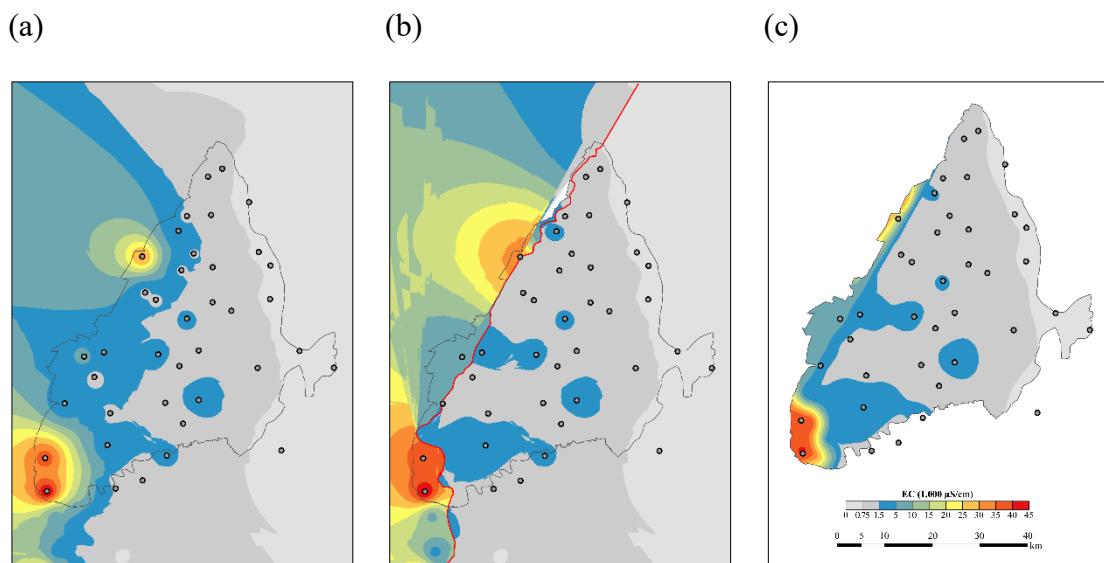


圖 3-8 反距離加權法內插與後製結果（以環保署導電度平均值為例）

- (a) 僅使用反距離加權法之內插結果 (b) 反距離加權法加上限制邊界之內插結果
(c) 內插後經平滑化及剪裁處理後之最終結果



第四章 結果與討論

本章整理濁水溪沖積扇地下水質數據，說明地下水鹽化之分布、趨勢及季節性變化。下文將從基本水質參數出發，以現有歷史數據討論近二十年的地下水鹽化狀況，接著導入本研究採樣數據加以驗證，並解析二者異同之因素。

4-1 歷史水質數據分析

本節將以篩選後之水利署及環保署歷史數據為基礎，從分層水質之統計值、相關係數矩陣及不同鹽化指標之空間分布，討論過去濁水溪沖積扇的地下水鹽化狀況。

4-1-1 歷史數據篩選

數據篩選的目的在於確保產出結果無誤，因此進入分析前，需整合資料、移除不完整的數據，並檢驗數據的合理性。首先為資料整合，各項水質參數中，可能有未測量或低於方法偵測極限 (MDL) 之值，若該項目未測量，報表上會以空格或「NA」代替（視分析使用軟體而定）；若測值低於 MDL，則取代為報告提供之 MDL 半值。下一步以數據完整性進行篩選，若下列分析所須測項有任一缺失，則移除該筆數據，測項包括水溫 (Temp)、氫離子濃度 (pH)、鈉 (Na)、鉀 (K)、鎂 (Mg)、鈣 (Ca)、碳酸氫根 (HCO_3^-) (或總鹼度, ALK)、硫酸根 (SO_4^{2-})、氯鹽 (Cl^-) 等。

最後，為檢驗數據合理性，本研究參考 Appelo & Postma (2005) 提供之方法，以電荷守恆 (Electrical balance, E. B.) 及導電度估計值誤差判斷數據的合理性，篩選出後續分析的資料。電荷守恆係指水溶液中的正電荷數必須與負電荷數相等，不過計算上，化學分析誤差和未測定的物質皆會造成電荷不守恆的現象，其誤差以式 4-1 計算，水化學分析可接受的誤差範圍為 $\pm 5\%$ 。

$$\text{E. B. (\%)} = \frac{\sum \text{cations} - |\sum \text{anions}|}{\sum \text{cations} + |\sum \text{anions}|} \times 100 \quad \text{式 4-1}$$

式中離子以當量濃度 (meq/L) 計算，且僅需考慮自然水體中常見的離子，包括鈣 (Ca^{2+})、鎂 (Mg^{2+})、鉀 (K^+)、鈉 (Na^+)、碳酸氫根 (HCO_3^-)、氯鹽 (Cl^-)、硫



酸根 (SO_4^{2-})、硝酸根 (NO_3^-) 等。特殊情況下需考慮其他離子，如還原環境中的鐵 (Fe^{2+})、銨根 (NH_4^+)，酸性條件下的氫離子 (H^+)、鋁 (Al^{3+}) 等，本研究除上述常見離子外，考量深層地下水多屬還原環境，另外加入鐵 (Fe^{2+})、錳 (Mn^{2+})、銨根 (NH_4^+) 進行計算。

另一項檢驗方法為導電度估計值誤差，導電度可由水中主要離子的濃度做估計，藉由比較估計值和現場量測值的差異，可篩選出不合理的數據。本研究參考 McCleskey 等人 (2012) 之方法估計樣品的導電度值，考慮的離子種類與計算電荷守恆時相同。此法先計算各離子單位莫耳所貢獻之導電度 (λ)，並乘上各離子之莫耳濃度 (m) 後加總，得到導電度估計值 (κ)。為了與現場量測值比較，此估計值須經過溫度補償，得到 25°C 時之導電度 ($\kappa_{25 \text{ calculated}}$)，最後計算與現場量測值 ($\kappa_{25 \text{ measured}}$) 的相對誤差 ($\delta\kappa_{25}$)，計算過程如下列公式 (式 4-2 至式 4-5)。本研究篩選標準為 $\delta\kappa_{25}$ 介於 $\pm 10\%$ 內。

$$\lambda = \lambda^\circ(T) - \frac{A(T)I^{1/2}}{1 + BI^{1/2}} \quad \text{式 4-2}$$

其中 λ° 和 A 為溫度 ($^\circ\text{C}$) 的函數， B 為常數， I 為樣品的離子強度

$$\kappa = \sum \lambda_i m_i \quad \text{式 4-3}$$

$$\kappa_{25} = \frac{\kappa}{1 + 0.02*(T - 25)} \quad \text{式 4-4}$$

$$\delta\kappa_{25} (\%) = \frac{\kappa_{25 \text{ calculated}} - \kappa_{25 \text{ measured}}}{\kappa_{25 \text{ measured}}} \times 100 \quad \text{式 4-5}$$

根據上述兩項驗證法，皆符合標準的數據才會視為有效數據，篩選結果於下圖 (圖 4-1)。

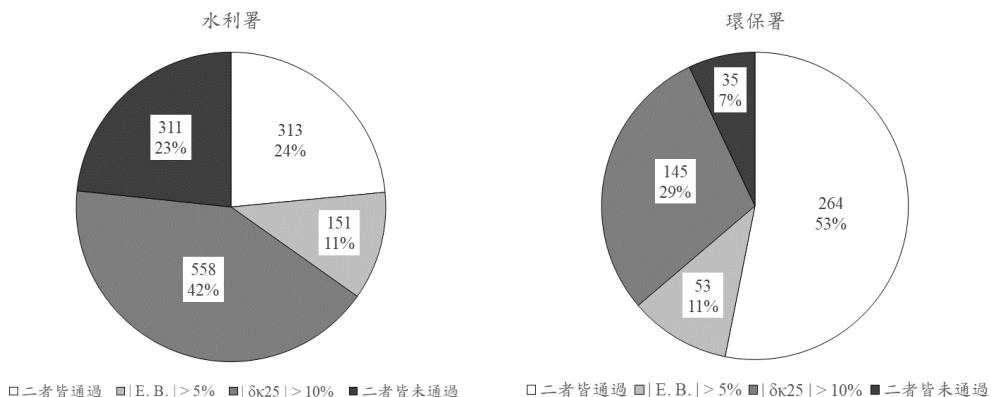


圖 4-1 水利署與環保署數據篩選結果

4-1-2 歷史數據統計

表 4-1 整理水利署歷史數據之基本統計量，水溫及 pH 在各含水層間無明顯差異，水溫大部分落在 $25 - 26^{\circ}\text{C}$ ，相對其他水質參數更加穩定；pH 介於 5.33 – 8.33，屬弱酸性至弱鹼性，此 pH 範圍下的碳酸鹽系統中，碳酸氫根 (HCO_3^-) 為主要型態，pH 低於 6.35 之樣品則為溶解態的碳酸 ($\text{H}_2\text{CO}_{3(\text{aq})}$) (Stumm & Morgan, 1996)。氧化還原電位的歷史數據有深層地下水趨向還原的現象，同一含水層中的氧化還原電位變化大，且各含水層間無明顯差異。

導電度方面，儘管各含水層導電度平均值皆屬淡水 ($15 - 1,600 \mu\text{S}/\text{cm}$)，但第一和第二含水層仍比第三和第四含水層高，可能是第一和第二含水層有極端高值所致。導電度最大值出現於第二含水層，為 2006 年 8 月的金湖(2)井，達 $32,500 \mu\text{S}/\text{cm}$ 。但綜觀而言，導電度平均值和中位數皆隨深度遞減。

鈉、鉀、鎂、鈣、氯鹽及硫酸鹽的各層統計量特徵與導電度相近，最大值位於第二含水層，平均值與中位數在第一、第二含水層高於第三、第四含水層；碳酸氫根則於第一含水層出現最大值，平均值與中位數則隨深度略微下降。上下層之間的平均值差異，鈉、鉀、鎂、氯鹽及硫酸鹽可差至數倍，而碳酸氫根與鈣則不及一倍，顯示垂直變化較為和緩。根據環保署制定之地下水污染監測標準（第二類地下水）



⁶，氯鹽在第一至第三含水層有超標現象，分別有 7 筆、10 筆、1 筆數據超標，硫酸鹽僅 2 筆數據超標，為同一監測井（金湖(1)），屬於第二含水層。

硝酸鹽氮和氨氮出現較多低於偵測極限 (ND) 之數據，313 筆數據中，硝酸鹽氮及氨氮各有 81 及 57 筆 ND 值。硝酸鹽氮平均值於第一含水層最高，並隨深度遞減，數據中有 8 筆超過環保署第一類地下水之標準 (10 mg/L as N)⁷，皆在第一含水層，但未有數據超過第二類地下水標準 (100 mg/L as N)。氨氮平均值於第一和第二含水層最高，但各層皆有超標現象，第一至第四層超過第一類地下水標準 (0.050 mg/L as N) 的比例分別為 63%、78%、80%、95%，高於第二類地下水標準 (0.25 mg/L as N) 之比例則分別為 42%、59%、39%、41%。

⁶ 地下水污染監測標準第 4 條（2013 年修正）將氯鹽、硫酸鹽及氨氮列為背景與指標水質項目，氯鹽及硫酸鹽在第一類地下水標準為 125 mg/L ，第二類為 625 mg/L ，氨氮則分別為 0.050 mg/L 及 0.25 mg/L 。

⁷ 地下水污染管制標準第 4 條（2013 年修正）規定第一類地下水硝酸鹽氮上限為 10 mg/L as N ，第二類為 100 mg/L as N 。其中第一類地下水係指飲用水水源水質保護區內之地下水，其餘為第二類。

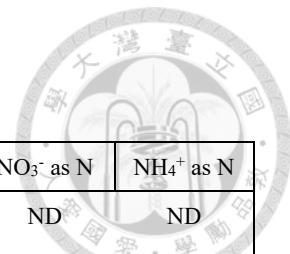


表 4-1 水利署歷史數據統整 (n = 313)

陰陽離子濃度單位為 mg/L

含水層		Temp (°C)	pH	ORP (mV)	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{NO}_3^- \text{ as N}$	$\text{NH}_4^+ \text{ as N}$
1	最小值	22.8	5.33	-266	216	10.8	0.71	1.38	8.34	28.6	1.40	0.80	ND	ND
	中位數	25.4	7.03	-26	634	26.5	2.48	20.7	73.8	297	17.4	65.5	1.55	0.54
	最大值	28.5	8.21	773	16,910	2,450	187	481	304	585	5,620	554	37.7	18.0
	平均值	25.6	6.94	6	1,403	143	9.95	40.1	90.1	297	259	110	4.86	1.69
	標準差	1.1	0.61	166	2,564	387	28.8	76.7	67.1	136	873	122	7.20	3.40
2	最小值	17.7	5.72	-252	140	9.91	0.39	1.42	2.60	81.2	0.65	0.80	ND	ND
	中位數	25.6	7.36	-73	500	38.4	1.97	10.8	39.3	263	7.09	25.0	0.09	0.56
	最大值	34.9	8.33	278	32,500	6,530	436	800	343	524	11,200	1,830	8.30	25.4
	平均值	25.7	7.30	-28	1,242	189	9.43	25.8	51.1	281	263	64.0	0.89	1.69
	標準差	1.8	0.53	145	3,728	768	40.3	82.8	39.2	91.4	1,340	188	1.86	3.27
3	最小值	18.8	6.47	-266	122	5.57	0.39	1.90	2.30	54.4	0.65	0.80	ND	ND
	中位數	26.0	7.50	-57	456	37.6	1.73	8.10	39.8	250	5.05	10.9	0.03	0.22
	最大值	31.5	8.15	265	3,014	560	19.6	41.3	104	427	789	130	5.97	4.10
	平均值	26.1	7.50	-33	544	59.4	3.19	9.79	43.5	251	37.1	29.9	0.48	0.45
	標準差	2.5	0.45	149	381	78.0	3.96	6.90	25.4	55.8	113	36.0	1.40	0.73
4	最小值	22.1	6.52	-200	303	23.5	0.78	2.77	17.4	204	1.37	2.40	ND	0.02
	中位數	26.8	7.54	-64	402	35.8	1.39	5.55	38.1	232	6.70	12.1	0.03	0.15
	最大值	32.8	8.14	250	582	99.9	3.00	9.70	47.7	361	15.0	24.9	0.08	1.60
	平均值	26.7	7.46	-46	403	42.1	1.48	5.97	37.8	242	6.41	11.9	0.03	0.33
	標準差	2.8	0.46	138	61	18.6	0.56	1.92	7.07	37.1	3.92	6.34	0.02	0.43

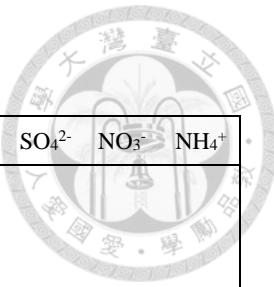


表 4-2 水利署歷史水質分析結果之相關係數矩陣

	Temp	pH	ORP	EC	HCO_3^-	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+
Temp	1												
pH	.32	1											
ORP	-.09	.15	1										
EC	.05	.09	-.03	1									
HCO_3^-	.16	.31	-.15	.30	1								
Na^+	.06	.11	.00	.99	.26	1							
K^+	.04	.08	-.05	.95	.21	.93	1						
Mg^{2+}	.02	.04	-.05	.98	.27	.94	.96	1					
Ca^{2+}	-.09	-.11	-.12	.57	.50	.46	.53	.65	1				
Cl^-	.05	.09	-.01	.99	.24	.99	.94	.97	.51	1			
SO_4^{2-}	-.04	-.03	-.02	.88	.31	.86	.80	.88	.71	.87	1		
NO_3^-	-.11	-.47	.25	-.06	-.26	-.07	-.06	-.03	.08	-.06	.01	1	
NH_4^+	.09	.08	-.14	.54	.46	.45	.58	.52	.32	.49	.19	-.10	1

表 4-2 以 13 項水質參數構成共 78 組相關係數：16 組呈現高度相關 ($|r| \geq 0.7$)，18 組呈現中度相關 ($0.7 > |r| \geq 0.3$)，其餘 44 組則為低度相關 ($|r| < 0.3$)。導電度、鈉、鉀、鎂、氯鹽及硫酸鹽任二組合涵蓋了多數高度相關之組合，唯一例外為鈣與硫酸鹽的組合，所有高度相關者皆為正相關。鈣、氯氣相關組合之相關係數多數屬中度正相關，碳酸氫根相關組合亦有少數呈現中度正相關性，而水溫與 pH 為中度正相關，硝酸鹽氯與 pH 為中度負相關。

表 4-3 整理環保署歷史數據之基本統計量，水溫 $22.5 - 31.4^\circ\text{C}$ ，平均 27.2°C ，相對其他水質參數更加穩定；pH 介於 $6.37 - 7.52$ ，所有數據都接近中性，此 pH 範圍下的碳酸鹽系統中，碳酸氫根 (HCO_3^-) 為主要型態 (Stumm & Morgan, 1996)。氧化還原電位介於 $-182 - 259\text{ mV}$ 。

導電度方面，最大值達 $48,600\text{ }\mu\text{S/cm}$ ，已接近海水 ($51,500\text{ }\mu\text{S/cm}$)。平均值雖達 $5,670\text{ }\mu\text{S/cm}$ ，但標準差亦高，且平均數遠大於中位數，顯示導電度數據的離散程度高，僅少數極高值存在。鈉、鉀、鎂、氯鹽及硫酸鹽的數據特徵與導電度類似，有少數極高值存在的現象。根據環保署制定之地下水污染監測標準（第二類地下



水)⁸，264 筆數據中，氯鹽有 39 筆超標，硫酸鹽有 34 筆數據超標。

硝酸鹽氮出現較多低於偵測極限 (ND) 之數據，硝酸鹽氮有 106 筆 ND，氨氮僅有 9 筆 ND。硝酸鹽氮有 5 筆超過環保署第一類地下水標準 (10 mg/L as N)⁹ 最大值為 18.9 mg/L as N 。氨氮部分，有 88% 的數據 (232 筆) 都超過第一類地下水標準，其中更有 151 筆 (57%) 高於第二類地下水標準 (0.25 mg/L as N)。

若與水利署第一含水層 (下簡稱水利署) 的歷史數據相比，水溫的變化較大，可能是因井深較淺，易受地表溫度變動影響，pH 和 ORP 變化則相對較小，但二者中位數與平均值與水利署差異不大。導電度、鈉、鉀、鎂、氯鹽及硫酸鹽等六項參數之最大值及平均值雖為水利署之數倍，然中位數並無明顯增加，顯示環保署數據中有更高的極端值出現，但整體分布仍與水利署數據相近。環保署硝酸鹽氮數據分布與水利署類似，僅少數有超標現象；環保署氨氮各項統計值雖低於水利署，不過超標比例更高，可能是較淺的井深使污染情形更為廣泛。

⁸ 地下水污染監測標準 (2013 年修正) 將氯鹽、硫酸鹽及氨氮列為背景與指標水質項目，氯鹽及硫酸鹽在第一類地下水標準為 125 mg/L ，第二類為 625 mg/L ，氨氮則分別為 0.050 mg/L 及 0.25 mg/L 。

⁹ 地下水污染管制標準 (2013 年修正) 規定第一類地下水硝酸鹽氮上限為 10 mg/L as N ，第二類為 100 mg/L as N 。其中第一類地下水係指飲用水水源水質保護區內之地下水，其餘為第二類。

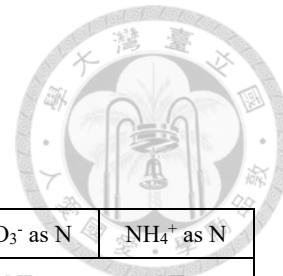


表 4-3 環保署歷史數據統整 (n = 264)

除 pH 和有標示之測項外，其餘測項單位皆為 mg/L

含水層		Temp (°C)	pH	ORP (mV)	DO	EC (μ S/cm)	Alk	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^- as N	NH_4^+ as N
1	最小值	22.5	6.37	-182	0.00	131	45.2	5.35	0.53	2.58	17.9	1.60	6.70	ND	ND
	中位數	27.2	6.90	15.2	0.20	1,050	311	44.2	7.27	28.7	123	35.9	128	0.01	0.52
	最大值	31.4	7.52	259	6.70	48,600	826	9,570	453	1,270	487	17,700	2,940	18.9	9.59
	平均值	27.2	6.92	19.6	0.89	5,670	315	993	41.8	141	143	1,760	320	0.87	0.95
	標準差	1.47	0.27	116	1.40	12,100	119	2,470	87.6	291	82.3	4,470	537	2.60	1.15

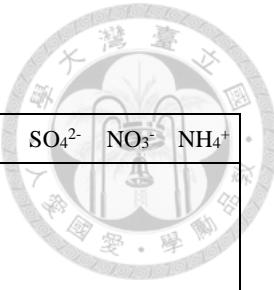


表 4-4 環保署歷史水質分析結果之相關係數矩陣

	Temp	pH	ORP	DO	EC	Alk	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+
Temp	1													
pH	-.08	1												
ORP	-.08	.36	1											
DO	.42	-.25	.35	1										
EC	-.08	.50	.32	-.21	1									
Alk	.29	-.06	-.13	-.30	.32	1								
Na^+	-.10	.50	.32	-.20	.99	.34	1							
K^+	-.06	.48	.30	-.22	.98	-.30	.97	1						
Mg^{2+}	-.09	.48	.33	-.20	.99	-.30	.99	.98	1					
Ca^{2+}	.08	.26	.34	-.30	.75	.15	.74	.75	.77	1				
Cl^-	-.09	.50	.31	-.20	.99	.34	.99	.98	.99	.74	1			
SO_4^{2-}	-.10	.42	.39	-.21	.95	-.24	.95	.92	.95	.79	.94	1		
NO_3^-	.05	-.17	.38	.33	-.12	.10	-.12	-.12	-.12	.01	-.12	-.11	1	
NH_4^+	.18	.42	-.23	-.13	.30	.01	.31	.33	.30	.15	.30	.27	-.24	1

表 4-4 以 14 項水質參數構成共 91 組相關係數：21 組呈現高度相關 ($|r| \geq 0.7$)，26 組呈現中度相關 ($0.7 > |r| \geq 0.3$)，其餘 44 組則為低度相關 ($|r| < 0.3$)。導電度、鈉、鉀、鎂、鈣、氯鹽及硫酸鹽任二組合涵蓋了所有高度相關之組合，且皆為正相關。pH 相關組合多數屬中度正相關，ORP 則多屬中度負相關，其他如溶氧、鹼度、硝酸鹽氮、氨氮相關組合亦有零星中度相關組合。與水利署之相關係數矩陣相比，環保署的高相關性組合除了導電度、鈉、鉀、鎂、氯鹽及硫酸鹽等參數，另外多出鈣。此外環保署數據中 pH 及 ORP 有較多中度相關組合，水利署則在氨氮有較多的中度相關組合。

4-1-3 歷史鹽化分布

水質在空間的變化可指示何處有地下水鹽化，亦可窺探鹽化潛在的源頭，其中導電度是最直接表現鹽化程度的參數，導電度越高代表水中總溶質濃度越高、鹽化情形越嚴重。圖 4-2 顯示水利署各監測井歷史導電度 (EC) 平均值之分布，資料來源為水利署經篩選後的歷史數據，時間涵蓋 1992 至 2019 年，點數據經內插後得到二維分布圖，內插法為反距離加權法 (Inverse distance weighted, IDW)。以垂直



分布而言，除第四含水層外，其餘含水層在 1992 至 2019 年間皆曾出現地下水鹽化的現象 ($EC \geq 1,500 \mu\text{S}/\text{cm}$)，其中第一和第二含水層居多；水平分布上，曾有鹽化現象的監測井多位於沿海地區，包括全興(1)、文昌(1)、海園(1)、箔子(1)、金湖(1)、宜梧(1)、宜梧(2)、宜梧(3)、瓊埔(1)。唯一例外為舊庄(1)，位於濁水溪沖積扇央南部、北港溪北岸處。從水利署歷史數據可看出沿海第一和第二含水層有較多地下水鹽化的情況發生，但囿於數據品質，多數監測井在篩選後僅存一筆數據，且採樣時間亦不相同，無法呈現長期的水質狀況，即便有鹽化情況亦可能是單獨事件所致（如淹水事件、污水洩漏事件等），因此要進一步推測長期的鹽化來源仍有難度。

環保署監測井設計井深多小於 50 公尺，無法呈現同一地點不同含水層的水質變化，但相對水利署歷史數據而言，環保署監測井的空間密度較高，資料時間也較為密集且齊全，因此可作為研究表層地下水時空變化的重要依據。圖 4-3 為環保署歷史導電度平均值分布，資料來源為環保署經篩選後之歷史數據，時間涵蓋 2014 至 2022 年，點數據經內插後得到二維分布圖。結果顯示鹽化區域可分為二處，一為沿海地區，尤其在西南沿海及彰化沿海有較為嚴重的鹽化現象，具鹽化特徵的監測井有新寶國小、豐安國小、口湖國小青蚶分校及文光國小湖口分校；其次在內陸地區亦有局部的鹽化現象，包括管嶼國小、竹塘國小、橋頭國小、大同國小、平和國小、育英國小及溪口鄉公所。

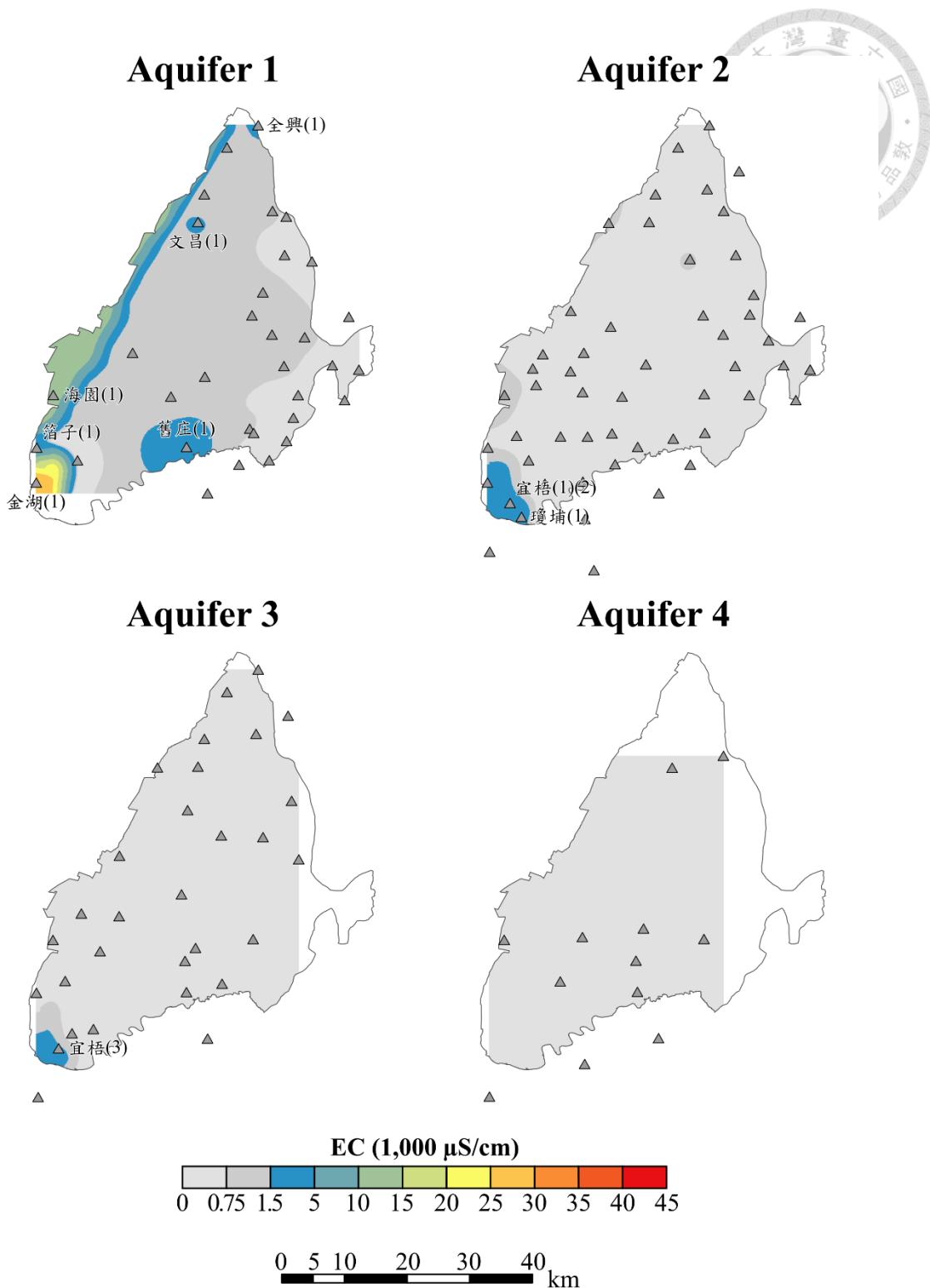


圖 4-2 水利署監測井歷史導電度 (EC) 平均值分布

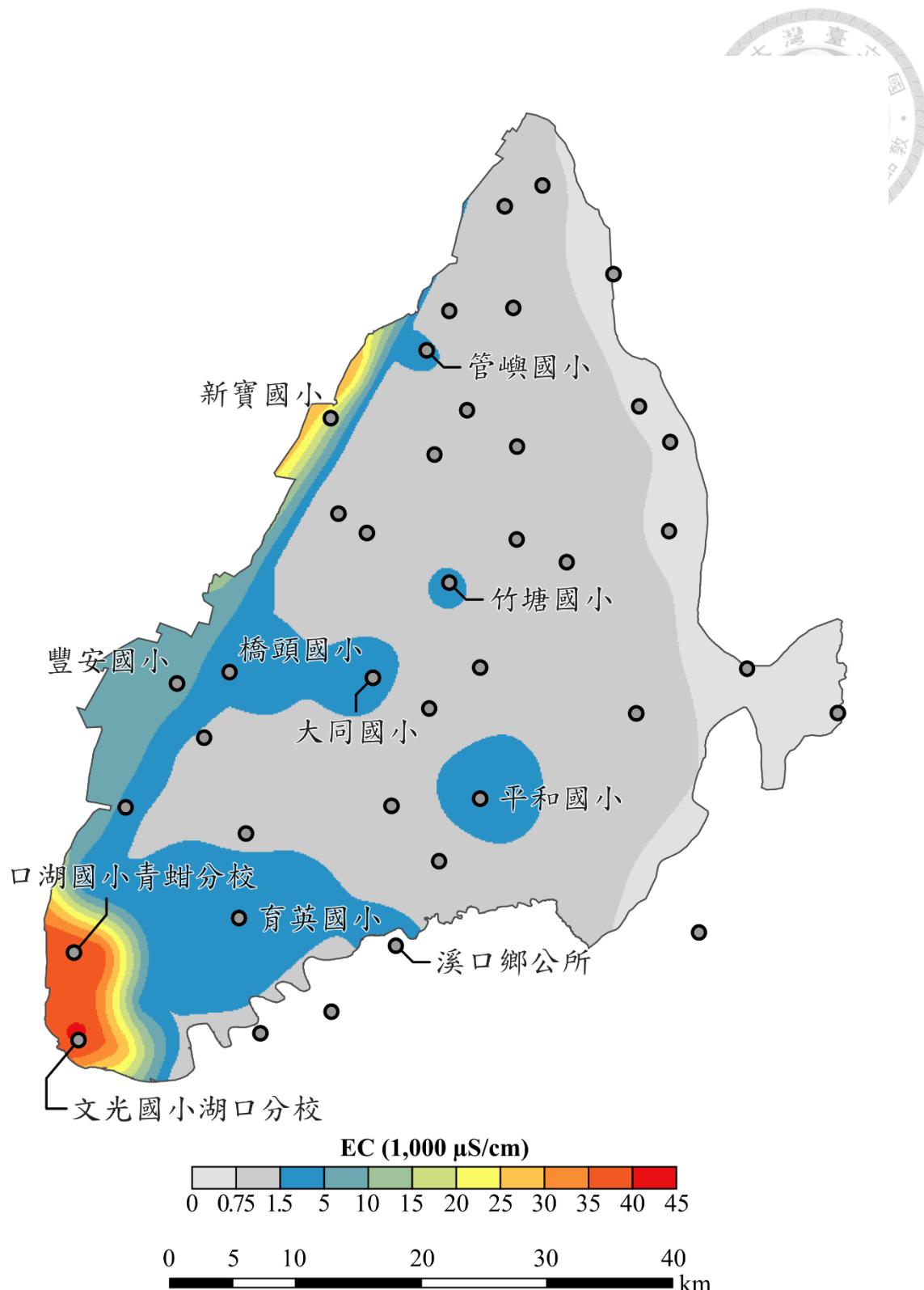


圖 4-3 環保署監測井歷史導電度 (EC) 平均值分布



前段從導電度分布描述濁水溪沖積扇的地下水鹽化概況，發現鹽分有多重來源的可能性，但根據文獻，此區的鹽化來源以海水為大宗，單以導電度並無法排除非海水的污染。因此本研究使用氯鹽鹼度當量濃度比值量化地下水受海水污染的程度，搭配導電度分布劃分出受海水污染之區域。水利署與環保署的計算結果顯示，水利署歷史比值之平均數介於 0.0044 至 45，環保署則介於 0.032 至 110，其分布分別如圖 4-4 及圖 4-5。比值 1.0 以上視為有受海水污染現象，水利署監測井中超標的井位包括：海園(1)、箔子(1)、金湖(1)、宜梧(1)、宜梧(2)、宜梧(3)、瓊埔(1)及舊庄(1)等；環保署超標井位則有：新寶國小、豐安國小、口湖國小青蚶分校、文光國小湖口分校及溪口鄉公所等。結果顯示不論水利署或環保署監測井，具海水污染特徵的監測井絕大多數位於沿海地區，內陸局部導電度偏高的監測井除舊庄(1)、溪口鄉公所外，皆無海水污染的現象。

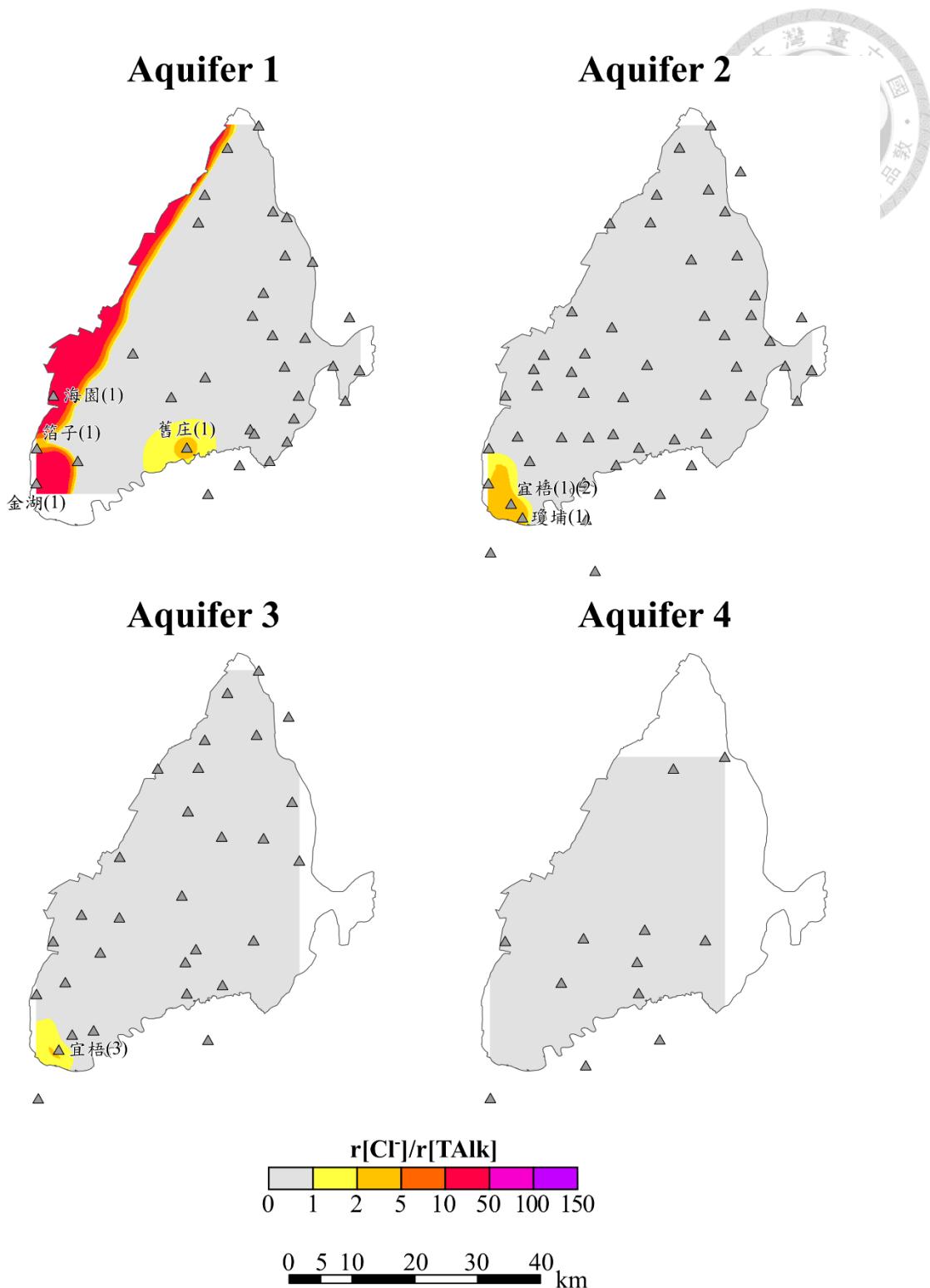


圖 4-4 水利署監測井歷史氯鹽鹼度當量濃度比值平均值分布

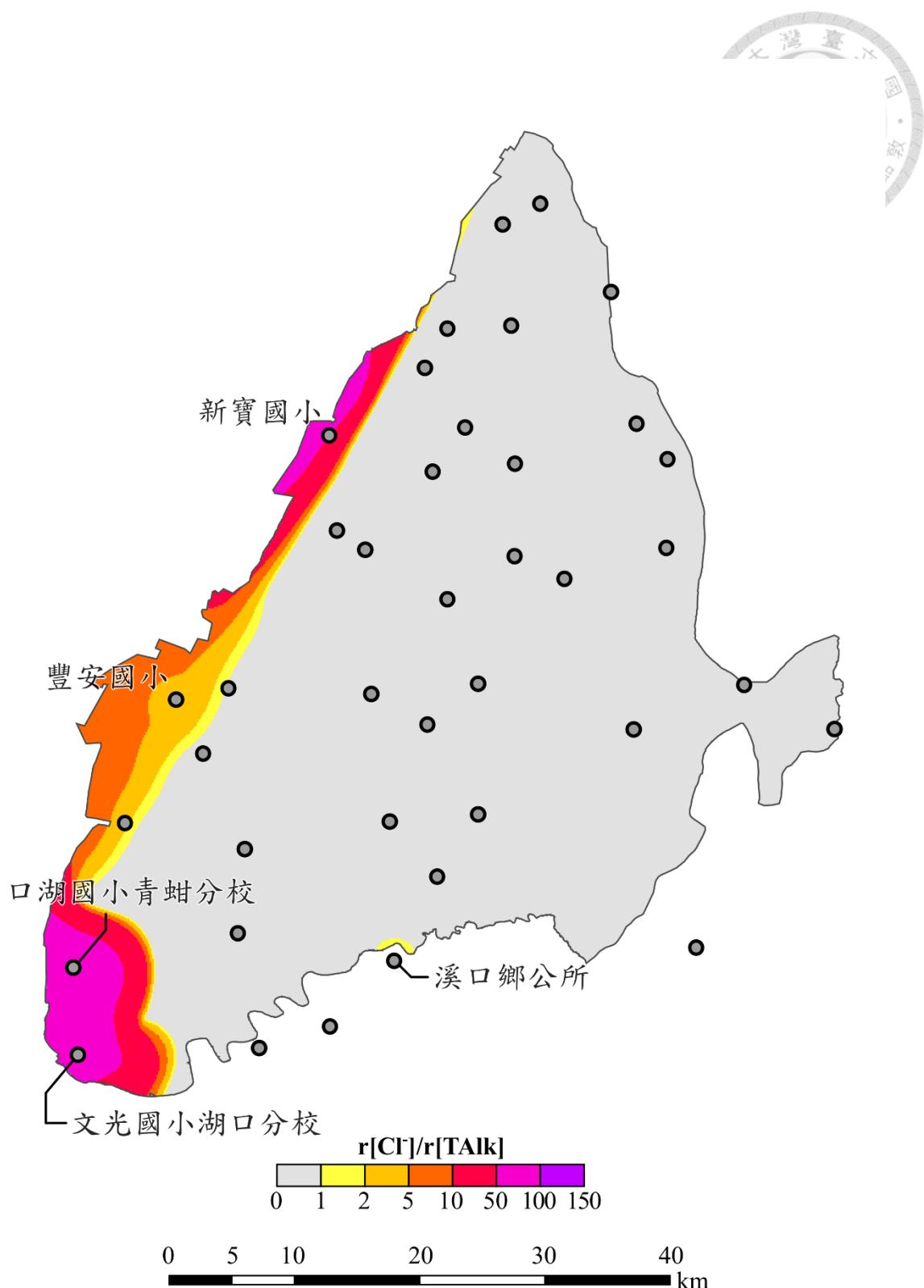


圖 4-5 環保署監測井歷史氯鹽鹼度當量濃度比值平均值分布



除了導電度與氯鹽鹼度當量濃度比值二項量化指標，本研究也計算各站之 Piper 水化學相，指示具鹽化特徵之地下水，並從水化學相的分布釐清地下水的演化途徑。本研究使用同一井位各離子之歷史平均值計算各井之水化學相，計算參考 Giménez-Forcada (2010) 之方法。水利署歷史數據顯示（圖 4-6），濁水溪沖積扇地下水以 Ca-HCO₃、Na-HCO₃、Na-Cl 及 Ca-SO₄ 型組成。Ca-HCO₃ 型之地下水數量最多，且分布在沖積扇全域；Na-HCO₃ 型地下水的數量次之，分布在各含水層中南北扇端及扇頂區域，扇央地區相對缺乏此型地下水；Na-Cl 型地下水集中在西南沿海第一至第三含水層，此外沖積扇南部扇央之舊庄(1)井也屬於 Na-Cl 型；Ca-SO₄ 型僅出現在彰化沿海文昌(1)井。環保署歷史數據與水利署第一含水層類似（圖 4-7），Ca-HCO₃ 型地下水分布範圍最大，且 Na-Cl 型地下水集中在西南沿海地區，但不同的是缺乏 Na-HCO₃ 型之地下水，且在扇央南部出現較多 Ca-SO₄ 型及 Ca-Cl 型之地下水。

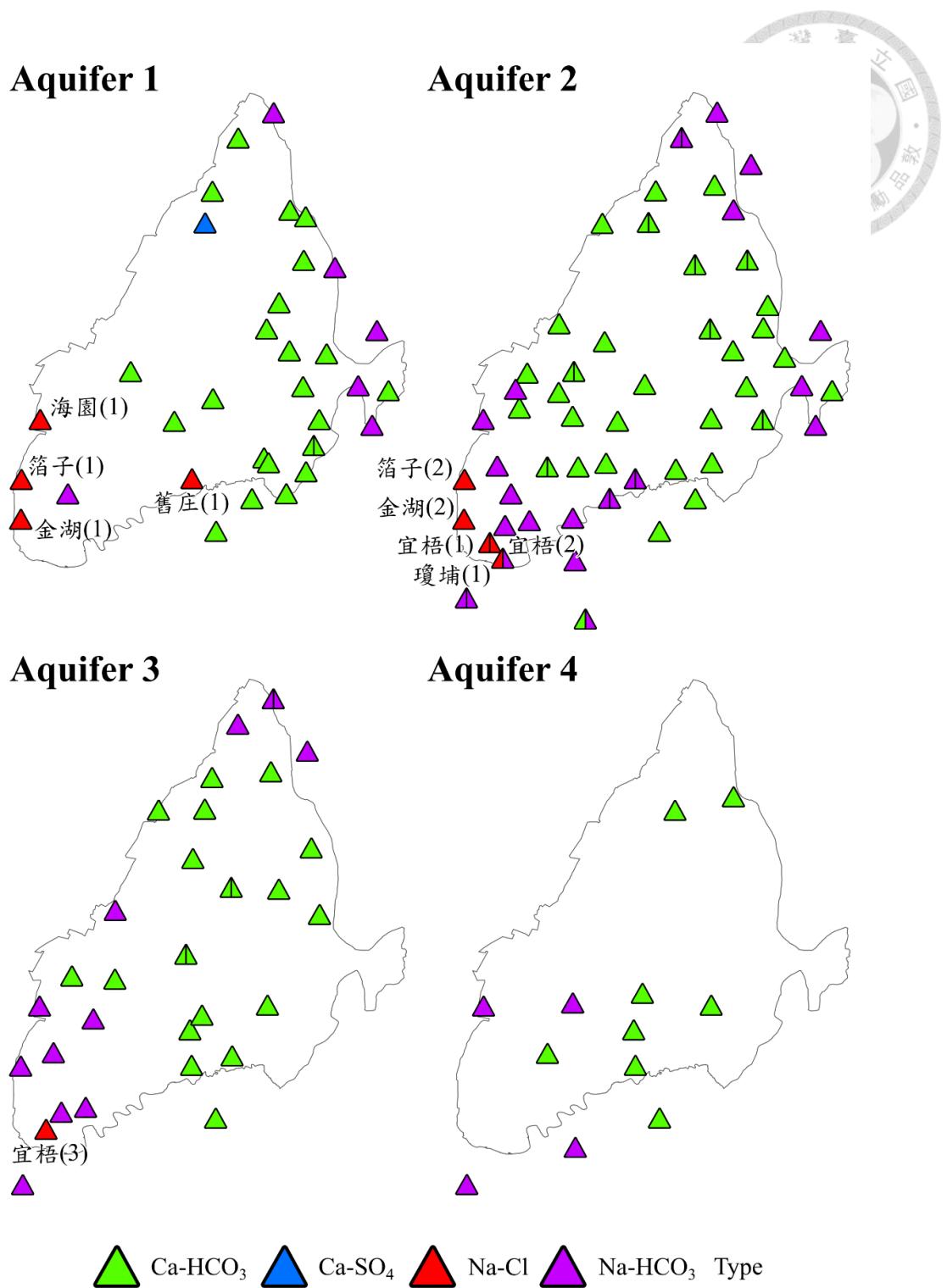


圖 4-6 水利署監測井水化學相分布

同一含水層有多個監測井的情況下，會以直線將三角標示分為兩半，左側代表較淺之監測井，右側代表較深之監測井。如瓊埔(1)(2)，瓊埔(1)為 Na-Cl 型，標示於左側；瓊埔(2)為 Na-HCO₃ 型，標示於右側。



Legend

Type

- Ca-HCO₃/Mg-HCO₃
- Ca-SO₄
- Ca-Cl
- Na-Cl
- Na-HCO₃

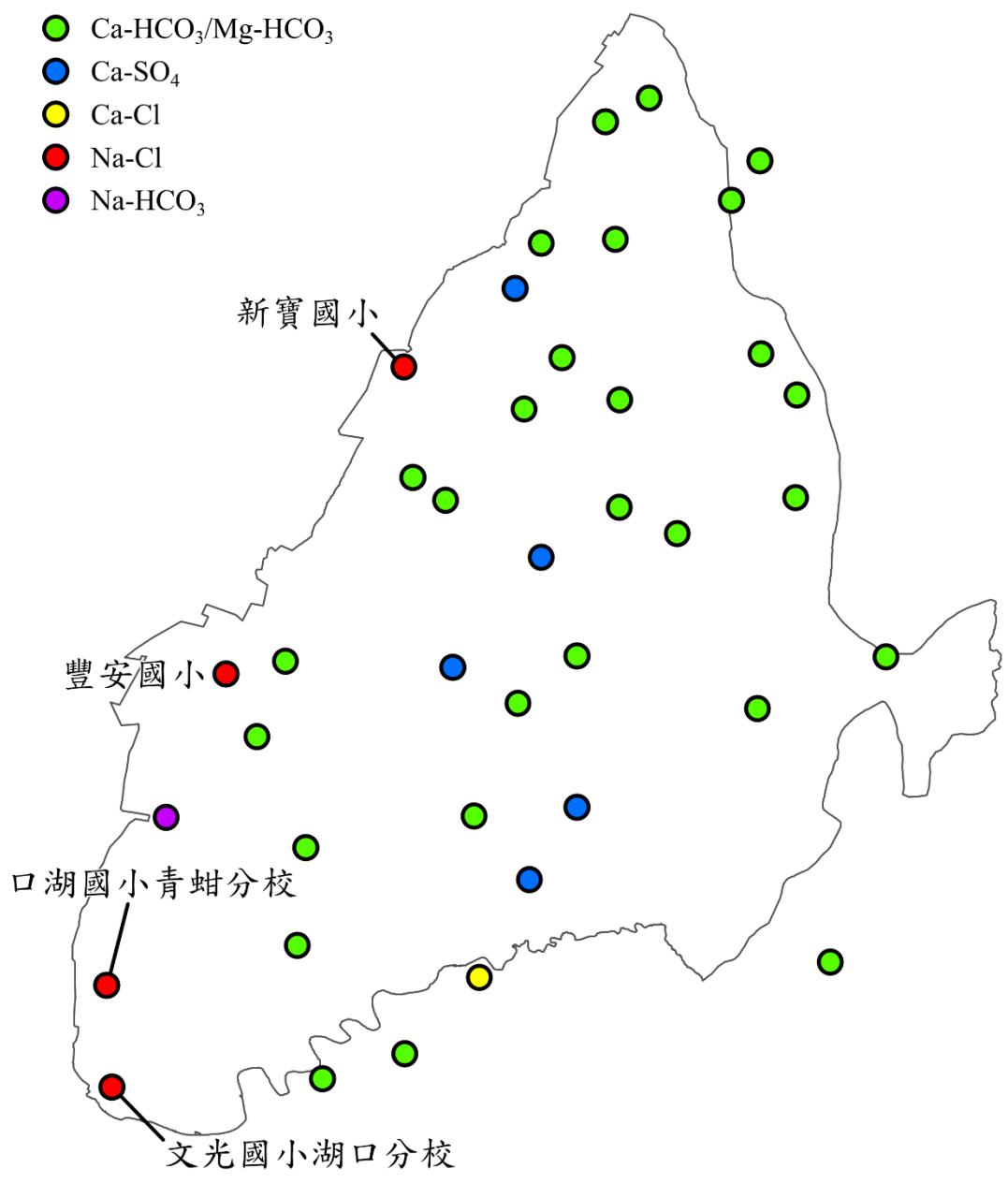


圖 4-7 環保署監測井水化學相分布



4-2 現地採樣數據分析

本節將以本研究現地採樣數據為主，歷史數據分析結果為輔，以水化學組成、鹽化指標之空間分布，釐清濁水溪沖積扇地下水鹽化的來源與機制。

4-2-1 採樣數據統計

表 4-5 整理本研究採樣水質分析結果之基本統計量，水溫及 pH 在各含水層間無明顯差異，其中 pH 介於 6.11 – 9.30，大部分屬於中性至弱鹼性，在碳酸鹽系統中，碳酸氫根 (HCO_3^-) 為主要型態 (Stumm & Morgan, 1996)。各含水層氧化還原電位平均值於第一含水層最高，越下層數值越低，表示地下水環境趨於還原。

導電度方面，第一及第二含水層導電度平均值已達半鹹水 (4,800 – 16,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，第三和第四含水層則為淡水 (15 – 1,600 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，可判斷濁水溪沖積扇地下水鹽化集中於淺層。此外，導電度最大測值出現於 2022 年 9 月的 BH05 井，達 48,100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，雖然 BH05 開篩位置位處第二含水層，但綜觀而言，導電度平均值和中位數皆隨深度遞減，此現象過去水質調查結果一致 (陳與江, 1999)，推測鹽分可能以上至下的方式入滲至地下水中。

鹼度、鈉、鉀、鎂、鈣、氯鹽及硫酸鹽的各層統計量特徵與導電度類似，最大值出現在第二含水層，平均值與中位數在第一、第二含水層高於第三、第四含水層。其中鹼度和鈣的平均值層間差異較小，而鈉、鉀、鎂、氯鹽及硫酸鹽的平均值層間差距可達十倍以上，有明顯的垂直差異。在同一含水層中的最大與最小值差異上，鈉、鉀、鎂、氯鹽及硫酸鹽也高於鹼度及鈣，表示這些離子在水平分布上並不均勻，有極端高值出現之現象。根據環保署制定之地下水污染監測標準¹⁰，氯鹽和硫酸鹽僅在第一、第二含水層有超標現象，氯鹽在第一、第二含水層分別有 21 及 11 筆超

¹⁰ 地下水污染監測標準 (2013 年修正) 將氯鹽、硫酸鹽及氨氮列為背景與指標水質項目，氯鹽及硫酸鹽在第一類地下水標準為 125 mg/L，第二類為 625 mg/L，氨氮則分別為 0.050 mg/L 及 0.25 mg/L。



標，硫酸鹽分別為 8 及 4 筆。

硝酸鹽氮和氯氣出現較多低於偵測極限 (ND) 之樣品，90 個樣品中，硝酸鹽氮及氯氣各有 21 及 38 筆 ND 值。硝酸鹽氮平均值於第一含水層最高，並隨深度遞減，最大值為 2021 年 5 月，海園(1)的 6.19 mg/L as N ，未超過環保署制定之地下水污染管制標準¹¹。氯氣第一和第二含水層平均值為 6.88 及 11.84 mg/L ，皆遠高於地下水污染監測標準規定之 0.25 mg/L ，顯示可能有外來污染進入淺層地下水。

¹¹ 地下水污染管制標準 (2013 年修正) 規定第一類地下水硝酸鹽氮上限為 10 mg/L as N ，第二類為 100 mg/L as N 。其中第一類地下水係指飲用水水源水質保護區內之地下水，其餘為第二類。

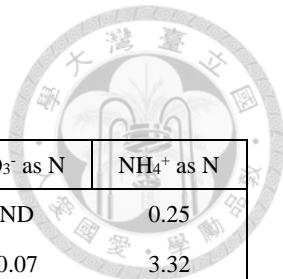


表 4-5 現地採樣水質分析結果統計值 (n = 90)

除 pH 和有標示之測項外，其餘測項單位皆為 mg/L

含水層		Temp (°C)	pH	ORP (mV)	DO	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Alk	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{NO}_3^- \text{ as N}$	$\text{NH}_4^+ \text{ as N}$
1 (n = 37)	最小值	25.2	6.11	-214	0.00	389	134	15.9	1.05	10.1	24.6	13.0	31.0	ND	0.25
	中位數	27.7	7.17	-24	0.12	4,170	386	665	40.8	100	123	987	286	0.07	3.32
	最大值	30.8	8.19	186	3.73	22,400	581	3,733	173	510	463	6,157	1,044	6.19	13.4
	平均值	27.8	7.13	-9	0.79	6,342	368	900	45.5	151	144	1,613	339	0.67	5.35
	標準差	1.4	0.39	139	1.29	6,375	116	984	45.6	135	86.2	1,826	264	1.53	4.46
2 (n = 32)	最小值	25.1	6.57	-249	0.00	313	151	15.6	1.03	5.28	6.74	1.54	0.36	0.002	1.05
	中位數	27.2	7.62	-8	1.64	932	260	134	5.05	18.3	54.2	108	43.8	0.07	9.52
	最大值	32.1	8.20	167	3.57	48,100	603	6,760	194	911	223	12,521	1,491	3.87	24.2
	平均值	27.4	7.54	-24	1.36	5,158	315	965	35.6	107	82.5	1,586	177	0.44	9.21
	標準差	1.7	0.42	118	1.18	9,693	127	1,681	59.7	203	67.1	2,962	349	0.95	6.71
3 (n = 12)	最小值	25.8	7.70	-244	0.00	418	86.7	30.4	1.23	3.66	1.29	1.23	0.66	0.02	2.78
	中位數	27.4	8.08	-80	1.06	521	231	85.0	3.08	6.76	35.8	18.9	4.76	0.10	3.09
	最大值	31.8	9.30	121	5.21	874	343	208	6.79	13.0	84.4	195	70.9	0.49	4.38
	平均值	28.3	8.32	-69	1.75	610	226	103	3.27	7.67	37.6	65.0	18.8	0.14	3.42
	標準差	2.0	0.60	123	2.09	176	77.9	57.9	1.95	3.15	26.6	82.8	25.0	0.15	0.85
4 (n = 9)	最小值	26.3	6.78	-231	0.00	327	190	28.5	1.19	2.72	17.5	3.04	0.18	ND	2.35
	中位數	29.6	7.77	-149	0.06	475	226	69.8	2.17	5.74	34.5	14.1	4.93	0.04	2.68
	最大值	32.7	8.46	-44	1.02	1,223	382	151	4.97	50.1	179	40.1	263	0.18	3.01
	平均值	29.5	7.68	-155	0.27	528	256	70.1	2.28	10.5	49.6	16.3	37.6	0.05	2.68
	標準差	2.5	0.48	55	0.42	268	62.6	39.6	1.17	15.1	50.1	13.6	85.3	0.07	0.46



表 4-6 現地採樣水質分析結果之相關係數矩陣

r	Temp	pH	ORP	DO	EC	Alk	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+
Temp	1													
pH	.16	1												
ORP	-.46	-.27	1											
DO	-.20	.24	.68	1										
EC	-.06	-.19	.23	.19	1									
Alk	.01	-.24	-.13	-.20	.30	1								
Na^+	-.03	-.17	.21	.21	.93	.31	1							
K^+	-.03	-.21	.26	.25	.89	.30	.94	1						
Mg^{2+}	-.04	-.25	.23	.21	.91	.29	.94	.92	1					
Ca^{2+}	-.16	-.47	.19	.12	.59	.21	.55	.61	.69	1				
Cl^-	-.05	-.18	.21	.22	.95	.29	.99	.95	.95	.60	1			
SO_4^{2-}	-.06	-.34	.23	.08	.89	.32	.90	.88	.94	.69	.90	1		
NO_3^-	-.13	-.21	.58	.37	.02	-.28	.03	.11	.10	.30	.05	.00	1	
NH_4^+	-.36	-.07	.19	.17	.46	.34	.53	.52	.38	.14	.52	.32	.04	1

除水質分層統計量及導電度地理分布可顯示濁水溪沖積扇的地下水質概況外，相關係數矩陣亦可幫助我們解析地下水的化學組成關係。表 4-6 以 14 項水質參數構成共 91 組相關係數：15 組呈現高度相關 ($|r| \geq 0.7$)，22 組呈現中度相關 ($0.7 > |r| \geq 0.3$)，其餘 54 組則為低度相關 ($|r| < 0.3$)。導電度、鈉、鉀、鎂、氯鹽及硫酸鹽任二組合涵蓋了所有高度相關之組合，且皆為正相關。鈣、氯氮相關組合之相關係數多數屬中度正相關，ORP、DO、鹼度及硝酸鹽氮相關組合亦有少數呈現中度正相關性，較為特別的是水溫、pH 及 ORP，有零星組合為中度負相關性。所有組合中，超過一半為低度相關，其中水溫及 pH 相關組合多具負相關性，其餘參數組合則多具正相關性。

自導電度地理分布顯示（圖 4-8），鹽化井位 ($\text{EC} > 1,500 \mu\text{S}/\text{cm}$) 皆在沿海地區，其中海園、宜梧地區有更高的導電度值。此外，若聚焦宜梧地區的導電度分布，可發現即使於數公里的範圍內，導電度亦有不小的變化，且導電度與離海距離之間的關係並非距離越遠導電度越低，後續討論鹽化機制時將進一步探討此現象。

氯鹽鹼度當量濃度比值平均值分布與導電度結果類似（圖 4-9），導電度高於



1,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之井位，其氯鹽鹼度當量濃度比值也多大於 1.0，顯示二者數值有密切關係，少數不一致的井位包括：金湖(1)、BH09 僅導電度超標，以及金湖(2)僅氯鹽鹼度當量濃度比值超標。

本研究於 2021 – 2022 年現地採樣之 Piper 水化學相以 Ca-HCO₃、Na-Cl、Na-HCO₃ 及 Mg-HCO₃ 型組成。地理分布上（圖 4- 10），扇頂、扇央各含水層以 Ca-HCO₃ 為主要水化學相，少數出現 Mg-HCO₃ 和 Na-HCO₃ 型地下水；扇端地區第一、第二含水層多屬 Na-Cl 型，第三、第四含水層則以 Na-HCO₃ 型為主。

現地採樣在鹽化指標的地理分布與歷史數據差異不大，唯一不同在於第二含水層水利署歷史數據僅顯示宜梧地區有鹽化現象，而現地採樣結果則顯示出北邊的海園地區亦有鹽化現象。統整現地採樣結果，沿海第一與第二含水層地下水具有高導電度、高氯鹽鹼度當量濃度比值，水化學相屬 Na-Cl 型等鹽化特徵，同時符合三項鹽化標準的井位包括：海園(1)、海園(2)、箔子(1)、宜梧(1)、瓊埔(2)、BH03、BH04、BH05、BH06、BH07、BH08、BH10、BH11，由此可確認沿海地下水有嚴重的鹽化現象。接下來本研究將以上述結果為基礎，加上水化學組成分析探討鹽化來源及機制。

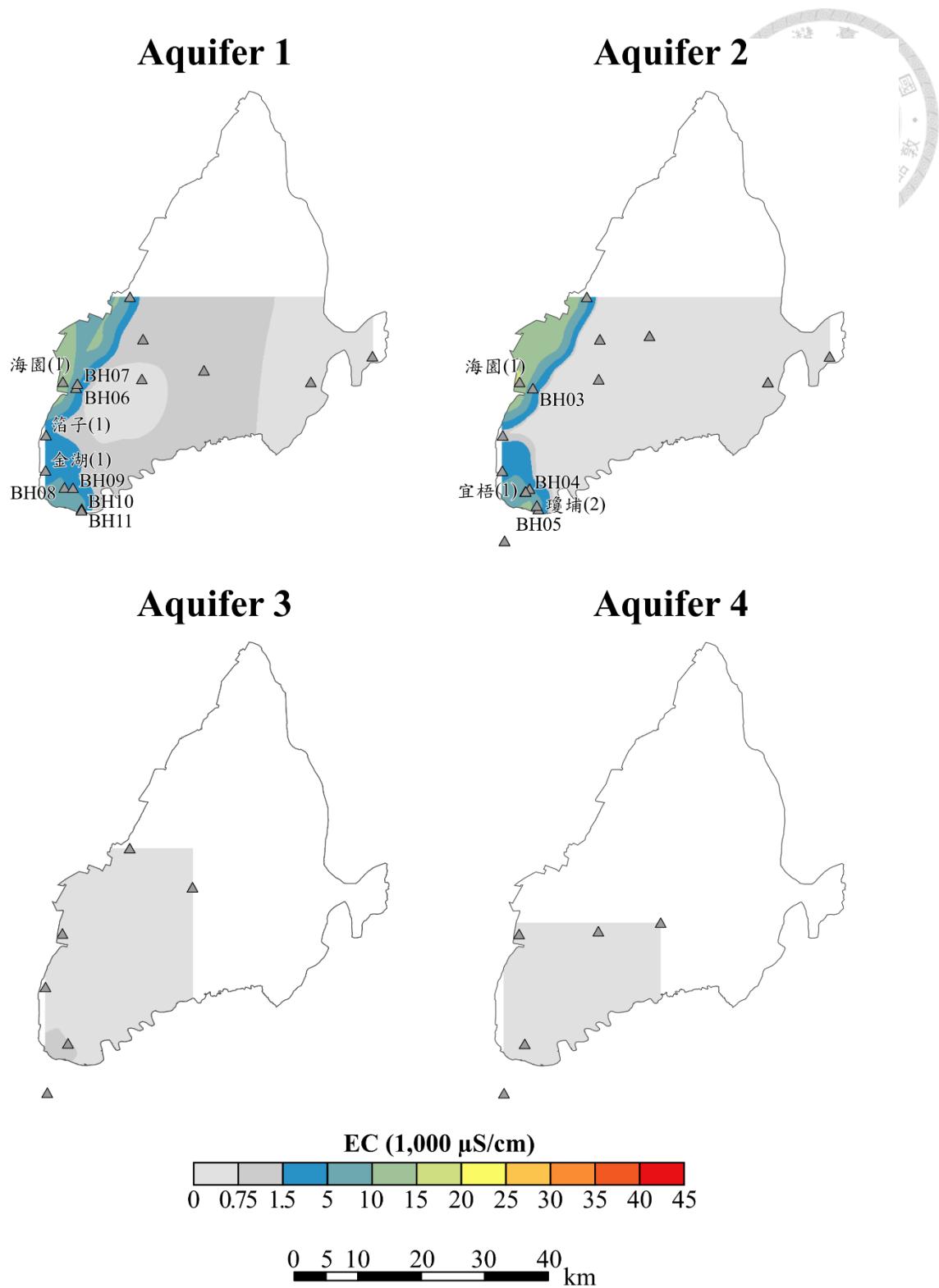


圖 4-8 2021 – 2022 年現地採樣各含水層導電度平均值分布

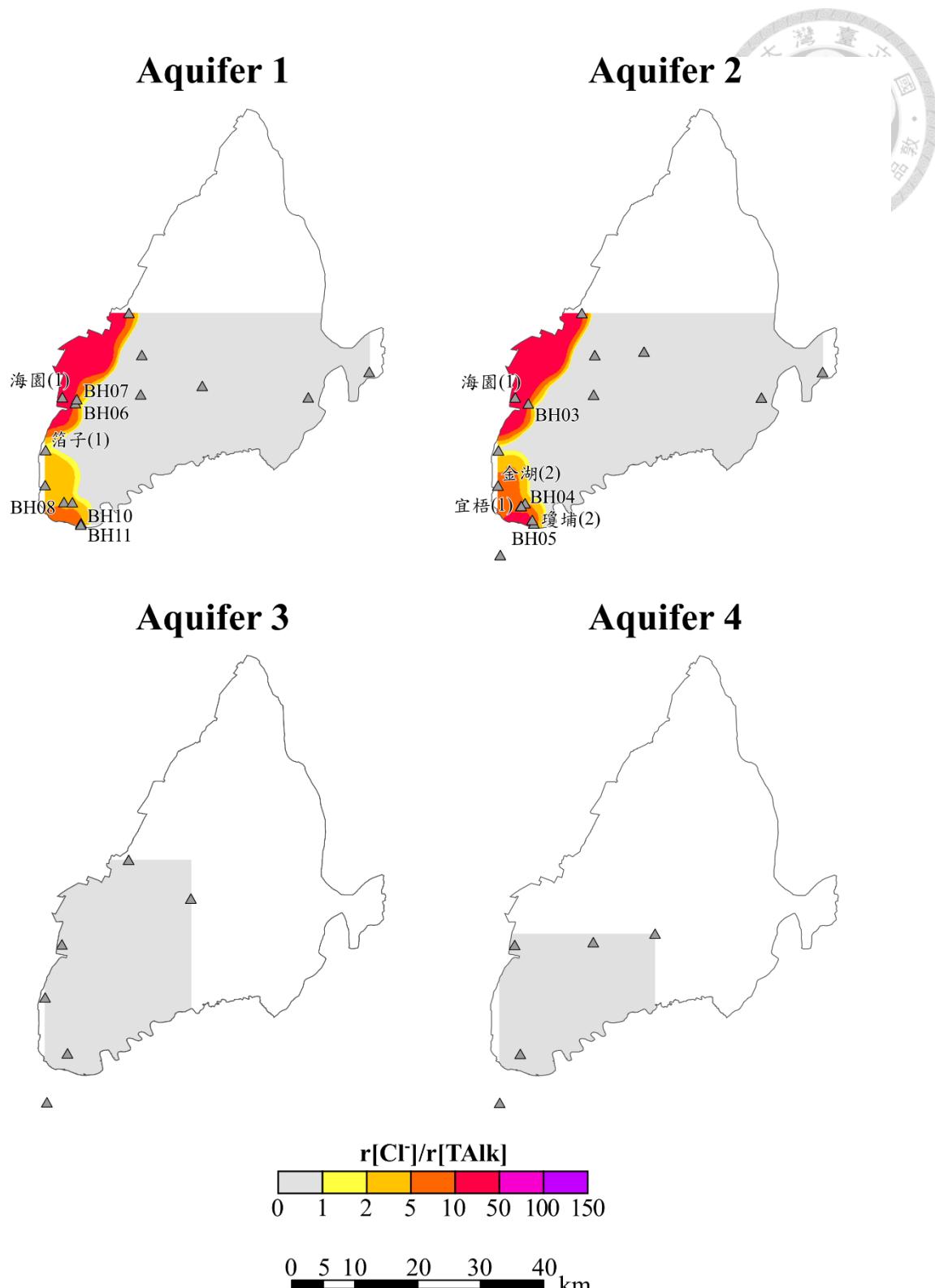


圖 4-9 2021–2022 年現地採樣氯鹽鹼度當量濃度比值平均值分布

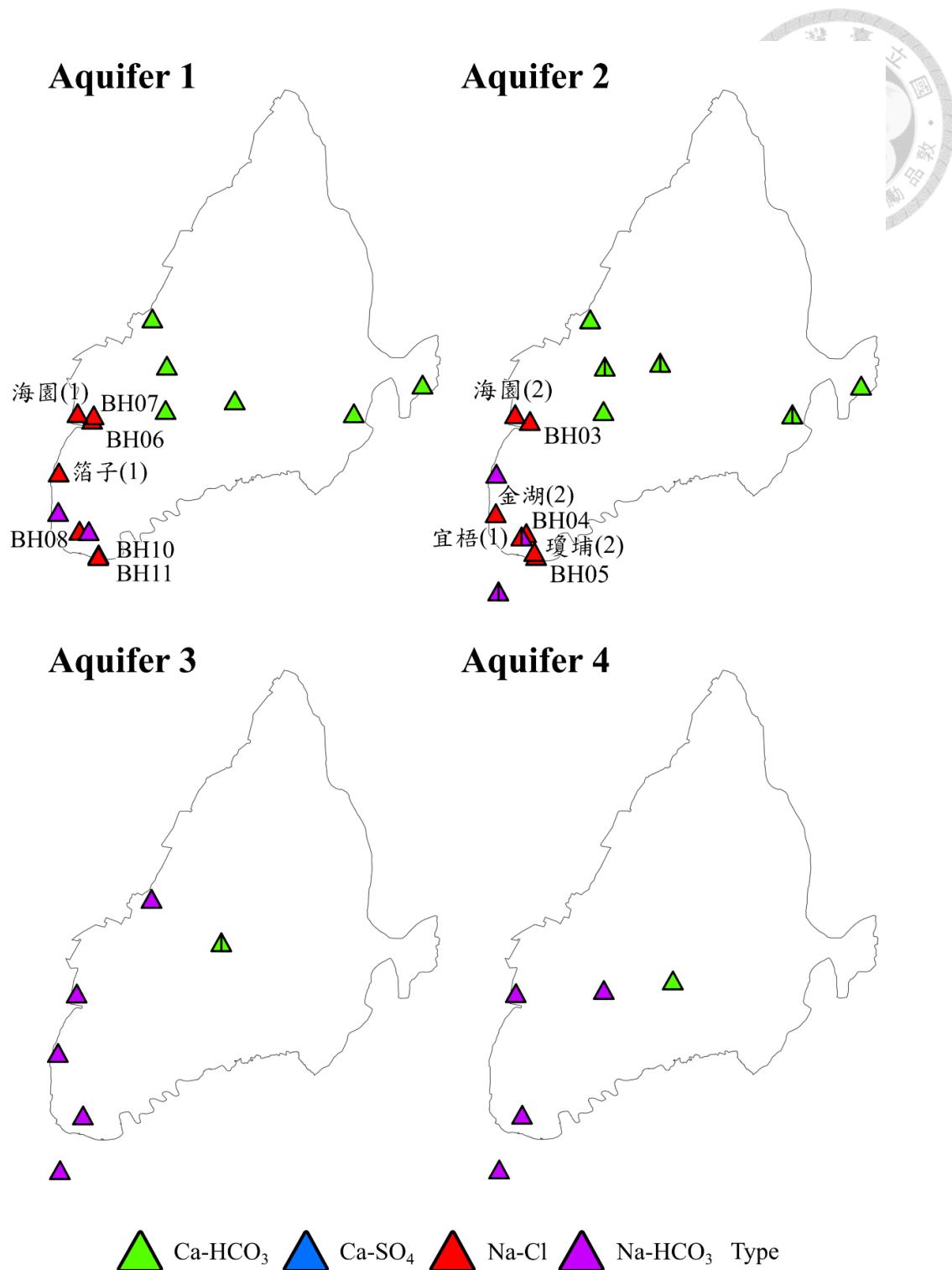


圖 4-10 2021–2022 現地採樣水化學相分布圖

同一含水層有多個監測井的情況下，會以直線將三角標示分為兩半，左側代表較淺之監測井，右側代表較深之監測井。



4-2-2 鹽化來源分析

從現地採樣結果中我們了解到具鹽化特徵之地下水集中在濁水溪沖積扇沿海淺部含水層，淺部地下水易受地表污染所影響，因此需先找出地表可能的鹽分來源，再加以驗證。自前人文獻可知彰雲沿海飽受地層下陷所苦，且有多次海水倒灌紀錄，劉乃綺（1988）在北港地區的研究也認為海水倒灌加上排水不良是造成水質惡化的主因。另一可能的鹽分來源為養殖魚塭的洩漏，彰雲沿海養殖漁業發達，根據內政部統計資料，2020 – 2021 年彰雲沿海鄉鎮水產養殖面積逾 8,000 公頃，且多位於沿海鄉鎮。圖 4-11 統整第一含水層有鹽化特徵之井位，並與土地利用情況比較，可發現鹽化井位多鄰近水產養殖區域，且根據口湖漁民所述，當地魚塭多以半鹹水養殖，而魚塭間有渠道交錯其中，除作為引入海水的通道外，高鹽度的養殖廢水也由此排出，因此由魚塭或渠道的洩漏也是鹽分的可能來源之一。但不論是海水倒灌或魚塭洩漏，其源頭皆為海水，因此本研究將假設海水是濁水溪沖積扇沿海地區最主要的鹽分來源。

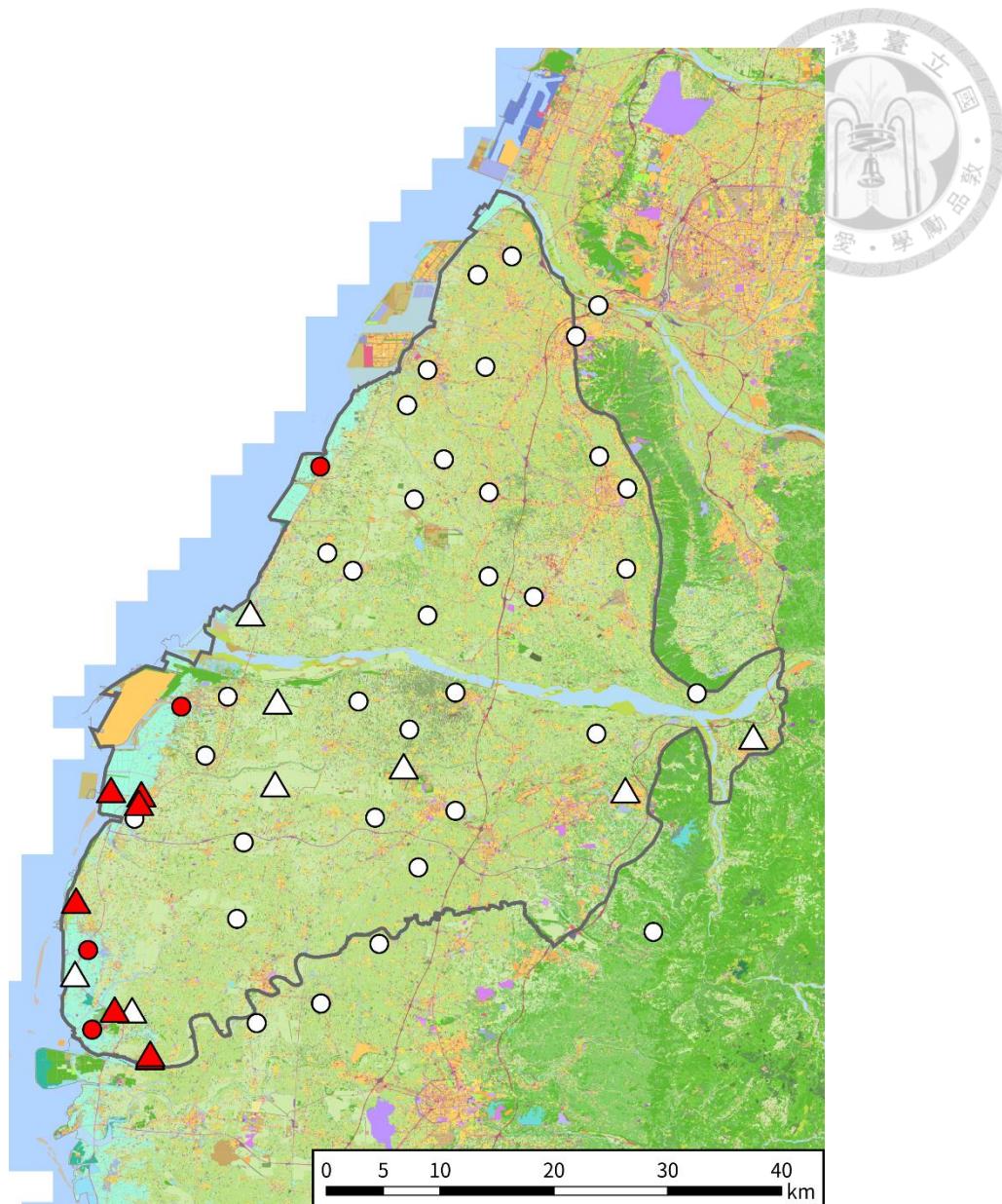


圖 4-11 2022 年國土利用現況分布與鹽化監測井關係圖

為了確認此假設，我們可由氯鹽與其他離子的散布圖進行分析 (Ahmed et al., 2013; Kim et al., 2017)。圖 4-12 為本研究現地採樣氯鹽與其他主要離子之散布圖，包括鈉、鉀、鎂、鈣、碳酸氫根、硫酸鹽等。圖中實線為淡海水理論混合線，雖然自由含水層及受壓含水層之淡水補注源並不完全相同，但本研究統一以位於補注區且導電度最低之竹山(2) 水樣 (2022/4/26 採集) 作為淡水端源，海水端源則參考 Hem (1985) 提出之海水成分。

離子散佈圖 (圖 4-12) 顯示 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 與 Cl^- 間有良好的線性關係，



且皆落在淡海水的理論混合線附近； Ca^{2+} 濃度有隨 Cl^- 升高的趨勢，但偏離於理論混合線； HCO_3^- 是唯一海水濃度低於淡水的離子， HCO_3^- 與 Cl^- 間的變化趨勢並不明顯（參考 4-2-1 相關係數矩陣），且與理論混合線無關。比較各離子與氯鹽關係之差異， Na^+ 與理論混合線最為吻合，而 Na^+ 和 Cl^+ 亦是海水鹽類中豐度前二之成分，代表本研究採集地下水樣的鹽化程度高低與海水混入程度息息相關，同時也證實此處海水是地下水中氯鹽最主要的來源。 K^+ 、 Mg^{2+} 亦是海水中常見的陽離子，因此分布也接近理論混合線，但 K^+ 、 Mg^{2+} 會參與水岩間的離子交換反應，加上豐度較低，使地下水中的濃度起伏較大，在圖上也會有較多偏離混合線的水樣存在。 SO_4^{2-} 與 K^+ 、 Mg^{2+} 情況類似，分布接近理論混合線但不如 Na^+ 吻合，造成偏離的原因可能有二：1. 三個出海口水樣中 SO_4^{2-} 濃度皆高於假設的海水端源，因此使多數資料點落於理論混合線上方；2. SO_4^{2-} 還原作用使其濃度下降，使資料點落於理論混合線下方。 Ca^{2+} 和 HCO_3^- 在多數淡水中含量亦豐，因此二者和氯鹽之關係遠低於上述其他離子。

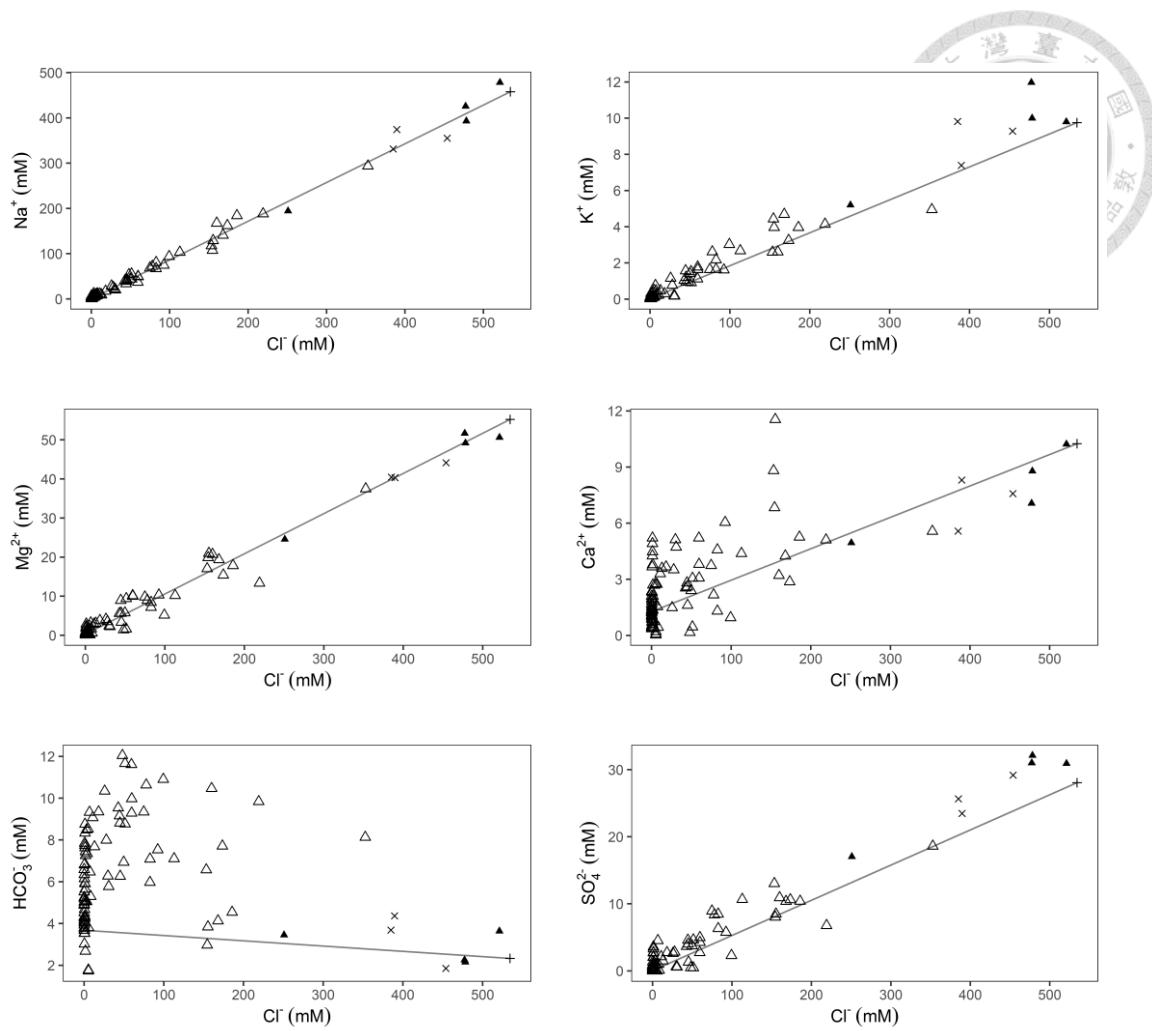


圖 4-12 2021–2022 年現地採樣 $[Na^+]$, $[K^+]$, $[Mg^{2+}]$, $[Ca^{2+}]$, $[HCO_3^-]$, $[SO_4^{2-}] / [Cl^-]$

散佈圖

實線為淡水 (2022/4/26 竹山(2)) 與海水 (Hem, 1985) 之理論混合線，△：地下

水樣；▲：出海口水樣；×：魚塭放流水樣；+：海水。

另外值得注意的是，魚塭放流水也多落在理論混合線上，反映當地半鹹水養殖的型態，且其鹽度接近海水，有機會是地下水鹽化的源頭之一，接下來將以第一含水層之氨氮進一步討論。地下水中的氨氮通常與畜牧、養殖污水入滲有關，本研究採集之魚塭放流水氨氮濃度介於 1.2–5.2 mg/L as N (圖 4-13)，高於環保署大部分的數據，代表養殖廢水不僅鹽度高且氨氮濃度亦高。然而，氨氮盒鬚圖亦顯示有許多地下水樣中的氨氮濃度高於魚塭放流水，暗示氨氮不單來自養殖污水，可能還有



其他機制導致氨氮濃度上升。如水利署 109 年地下水質年報提到濁水溪扇端有硝酸鹽污染情形，且濃度由扇頂地區逐漸向扇央與扇尾區漸減，加上氨氮於扇央與扇尾濃度漸增之現象，推測為地下水層中硝酸鹽還原反應所致。水利署提出之硝酸鹽、氨氮分布情形於本研究第一含水層的硝酸鹽、氨氮分布（圖 4-14）亦可證實，因此，氨氮並無法作為養殖污水的示蹤成分，也無法證實養殖污水入滲造成淺層地下水鹽化。

總結此小節，首先結合鹽化分布與土地使用現況，推測鹽分來自海水。氯鹽與各離子的關係顯示，海水中的主要離子如 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 及 SO_4^{2-} 分布與淡海水理論混合線吻合，指示地下水的鹽分來自海水，鹽化程度與海水混合比例密切相關。另外，根據水質分析結果，魚塭放流水鹽度高且含高濃度之氨氮，而西南沿海養殖區淺層地下水也有氨氮濃度偏高之現象。惟硝酸鹽還原作用亦有可能導致扇尾氨氮濃度上升，因此就氨氮分布無法證實養殖污水是否對地下水鹽化有所貢獻。

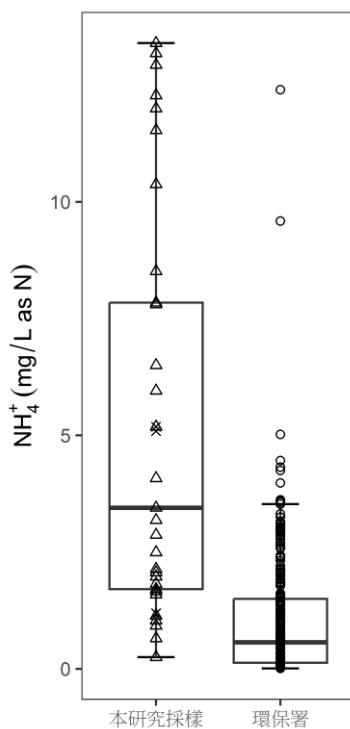


圖 4-13 第一含水層氨氮濃度盒鬚圖

△：本研究地下水樣；×：魚塭放流水樣；○：環保署數據。

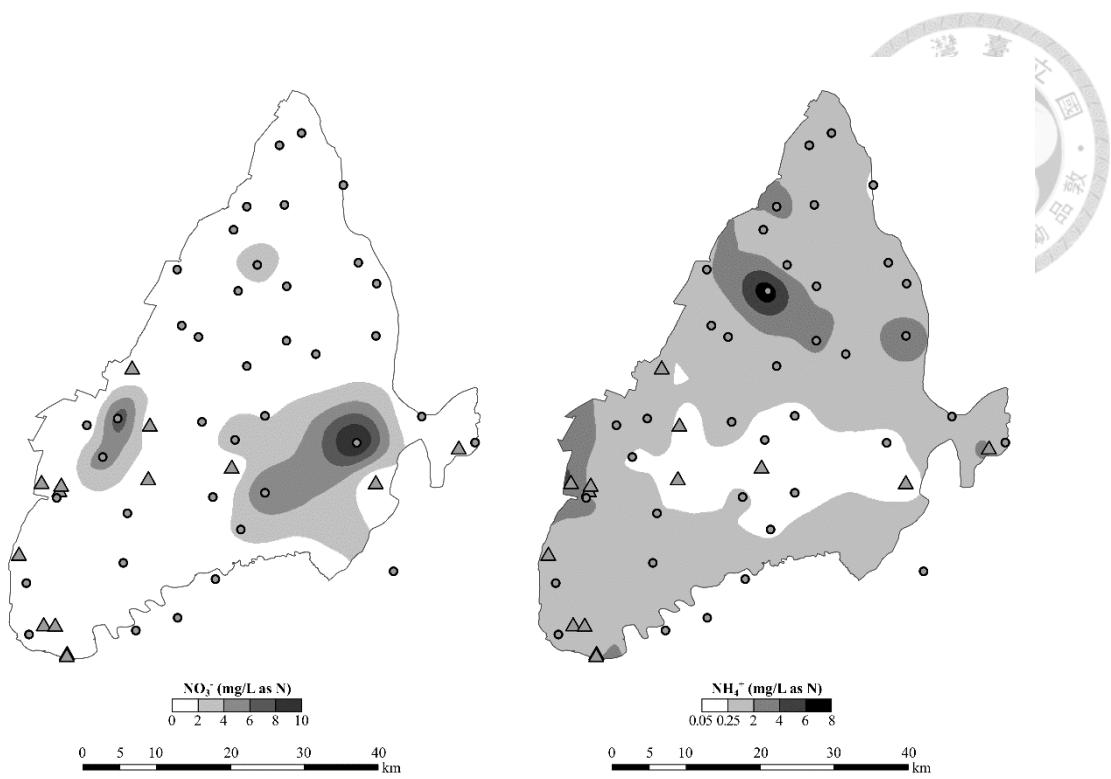


圖 4-14 第一含水層硝酸鹽氮 (左) 與氨氮 (右) 平均濃度分布

△：本研究採樣監測井；○：環保署監測井。



4-2-3 鹽化機制分析

前段藉由水化學組成已初步得出以下結論：濁水溪沖積扇地下水鹽化來源可能為海水及養殖廢水。另外，在討論養殖廢水作為鹽化來源的可能性時，也隱約揭示了鹽分可能自地表進入地下水，但這裡的討論範圍僅限於第一含水層 (F1) 而已，並不能套用在其他含水層。因此，本小節將綜觀鹽化的空間分布，釐清濁水溪地下水鹽化的機制。

自地下水鹽化分布之分析得出鹽化侷限在西南沿海第一 (F1) 及第二含水層 (F2)，且 F2 僅宜梧(1)(2)、瓊埔(1) 等三個監測井具有鹽化特徵 (圖 4- 8 至圖 4-10)，且特別的是鹽化程度最嚴重之地區並不緊鄰海岸線，而是在距離海岸約 4—5 公里處，此特徵自本研究採樣亦可發現。圖 4- 15 及圖 4- 16 分別為本研究採樣導電度平均和氯鹽鹼度當量濃度比值平均之垂直分布，根據地調所之水文地質剖面圖 (附錄圖 7- 3)，沿海 F2 深度範圍約為地表下 50—120 公尺，兩鹽化指標於 F2 範圍內皆顯示鹽化程度並不隨離海距離而降低，0—4 公里雖有下降的趨勢，但於 4—5 公里處又轉為惡化，5 公里外則無鹽化情況。以前述鹽化來自海水及養殖廢水的結論，加上沿海鹽化程度的空間分布，以下將就三種可能機制逐一討論，依序為側向海水入侵、古海水殘留及鹽土淋洗。

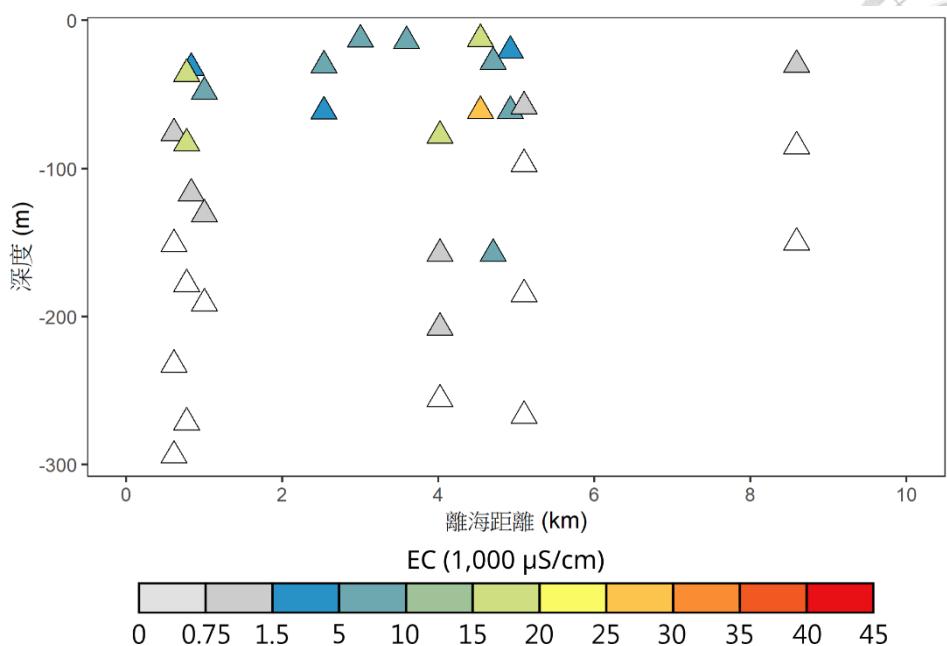


圖 4-15 本研究現地採樣導電度平均值隨深度/離海距離之變化

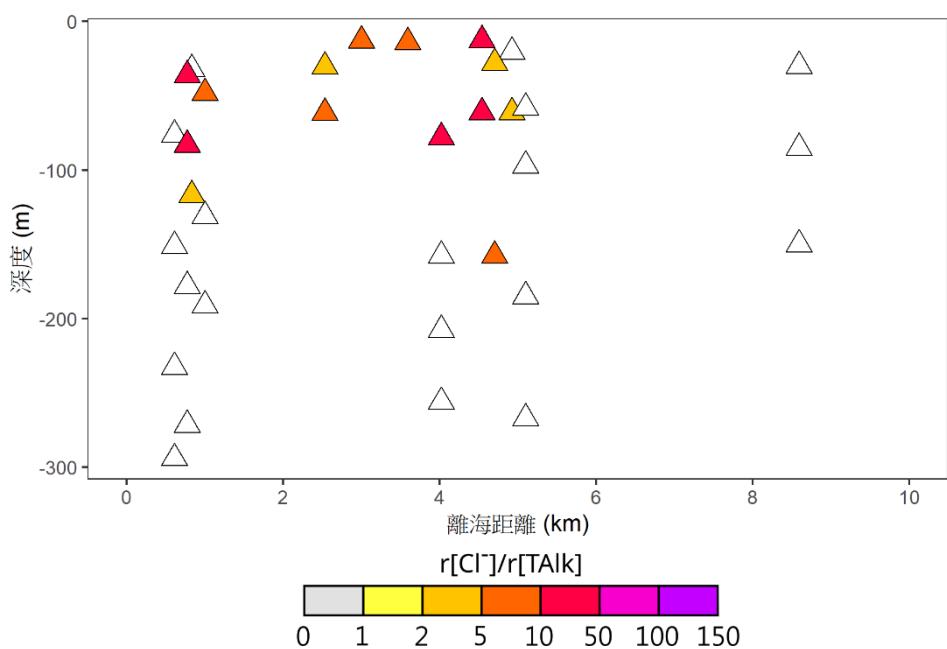


圖 4-16 本研究現地採樣氯鹽鹼度當量濃度比值平均值隨深度/離海距離之變化

海水側向入侵起因為含水層於海床出露，使海水得以直接侵入含水層，其水質分布特徵為鹽化程度應於海岸處最高，並隨離海距離遞減。此外，在多含水層的海水入侵案例中（如屏東平原），因淡鹹水的密度差異，鹽化面積在深部含水層一般會比淺部含水層更為深入且寬闊，若於同一地點觀測，則會出現鹽化程度隨深度增



加之情況。以本研究採樣結果而言，鹽化程度不隨離海距離降低，也不隨深度增加，因此可推論地下水鹽化應非側向海水入侵所致。

古海水殘留的鹽化機制為地層中沉積的鹽分逐漸釋出至淡水，造成地下水鹽度上升。此機制較容易出現在淡水補注不足之含水層中，如嘉南平原過去沉積環境以濱海、河口潟湖等海相環境為主，泥層比例較大且各含水層的連通性不佳（陸挽中等人，2021），在水質分布方面，距離海岸線十幾公里遠之受壓含水層仍出現大範圍導電度、氯鹽偏高的現象，推測是古海水釋出所致（水利署，2019）。對照本研究採樣結果，鹽化現象集中在沿海地區，受壓含水層 F2 並無大範圍鹽化現象，加上 F2 厚度大、連通性佳，豐沛的淡水補注應已將過去的沉積鹽分淋洗殆盡，同理，F1 持續接收地表水補注，也難有古海水殘留，因此本研究認為古海水殘留亦非主要的鹽化機制。

最後一項可能機制為鹽土淋洗，鹽土淋洗係指鹽分累積於未飽和區中，並隨著地表水淋洗，帶入地下水中造成鹽化。以單一含水層架構而言，鹽分下滲的過程中，因擴散作用及側向淡水補注，鹽化程度會隨深度降低，不過在多含水層的水文架構下，阻水層會阻隔垂直方向的交換，除非阻水層中存有連通上下含水層之通道，否則此機制的鹽化僅會侷限在淺層地下水。回到本研究採樣結果，鹽化集中在 F1，符合上述的鹽化特徵，但要同時解釋 F2 的鹽化分布時會出現問題。F2 其上為第一阻水層 (T1)，中央地調所報告中提及 T1 廣泛分布於沖積扇央及扇尾，無不連續之分布（江崇榮等人，1999），理論上得以阻隔上層 F1 之鹽分下滲，避免 F2 的地下水鹽化，若鹽分來自 F2 之上，表示鹽分另有途徑穿過 T1，不過單從鹽化分布並不足以說明此通道存在，因此接續將從地下水位的變化探討此可能性。

不同含水層間的地下水位變化可了解區域的垂直連通性，由於 F2 中具鹽化特徵的地點（宜梧和瓊埔）無 F1 之監測井，因此挑選同樣位於西南沿海的金湖站做為參考。圖 4-17 顯示金湖站二井 2013–2022 年逐日地下水位歷線及逐日降水量，其中金湖(1)屬 F1 監測井，金湖(2)則屬 F2 監測井，降水量資料為宜梧氣象站之紀



錄，其位於金湖站南南東方約 4.4 公里處。金湖站的地下水位通常於四、五月最低，九、十月最高。比較二井水位紀錄，金湖(1)水位低於海平面 1–4 公尺，金湖(2)則降至海平面以下 12–30 公尺深，與前者相差甚多，二含水層間的水力梯度會驅使 F1 之地下水向 F2 移動。另外，二監測井的水位歷線高度相似，暗示 F1 與 F2 間可能有所連通，導致二者水位同步升降。有關含水層連通之假設已有前人研究結果可參考，如吳雪蘋（2000）透過水位模擬發現 T1 的垂直水力傳導係數高於其他阻水層許多，並歸因於沿海地區深井數目眾多，形成 F1 與 F2 間的通道，使地表水經由井管補注 F2。

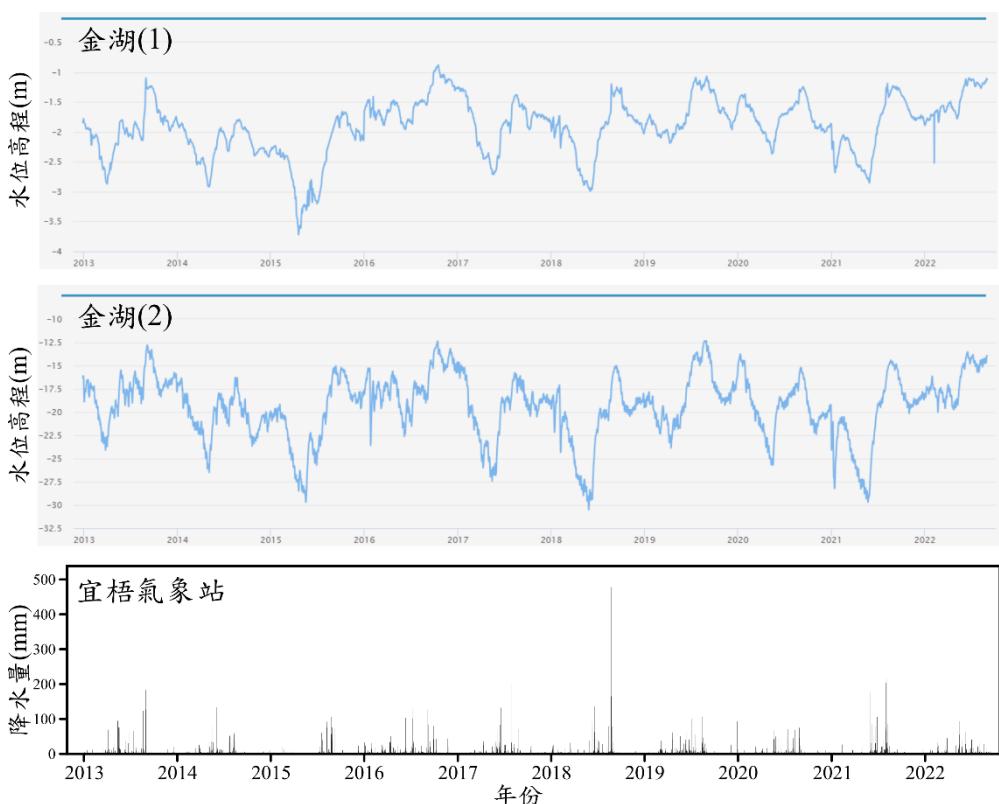


圖 4-17 金湖站 2013–2022 年地下水位歷線及逐日降水量

（資料來源：經濟部水利署、中央氣象局）

結合鹽化分佈與地下水位的結果，本研究認為濁水溪沖積扇沿海地下水機制以地表入滲及鹽土淋洗為主，詳細路徑如下：海水的鹽分因海水倒灌、魚塭引水等路徑被帶進陸地，海水倒灌的情況下，海水可直接滲入自由含水層中，或沿著井管



進入受壓含水層；魚塭引水及養殖廢水則可透過渠道、魚塭、水管等處滲漏至地表，或通過井管進入受壓含水層。無論何種情況，鹽分皆可能於土壤累積，並隨著降水淋洗進入自由含水層。沿海第一含水層 (F1) 由於無泥層披覆，加上地勢低窪、養殖面積廣大等因素，導致海水鹽分容易累積在地表，並隨著淋洗形成大範圍的地下水鹽化現象。第二含水層 (F2) 鹽化主要路徑為連通上下水層之井管，鹽化分佈受控於井管密度、構造等人為因素，因此呈現點源污染的特徵。

4-3 未來地下水鹽化趨勢評估

本章最後一節將探討濁水溪地下水鹽化的未來趨勢。承接上節結論，地表入滲及鹽土淋洗為最主要的鹽化機制，其中鹽土淋洗作用較為長期，只要有地表水補注，就會將停留在土壤中的鹽分帶往深處，造成地下水鹽化。地表水補注主要由降雨構成，而臺灣西部夏雨冬乾的降雨型態，使得地下水補注量有極大的季節性變化，並可能連帶影響地下水鹽化的程度。因此本節將從鹽化分布的季節性變化出發，搭配鹼基交換指數 (BEX)，討論濁水溪地下水鹽化的未來趨勢。

4-3-1 鹽化分布的季節性變化

濁水溪沖積扇的豐水期為每年的五至十月，枯水期則為十一月至隔年四月。分析前，首先以採樣日期區分豐枯水期數據，由於採樣工作多規劃於豐枯水期末，即四月末五月初或十月末十一月初，因此判斷豐枯水期的時間會向後平移一個月，將去年十二月至五月視為該年枯水期水樣，六月至十一月視為該年豐水期水樣。接著與歷史數據分析流程相同，計算各井豐枯水期的平均值並內插得到水質分布。由於第一含水層與地表水交換最為頻繁，因此本小節討論以第一含水層數據為主，包括環保署歷史數據及本研究採樣數據。

圖 4-18 整理導電度 (EC)、氯鹽鹼度當量濃度比值、水化學相及鹼基交換指數 (BEX) 的豐枯水期分布，前三指標用以判斷鹽化範圍，BEX 則用以判斷含水層的鹽化方向。分析結果顯示三項鹽化指標皆無明顯的季節性變化，導電度超標的區域在豐水期雖有些微向西擴張的現象，但導電度的變化幅度不大，其餘如沿海地區



則幾乎沒有差異。氯鹽鹼度當量濃度比值與導電度類似，僅環保署豐安國小監測井於豐水期有海水污染程度小幅下降的現象，其餘地區則無明顯豐枯水期差異。水化學相部分，絕大多數監測井在豐枯水期皆為同一水化學相，僅三個井有變化，分別是：金湖(1)枯水期為 Na-Cl 型，豐水期為 Ca-HCO₃ 型；BH09 枯水期為 Na-Cl 型，豐水期為 Na-HCO₃ 型；新港國小(嘉義縣)枯水期為 Na-HCO₃ 型，豐水期為 Ca-HCO₃ 型。三項鹽化指標的結果並不如預期般有顯著的豐枯水期變化，可能代表降雨多寡的影響不大，或是除了降雨外，有其他因素控制地下水鹽化的程度，如地表鹽分供應、地下水蒸發或側向淡水補注等。

為了進一步探討地下水鹽化在豐枯水期間的差異，本研究使用 BEX 試圖解析含水層中發生的反應變化。簡略回顧 BEX 的原理，BEX 代表地下水中因離子交換作用（式 2-4）多餘/缺少的總量，當 $BEX > 0$ ，表示地下水中因水岩間的離子交換而多出來的 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} ，含水層有正在淡化的現象。反之， $BEX < 0$ 代表地下水中有多部分 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 因離子交換被移除，含水層有正在鹽化的現象。而 $BEX = 0$ 時，指示地下水組成為海淡水混合，水岩間離子交換達到平衡。不同於前三項鹽化指標代表的是地下水的鹽化程度或化學組成，BEX 關注的是水岩間的離子交換方向，可判釋出區域含水層的鹽化/淡化傾向。

從 BEX 的豐枯水期分析結果中，確實出現與前三項鹽化指標截然不同的現象，其中可分為兩點：一、非所有地下水鹽化區域都處於正在鹽化的情況；二、部分地區在豐枯水期間出現鹽化方向相反的情況。第一點可由 BEX 分布圖中的橘色分布得知，橘色部分代表該區含水層有鹽化傾向。若比較鹽化程度與 BEX 的分布可發現，同為嚴重地下水鹽化的彰化芳苑與雲林口湖地區，前者於豐枯水期豐枯水期皆有鹽化傾向，後者則無，代表即便在有地下水鹽化的地區，仍可透過 BEX 區分出不同的鹽化/淡化傾向。第二點則是比較 BEX 分布於豐枯水期間的差異，結果顯示雲林沿海地區的含水層在枯水期有淡化現象，豐水期則有鹽化現象，代表含水層中的離子交換作用因某些因素發生轉換，且此因素與季節性相關，可能是降雨、地下



水蒸發、抽水型態等。

統整季節性分析結果，可確定豐枯水期並不影響地下水的鹽化程度，但會翻轉部分含水層的離子交換方向，因此本研究認為有其他因素與降雨共同影響地下水鹽化的可能性較大。最後，由於鹽化地下水在 BEX 的季節性變化上呈現不同的形態，接著可細究各井長期的鹽化程度及 BEX 趨勢，以了解區域含水層演化的實際情況，此部分將於下一小節進行說明。

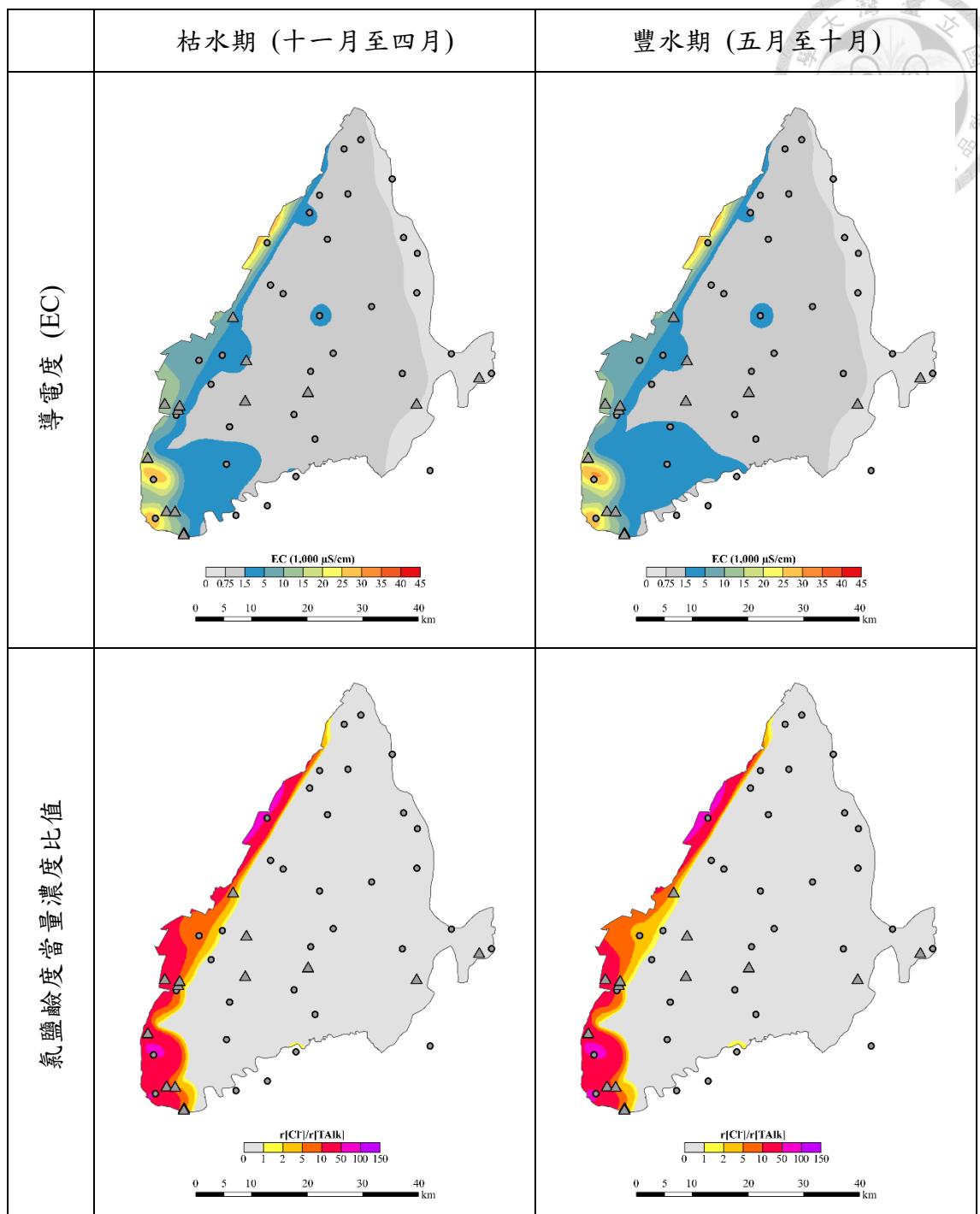


圖 4-18 導電度、氯鹽鹹度當量濃度比值、水化學相及鹼基交換指數於豐枯水期的分布 (第一含水層)。

左側為枯水期平均值，右側為豐水期平均值。使用資料為本研究現地採樣數據 (\triangle) 及環保署歷史數據 (\circ)。

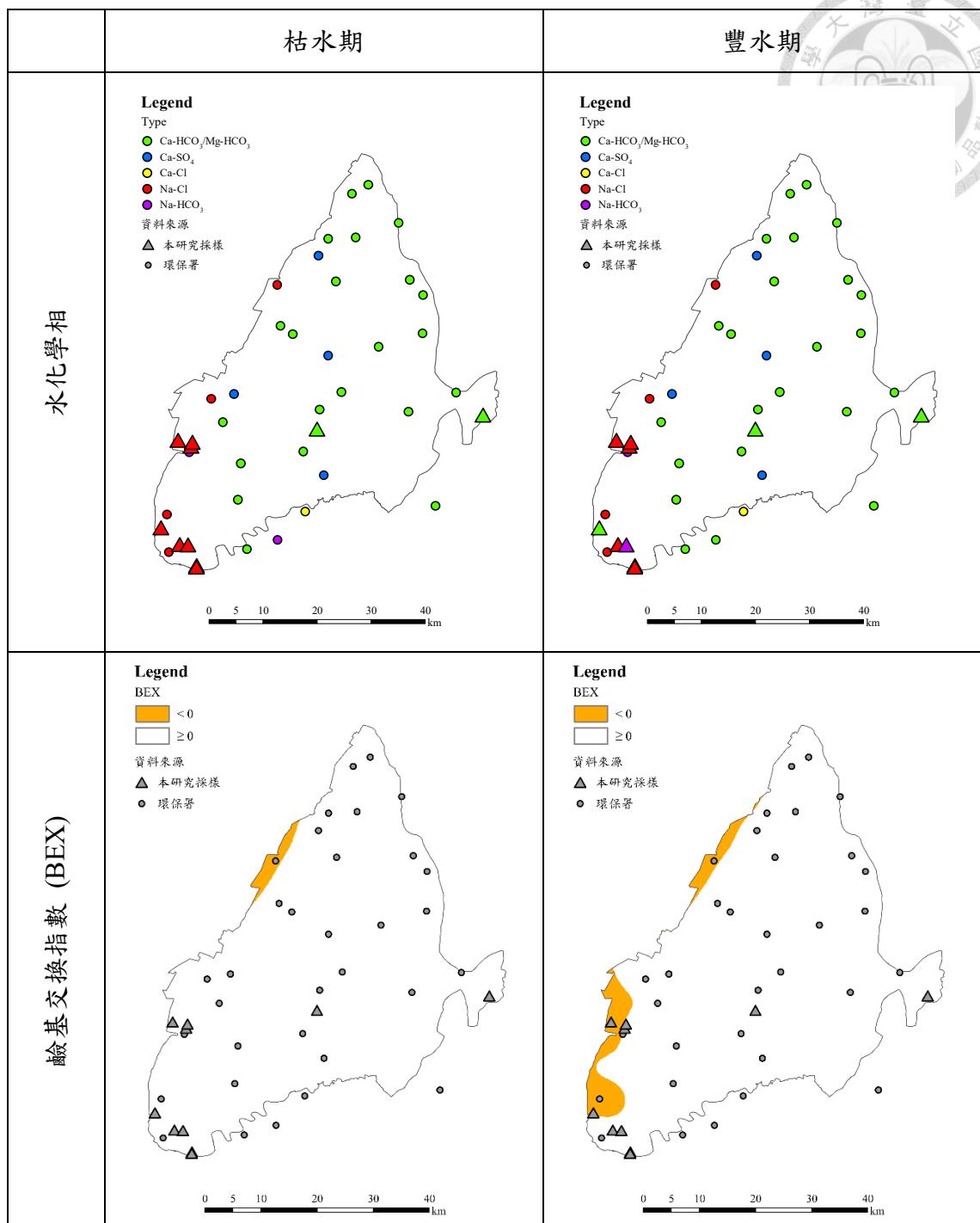


圖 4-18(續) 導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、水化學相及鹼基交換指數於第一含水層分布。

左側為枯水期平均值，右側為豐水期平均值。使用資料為本研究現地採樣數據 (△) 及環保署歷史數據 (○)。



4-3-2 鹼基交換指數 (Base Exchange Index, BEX) 趨勢評估

前段本研究將地下水數據分為豐枯水期進行比較，並發現有鹽化的區域在 BEX 的季節性差異有不同的形態，接下來本研究將分析具鹽化特徵的監測井之長期數據，不過本研究採樣時間範圍僅二年，因此納入環保署及水利署 2014 至 2022 年之數據，藉此評估未來地下水鹽化之趨勢，各項鹽化指標趨勢的判斷依據為採樣時間與數值的回歸直線。

結果顯示，具鹽化特徵的監測井之 BEX 趨勢呈現多種形態，且大致可分為三類：長期為正、長期為負、由正轉負。BEX 長期為正的井位有金湖(2)、BH06、BH08、BH09、BH10、BH11、文光國小湖口分校（圖 4-19 至圖 4-23），BEX 長期為正代表含水層持續有淡化現象，這些井位的海水污染程度呈現持平（BH08、BH09、BH10、BH11）或下降趨勢（金湖(2)、BH06、文光國小湖口分校），代表此類監測井仍有一定量的淡水補注，且海水污染程度也有下降的可能性，其未來鹽化加劇的機率較低。

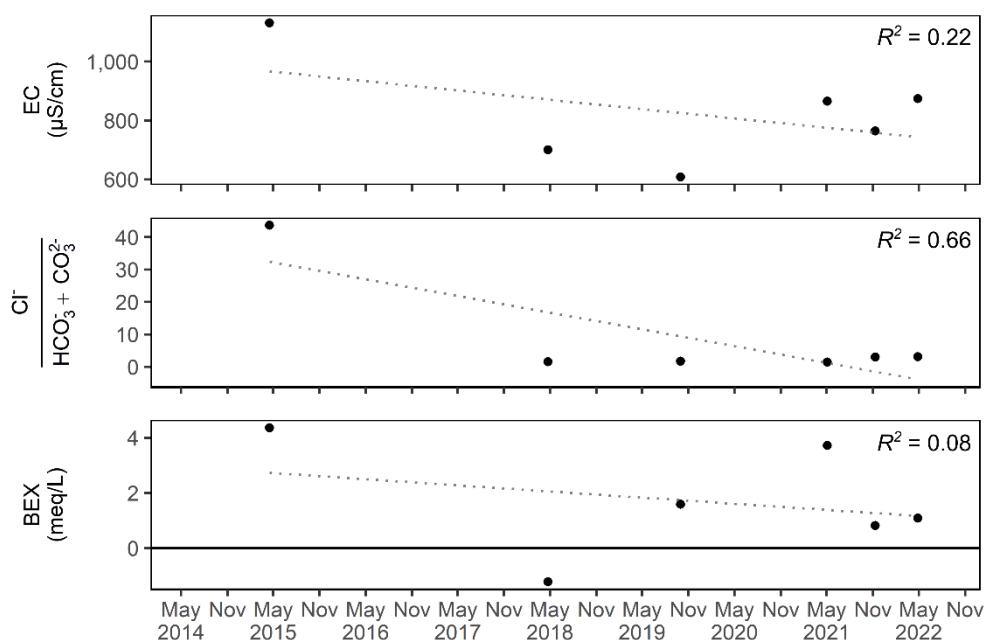


圖 4-19 金湖(2) 2014–2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

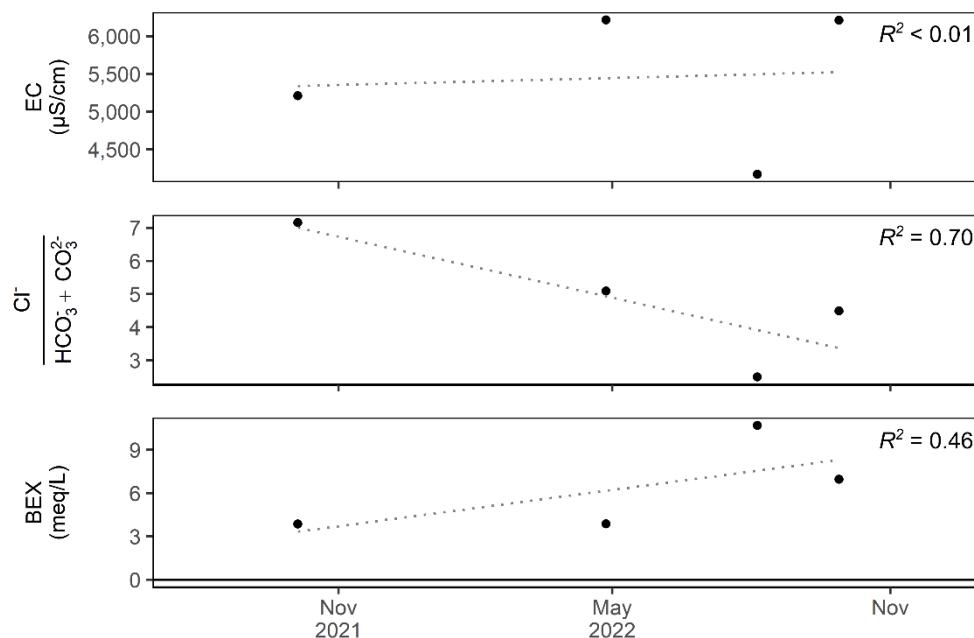


圖 4-20 BH06 2021 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

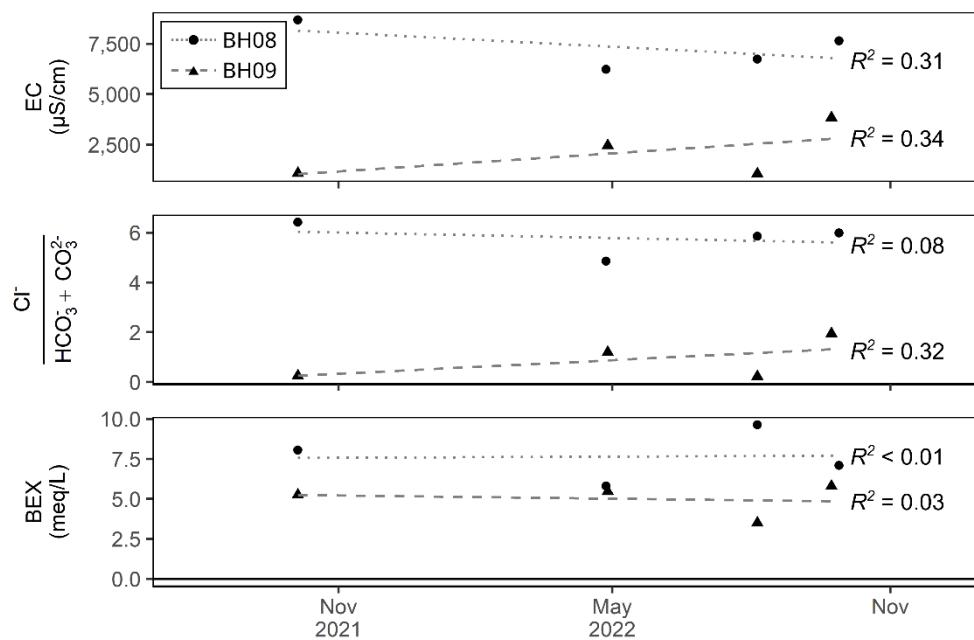


圖 4-21 BH08、BH09 2021 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化
趨勢

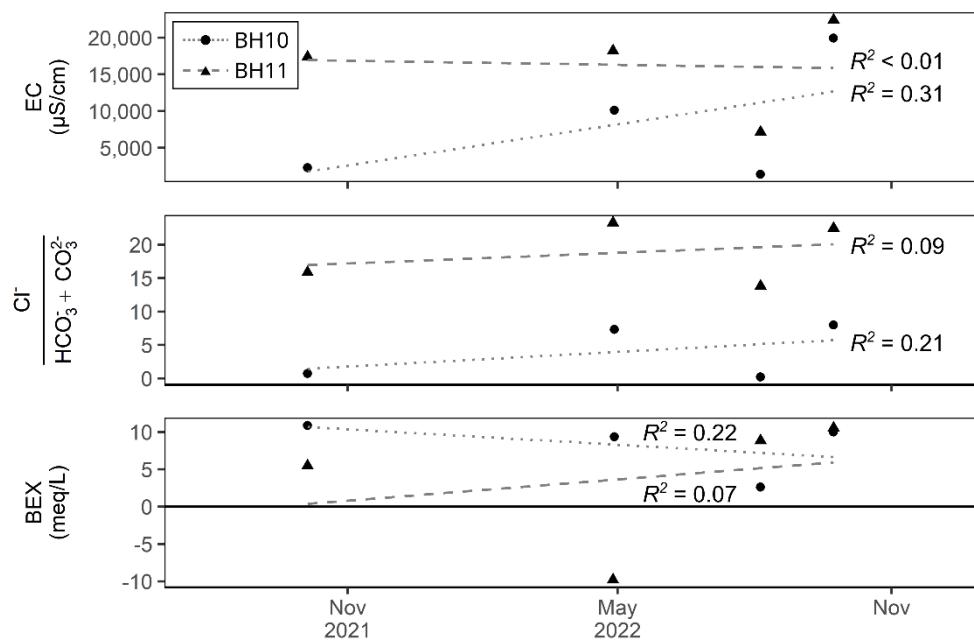


圖 4-22 BH10、BH11 2021 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

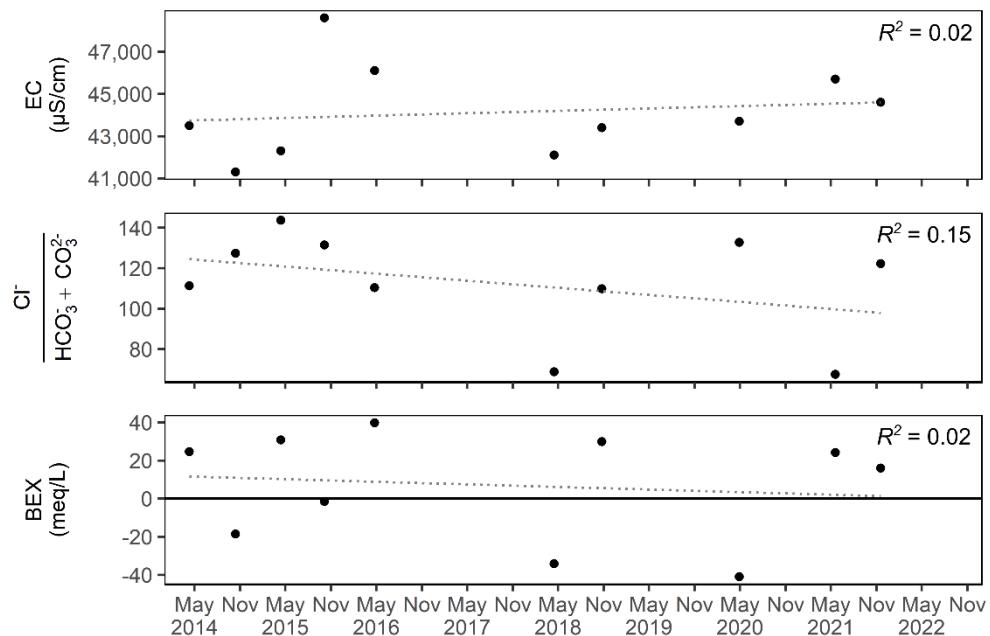


圖 4-23 文光國小湖口分校 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢



BEX 長期為負的井位含海園(1)、箔子(1)、金湖(1)、宜梧(1)及新寶國小 (圖 4-24 至圖 4-28)。BEX 持續為負表示含水層有長時間的鹽化傾向，具此趨勢的井位其海水污染程度大多數有逐年攀高的現象，代表不僅地下水鹽化加劇，其鹽分也逐漸進入沉積物中，未來轉為淡化的機會也會下降。因此這類監測井未來地下水鹽化的風險最高，需要加強整治防止鹽分進入含水層，避免未來更加嚴重的災害。

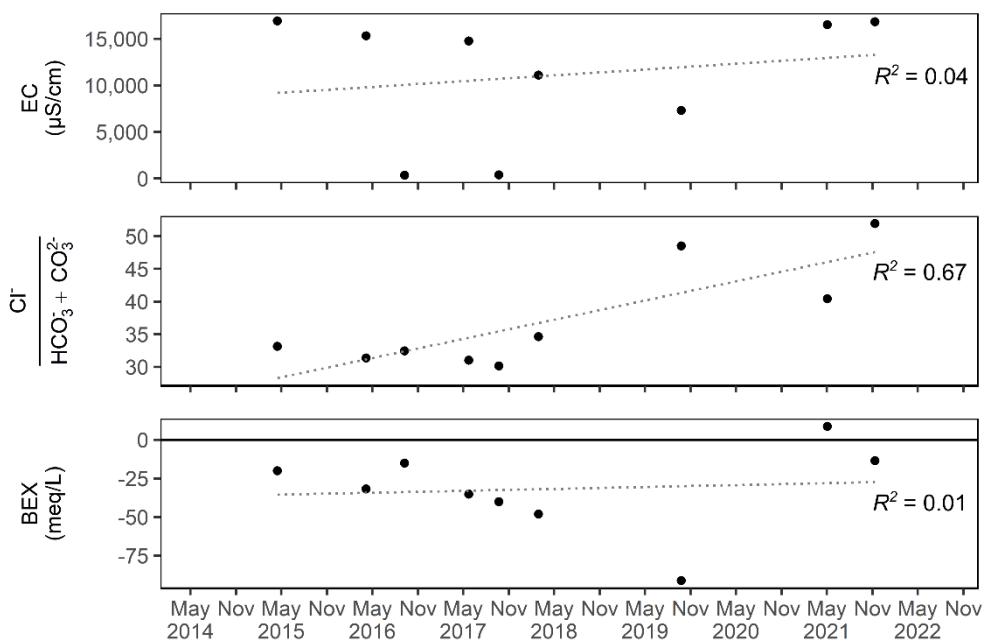


圖 4-24 海園(1) 2014 – 2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

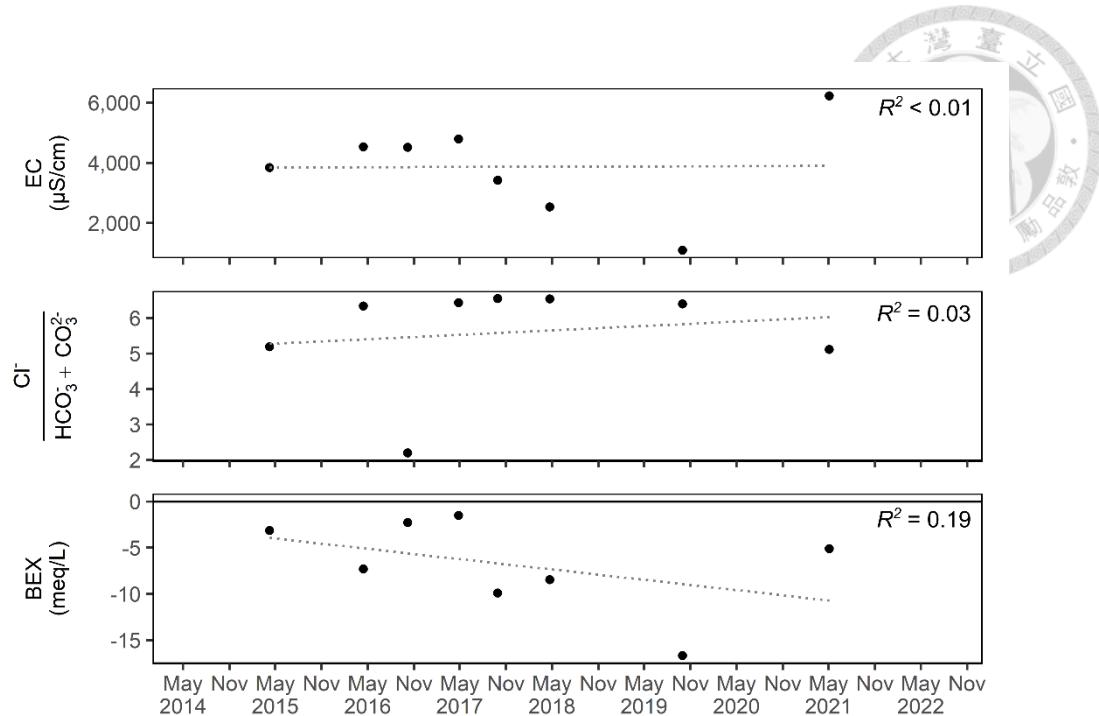


圖 4-25 箔子(1) 2014–2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

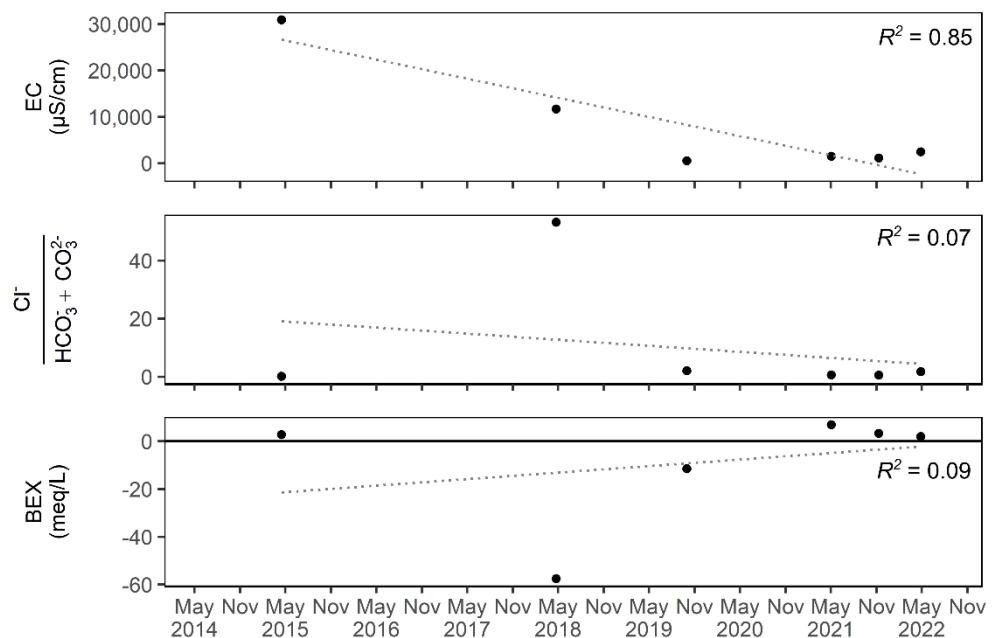


圖 4-26 金湖(1) 2014–2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

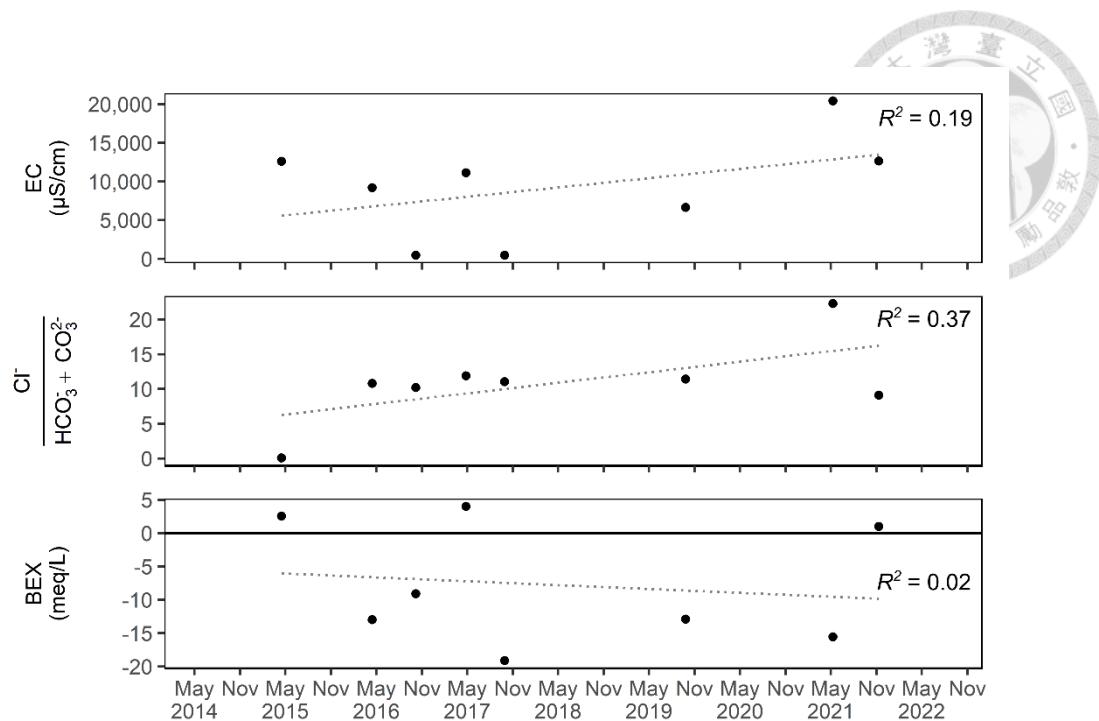


圖 4-27 宜梧(1) 2014–2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

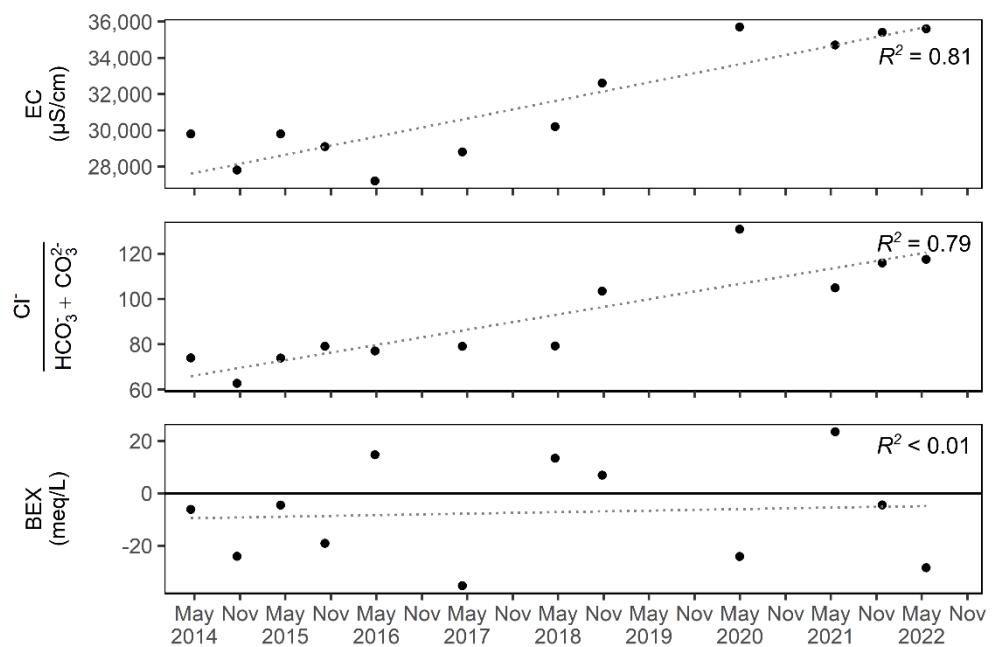


圖 4-28 新寶國小 2014–2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢



BEX 由正轉負的井位最少，包括 BH07、豐安國小及口湖國小青蚶分校（圖 4-29 至圖 4-31）。此類 BEX 趨勢顯示含水層由淡化轉為鹽化，海水污染程度方面，BH07 與豐安國小有愈趨嚴重的情況，但口湖國小青蚶分校反而有下降的情形（圖 4-31），如 Stuyfzand (2008) 提到的 BEX 負偏差現象（圖 2-4），比對表 2-4 列出造成負偏差的作用中，含 Na、K、Mg 的礦物生成之可能性較大，不過需要更多數據（如礦物分析）加以佐證。此類監測井應需持續關注其動態，BEX 趨勢已顯示地下水鹽化可能會加劇，且有較大機率出現海水污染惡化的現象，因此整體而言未來鹽化風險介於前面二類之間。

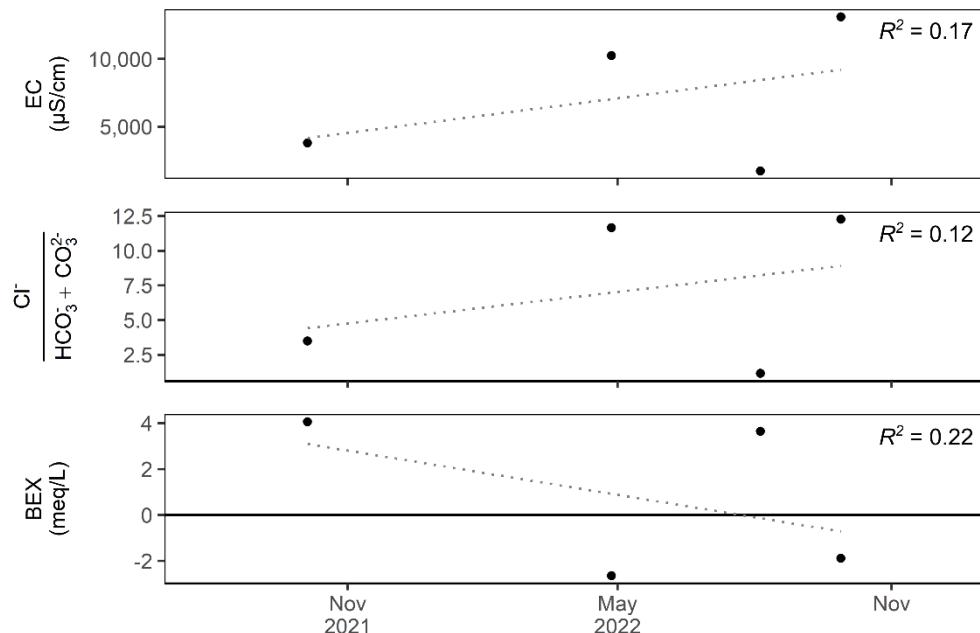


圖 4-29 BH07 2021–2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

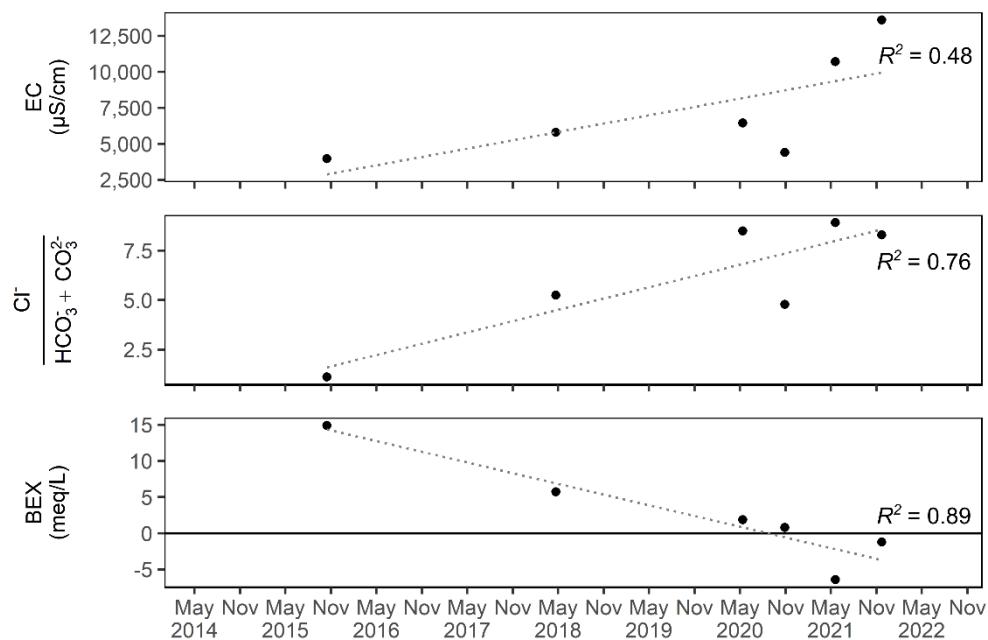


圖 4-30 豐安國小 2014–2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢

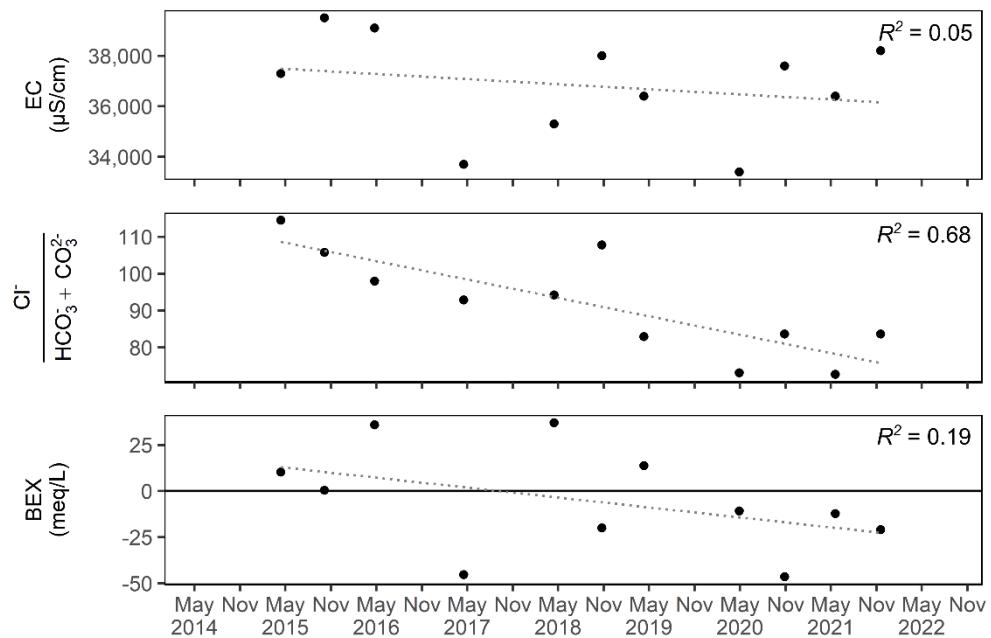


圖 4-31 口湖國小青蚶分校 2014–2022 年導電度、氯鹽鹼度當量濃度比值、BEX 變化趨勢



回到 BEX 豐枯水期分布的差異，若加上各井 BEX 趨勢分類，可發現 BEX 趨勢「持續為負」或「由正轉負」的監測井大多位於有鹽化傾向 ($BEX < 0$) 的區域 (圖 4-32)。這代表透過 BEX 的長期平均，即可找出未來鹽化較可能惡化的範圍，並且可再深入分析各井 BEX 的長期趨勢，細分風險的高低，以制定更完備且更彈性的整治策略。



Legend

BEX趨勢-未來鹽化風險

● 持續為正-低

● 由正轉負-中

● 持續為負-高

○ 資料不足

BEX平均值

■ 具鹽化傾向區域

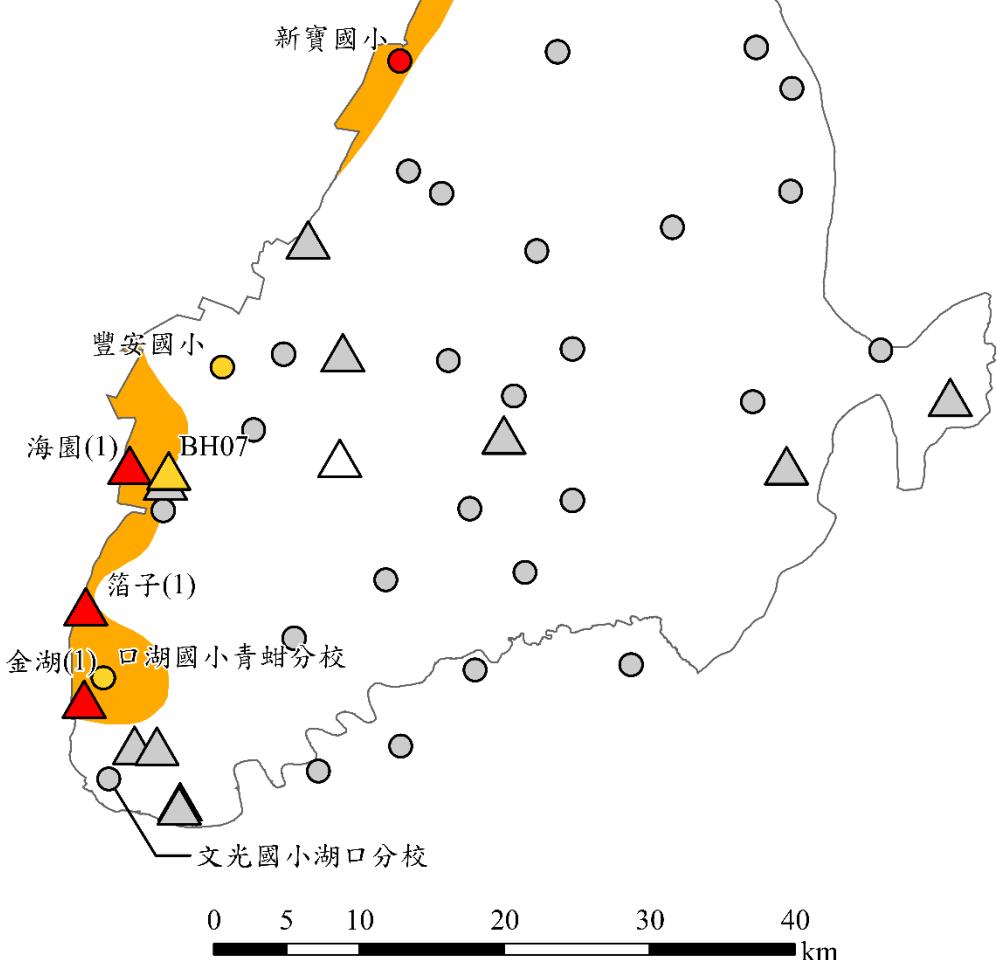


圖 4-32 濁水溪沖積扇 BEX 趨勢與 BEX 平均分布關係圖

橘色範圍為豐枯水期分析中有出現平均 $BEX < 0$ 之區域。使用資料為本研究現地採樣數據 (Δ) 及環保署歷史數據 (\circ)。

第五章 結論與建議



5-1 結論

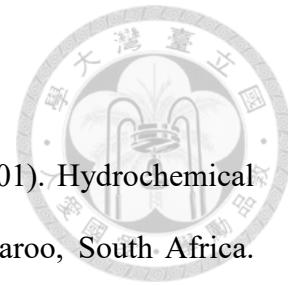
本文回顧濁水溪沖積扇的地下水鹽化背景，統整歷史地下水數據，並透過現地採樣的水化學組成與分布，提出研究區域的鹽化範圍、來源、機制及未來趨勢。

1. 歷史數據與現地採樣的結果皆顯示濁水溪沖積扇沿海具有地下水鹽化之特徵，包括高導電度、高氯鹽鹹度當量濃度比值以及 Na-Cl 型之水化學相。從地下水中的化學組成來看，大部分主要離子與氯鹽的關係都接近理論淡海水混合的情況，因此可確認鹽化來源自海水，且混入海水的多寡決定鹽化的嚴重性。
2. 濁水溪沖積扇地下水鹽化情況集中在沿海第一及第二含水層，鹽化程度與井位離海距離關係不大，加上沿海表層缺乏泥層覆蓋，推測地表鹽分入滲是造成第一含水層鹽化最主要的機制。而第一與第二含水層的地下水位歷線則透漏二者間的高垂直透水性，加上沿海地區多抽水深井，暗示鹽分可能是透過深井井管進入第二含水層造成鹽化。
3. 三項判斷鹽化特徵的指標皆無豐枯水期間的差異，但指示含水層鹽化/淡化傾向之 BEX 却呈現出不同的分布情況，代表除了降雨多寡的因素外，可能有其他作用影響地下水鹽化的程度。
4. 細究各井 BEX 的長期趨勢，可將其分為三種型態：持續為正、持續為負、由正轉負，不同型態的井位，其海水污染的趨勢也有所不同，因此可做判斷未來鹽化趨勢的依據之一。
5. BEX 趨勢型態與 BEX 的季節分布關係顯示，鹽化加劇可能性較高的井位多落在含水層具鹽化傾向之區域，代表可從 BEX 平均分布進行初步分析，再從 BEX 的趨勢評估各井未來的鹽化趨勢。在管理政策制定上，可做為一個更完備且更具彈性的標準。



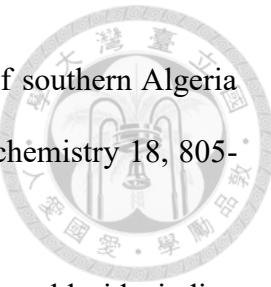
5-2 建議

1. 鹽化機制與趨勢分析皆仰賴長時間的定期採樣，以目前台灣地下水觀測網計畫的成果而言，常有年份缺失或數據缺失的情況，因此本文建議建立完整的分析項目、方法及數據呈現方式，並整合過去的地下水資料，可大幅減少處理資料時出錯的機率，幫助未來的地下水研究。
2. 濁水溪沖積扇地下水中的主要離子組成雖可辨別鹽份來自海水，但無法區分鹽份是透過何種路徑進到陸地，建議可從穩定同位素組成找出可能的端源（如 $\delta^2\text{H}$ 、 $\delta^{18}\text{O}$ 、 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 等），並推估不同路徑分別帶來的鹽分多寡。
3. 部分地區第一含水層在豐枯水期間有不同的演化方向，代表降水可能會影響到土壤淋洗作用，後續可針對 BEX 有變動的地區進行土壤採樣，釐清沉積物與地下水之間的交互關係及季節變化。



參考文獻

- Adams, S., Titus, R., Pietersen, K., Tredoux, G., & Harris, C. (2001). Hydrochemical characteristics of aquifers near Sutherland in the Western Karoo, South Africa. *Journal of Hydrology*, 241(1), 91-103.
- Ahmed, M. A., Abdel Samie, S. G., & Badawy, H. A. (2013). Factors controlling mechanisms of groundwater salinization and hydrogeochemical processes in the Quaternary aquifer of the Eastern Nile Delta, Egypt. *Environmental Earth Sciences*, 68(2), 369-394.
- Anderson, T. W. (2003). An introduction to multivariate statistical analysis. John Wiley. Hoboken, New Jersey.
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2004). Geochemistry, groundwater and pollution. CRC press, U.S.A.
- Bear, J., Cheng, A. H. D., Sorek, S., Ouazar, D., & Herrera, I. (Eds.). (1999). Seawater intrusion in coastal aquifers: concepts, methods and practices (Vol. 14). Springer Science & Business Media.
- Berry, F. A. (1973). High fluid potentials in California Coast Ranges and their tectonic significance. *AAPG Bulletin*, 57(7), 1219-1249.
- Chen, C. S. (1999). TEM Investigations of Aquifers in the Southwest Coast of Taiwan. *Groundwater*, 37(6), 890-896.
- Clark, I. D. (2015). Groundwater Geochemistry and Isotopes, CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Duce, R. A., & Hoffman, E. J. (1976). Chemical fractionation at the air/sea interface. *Annual review of earth and planetary sciences*, 4(1), 187-228.
- Edmunds, W., Guendouz, A., Mamou, A., Moulla, A., Shand, P., Zouari, K. (2003).



Groundwater evolution in the Continental Intercalaire aquifer of southern Algeria and Tunisia: trace element and isotopic indicators. *Applied Geochemistry* 18, 805-822.

Eriksson, E. (1952). Composition of atmospheric precipitation II. Sulfur, chloride, iodine compounds, Bibliography. *Tellus*, 4, 280-303.

Esri (2023). How inverse distance weighted interpolation works. Resources for ArcMap.

Retrieved from:

<https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.6/extensions/geostatistical-analyst/how-inverse-distance-weighted-interpolation-works.htm> (Aug. 7, 2023)

Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall. Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.

Giménez-Forcada, E. (2010). Dynamic of Sea Water Interface using Hydrochemical Facies Evolution Diagram. *Groundwater*, 48(2), 212–216.

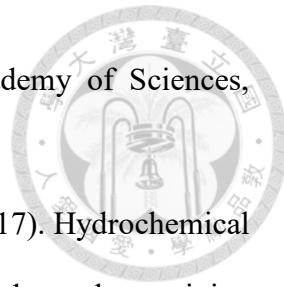
Goldberg, E. D., Broecker, W. S., Gross, M. G., and Turekian, K. K. (1971). Marine chemistry, in Radioactivity in the marine environment. National Academy of Sciences, Washington, D.C., 137-146.

Hanshaw, B. B., & Hill, G. A. (1969). Geochemistry and hydrodynamics of the Paradox basin region, Utah, Colorado and New Mexico. *Chemical Geology*, 4(1-2), 263-294.

Hem, J. D. (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, 3rd ed. U.S. Geol. Survey Water Supply Paper 2254.

Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J. D., & Ross, A. (2016). *Integrated Groundwater Management: Concepts, Approaches and Challenges*. Springer International Publishing. Switzerland.

Kaushal, S. S., Groffman, P. M., Likens, G. E., Belt, K. T., Stack, W. P., Kelly, V. R., Band, L. E., & Fisher, G. T. (2005). Increased salinization of fresh water in the



northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(38), 13517-13520.

Kim, J. H., Kim, K. H., Thao, N. T., Batsaikhan, B., & Yun, S. T. (2017). Hydrochemical assessment of freshening saline groundwater using multiple end-members mixing modeling: A study of Red River delta aquifer, Vietnam. *Journal of Hydrology*, 549, 703-714.

Kharaka, Y. K., & Berry, F. A. (1973). Simultaneous flow of water and solutes through geological membranes—I. Experimental investigation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 37(12), 2577-2603.

Lee, J. Y., & Song, S. H. (2007). Evaluation of groundwater quality in coastal areas: Implications for sustainable agriculture. *Environmental Geology*, 52(7), 1231–1242.

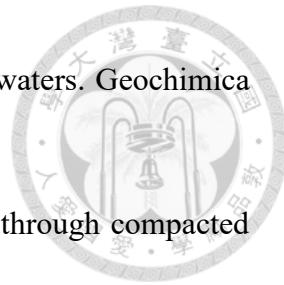
Liu, C. W., Lin, K. H., Chen, S. Z., & Jang, C. S. (2003a). Aquifer Salinization in the Yun-Lin Coastal Area, Taiwan. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(4), 817-827.

Liu, C. W., Lin, K. H., & Kuo, Y. M. (2003b). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1-3), 77-89.

Marconi, V., Antonellini, M., Balugani, E., & Dinelli, E. (2011). Hydrogeochemical characterization of small coastal wetlands and forests in the Southern Po plain (Northern Italy). *Ecohydrology*, 4(4), 597–607.

Mastrocicco, M., Gervasio, M. P., Busico, G., & Colombani, N. (2021). Natural and anthropogenic factors driving groundwater resources salinization for agriculture use in the Campania plains (Southern Italy). *Science of the Total Environment*, 758, 144033.

McCleskey, R. B., Nordstrom, D. K., Ryan, J. N., & Ball, J. W. (2012). A new method of



- calculating electrical conductivity with applications to natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 77, 369-382.
- McKelvey, J. G., & Milne, I. H. (1962). The flow of salt solutions through compacted clay. *Clays and clay minerals*, 9, 248-259.
- Mirzavand, M., Ghasemieh, H., Sadatinejad, S.J., Bagheri, R. (2020). An overview on source, mechanism and investigation approaches in groundwater salinization studies. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17, 2463-2476.
- Mollema, P. N., Antonellini, M., Dinelli, E., Gabbianni, G., Greggio, N., & Stuyfzand, P. J. (2013). Hydrochemical and physical processes influencing salinization and freshening in Mediterranean low-lying coastal environments. *Applied Geochemistry*, 34, 207-221.
- Pai, S. C., Su, Y. T., Lu, M. C., Chou, Y., & Ho, T. Y. (2021). Determination of nitrate in natural waters by vanadium reduction and the griess assay: reassessment and optimization. *ACS ES&T Water*, 1(6), 1524-1532.
- Pai, S. C., Tsau, Y. J., & Yang, T. I. (2001). pH and buffering capacity problems involved in the determination of ammonia in saline water using the indophenol blue spectrophotometric method. *Analytica Chimica Acta*, 434(2), 209-216.
- Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6), 914-928.
- Richter, B. C., Kreitler, C. W. (1993). Geochemical techniques for identifying sources of ground-water salinization. CRC Press, Boca Raton.
- Riley, J.P. & G. Skirrow (Eds) 1975. Chemical oceanography. Acad. Press, London & New York.
- Rivera-Hernández, J. R., Green-Ruiz, C., Pelling-Salazar, L., & Trejo-Alduenda, A.



- (2017). Hydrochemistry of the Mocorito river coastal aquifer, Sinaloa, Mexico: water quality assessment for human consumption and agriculture suitability. *Hidrobiológica*, 27(1), 103-113.
- Sarker, Md. M. R., Van Camp, M., Islam, M., Ahmed, N., & Walraevens, K. (2018). Hydrochemistry in coastal aquifer of southwest Bangladesh: Origin of salinity. *Environmental Earth Sciences*, 77(2), 39.
- Sathish, S., & Elango, L. (2016). An integrated study on the characterization of freshwater lens in a coastal aquifer of Southern India. *Arabian Journal of Geosciences*, 9(14), 643.
- Shiklomanov, I. A. (1993). World freshwater resources. In Gleick P. H. (Edt.) Water in crisis: A guide to the world's freshwater resources. Oxford University Press, New York. 13-24.
- Stumm, W & Morgan, J. J. (1996). Aquatic Chemistry 3rd ed. John Wiley & Sons, New York.
- Stuyfzand, P. J. (1986, May). A new hydrochemical classification of water types: principles and application to the coastal dunes aquifer system of the Netherlands. Paper presented at the 9th Salt Water Intrusion Meeting, Delft. 12-16.
- Stuyfzand, P. J. (2008, June). Base Exchange Indices as Indicators of Salinization or Freshening of (Coastal) Aquifers. Paper presented at the 20th Salt Water Intrusion Meeting, Naples, Florida, USA. 262-265.
- Thurman, E. M., Barber Jr, L. B., & LeBlanc, D. (1986). Movement and fate of detergents in groundwater: a field study. *Journal of contaminant hydrology*, 1(1-2), 143-161.
- Todd, D. K. (1959). Groundwater hydrology. Wiley and Sons, New York.
- Vandenbohede, A., & Lebbe, L. (2012). Groundwater chemistry patterns in the phreatic aquifer of the central Belgian coastal plain. *Applied Geochemistry*, 27(1), 22–36.



- Vengosh, A., Heumann, K. G., Juraske, S., & Kasher, R. (1994). Boron isotope application for tracing sources of contamination in groundwater. *Environmental Science & Technology*, 28(11), 1968-1974.
- Vengosh, A., & Keren, R. (1996). Chemical modifications of groundwater contaminated by recharge of treated sewage effluent. *Journal of Contaminant Hydrology*, 23(4), 347-360.
- Van Weert, F., Van der Gun, J., & Reckman, J. (2009). Global overview of saline groundwater occurrence and genesis. International Groundwater Resources Assessment Centre.
- Vengosh, A., Gill, J., Lee Davisson, M., Bryant Hudson, G. (2002). A multi-isotope (B, Sr, O, H, and C) and age dating (^{3}H - ^{3}He and ^{14}C) study of groundwater from Salinas Valley, California: Hydrochemistry, dynamics, and contamination processes. *Water Resources Research*, 38, 9-1-9-17.
- Wang, C. H., Kuo, C. H., Peng, T. R., Chen, W. F., Liu, T. K., & Chiang, C. J. (2003). Isotope characteristics of groundwaters in the Pingtung Plain, southern Taiwan. *Western Pacific Earth Sciences*, 3, 1-8.
- Wen, Y., Qiu, J., Cheng, S., Xu, C., & Gao, X. (2020). Hydrochemical evolution mechanisms of shallow groundwater and its quality assessment in the estuarine coastal zone: A case study of Qidong, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(10), 3382.
- Yechieli, Y., & Wood, W. W. (2002). Hydrogeologic processes in saline systems playas, sabkhas, and saline lakes. *Earth-Science Reviews*, 58(3-4), 343-365.
- 中央氣象局 (2023)。宜梧氣象站逐日降水量。觀測資料查詢 CODiS。檢自：<https://e-service.cwb.gov.tw/HistoryDataQuery/index.jsp> (Jan. 14, 2023)

內政部國土測繪中心 (2022a)。109-110 年國土利用現況調查成果縣市統計資料(108



年版土地利用分級分類系統表，1級分類)。檢自

<https://data.gov.tw/dataset/158975> (Apr. 24, 2023)

內政部國土測繪中心 (2022b)。109-110 年國土利用現況調查成果鄉鎮市區統計資

料 (108 年版土地利用分級分類系統表，3 級分類)。檢自

<https://data.gov.tw/dataset/158973> (Apr. 24, 2023)

行政院主計總處 (2017a)。104 年農林漁牧業普查報告：彰化縣報告。

行政院主計總處 (2017b)。104 年農林漁牧業普查報告：南投縣報告。

行政院主計總處 (2017c)。104 年農林漁牧業普查報告：雲林縣報告。

行政院環境保護署環境檢驗所 (1999)。水溫檢測方法 (NIEA W217.51A)。環署檢字第 44692 號公告。

行政院環境保護署環境檢驗所 (2000)。水中導電度測定方法—導電度計法 (NIEA W203.51B)。環署檢字第 70017 號公告。

行政院環境保護署環境檢驗所 (2003)。水中鹼度檢測方法—滴定法 (NIEA W449.00B)。環署檢字第 0920085112 號公告。

行政院環境保護署環境檢驗所 (2012)。水中溶氧檢測方法—電極法 (NIEA W455.52C)。環署檢字第 1010000416 號公告。

行政院環境保護署環境檢驗所 (2013)。感應耦合電漿原子發射光譜法 (NIEA M104.02C)。環署檢字第 1020104884 號公告。

行政院環境保護署環境檢驗所 (2018)。水中陰離子檢測方法—離子層析法 (NIEA W415.54B)。環署授檢字第 1070006755 號公告。

行政院環境保護署環境檢驗所 (2019)。水之氫離子濃度指數 (pH 值) 測定方法—電極法 (NIEA W424.53A)。環署授檢字第 1080000393 號公告。

行政院環境保護署環境檢驗所 (2021)。監測井地下水採樣方法 (NIEA W103.56B)。環署授檢字第 1091007293 號公告。

行政院環境保護署 (2023)。區域性地下水水質監測資料。環保署環境資訊開放平



- 台。檢自：https://data.epa.gov.tw/dataset/detail/WQX_P_02 (Apr. 12, 2023)
- 江崇榮 (2000)。屏東平原地下水之海水入侵。經濟部中央地質調查所彙刊，第 13 號，第 25-50 頁。
- 江崇榮、賴典章、賴慈華、黃智昭、費立沅、侯進雄、陳瑞娥、陳利貞、呂學諭、周素卿、鄂忠信、黃明昌、陸挽中、張閔翔、劉幸樺與李耀文 (1999)。濁水溪沖積扇水文地質調查研究總報告。新北市：經濟部中央地質調查所。
- 何麗如 (1989)。北港地區地下水之地球化學初探。碩士論文，國立中山大學海洋地質研究所。
- 吳雪蘋 (2000)。濁水溪沖積扇地區地下水位變化之研究。碩士論文，國立臺灣大學地質學研究所。
- 吳銘志、宋長虹、張致碩 (2006)。臺灣地區地下水文圖圖集繪製工作 (4/4)。臺北市：經濟部。
- 李俊儀 (2021)。投資雲林：雲林縣產業發展現況與展望。檢自 <https://www.seftb.org/cp-1019-1425-23012-1.html> (Apr. 24, 2023)
- 投資臺灣事務所 (2022)。彰化縣投資環境。檢自 <https://investtaiwan.nat.gov.tw/showInvestInfoPage?lang=cht&IIFCity=7#> (Apr. 24, 2023)
- 林君怡、葉明生、張良正、田巧玲與江崇榮 (1996)。濁水溪沖積扇地下水觀測站網評估。濁水溪沖積扇地下水及水文地質研討會，第 223-226 頁。
- 林朝榮 (1957)。台灣地形。台灣省文獻會，共 423 頁。
- 林鼎竣、張竝瑜、嚴精明、韓怡娜、尤納坦、林格瑞、曾俊儒與謝孟勳 (2021)。電與電磁地球物理調查方法協助地下水資源調查之應用。土木水利，第 48 卷，第 6 期，第 75-83 頁。
- 姚建功 (1984)。雲林地區地下水海水入侵及水質擴散數學模式之研究。碩士論文，國立臺灣大學農業工程學研究所。



- 張介翰 (2006)。應用多變量統計方法探討區域地下水之水質特徵。碩士論文，國立臺灣大學生物環境系統工程學研究所。
- 陸挽中、陳瑞娥、賴慈華與王詠綯 (2021)。嘉南平原水文地質架構分析。經濟部中央地質調查所特刊，第 36 號，第 157-195 頁。
- 陳文福 (2005)。台灣的地下水。臺北縣：遠足文化事業股份有限公司。
- 陳文福、郭繁元、秦啟文 (2001)。雲林沿海地下水主要含水層鹽化之監測。經濟部中央地調所彙刊，第 14 號，第 103-121 頁。
- 陳可恭 (2002)。二維地電阻率影像剖面法在地下水測勘上之應用與分析-以海岸沙丘下淡/鹹水界面測繪為例。宜蘭技術學報，第 9 期，第 147-158 頁。
- 陳利貞、江崇榮 (1999)。濁水溪沖積扇之總溶解固體值分布圖。經濟部中央地質調查所年報，第 86-87 頁。
- 陳京台 (1981)。雲林地區地下水數學模式之模擬與應用。碩士論文，國立臺灣大學農業工程學研究所。
- 陳享宗、劉振宇 (1998)。雲林沿海地區地下水鹽化問題之探討。農業工程學報，第 44 卷，第 1 期。第 25-33 頁。
- 雲林縣政府 (2022)。5A++ 2030 新農業 雲林縣政府農業政策白皮書。雲林縣政府。
- 雲林縣環境保護局 (2021)。109 年雲林縣畜牧糞尿資源化利用推動暨評估計畫。雲林縣：環境保護局。
- 黃智昭、陸挽中與張敏翔 (2015)。濁水溪沖積扇地下水補注地質敏感區之劃定。經濟部中央地質調查所彙刊，第 28 號，第 55-91 頁。
- 經濟部中央地質調查所 (1986)。臺灣地質圖，比例尺五十萬之一。新北市：經濟部中央地質調查所。
- 經濟部中央地質調查所 (2014a)。地下水補注地質敏感區劃定計畫書 G0001 濁水溪沖積扇。臺北市：經濟部。
- 經濟部水利署 (2007)。96 年度台灣地區地下水質檢測分析與評估計畫期末報告。



臺北市：經濟部。

經濟部水利署 (2009)。97 年度台灣地區地下水水質檢測分析與評估。臺北市：經濟部。

經濟部水利署 (2010)。99 年度地下水水質檢測分析與評估。臺北市：經濟部。

經濟部水利署 (2019)。108 年度地下水水質檢測分析與評估。臺北市：經濟部。

經濟部水利署 (2020)。109 年度地下水水質檢測分析與評估。臺北市：經濟部。

經濟部水利署 (2023)。金湖站地下水位歷線。經濟部水利署水利資訊網整合服務系統。檢自：<https://gweb.wra.gov.tw/Hydroinfo/?id=Index> (Jul. 10, 2023)

劉乃綺 (1988)。北港地區地下水水質變化之研究。師大地理研究報告，第 14 期，第 235-278 頁。

劉聰桂、譚嘉忠、田巧玲、蘇瑞榮、張炎銘與盧瑞興 (1999)。台灣屏東平原沿海地區地下鹹水楔成因探討。第三屆地下水資源及水質保護研討會論文集，第 121-131 頁。

附錄



一、ICP-OES 檢量線與標準品

檢量線標準品以 HPS (High-Purity Standards) 生產之各種單元素標準品以 0.3N HNO₃ 稀釋，並參考河水主要元素濃度配置成多元素標準品，各元素的檢量線結果如圖 7-1 所示。

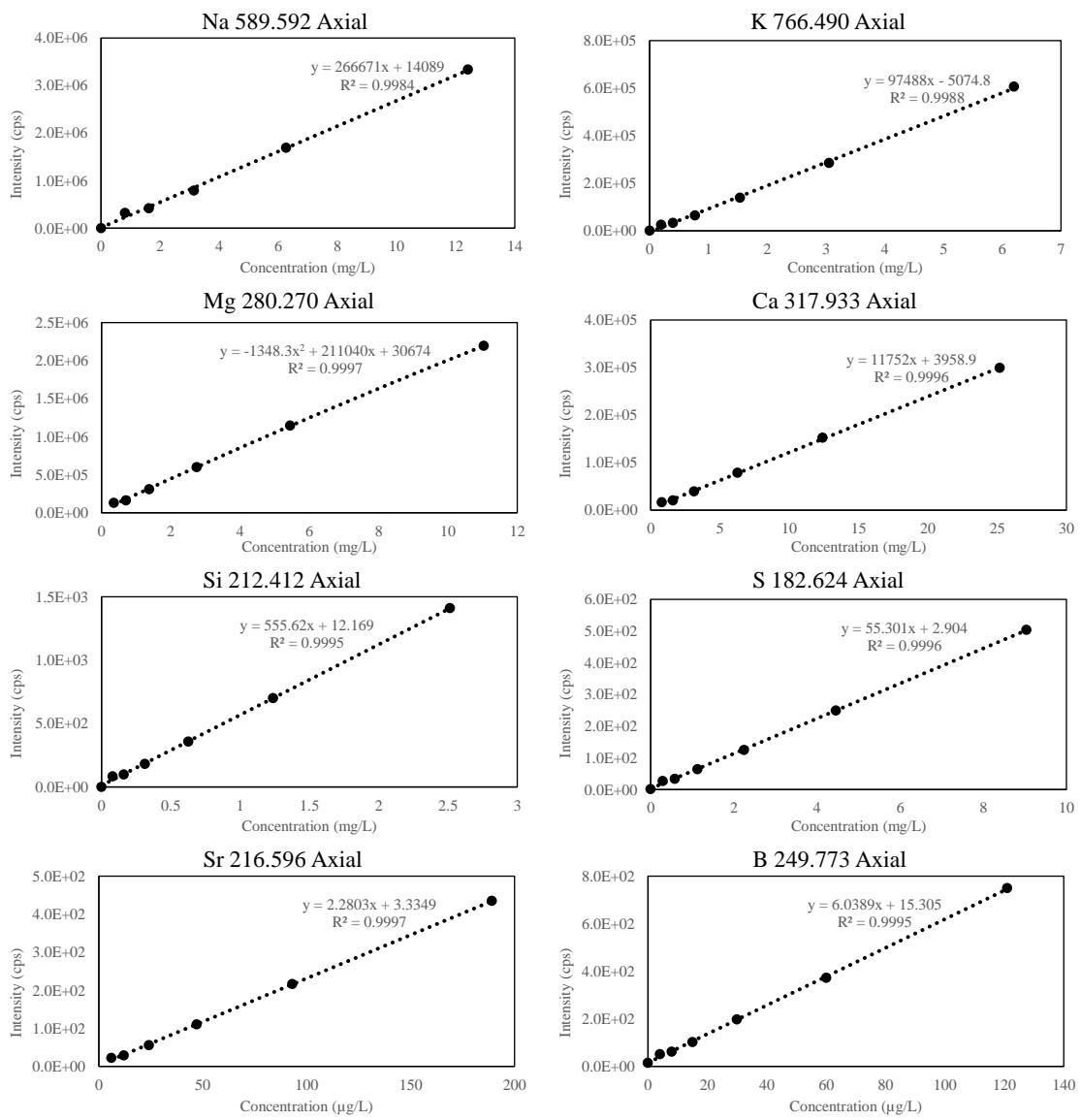
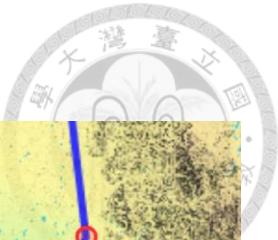


圖 7-1 ICP-OES 檢量線



二、地質剖面線分布與剖面圖

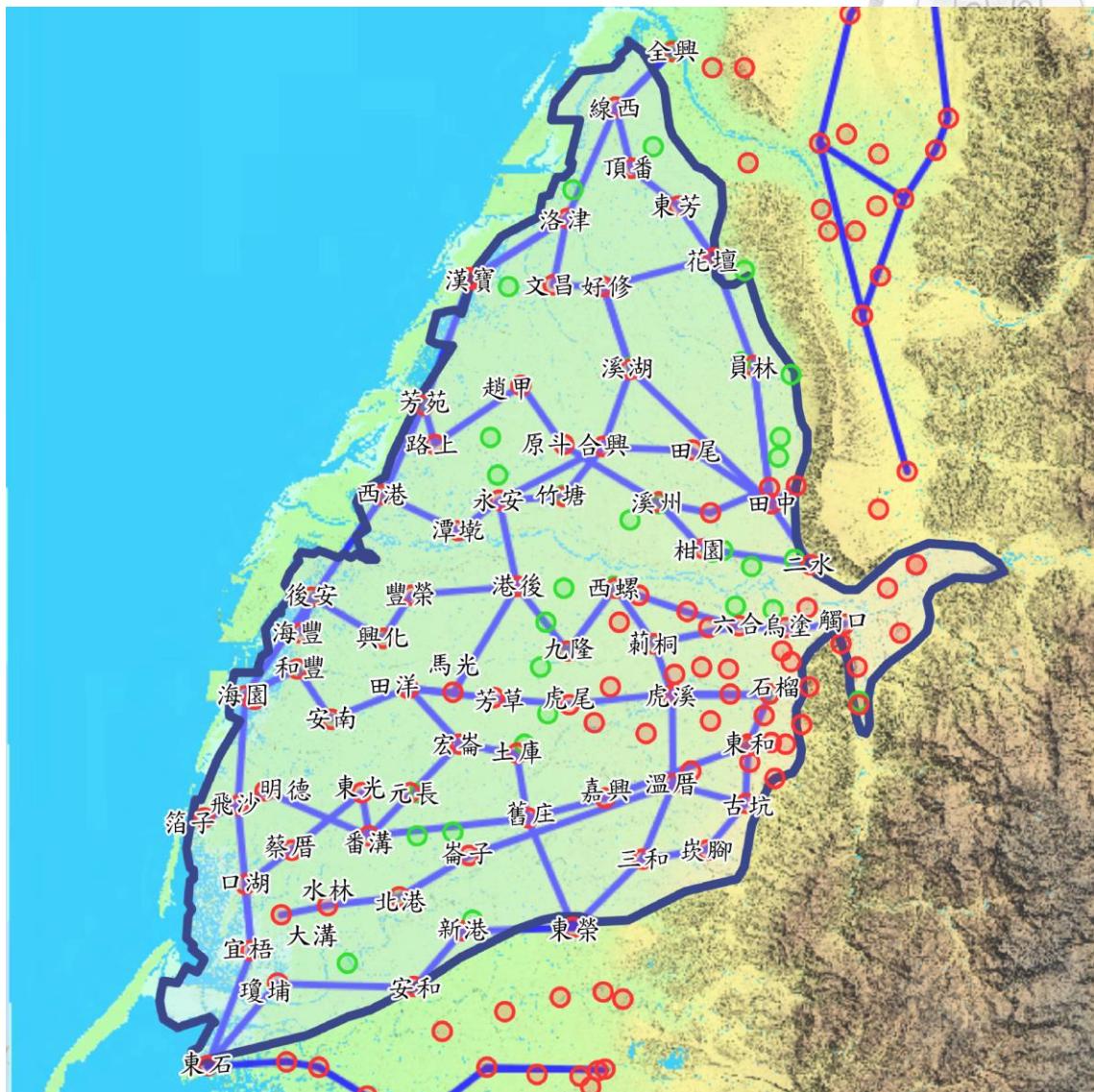


圖 7-2 地質剖面線分布圖

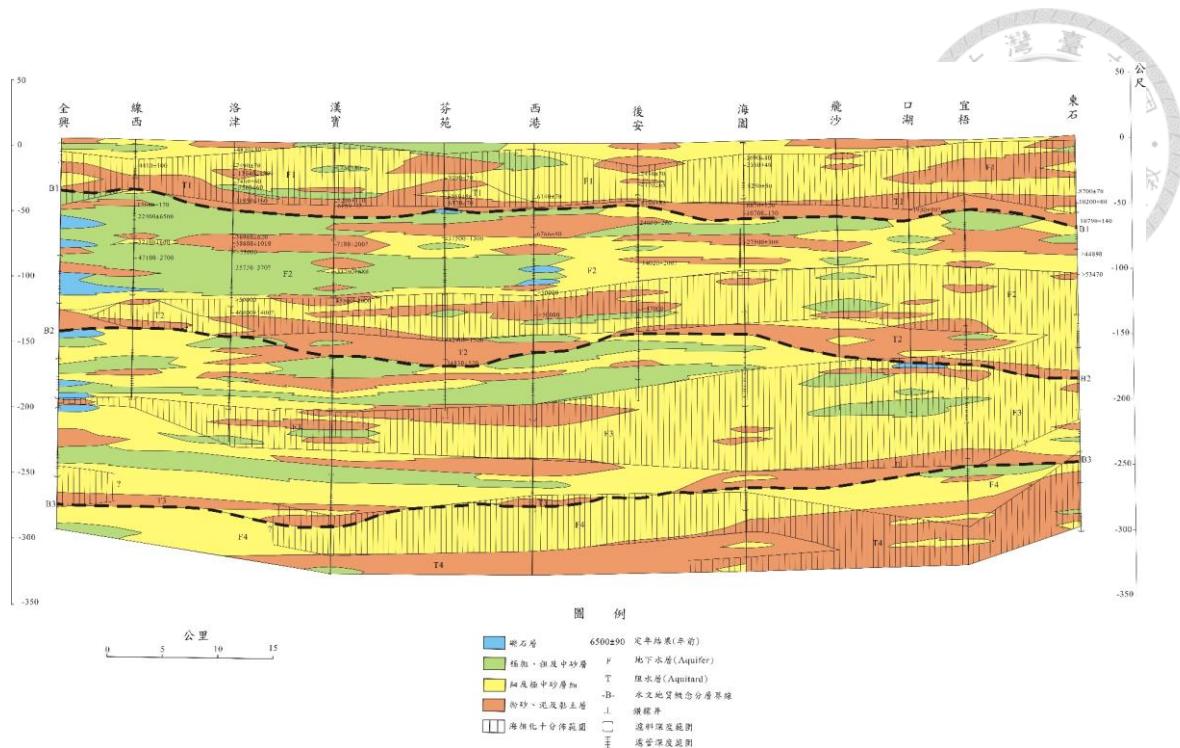


圖 7-3 全興 – 東石水文地質剖面圖

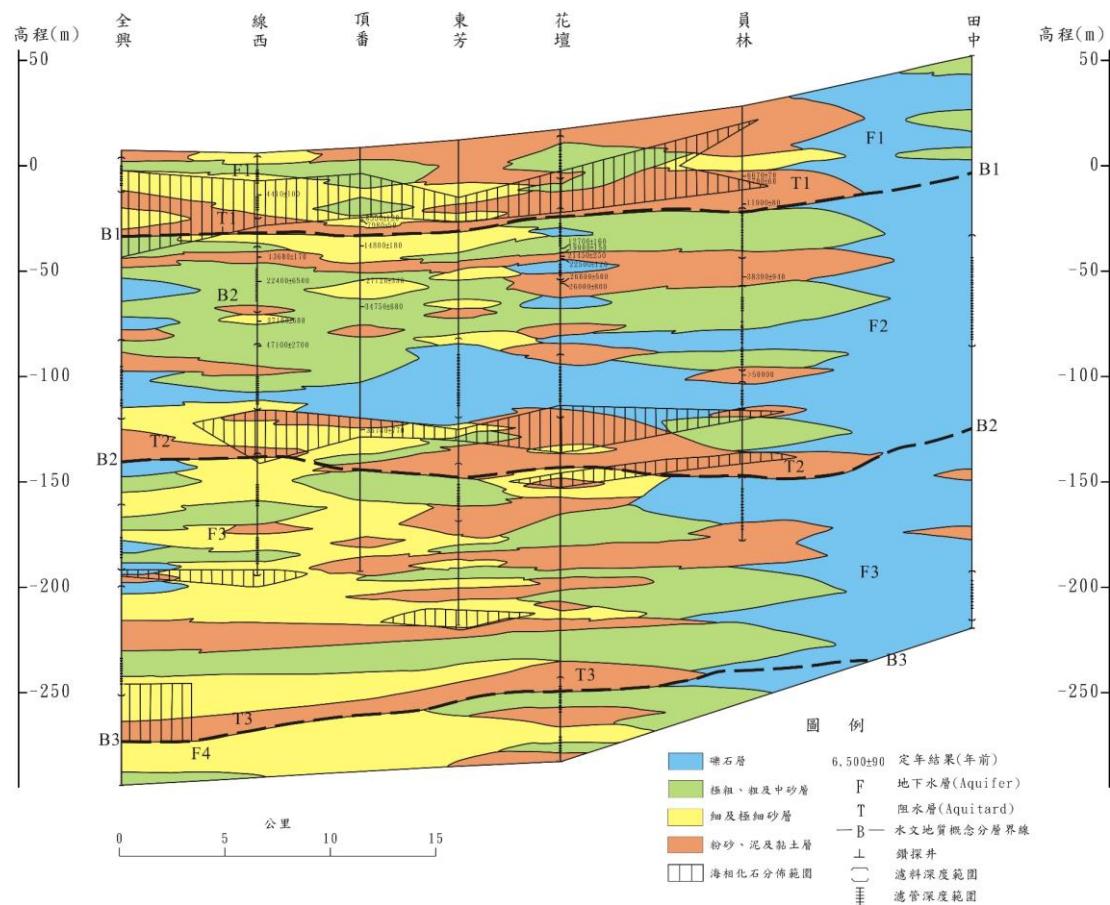


圖 7-4 全興 – 田中水文地質剖面圖

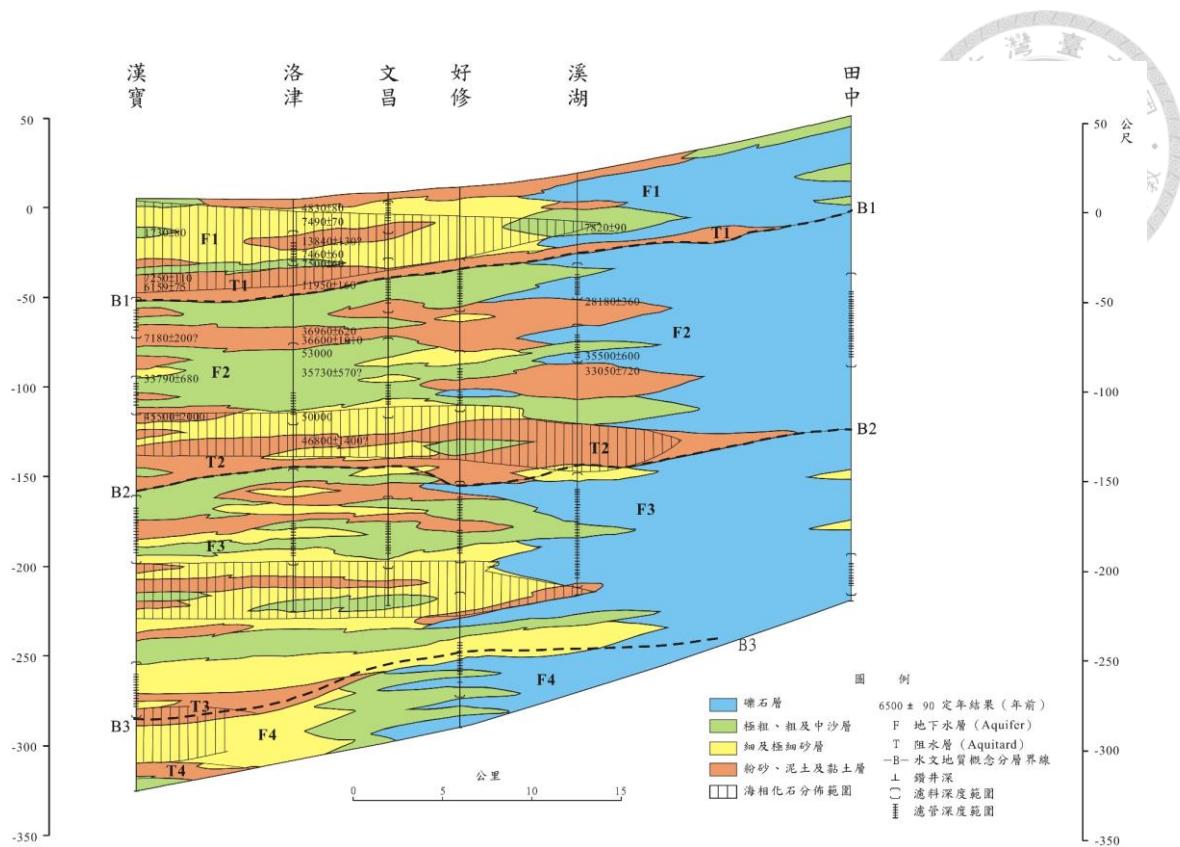


圖 7-5 漢寶 - 田中水文地質剖面圖

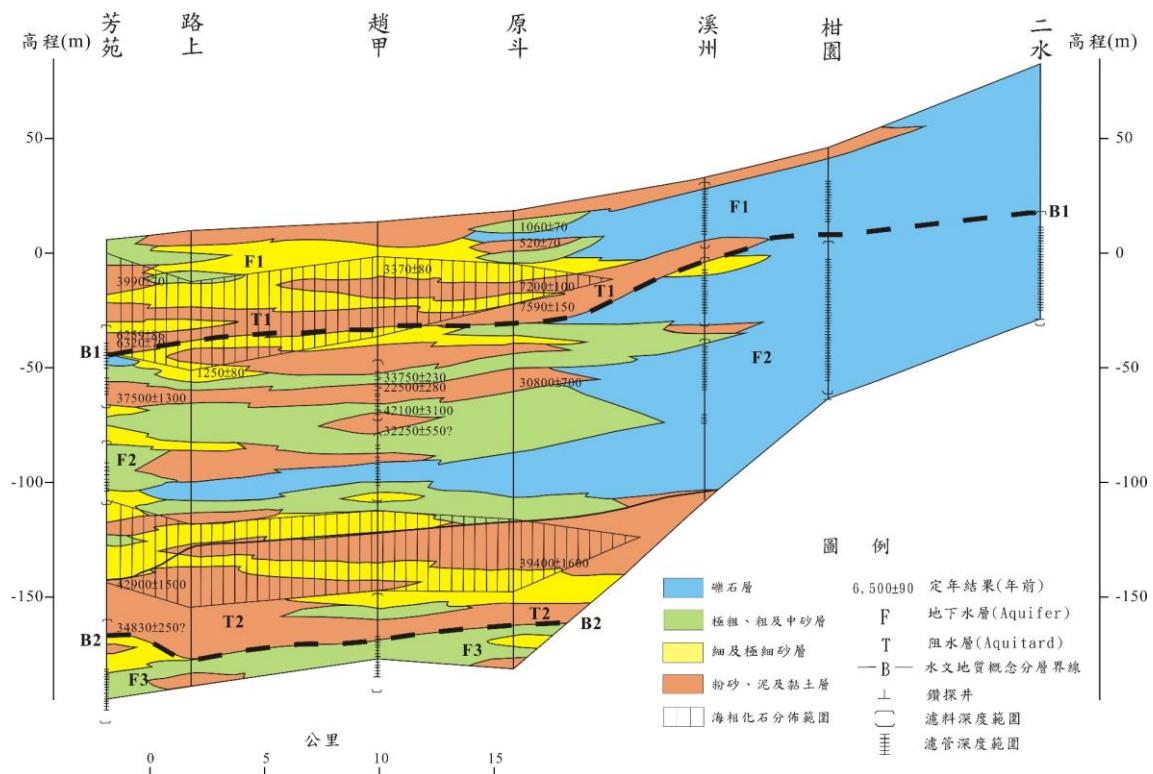


圖 7-6 芳苑 - 二水水文地質剖面圖

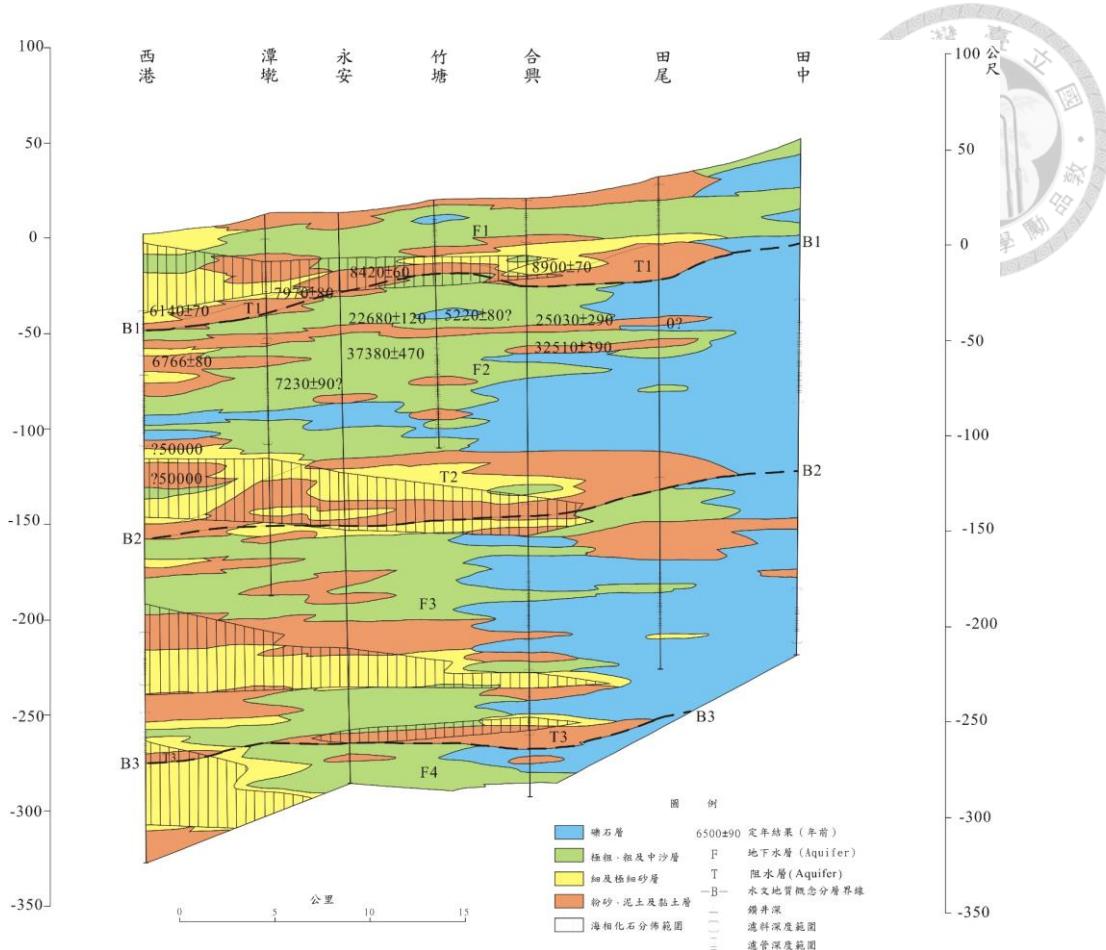


圖 7-7 西港 - 田中水文地質剖面圖

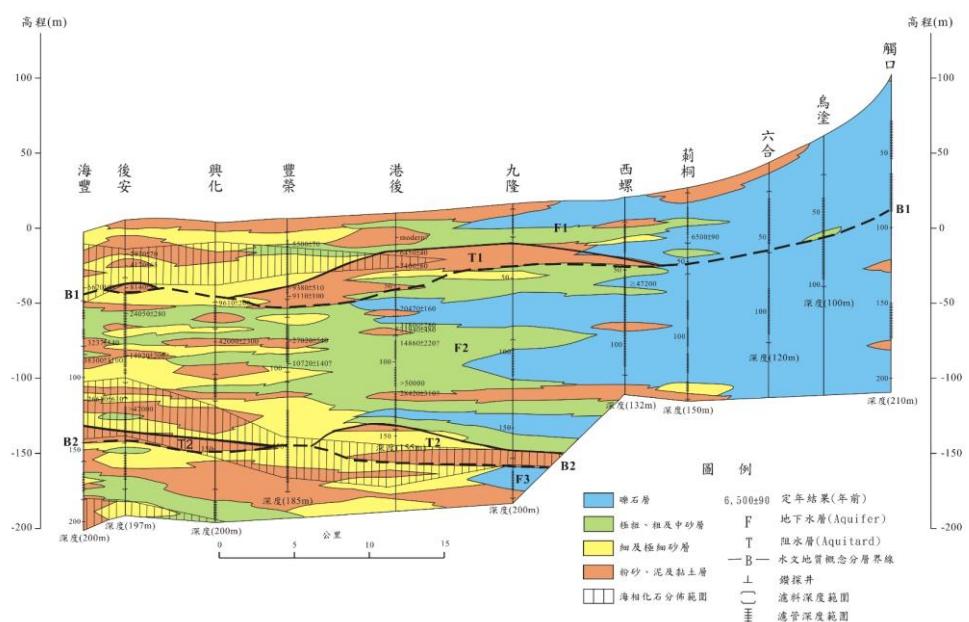


圖 7-8 海豐 - 觸口水文地質剖面圖

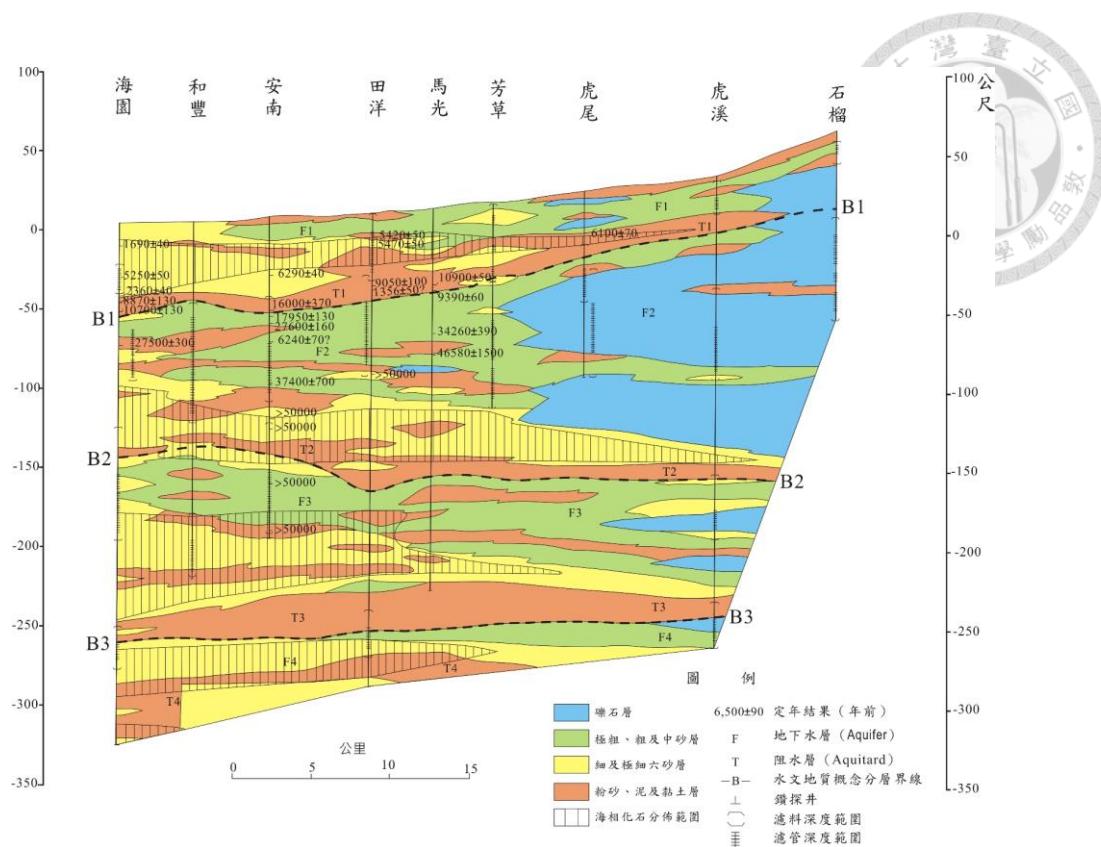


圖 7-9 海園 - 石榴水文地質剖面圖

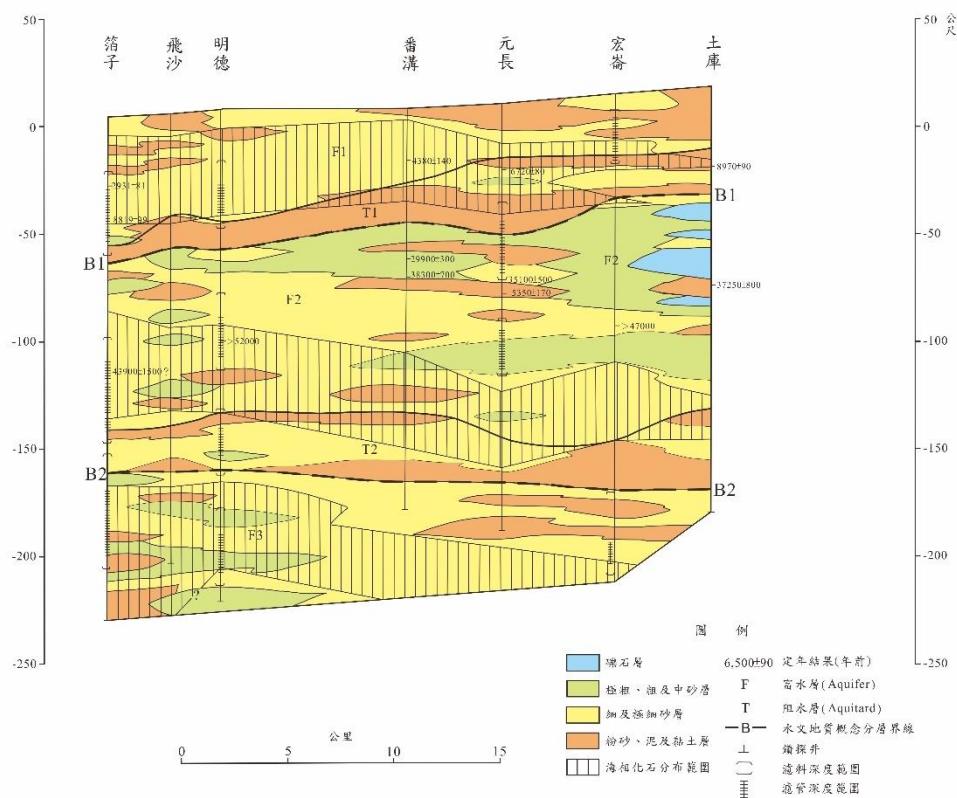


圖 7-10 箔子 - 土庫水文地質剖面圖

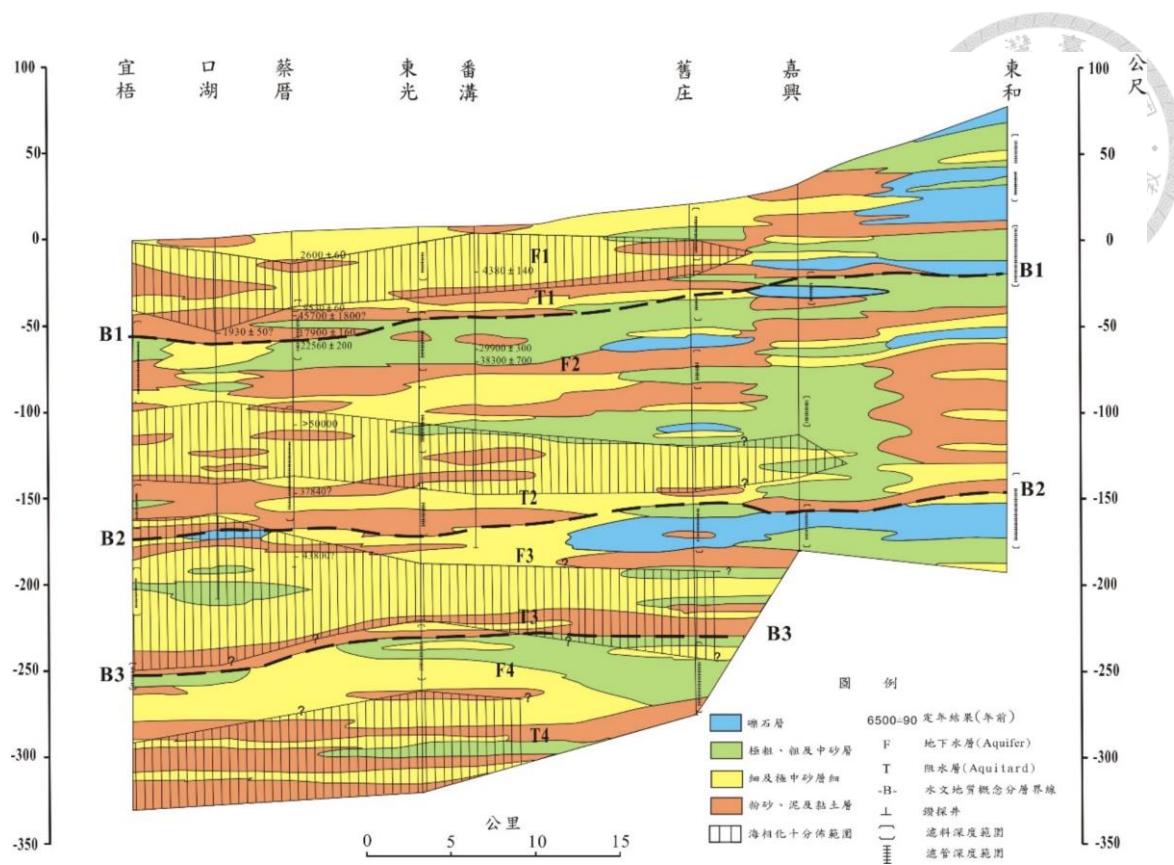


圖 7-11 宜梧 - 東和水文地質剖面圖

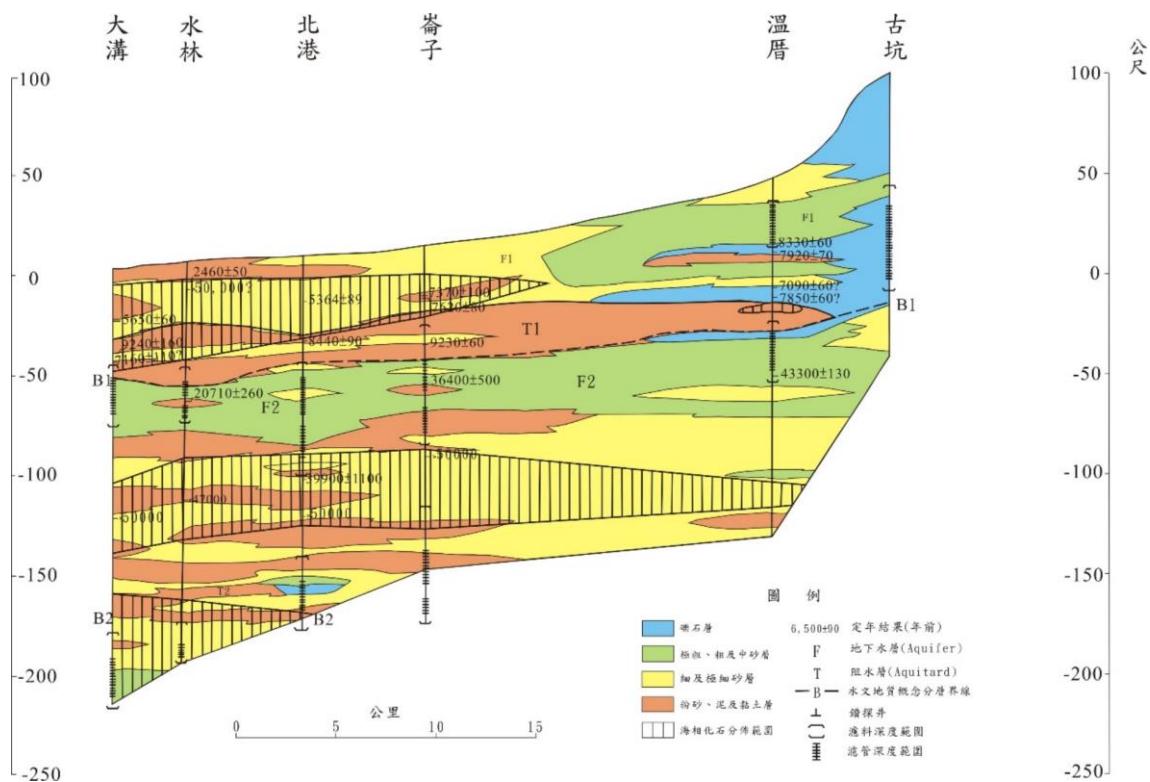


圖 7-12 大溝 - 古坑水文地質剖面圖

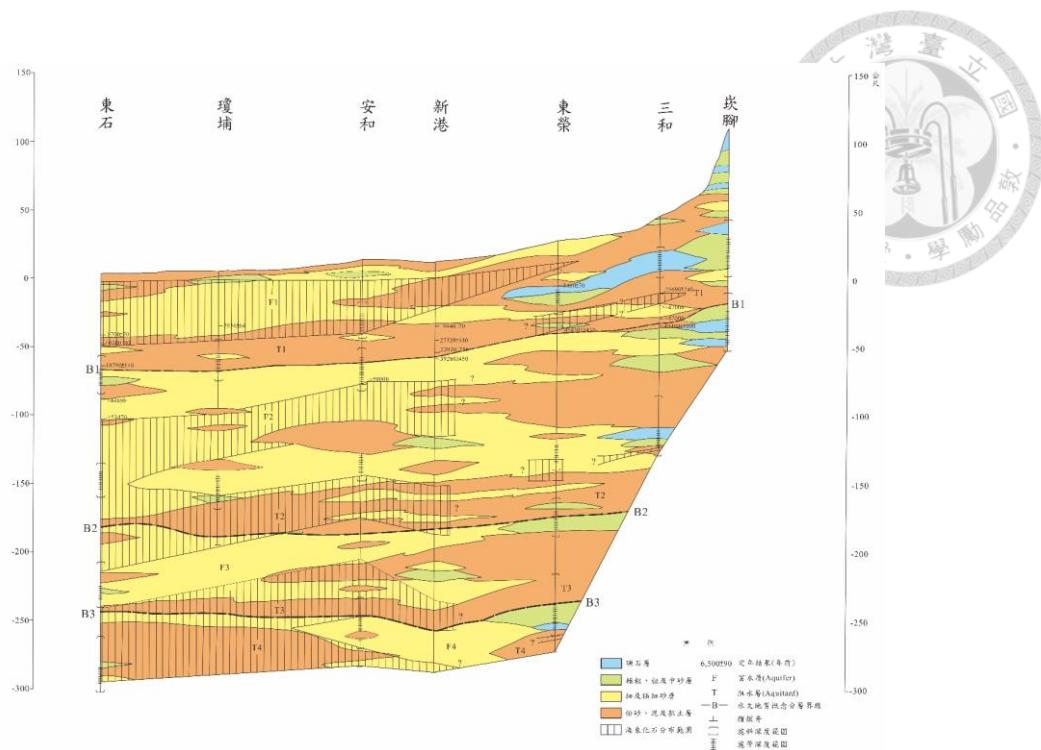


圖 7-13 東石 - 峽腳水文地質剖面圖