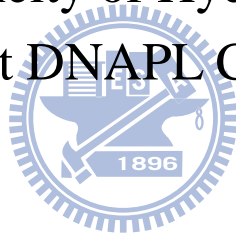


國立交通大學  
土木工程研究所  
碩士論文

導水度異質性對於含氯有機溶劑污染  
場址健康風險評估之影響

Effect of Heterogeneity of Hydraulic Conductivity  
on Health Risk at DNAPL Contaminated Sites



研究生：劉韋恩  
指導教授：單信瑜 博士

中華民國九十九年十月

導水度異質性對於含氯有機溶劑污染  
場址健康風險評估之影響

Effect of Heterogeneity of Hydraulic Conductivity  
on Health Risk at DNAPL Contaminated Sites

研究生：劉韋恩  
指導教授：單信瑜 博士

Student : Wei-en Liou  
Advisor : Dr. Hsin-yu Shan



A Thesis

Submitted to Department of Civil Engineering  
College of Engineering  
National Chiao Tung University  
in Partial Fulfillment of the Requirements  
for the Degree of  
Master of Engineering  
in  
Civil Engineering  
October 2010

Hsinchu, Taiwan, Republic of China

中華民國九十九年十月

# 導水度異質性對於含氯有機溶劑污染場址健康風險評估之影響

研究生：劉韋恩

指導教授：單信瑜 博士

國立交通大學土木工程研究所

## 摘要

本研究評估導水度異質性對於含氯有機溶劑污染場址之影響，藉由模擬地下水污染溶質傳輸的現象，對導水度垂直向異質性分佈進行系統性的分析。利用 RT3D 數值模式和健康風險評估來模擬含氯有機溶劑污染場址於地下水傳輸，評估各關切污染物對場址風險之影響。RT3D 可模擬四氯乙烯降解作用產生三氯乙烯、二氯乙烯、氯乙烯，各關切污染物的吸附作用使各污染物傳輸速度不同。模擬場址中建立一導水度在垂直方向為異質性的假設場址和選用一國內著名含氯有機溶劑污染場址做研究案例。

研究結果顯示，在模擬一假設場址中，污染源存在於上層含水層，若低導水度分佈於上層，會減緩污染團向外傳輸速度，使得場址內濃度高，場址外濃度低。若高導水度分佈於上層，污染團傳輸快速，使得場址內濃度低，場址外濃度高。模擬結果顯示氯乙烯傳輸速度快，使得 24 年之間造成場址外嚴重的污染。實際案例場址模擬結果，其上層為低導水度，下層為高導水度之透水層時，模擬濃度漸增，場址內之風險與假設其為均質含水層差異大，場址外之風險與假設其為均質含水層差異小。健康風險評估結果顯示主要危害暴露途徑為吸入途徑，其次為食入，而風險主要由三氯乙烯和氯乙烯所導致。

關鍵字: DNAPL、Visual MODFLOW、RT3D、污染傳輸模擬、導水度、異質性、健康風險評估。

# Effect of Heterogeneity of Hydraulic Conductivity on Health Risk at DNAPL Contaminated Sites

Student: Wei-en Liou

Advisor: Dr. Hsin-yu Shan

Department of Civil Engineering

National Chiao Tung University

## Abstract

This research, evaluates the Effect of Heterogeneity of Hydraulic Conductivity on Health Risk at DNAPL Contaminated Sites by simulating groundwater contaminant transport. Using RT3D and Health Risk Assessment to simulate the migration of plume and evaluate the effect of the contaminant of concern on DNAPL contaminated sites. RT3D, which simulates the degradation of Tetrachloroethylene (PCE) and its degradation products, Trichloroethylene (TCE), Dichloroethylene (DCE), Vinyl Chloride (VC), concerns about the absorption of plume causing different velocity of transport. On the simulation site, the site for study was assumed to establish a vertical heterogeneity of hydraulic conductivity. The other DNAPL site in Taiwan was chosen as the case study.

The results of the research show that, the assumption that the site point source exists in the upper aquifer pollution, if the low hydraulic conductivity were located on an upper aquifer, plume migration speeds down, making the concentration near the source was high, and the concentration far away the source was low. If high hydraulic conductivity were located on the upper aquifer, plume migration speeds up, and the concentration near the source was low, while the concentration far away the source was high. The results of the simulation show that the rate of transport of Vinyl Chloride is fast, leading to severe pollution beyond the site boundary within a time of 24 years. On the other hand, Results of the Taiwan DNAPL site simulation show that, when assuming low hydraulic conductivity on the upper layer, makes concentration increasing inside the site, the risk shows a big difference with the homogeneous aquifer, and in the outer site the risk difference is low. All the results of health risk assessment show main hazards exposure pathways by mainly inhalation, and followed by ingestion. The risk within the site boundary is primarily caused by both Trichloroethylene (TCE) and Vinyl Chloride (VC).

Keywords: DNAPL, Visual MODFLOW, RT3D, Contaminant Transport Simulation, Hydraulic Conductivity, Heterogeneity, Health Risk Assessment.

# 誌謝

在此真的非常感謝指導教授單信瑜 博士，一位充滿著愛心和善良的老師，細心的指導和照顧，常常關心學生的狀況，體恤學生的不足，給予滿滿的扶持和幫助，論文能順利完成真的是老師細心的指導和關心。感謝口試委員張良正 教授、潘時正 博士給予論文寶貴的意見和建議使我能學習到更多寶貴的經驗，使本論文也能更趨於完整。

碩士兩年的生活，留下許多難忘的經驗。體悟到自己有許多不足之處，希望能繼續加油。每當遇到困難的時候，禱告是唯一重新開始振作的機會，聖經上說“你們所遇見的試探、無非是人所能受的、神是信實的、必不叫你們受試探過於所能受的、在受試探的時候、總要給你們開一條出路、叫你們能忍受得住。”(哥林多前書 10:13)。感謝上帝，帶領我使我能順利完成碩士學業，且能有求學的機會。

感謝我的家人細心的照顧和教養我，我的成長和進步都是你們一路的陪伴和祝福。感謝研究所和大學時代的每位同學和學弟們韋輔、凱仁，特別是一起同甘共苦的培旻，你們都是最棒最努力的好朋友。還有以前實驗室的學長姐，讓我碩一渡過非常難忘的一年，造就現在的我。在學校的生活真的非常感謝學園團契和信望愛社的弟兄姊妹們，從大學到研究所都有你們真好，我們真的像一家人一樣，一起禱告一起能夠在學校為主發光，真的是一生中最有意義和最有價值的事情。感謝許多為我禱告關心我和教會，你們默默為需要的人代禱，上帝都必紀念。在此有一段聖經的經文送給大家，耶穌非常愛我們，祂是好牧人。

”耶穌說：我就是門，凡從我進來的，必然得救，並且出入得草吃。”(約翰福音 10:9)

韋恩 謹致

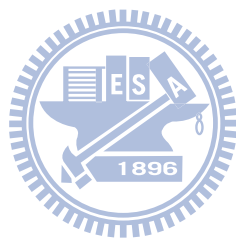
于交通大學土木工程研究所

中華民國九十九年十月

# 目錄

摘要.....	I
Abstract.....	II
誌謝.....	III
目錄.....	IV
圖目錄.....	VI
表目錄.....	IX
第一章 前言.....	1
1.1 研究背景.....	1
1.2 研究目的.....	2
1.3 研究流程.....	2
第二章 文獻回顧.....	4
2.1 含氯有機溶劑污染.....	4
2.2 地下水溶解相傳輸.....	11
2.3 導水度異質性.....	16
2.4 土壤與地下水污染場址健康風險評估.....	22
2.5 數值模擬.....	34
第三章 研究方法.....	38
3.1 模式簡介.....	39
3.2 模式應用.....	42
3.3 參數設定.....	46
第四章 假設場址模擬結果.....	51
4.1 情境一傳輸模擬結果與風險評估.....	51
4.2 情境二模擬結果與風險評估.....	72
4.3 四種假設情境模擬結果之比較.....	84
第五章 案例場址.....	91

5.1	國內含氯有機溶劑污染案例場址.....	91
5.2	BCA 案例場址設定 .....	93
5.3	BCA 模式設定 .....	95
5.4	BCA 場址模擬結果與風險評估 .....	97
第六章	結論與建議.....	111
6.1	結論: .....	111
6.2	建議.....	112
參考文獻	.....	115
附錄一	.....	120



## 圖目錄

圖 1-1	研究流程.....	3
圖 2-1	RCA 桃園廠外污染分佈.....	5
圖 2-2	DNAPL 四相傳輸示意圖(董, 1998).....	9
圖 2-3	DNAPL 持久性污染源示意圖(Pankow, 1996).....	10
圖 2-4	地下水監測井取樣與 DNAPL 溶解相傳輸之關係.....	11
圖 2-5	氯烯類有機物反應生成途徑(Tiehm et al., 2007).....	14
圖 2-6	污染團好氧性與厭氧性生物降解作用區域(Jang et al., 2008).....	15
圖 2-7	以流速儀量測所得之垂直向導水度變化.....	17
圖 2-8	以分層微水試驗量測所得之三維導水度變化(Ross et al., 2007).....	18
圖 2-9	環保署地下水監測井維護計畫 HPT 試驗結果.....	20
圖 2-10	MADE 場址導水度變異其污染傳輸模擬結果與實際數值之比較.....	22
圖 2-11	風險評估模式.....	24
圖 2-12	RT3D 碳氫化合物生物降解反應式(Clement, 1997).....	35
圖 3-1	研究內容流程圖.....	39
圖 3-2	氯烯類好氧與厭氧環境下降解反應.....	41
圖 3-3	假設場址垂直異質性導水度分佈.....	45
圖 3-4	假設場址數值模式概念示意圖.....	49
圖 4-1	情境一導水度分佈一第 24 年模擬結果與健康風險值.....	54
圖 4-2	情境一導水度分佈二第 24 年模擬結果與健康風險值.....	62
圖 4-3	情境一導水度分佈三第 24 年模擬結果與健康風險值.....	63
圖 4-4	情境一導水度分佈四第 24 年模擬結果與健康風險值.....	63
圖 4-5	情境一導水度分佈五第 24 年模擬結果與健康風險值.....	64
圖 4-6	情境一導水度分佈六第 24 年模擬結果與健康風險值.....	64
圖 4-7	情境一導水度分佈七第 24 年模擬結果與健康風險值.....	65
圖 4-8	情境一導水度分佈八第 24 年模擬結果與健康風險值.....	65
圖 4-9	情境一#1 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	66
圖 4-10	情境一#1 觀測井各導水度分佈 TCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	66



圖 4-11	情境一#1 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	66
圖 4-12	情境一#1 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線.....	67
圖 4-13	情境一#9 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	67
圖 4-14	情境一#9 觀測井各導水度分佈 TCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	67
圖 4-15	情境一#9 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	68
圖 4-16	情境一#9 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線.....	68
圖 4-17	情境一#15 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	68
圖 4-18	情境一#15 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線.....	69
圖 4-19	情境二導水度分佈一第 24 年模擬結果與健康風險值.....	74
圖 4-20	情境二導水度分佈二第 24 年模擬結果與健康風險值.....	79
圖 4-21	情境二導水度分佈三第 24 年模擬結果與健康風險值.....	79
圖 4-22	情境二導水度分佈四第 24 年模擬結果與健康風險值.....	79
圖 4-23	情境二導水度分佈五第 24 年模擬結果與健康風險值.....	80
圖 4-24	情境二導水度分佈六第 24 年模擬結果與健康風險值.....	80
圖 4-25	情境二導水度分佈七第 24 年模擬結果與健康風險值.....	80
圖 4-26	情境二導水度分佈八第 24 年模擬結果與健康風險值.....	81
圖 4-27	情境二#1 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	81
圖 4-28	情境二#9 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	81
圖 4-29	情境三導水度分佈一第 24 年模擬結果與健康風險值.....	85
圖 4-30	情境三#1 觀測井導水度分佈一模擬濃度與時間分佈曲線.....	86
圖 4-31	情境三#9 觀測井導水度分佈一模擬濃度與時間分佈曲線.....	86
圖 4-32	情境三#15 觀測井導水度分佈一模擬濃度與時間分佈曲線.....	86
圖 4-33	情境四導水度分佈一第 24 年模擬結果與健康風險值.....	87
圖 4-34	情境四#1 觀測井導水度分佈一 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	88
圖 4-35	情境四#9 觀測井導水度分佈一 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	88
圖 5-1	BCA 場址 TE-2 (TM303) 自然伽瑪偵測值隨深度之變化.....	93
圖 5-2	BCA 垂直異質性導水度分佈假設.....	94
圖 5-3	BCA 場址數值模式概念示意圖.....	97
圖 5-4	BCA 導水度分佈一第 24 年模擬結果與健康風險值.....	100

圖 5-5	BCA 導水度分佈二第 24 年模擬結果與健康風險值.....	105
圖 5-6	BCA 導水度分佈三第 24 年模擬結果與健康風險值.....	105
圖 5-7	BCA 導水度分佈四第 24 年模擬結果與健康風險值.....	106
圖 5-8	BCA 導水度分佈五第 24 年模擬結果與健康風險值.....	106
圖 5-9	BCA #1 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線 .....	107
圖 5-10	BCA #1 觀測井各導水度分佈 TCE 模擬濃度與時間分佈曲線 .....	107
圖 5-11	BCA #1 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	107
圖 5-12	BCA #1 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線 .....	108
圖 5-13	BCA #11 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線 .....	108
圖 5-14	BCA #11 觀測井各導水度分佈 TCE 模擬濃度與時間分佈曲線 .....	108
圖 5-15	BCA #11 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線.....	109
圖 5-16	BCA #11 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線 .....	109



## 表目錄

表 2-1	2007 年 ATSDR 汙染場址調查所得之汙染物質排序(ASTDR, 2007).	4
表 2-2	含氯碳氫化合物汙染場址統計 .....	6
表 2-3(a)	四氯乙烯介紹.....	7
表 2-4(b)	三氯乙烯介紹.....	7
表 2-3(c)	1,1-二氯乙烯介紹 .....	8
表 2-3(d)	順-1,2-二氯乙烯介紹.....	8
表 2-3(e)	氯乙烯介紹.....	8
表 2-4	$K_{ow}$ 文獻數據和 $K_{oc}$ 值計算(Schaerlaekens et al., 1999) .....	13
表 2-5	氯烯類一階降解反應速率和半衰期的文獻數據 .....	16
表 2-6	環保署監測井計畫 HPT 試驗結果彙整.....	19
表 2-7	關切汙染物毒性因子 .....	27
表 2-8	飲用受汙染地下水並經由口服吸收之暴露劑量(USEPA, 1989) .....	28
表 2-9	使用受汙染地下水作為洗澡用途，水中關切汙染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量(USEPA, 1989).....	28
表 2-10	使用受汙染地下水作為日常清洗用途，水中關切汙染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量(USEPA, 1989).....	29
表 2-11	使用地下水作為洗澡或日常清洗用途，水中關切汙染物經皮膚接觸吸收之暴露劑量(USEPA, 2004).....	30
表 2-12	SEAM3D 模擬電子接受者生物降解作用最終產物.....	36
表 2-13	模式介紹.....	37
表 2-14	圖形化介面軟體對應可用之模式.....	37
表 3-1	假設場址分配係數參數設定.....	48
表 4-1	情境一導水度分佈一 1 號井致癌風險.....	55
表 4-2	情境一導水度分佈一 1 號井非致癌風險.....	55
表 4-3	境一導水度分佈一 9 號井致癌風險.....	56
表 4-4	情境一導水度分佈一 9 號井非致癌風險.....	56
表 4-5	情境一導水度分佈一 15 號井致癌風險.....	57
表 4-6	情境一導水度分佈一 15 號井非致癌風險.....	57

表 4-7	情境一各導水度分佈#1 觀測井風險與濃度之匯整.....	69
表 4-8	情境一各導水度分佈#9 觀測井風險與濃度之匯整.....	70
表 4-9	情境一各導水度分佈#15 觀測井風險與濃度之匯整.....	70
表 4-10	觀測井各導水度分佈模擬結果其風險與濃度之範圍.....	71
表 4-11	情境一#1 觀測井模擬 10 年風險評估與濃度之匯整.....	71
表 4-12	情境一#9 觀測井模擬 10 年風險評估與濃度之匯整.....	72
表 4-13	情境一異質性導水度模擬 10 年風險評估之風險範圍.....	72
表 4-14	情境二導水度分佈一 1 號井致癌風險.....	74
表 4-15	情境二導水度分佈一 1 號井非致癌風險.....	74
表 4-16	情境二導水度分佈一 9 號井致癌風險.....	75
表 4-17	情境二導水度分佈一 9 號井非致癌風險.....	75
表 4-18	情境二各導水度分佈#1 和#9 觀測井風險與濃度之匯整.....	82
表 4-19	觀測井各導水度分佈模擬結果其風險與濃度之範圍.....	82
表 4-20	情境二風險評估 10 年#1 觀測井風險與濃度之匯整.....	83
表 4-21	情境二異質性導水度模擬 10 年風險評估之風險範圍.....	83
表 4-22	四種情境各觀測井健康風險評估.....	88
表 5-1	BCA 場址外污染物濃度.....	91
表 5-2	BCA 場址內內地下水污染物濃度值.....	92
表 5-3	BCA 場址分配係數參數設定.....	96
表 5-4	BCA 導水度分佈一 1 號井致癌風險.....	101
表 5-5	BCA 導水度分佈一 1 號井非致癌風險.....	101
表 5-6	BCA 導水度分佈一 11 號井致癌風險.....	102
表 5-7	BCA 導水度分佈一 11 號井非致癌風險.....	102
表 5-8	BCA #1 觀測井各導水度分佈風險與濃度之匯整.....	110
表 5-9	BCA #11 觀測井各導水度分佈風險與濃度之匯整.....	110
表 5-10	BCA 觀測井各導水度分佈模擬結果其風險與濃度之範圍.....	111

# 第一章 前言

## 1.1 研究背景

含氯有機溶劑為地下水中重質非水相溶液(Dense Non-Aqueous Phase Liquids, DNAPL)污染物，低溶解度且比水重之特性。DNAPL 若不當排放或洩漏於土壤或地下水中，將會影響污染傳輸之深度與範圍。DNAPL 還原脫氯生物降解反應反而使污染擴大與風險增加。但其對脂類有高溶解力，因此大量的使用於工業製程中，如脫脂、電子零件清洗及乾洗等。因人為不當之管理與處置，造成國內外含氯有機溶劑成為土壤及地下水污染之主要來源之一。例如美國超級基金場址有將近 80% 的場址存在三氯乙烯及四氯乙烯污染。而舉凡台灣污染場址如 RCA 桃園廠、台氣頭份廠、台氣林園廠、台塑林園廠、台塑仁武廠、原國泰塑膠竹南廠、竹科 MW-19 號井附近、飛利浦竹北廠，及平鎮、觀音、中壢、大園、幼獅、南崗等工業區，皆為國內遭受含氯有機溶劑污染之場址。

就土壤與地下水污染而言，含水層的水文地質參數影響了污染物傳輸的速度與範圍，亦即直接影響了污染物在不同時間下的濃度分布。因此在判定場址污染程度時，風險評估的結果除了和所引用的污染物取樣時間有關，也更受到污染物傳輸特性的影響。另一方面，當進行整治方案選擇和整治目標設定時，風險評估係引用污染傳輸模擬的結果進行，水文地質參數的複雜性與變異性將影響風險評估的結果。而實務上所採用的污染傳輸模式是傳統的水動力延散模式，將含水層視為均質的孔隙介質。

利用監測井微水試驗所得的導水度也通常為一篩管範圍平均值，若含水層材料在垂直向和水平向具有異質性或非等向性，則微水試驗的結果將導致傳輸模擬與實際狀況的重大落差。通常薄層的高透水性夾層將使得污染物快速傳播，但微水試驗的結果卻可能顯示平均導水度為最大值的數十、甚至於數百分之一。由於台灣的水文地質狀況遠較大陸性地區複雜，含水層的異質性非常高，因此污染傳輸的現象更難以掌握與模擬。

## 1.2 研究目的

本研究目的為藉由 Visual MODFLOW 數值模擬的軟體，模擬地下水污染溶質傳輸的現象。依據文獻與研究報告中含水層實際的土層分布和導水度分布進行系統性的分析，以假設數種典型的水文地質參數變異組合來進行污染傳輸模擬。並將其結果與利用微水試驗所得的平均導水度污染傳輸模擬結果，同時做為風險評估之濃度分佈值，並將風險評估結果進行比較，以瞭解含水層導水度異質性對於風險評估之影響。

此外，本研究的主要污染物為四氯乙烯與三氯乙烯。因同為疑似人體致癌物的四氯乙烯與三氯乙烯在含水層中會還原為確定人體致癌物氯乙烯以及毒性較高的二氯乙烯。因此本研究也將考量此一效應，利用 RT3D 數值模式模擬含氯化物於地下水傳輸過程中生物降解的結果，評估含氯有機溶劑污染場址受四氯乙烯降解之後的衍生物其健康風險之影響程度。

本研究透過使用污染傳輸模擬與健康風險評估之兩種工具，來呈現污染團移動因異質性導水度影響場址之程度。因土壤與地下水污染無法純粹用調查濃度值與模擬結果來表示污染之危害程度，各關切污染濃度之差異，無法全面的代表場址之污染程度。所以透過健康風險評估，可以更完整呈現土壤與地下水污染中比較完整的面向，直接反應污染物暴露環境下危害人體健康之程度，所以本研究透過健康風險評估結果當作呈現之工具。

## 1.3 研究流程

本研究係以數值模擬來探討導水度分層分佈變異性之問題。含氯有機溶劑污染物傳輸為多相流傳輸，其中地下水溶質傳輸為污染向外擴散之重要傳輸行為。而目前許多一般商業軟體中可模擬地下水溶質傳輸，其中數值模擬模式 RT3D 包含 DNAPL 化學反應模組。因此本研究選用 Visual MODFLOW 此套模擬系統，其包含 MODFLOW 和 RT3D 來進行污染物傳輸模擬。

本研究首先對含氯有機溶劑污染場址，污染傳輸行為相關文獻做回顧，再將

場址參數設定輸入 Visual MODFLOW 內建立場址模型。藉由模擬結果與健康風險評估，針對污染物傳輸影響因子，導水度參數做變異性分析，評估導水度變異性分佈對污染傳輸與健康風險評估之影響。研究流程與內容如圖 1-1 所述：

風險評估方法係利用我國環保署建置風險評估評析方法中的模式與參數數據做計算。

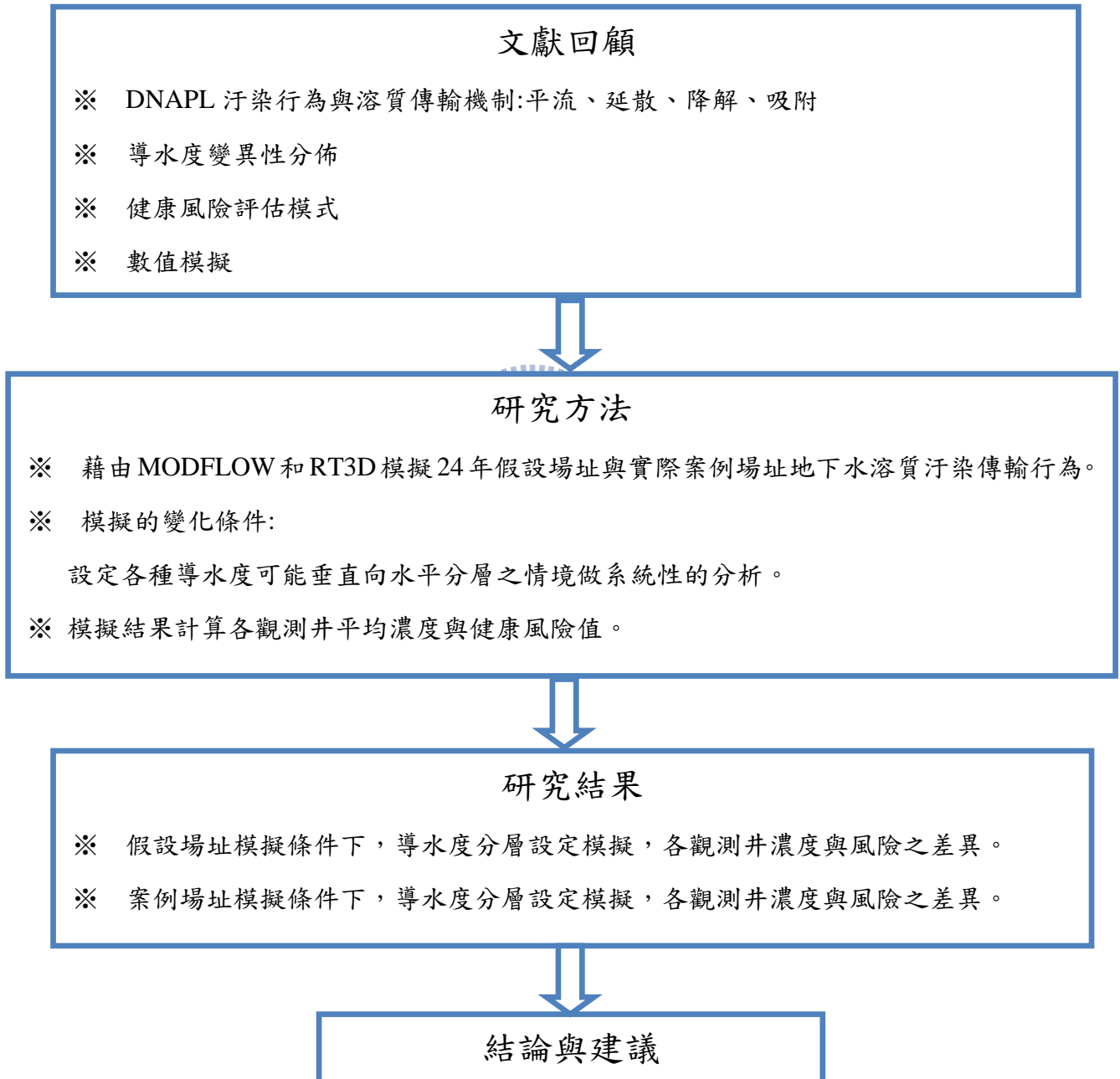


圖 1-1 研究流程

## 第二章 文獻回顧

### 2.1 含氯有機溶劑污染

#### 2.1.1 含氯有機溶劑污染場址背景

含氯有機溶劑為重質非水相液體，其密度比水重和低溶解度之特性，使地下水整治工作不易完成，且隨著污染物於含水層還原環境中，生物降解的作用，使場址污染範圍擴大和危害風險增高，往往污染整治過程中耗費相當資源與時間仍未能達成，如 RCA 桃園廠含氯有機溶劑污染場址。

根據美國毒性物質和疾病管制署(Agency of Toxic Substance and Disease Registry, ATSDR)統計資料，截至 2004 年止美國國家優先整治場址名單(National Priorities List, NPL) 1,608 處場址中有 210 處場址有含氯有機溶劑污染問題。ATSDR 於 2007 年污染場址暴露途徑調查報告中顯示，含氯碳氫化合物於污染場址中出現之機會非常高，僅次於鉛、砷兩種物質，見表 2-1。

表 2-1 2007 年 ATSDR 污染場址調查所得之污染物質排序(ATSDR, 2007)

排序	物質名稱(Substance name)	All sites	NPL sites	化學文摘社 登記號碼 (CAS Number)	含氯碳氫 化合物
1	鉛(Lead)	476	284	007439-92-1	
2	砷(Arsenic)	405	231	007440-38-2	
3	三氯乙烷(Trichloroethylene)	391	301	000079-01-6	✓
4	四氯乙烷(Tetrachloroethylene)	309	219	000127-18-4	✓
5	苯(Benzene)	242	147	000071-43-2	
6	鎘(Cadmium)	236	151	007440-43-9	
7	鉻(Chromium)	216	138	007440-47-3	
8	汞(Mercury)	189	100	007439-97-6	
9	揮發性有機化合物(Volatile organic compounds N.O.S.)	185	124	HZ1900-01-T	
10	多氯聯苯(Polychlorinated biphenyls)	184	117	001336-36-3	✓
11	錳(Manganese)	180	101	007439-96-5	
12	鋅(Zinc)	170	102	007440-66-6	
13	銅(Copper)	165	96	007440-50-8	
14	苯駢(a)芘(Benzo(a)pyrene)	139	68	000050-32-8	
15	1,1,1-三氯乙烷(1,1,1-Trichloroethane)	134	108	000071-55-6	✓
16	氯仿(Chloroform)	126	93	000067-66-3	✓
17	銻(Antimony)	124	80	007440-36-0	
17	鎳(Nickel)	124	75	007440-02-0	
19	1,1-二氯乙烯(1,1-Dichloroethene)	122	98	000075-35-4	✓
19	氯乙烯(Vinyl chloride)	122	95	000075-01-4	✓



國內也陸續發現受含氯有機溶劑之污染場址，重大污染場址如桃園 RCA 場址、台灣氯乙烯頭份廠及高雄廠、新竹科學園區及台塑仁武廠等。各場址均暴露出 DNAPL 污染的嚴重性，地下水污染物濃度都超過管制標準好幾倍，污染範圍也都擴大到場址外。以桃園 RCA 場址為例，59 年設立工廠，產品製造過程中，四氯乙烯年使用量 3,000 加侖、1,1,1-三氯乙烷年使用量 680 加侖和三氯乙烯為主要去脂溶劑，污染物自廢溶劑回收區、線路板清洗區之洩漏，經沖洗排放而入滲至土壤及地下水。1989 年監測井及水井之地下水採樣分析結果顯示所有樣本都檢測出污染物，場址內第一含水層 9 口監測井地下水中三氯乙烯及四氯乙烯濃度皆高於第二類地下水污染管制標準。1994 年環保署為查證地下水污染程度，即調查桃園 RCA 場址附近 20 口民井水質，發現其中 16 口民井之地下水出現三氯乙烯、四氯乙烯等揮發性有機物，如圖 2-1。而至今 2010 年地下水仍超過地下水污染管制標準(聯美環保科技股份有限公司，2009)。

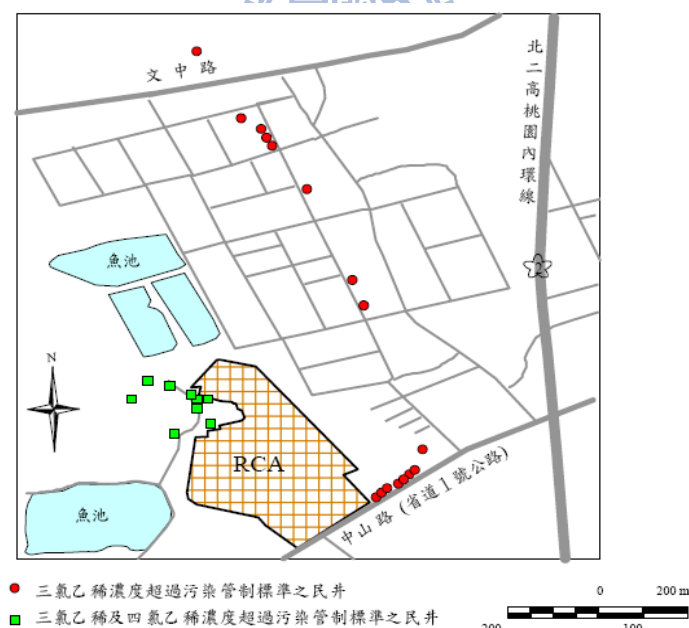


圖2-1 RCA桃園廠外污染分佈

根據歷年來地方與中央主管機關調查及民眾的檢舉查證，依土污法相關法規公告控制場址、整治場址及地下水受污染限制使用地區之統計，與比較在列管場址中，受到含氯碳氫化合物污染的場址統計，見表 2-2。行政院環保署土污基管

會調查統計比起過去兩年前的 10 個污染場址增加了 2 倍之多。

表 2-2 含氯碳氫化合物污染場址統計  
(行政院環境保護署土壤及地下水污染整治網，2010)

	地下水污染場址	含氯碳氫化合物地下水污染場址
控制場址	57	19
整治場址	22	10
地下水受污染限制使用地區	13	10
總合	92	39

基於國內含氯有機溶劑污染場址漸多，環保署於 2008 年首次針對全國含氯溶劑之運作中工廠進行土壤及地下水調查。經由事先篩選的機制判斷可能高污染潛勢區之污染場址，最後選擇 12 家可疑含氯有機溶劑運作場址，所調查的 12 家工廠分佈桃園、苗栗、彰化、雲林、南投及高雄等 6 地區，超過土污法地下水污染管制標準者就有 10 家。調查結果顯示，土壤及地下水污染均超出管制標準有台塑仁武廠、瑞昇金屬、華夏海灣、國慶化學、協順工業、榮鑫公司、裕源紡織、台化纖麥寮廠、台灣理光、安順環保十家工廠(行政院環保署，2010)。

根據此次調查場址類型，可以發現關切污染物三氯乙烯、四氯乙烯、氯乙烯等含氯有機溶劑之對應產業的業別，以金屬製品、塑膠製品、機械、電子零件、化學製品及化學材料等製造業發生污染機率相對較高，具有高污染潛勢業別之參考依據。也根據調查場址具有高污染潛勢區域，發現鄰近廢液坑、廢水池查獲率達 57%，鄰近儲存區、儲槽亦達 29%，其中還有過去可能因運輸、裝卸、搬運過程造成洩漏，有意或無意排放或深層灌注之情形。這些污染場址的危害性，污染物與人體接觸之主要暴露途徑係因民井的地下水使用，居民因使用地下水以致污染物傳輸至人體，且環境中還可能出現潛在的暴露途徑，影響人民的健康。

## 2.1.2 含氯有機溶劑介紹

DNAPL 中最常見的族群非氯烯類莫屬，其中三氯乙烯(Trichloroethylene，

TCE)、四氯乙烷(Tetrachloroethylene, PCE)則分別為污染場址最常見 DNAPL 的第 1 名與第 2 名。雖然在一般工廠並不使用氯乙烷，但是因為三氯乙烷、四氯乙烷等有機溶劑在地下水環境中會因為生化作用，使 PCE 還原為 TCE，TCE 還原為二氯乙烷(Dichloroethene, DCE)，二氯乙烷還原為致癌性的氯乙烷(Vinyl chloride, VC)，因此在許多污染場址中，都可以發現氯乙烷。所以在美國 CERCLA 場址氯乙烷被列為優先危害物質清單中第 4 名，是有機物中的第 1 名。

相關氯烯類有機溶劑之用途、毒性、溶解度與目前我國土壤與地下水污染管制標準，均在下表 2-3 中做介紹。第一類為國內飲用水質標準之地下水，第二類為非飲用水水源水質保護區內之地下水。

表2-3(a) 四氯乙烷介紹

	四氯乙烷
用途	乾洗和金屬除油(Lash et al., 1998)
毒性	急性高劑量暴露可導致暈眩、噁心、頭痛及神智不清，嚴重者可導致死亡(Levine et al., 1981)。慢性高劑量暴露也可能造成肝及腎臟病變(USEPA., 1985)。乾洗業勞工也被發現與高不孕率與高自發性流產有關聯(Eskenazi et al., 1991b)。
溶解度 <sup>註1</sup>	150 mg/L
IARC	2A類-很可能對人體具致癌性
地下水管制標準	第一類: 0.005 mg/L 第二類: 0.05 mg/L

表2-4(b) 三氯乙烷介紹

	三氯乙烷
用途	乾洗和金屬除油(Sujatha and Hegde, 1998)
毒性	罹患肝癌、腎臟癌、非何杰金氏淋巴瘤、前列腺癌和多發性骨髓癌有關(Wartenberg, 2000)。
溶解度 <sup>註1</sup>	1,100 mg/L
IARC	2A類-很可能對人體具致癌性
地下水管制標準	第一類: 0.005 mg/L 第二類: 0.05 mg/L

表2-3(c) 1,1-二氯乙烯介紹

	1,1-二氯乙烯
用途	半導體製程中高純度矽晶膜之成長
毒性	中樞神經系統退化
溶解度 <sup>註1</sup>	400 mg/L
IARC	3類-無法確定對人體具致癌性
地下水管制標準	第一類: 0.007 mg/L 第二類: 0.07 mg/L

表2-3(d) 順-1,2-二氯乙烯介紹

	順-1,2-二氯乙烯
用途	合成含氯溶劑與物質之中間物質，亦可作為有機物質之萃取溶劑。
毒性	高劑量會造成中樞神經系統損傷。低劑量下導致噁心、疲倦、勞累與眩暈等症狀 (Freundt et al., 1977)。
溶解度 <sup>註1</sup>	600 mg/L
IARC	無致癌性
地下水管制標準	第一類: 0.07 mg/L 第二類: 0.7 mg/L

表2-3(e) 氯乙烯介紹

	氯乙烯
用途	合成聚氯乙烯的原料
毒性	在動物實驗及人類流行病學研究顯示，均有腫瘤發生之現象，並以肝臟的血管肉瘤為最常引起的腫瘤形式。
溶解度 <sup>註1</sup>	2740 mg/L
IARC	1類，對人類致癌性證據充足
地下水管制標準	第一類: 0.002 mg/L 第二類: 0.02 mg/L

註 1: Verschueren. K, 1983, Handbook of Environmental Data on Organic Chemical, 2d ed, Van Nostrand Reinhold Co., Toronto, Ont. 1310pp.

### 2.1.3 含氯有機溶劑移動特性

含氯有機溶劑為重質非水相液體，純有機液體在水溶液中不易溶解，會獨自形成一分離相的液體，通稱為非水相液體(Non-aqueous Phase Liquids, NAPL)。NAPL 依照和水的密度關係又可區分為兩大類：較水輕者稱為輕質非水相液體(Light Non-Aqueous Phase Liquid, LNAPL)；較水重者稱為重質非水相液體(DNAPL) (Schwille, 1988)。

由於 DNAPL 有低的溶解度、高密度及低黏滯力的影響，使得 DNAPL 在土壤中具有相當大的流動性。水相對地為低密度、高黏滯性流體，因此兩流體在接觸面上會造成不穩定的前進鋒面，即所謂 Viscous Fingering 現象(Homsy, 1987)。當 DNAPL 於未飽和層中會以四種相體(phase)存在，溶於空隙水中的溶解相(dissolved phase)，揮發空氣中的蒸氣相(vapor phase)，連續相狀態移動於孔隙中的可移動相(mobile phase)，獨立分佈孔隙中的不可移動相(immobile phase)，又稱殘留量(residues)。於飽和層中存在溶解相，可移動相和殘留量，如圖 2-2。

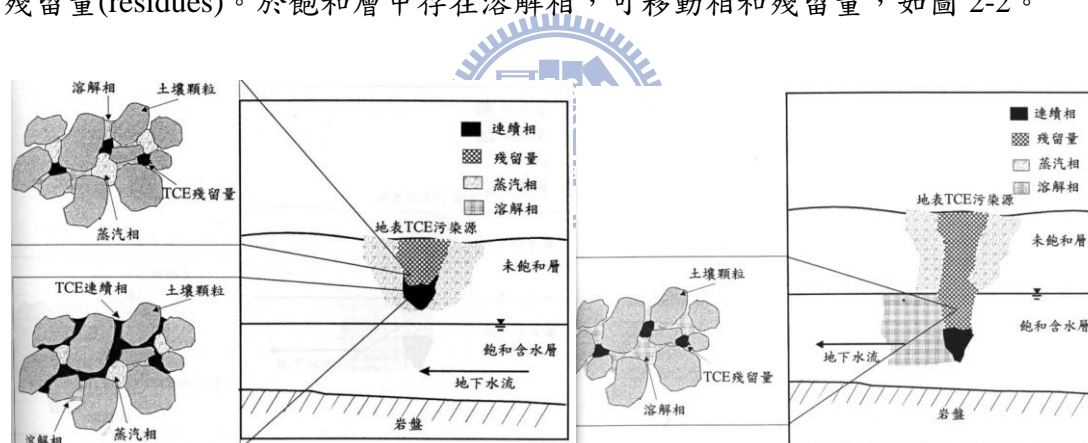


圖 2-2 DNAPL 四相傳輸示意圖(董，1998)

一旦 DNAPL 溶於水中形成溶解相變會隨地下水可溶性污染傳輸機制移動。而地下水流經 DNAPL 造成可移動相的移動與殘留量的形成，與毛細壓力、孔隙、水流、界面張力等因素有關 (Bedient et al., 1994; Pankow and Cherry, 1996)。

滲透其間 DNAPL 在移動路徑上會形成殘留量，不再受重力或周圍地下水流動的影響而移動，但仍會溶於水中，因此殘留量為一持久性的污染源(Johnson and Pankow, 1992; Longino and Kueper, 1995)。DNAPL 於飽和層中受重力影響向下移動，若含水層中有一不透水的薄夾層，DNAPL 會在該不透水層上側向流動，累積形成一薄層 DNAPL 即所謂 DNAPL 池，形成新的持久性污染源。若 DNAPL

持續滲透，DNAPL 會貫穿到含水層底部，且沿著底部的地形往低處流動，和地下水流動無關(Palmer and Johnson, 1989)。

DNAPL 殘留量與 DNAPL 池均屬於地下水之持久性污染源，此二者均會持續性溶解於地下水造成含水層污染，其中含氯溶劑之殘留量完全溶解所需時間約幾年至十多年；DNAPL 池則高達數十年甚至上千年之久，因與地下水接觸面積非常小，使溶解度甚低。因此這兩種污染源未於以清除或有效消滅或控制，則地下水污染會持續發生(Anderson et al., 1992b ; Longino and Kueper, 1995)，如圖 2-3。

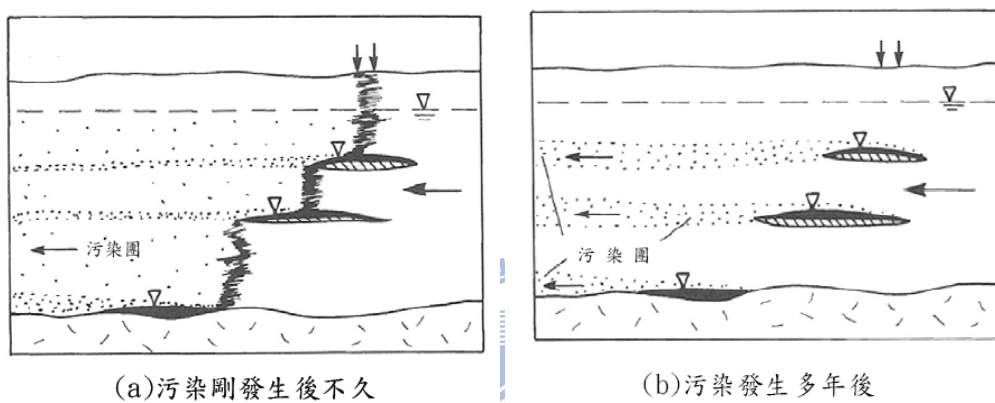


圖 2-3 DNAPL 持久性污染源示意圖(Pankow, 1996)

地下水流速在 $0.1\sim 1$  m/day時，流經NAPL時所產生的濃度可接近NAPL的溶解度。在 $25^{\circ}\text{C}$ 時，PCE在水中的溶解度約為 $150$  mg/L，TCE約為 $1100$  mg/L(Mercer and Cohen, 1990)。而實際受污染場址地下水濃度僅在 $0.001\sim 1$  mg/L之間，可能由於DNAPL污染傳輸擴散、吸附、降解，和抽取的污染團與乾淨地下水稀釋的原因(Anderson et al., 1992a)。如圖2-4中顯示了DNAPL污染源下游的單一監測井相關位置，若TCE的溶解度為 $1,100$  mg/L，則在A點水中TCE濃度可能接近溶解度；在B點則因經過水動力延散作用，TCE濃度會較低；C 點為地下水水樣實際之採樣點，裝進採樣瓶的地下水樣品中TCE的濃度因為監測井內的稀釋作用而較在地表下的B點低。因此，一般經驗準則為只要採樣所得的地下水水樣中DNAPL濃度達到溶解度的 $1\%$ ，現場就可能有液相的DNAPL污染源存在(USEPA, 1992)。

DNAPL也會以混合溶劑洩漏出多種不同的有機化合物成份至地表，各種DNAPL成分依據拉午爾定律(Raoult's Law)推估有效溶解度是其莫耳分量和單一物種的溶解度的乘積(Banerjee, 1984)。

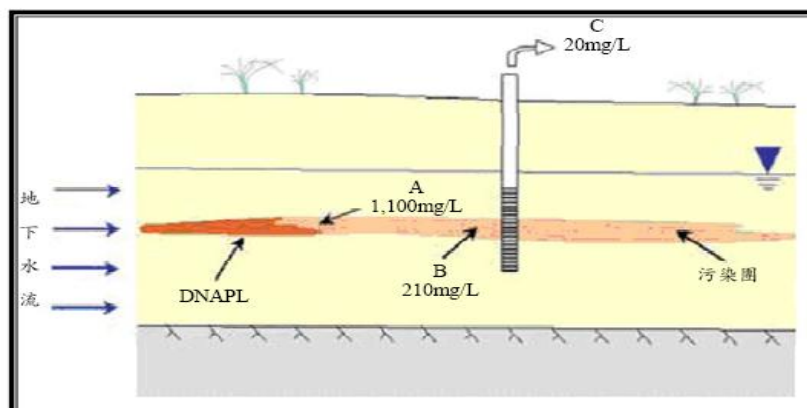


圖 2-4 地下水監測井取樣與 DNAPL 溶解相傳輸之關係  
(Environment Agency UK, 2003)

## 2.2 地下水溶解相傳輸

地下水溶解相傳輸機制有水動力延散、土壤吸附、生物降解等作用，為污染團濃度傳輸與變化之因素，而污染團隨地下水向外快速擴散是影響場址污染風險的重要行為。

### 2.2.1 水動力延散作用

地下水溶質傳輸其運動和擴散模式一般稱之為水動力延散。這個傳輸機制中包括了三種基本機制：平流(Advection)、機械延散(Mechanical dispersion)、擴散(Diffusion)。

平流是指污染物隨著水分子因水頭(地下水位)差異而帶動，隨地下水傳輸，其一維傳流方程式可表示：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2-1)$$

而平均線性速度的大小根據達西定律：

$$v_x = \frac{K \times i}{n_e} \quad (2-2)$$

$n_e$  為有效孔隙率， $i$  為水力梯度， $K$  為導水度。

擴散是污染物分子因濃度差異驅動，污染物從較高濃度往較低濃度區域移動；機械延散則是因溶解在水中的污染物，隨著水分子的真實運動路徑，顯示微觀真實的流速差異和流動方向不一，導致污染物水分子和污染物在沿水流方向(Longitudinal)和側向(Transverse)方向散佈。水動力延散作用中在二維地下水流場中，縱向與橫向水動力延散係數， $D_L$ 與 $D_T$ 分別表示為：

$$D_L = \alpha_L v_x + D^* \quad (2-3)$$

$$D_T = \alpha_T v_x + D^* \quad (2-4)$$

$v_x$ 為平均線性流速(L/T)， $\alpha_L$ 為縱向延散度(L)， $\alpha_T$ 為橫向延散度(L)；因延散作用在水流方向較為劇烈，因此通常 $\alpha_T$ 約為 $\alpha_L$ 的十分之一左右。

綜合水動力延散傳輸機制，推導得三維平流-延散方程式(Freeze and Cherry, 1979; Bear, 1972; Ogata, 1970)：

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2-5)$$

## 2.2.2 土壤吸附作用

DNPAL 溶解於地下水中傳輸，其有機化合物會因分配作用存在於液相和固相之間，分配作用中有線性吸附等溫線和非線性吸附等溫線之理論平衡於兩相中(Wood, Kramer, and Hern,1990)。有機化合物大部分吸附於土壤的有機質上，在純有機碳上的吸附係數係以 $K_{oc}$ 來表示， $K_{oc}$ 值愈高，代表愈容易被土壤或底泥吸附。根據 $K_d$ 值和 $K_{oc}$ 值之定義可得到以下的關係式(Harmon and Roberts, 1994)：

$$K_d = K_{oc} * f_{oc} \quad (2-6)$$

$K_d$ 為吸附係數。 $f_{oc}$ 為單位土壤重之有機物含量。

$K_{oc}$ 值可藉由 $K_{ow}$ 經驗公式(2-7)推估(Ball and Robert, 1991)，文獻數據的整理見表 2-4。 $K_{ow}$ 為辛醇-水分佈係數 (Octanol-water partition coefficient)，化學物質在水相的平衡濃度，通常以 $K_{ow} > 100$ 者稱為疏水性物質。

$$\log K_{oc} = 0.95 \log K_{ow} - 0.2 \quad (2-7)$$



表 2-4  $K_{ow}$  文獻數據和  $K_{oc}$  值計算(Schaerlaekens et al., 1999)

Solute	log $K_{OW}$ (-)	$K_{OC}$ (m <sup>3</sup> /kg)	Reference
PCE	2.82	0.303	Fetter, 1988
PCE	2.88	0.343	EPA, 1979
PCE	2.60	0.186	Ball and Roberts, 1991
PCE	2.60	0.186	Fetter, 1992
PCE	2.60	0.186	Curtis <i>et al.</i> , 1986
PCE	2.53	0.160	Banerjee <i>et al.</i> , 1980
PCE	2.88	0.343	Schwarzenbach and Westall, 1981
PCE	2.76	0.269	Brusseau <i>et al.</i> , 1991
PCE	2.61	0.190	Brusseau <i>et al.</i> , 1990
PCE	2.60	0.186	Keizer, 1992
PCE	2.95	0.400	Minister of Supply and Services, 1993a
TCE	2.50	0.152	Fetter, 1988
TCE	2.29	0.138	EPA, 1979
TCE	2.50	0.152	Banerjee <i>et al.</i> , 1980
TCE	2.42	0.125	Schwarzenbach and Westall, 1981
TCE	2.34	0.132	Hutzler <i>et al.</i> , 1986
TCE	2.39	0.118	Hutzler <i>et al.</i> , 1986
TCE	2.20	0.078	Keizer, 1992
TCE	2.15	0.071	Brusseau, 1992
TCE	2.10	0.062	Brusseau <i>et al.</i> , 1991
TCE	2.15	0.070	Brusseau <i>et al.</i> , 1991
TCE	2.45	0.137	Brusseau <i>et al.</i> , 1991
TCE	2.35	0.107	Minister of Supply and Services, 1993b
c-DCE	1.48	0.016	EPA, 1979
c-DCE	2.07	0.059	Rippen, 1984
t-DCE	2.07	0.059	Rippen, 1984
t-DCE	1.88	0.039	Fetter, 1988
t-DCE	1.87	0.038	Brusseau <i>et al.</i> , 1991
t-DCE	1.48	0.016	EPA, 1979
1,1-DCE	1.48	0.016	EPA, 1979
1,1-DCE	2.12	0.065	Rippen, 1984
1,1-DCE	2.67	0.217	Fetter, 1988
VC	0.6	0.0023	EPA, 1979
VC	1.17	0.0082	Rippen, 1984
VC	0.60	0.0023	Schwarzenbach and Westall, 1981

吸附作用使得一部分的污染物分子在傳輸過程中被留置在固相，因此以平流的觀點來看，污染物的移動隨水流動的速度減緩而受到延滯。定義出遲滯係數  $r_f$  來描述速度降低的比例(Srinivasan and Mercer, 1988)：

$$r_f = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \quad (2-8)$$

$\rho_b$  為土壤乾體積質量密度， $\theta$  為土壤體積含水比。

延滯速度則可以表示為：

$$v_c = \frac{v_x}{r_f} \quad (2-9)$$

$v_x$  為 x 方向(水流方向)之平均線性速度。

延滯效應不僅使污染團的移動速度減緩至幾十分之一或幾百分之一，也會使得污染團擴大的速率變慢。然而，污染物並沒有消失，而是吸附在土壤顆粒之上。若污染團繼續往前移動，原本吸附在土壤顆粒上的污染物會因為地下水中的污染濃度降低，而自土壤顆粒上再度釋放出來，以達到新的分配平衡。

### 2.2.3 生物降解作用

以生物反應而言，含水層中有各式各樣的微生物，在適當的條件下，微生物可利用污染物進行代謝反應，含氯有機溶劑在生物系統中的降解機制，可區分為好氧氧化作用（Aerobic oxidation）與厭氧還原脫氯作用（Anaerobic reductive dechlorination），常見反應生成途徑如圖 2-5。

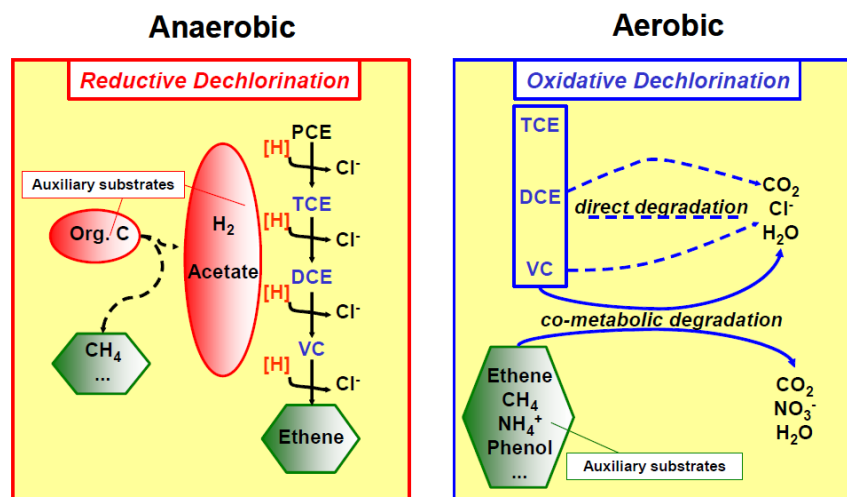


圖 2-5 氯烯類有機物反應生成途徑(Tiehm et al., 2007)

好氧性生物降解作用是利用氧氣為電子接受者，氧化有機污染物，轉化成二氧化碳以獲得能量。一般氧化反應作用存在於污染團前端和靠近地表層溶氧高的區域，而其溶氧濃度有限，往往在嚴重污染場址之地下表層即消耗殆盡，而無法展開全面好氧之生物整治(Alexander, 1999)。厭氧性生物降解作用主要發生於污染團中心，如圖2-6。在缺氧且存在可利用之碳源及電子接受者，以及存在適當的營養鹽、氧化還原電位、Ph值及溫度時，厭氧菌會降解含氯碳氫化合物，將含氯有機污染物作為電子接受者，四氯乙烯接受電子後釋出氯離子，而原本氯離子則由氫取代，使其轉化成中間產物三氯乙烯，然後再脫氯可能轉成為順-1,2-二氯乙烯、反-1,2-二氯乙烯或1,1-二氯乙烯三種同分異構物，其中又以順-1,2-二氯乙烯為主，極少量的反-1,2-二氯乙烯和1,1-二氯乙烯，最後再脫氯轉換成氯乙烯及乙烯，乙烯可能會轉換為乙烷或直接因生物降解氧化為二氧化碳與水(El Fantroussi et al., 1998)。雖然其最終產物是毒性遠較PCE或TCE低的，但過程中產生的VC卻是氯烯類中毒性最高的，PCE與TCE是疑似人類致癌物，但VC是確定人類致癌物。污染場址在污染物傳輸與自然衰減過程中，並非只有濃度降低，因降解後的衍生物DCE與VC的產生，不僅提高污染物的毒性且因為污染物範圍擴大而使得污染場址造成的健康風險大幅提高。

另一方面，在厭氧代謝的過程中，反應產物的含氯量會逐漸減少，使得還原傾向減小，導致DCE與VC進一步的還原脫氯反應速率甚為緩慢(Middeldorp et al., 1999) 導致在污染場址常發現DCE與VC持續存在，反而常已經未能偵測到PCE與TCE。這樣的現象使得污染場址因DCE與VC導致的健康風險疑慮反較PCE與TCE高且持久(Verce et al., 2002)。

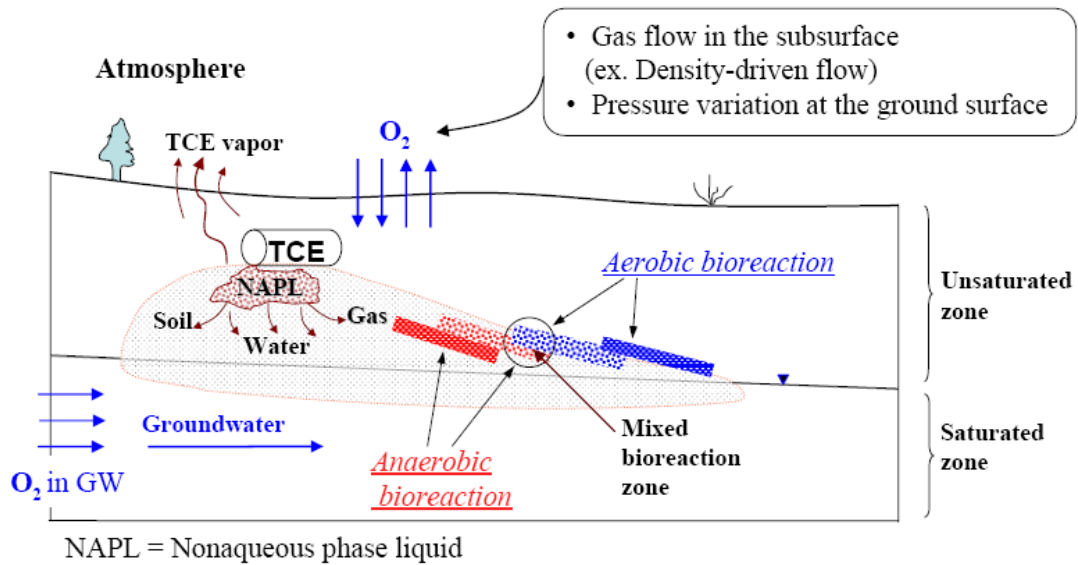
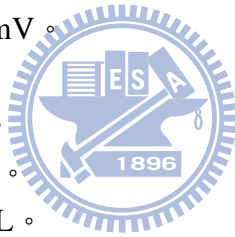


圖2-6 污染團好氧性與厭氧性生物降解作用區域(Jang et al., 2008)

美國環保署的氯化有機化合物之還原性脫氯作用評估準則中概述，加速還原性脫氯作用發生之地下水氧化還原環境主要指標：

1. 氧化還原電位應小於-100 mV。
2. 溶氧應低於0.5 mg/L。
3. 硝酸鹽濃度應小於1 mg/L。
4. 硫酸鹽濃度應低於20 mg/L。
5. 亞鐵離子濃度應高於1 mg/L。
6. 溫度應超過20 °C。
7. 總有機碳含量應大於20 mg/L以提供微生物進行還原性脫氯作用之能量來源。



以上若地下水無這些加速脫氯作用的還原環境，可能促使化合物最後降解成氯乙烯，和污染傳輸之距離增加。

氯烯類含氯有機溶劑，在好氧和厭氧的環境下一階降解反應速率和半衰期的文獻數據，見表 2-5。

表 2-5 氯烯類一階降解反應速率和半衰期的文獻數據

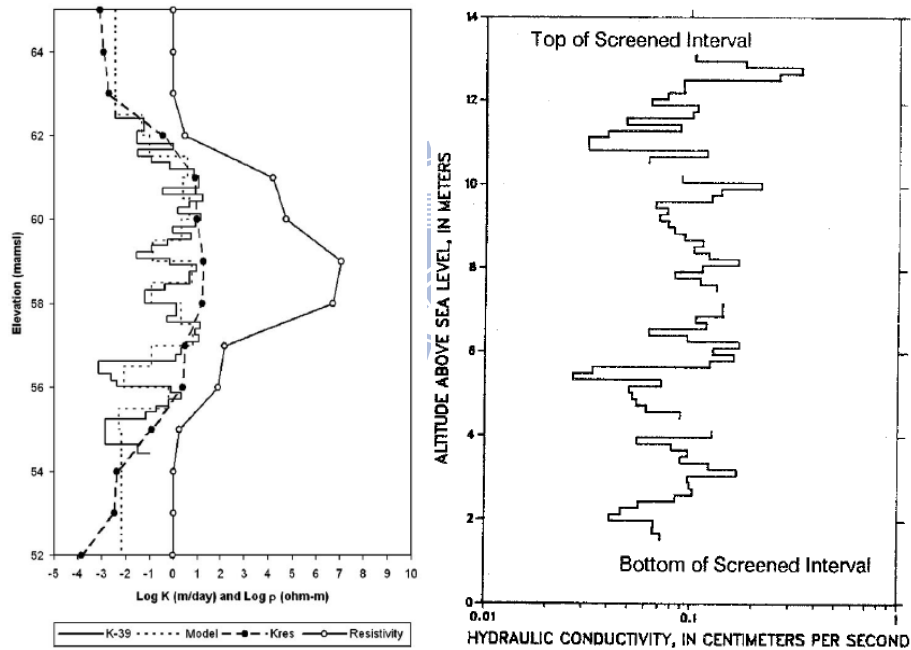
(J.Schaerlaekens et al., 1999)

Solute	$k(d^{-1})$	$t^{1/2}$ (d)	System characteristics	Organic carbon content (%)	$T$ (°C)	Reference
PCE	0-002	347	Aquifer, sand, anaerobic conditions	2.8		Roberts <i>et al.</i> , 1982
PCE	0-0075-0-071	9.8	Anaerobic conditions, sulfate-reducing conditions	0-25	35	Bagley and Gosset, 1990
PCE	0-0079	88	Anaerobic conditions		35	Bouwer <i>et al.</i> , 1981
PCE	0-0021	330				Praamstra, 1996
TCE	0-003	231	Aquifer, sand, anaerobic conditions	2.8		Roberts <i>et al.</i> , 1982
TCE	0-001-0-003	231	<i>In situ</i> aquifer, anaerobe		10	Wilson <i>et al.</i> , 1994
TCE	0-008	693				
TCE	0-008	87	Microcosm, silt/clay/sand, anaerobic conditions	0-34	17	Wilson <i>et al.</i> , 1996
TCE	0-0062	112	Microcosm loamy sand, sulfate reducing	2	25	Barrio-Lage <i>et al.</i> , 1987
TCE	0-004	173	<i>In situ</i> , no addition	1		Poulsen <i>et al.</i> , 1996
TCE	0-0001-0-003	231	Microcosm aquifer, anaerobic conditions			Martin and Imbrigiotta, 1994
TCE	0-0033	6930				
TCE	0-0033	210	Microcosm aquifer, anaerobic conditions			Kleopfer <i>et al.</i> , 1985
TCE	0-006	116	Anaerobic conditions		35	Bouwer <i>et al.</i> , 1981
c-DCE	0-0014-0-002	347	<i>In situ</i> , aquifer, anaerobic conditions		10	Wilson <i>et al.</i> , 1994
c-DCE	0-004	495				
c-DCE	0-004	173	Microcosm sediment, anaerobic conditions		25	Barrio-Lage <i>et al.</i> , 1986
t-DCE	0-0017	408	<i>In situ</i> , aquifer, anaerobic conditions			Wilson <i>et al.</i> , 1994
t-DCE	0-007	99	Microcosm sediment, anaerobic conditions			
1,1-DCE	0-001-0-0026	267	<i>In situ</i> , aquifer, anaerobic conditions			Wilson <i>et al.</i> , 1994
1,1-DCE	0-0084	693				
1,1-DCE	0-0084	83	Alluvial silt/clay/sand, Anaerobic conditions			Wilson, 1996
1,1-DCE	0-0052	133	Microcosm sediment, anaerobic conditions			Barrio-Lage <i>et al.</i> , 1986
1,1-DCE	0-006	116	Microcosm sediment, anaerobic conditions			Barrio-Lage <i>et al.</i> , 1986
VC	0-0005-0-002	347	<i>In situ</i> , aquifer, anaerobic conditions			Wilson <i>et al.</i> , 1994
		1386				

## 2.3 導水度異質性

含水層的流通係數(Transmissivity, T)及儲蓄係數(storage coefficient, S)在水平方向會因水文地質的變化有所不同，亦會因沉積作用產生垂直方向的變異。垂直異質性(vertical heterogeneity)是指水力傳導係數(hydraulic conductivity, K)及比儲蓄係數(specific storativity, Ss)會隨深度(z)改變。有時 K 值隨深度呈現不規則變化(Melville et al., 1991; Butler et al., 2000)；有些則與深度呈正比(Zlotnik and Zurbuchen, 2003; Zemansky and McElwee, 2005)。

Bowling 等人(2006)彙整了在 MADE 場址(Macro-Dispersion Experiment (MADE) site in Columbus, Mississippi, USA)三千多組以孔內流速儀所得之導水度試驗的資料(Boggs et al., 1990; Rehfeldt et al., 1992)，發現在垂直向每隔 15 cm 流速儀量測分析所得的導水度數據在單一井中的差異可達 3 至 4 個數量級 K-39，如圖 2-7(a)；Hess (1989)在另一場址以流速儀量測長篩管監測井典型水平向導水度剖面也顯示出類似的導水度變化範圍，如圖 2-7(b)。McElwee and Zemansky(2007)在 GEMS 場址(Geohydrological Experiment and Monitoring Site(GEMS) site in Douglas, Kansas, USA)利用分層微水試驗的量測技術，於監測井中量測每隔 0.5 m 深的導水度，建立三維的導水度分佈差異約達 1 個數量級 (Zemansky et al., 2005; Ross et al., 2007) ，如圖 2-8。



(a) Bowling et al. (2006)

(b) Hess (1989)

圖 2-7 以流速儀量測所得之垂直向導水度變化

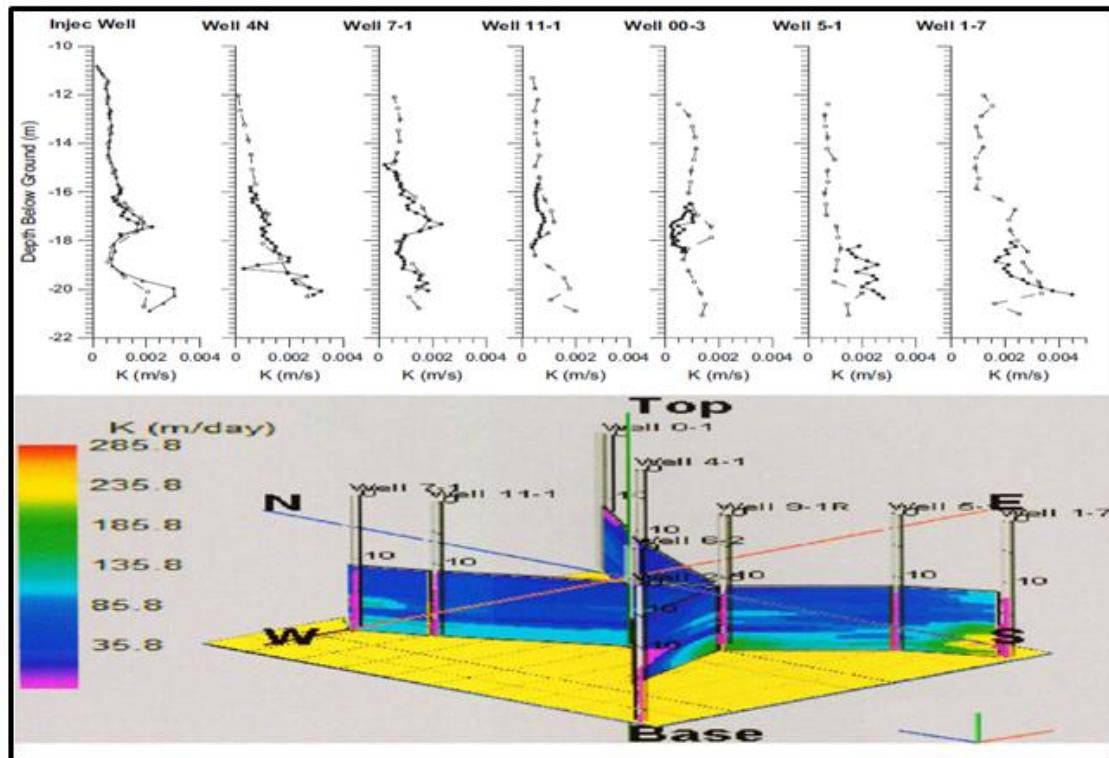


圖 2-8 以分層微水試驗量測所得之三維導水度變化(Ross et al., 2007)

中興工程顧問公司近年來執行環保署計畫的結果，顯示地層中導水度垂直向變異性頗大。依據 2007 年與 2008 年調查結果，各監測井 HPT 壓力值變化顯示地層的複雜性，如圖 2-9，導水度差異可達幾個數量級的粗中砂與粉土、黏土夾雜。因此，雖然這些監測井設井時的地質資料常顯示為砂層，但完井後微水試驗導水度試驗結果卻多半叫接近粉土和黏土的導水度（約  $1 \times 10^{-8} - 1 \times 10^{-6} \text{ m/s}$ ），見表 2-6。亦即，整體微水試驗結果可能因為試驗時水位較低，因此可能錯過導水度較高的地層，導致等效導水度較低；亦可能因為所夾導水度較高的地層較薄，因此微水試驗受透水性較低的地層影響較大。但由污染傳輸的角度來看，卻是由導水度較高的土層控制，污染物傳輸速度和通量遠較低導水度土層快。

表 2-6 環保署監測井計畫 HPT 試驗結果彙整

監測井位置	設井地質記錄	開篩位置 (BGL, m)	土層分布 (BGL, m)	微水試驗導水度 (m/s)	
彰化縣 社頭國小	中細砂	4.3-10.3	1.8~4.5m 中細砂, 4.5~10.5m 黏土或粉土偶夾薄砂層	9.52E-08	行政院環境保護署, 2007
彰化縣 文開國小	中細砂	0.7~6.1	粉土層 2.0~3.0 m 與 4.5~5.5m	1.16E-07	行政院環境保護署, 2007
雲林縣 文光國小 湖口分校	中細砂	3.0~8.7	1.0~3.0 m 中粗砂, 3.0~6.0 m 中粗砂, 6.0~11 m 粉土或粉土質砂	3.20E-06	行政院環境保護署, 2007
台北市 士林國小	細、粗砂	3.11~9.13	1.6~3.0 m 黏土或粉土質黏土, 3.0~9.2 m 粉土或粉土質黏土夾細砂	1.04E-06	行政院環境保護署, 2008
台北市 玉成國小		3.20~9.20	1.4~3.2m 細砂夾黏土, 3.2~4.4 m 粉土或粉土質黏土, 4.2~5.0 m 細砂, 5.0~6.0 m 為粉土質砂或粉土, 6.0~8.0m 為粉土或粉土質黏土, 8.0 m 以下黏土	3.25E-07	行政院環境保護署, 2008
台北縣 德音國小		1.25~7.0	粉土層 2.0~2.8 m 及 4.0~7.0 m	1.47E-07	行政院環境保護署, 2008

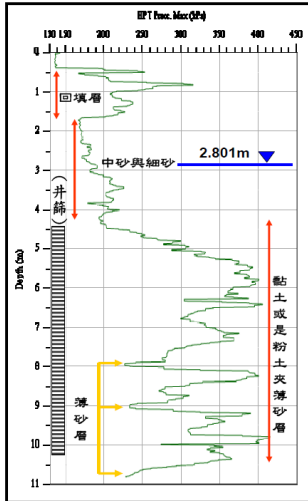


圖 5.4.3-5 彰化社頭國小 HPT 施測結果

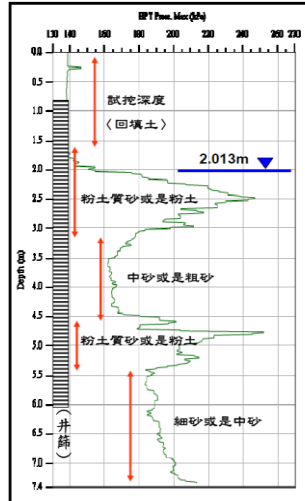


圖 5.4.3-7 彰化文開國小 HPT 施測結果

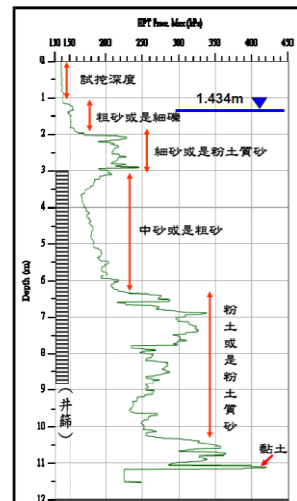


圖 5.4.3-9 雲林文光國小湖口分校 HPT 施測結果

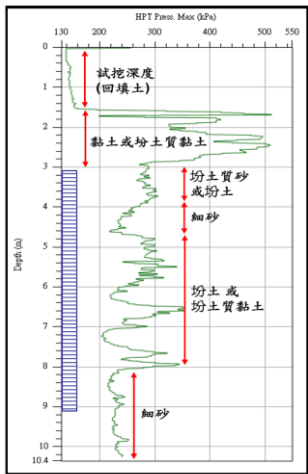


圖 4.1-3 台北市士林國小監測井 HPT 施測結果

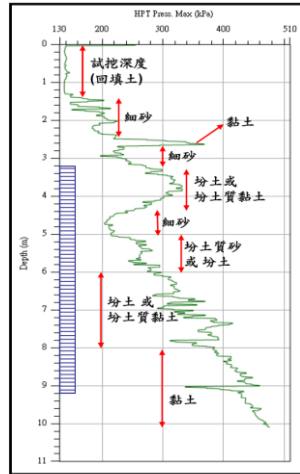


圖 4.1-5 台北市玉成國小監測井 HPT 施測結果

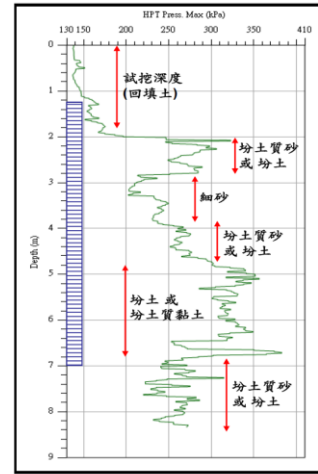


圖 4.1-7 台北縣德音國小監測井 HPT 施測結果

圖 2-9 環保署地下水監測井維護計畫 HPT 試驗結果

傳統上垂直異質性的研究多使用層狀含水層(Layered Aquifers)模式。此模式假設含水層由數個均質、等向、等厚度(b)的次水層(Sublayers)所組成。每一個次水層有其特定的 K 值、Ss 值與 b 值，因此整個含水層的水力傳導係數、比儲蓄係數與厚度呈現離散性的深度變化；亦即， $K(z) = K_i$ ， $S_s(z) = S_{s_i}$ ， $b(z) = b_i$ ， $i = 1, 2, 3, \dots, N$ ，N 代表次水層的數目。就理論上來說，只要有確實的分層導水度數值就可以利用調和平均值、幾何平均值、算數平均值求出含水層的導水度平均值。在所有的土壤力學教科書中均已提出，對於水平向無限寬廣的土層來說，算數平均值和調和平均值分別可代表土層的水平向和垂直向的等效導水度。



$$\text{等效之水平向導水度} \quad k_{h,eq} = \frac{1}{H} \sum k_i \cdot H_i \quad (2-10)$$

$$\text{等效之垂直向導水度} \quad k_{v,eq} = \frac{H}{\frac{H_1}{k_1} + \frac{H_2}{k_2} + \dots + \frac{H_n}{k_n}} \quad (2-11)$$

然而，對於污染物傳輸來說，等效導水度的概念並無法符合水動力延散污染傳疏通量計算的需求，因為水動力延散的現象遠較水的平流複雜，故導水度並非唯一影響傳輸的水文地質參數。此外，在現實狀況中，含水層土層的分層亦非理想化地有水平向的邊界、亦並非在水平向無限延伸。但若要對含水層進行更細密的取樣以充分掌握其異質性再來進行等效導水度的推估，實際上也是不可行的 (Eggleston and Rojstaczer, 1998)。許多研究結果顯示傳統上依據費克定律所導出的平流-延散方程式，雖然可以用來模擬均質含水層中的污染物傳輸，但對於高度異質性的含水層而言，污染物傳輸速度受到導水度較大的偏好流路 (Preferential flow pathways) 宰制，薄層高導水度土壤中的傳輸主導了污染物的分布。

Bowling(2006)以水平向均質導水度(K1)、以地球物理試驗(地電阻)結果推估導水度(K2)、以流速儀推估導水度(K3)的模擬結果與實際污染物分布比較，如圖 2-10。由圖中可知在 K1 假設下污染物濃度往下游平滑遞減，與實際觀測結果出入較大；在 K3 條件下與實際結果較為接近。

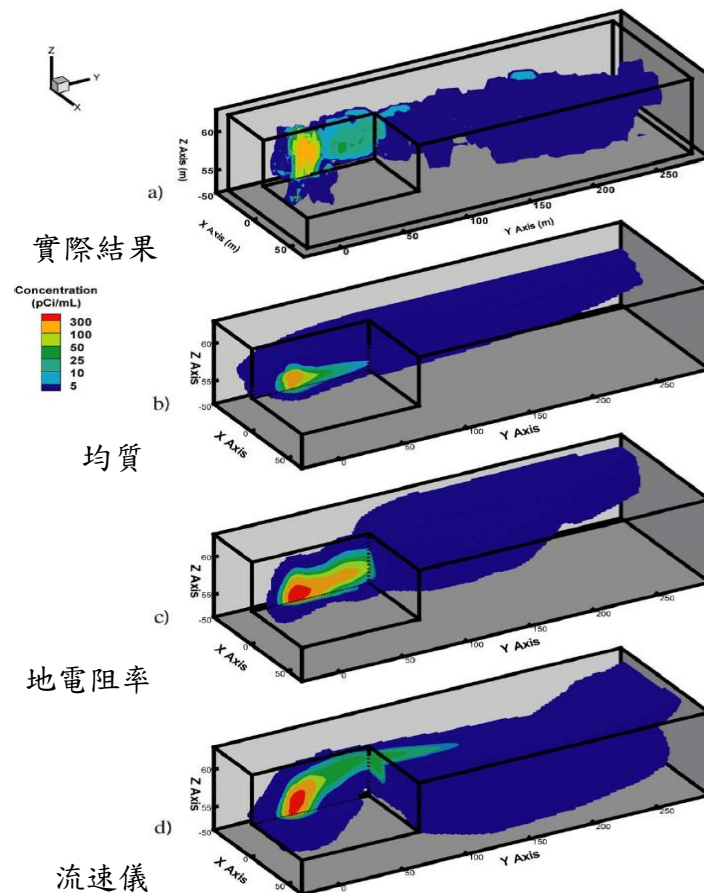


圖 2-10 MADE 場址導水度變異其污染傳輸模擬結果與實際數值之比較  
(Bowling et al., 2006)

因為導水度的空間變異性大，有許多學者就利用導水度在統計上的特性，利用隨機理論(Stochastic theory)將局部導水度視為空間的亂數(Random space function, RSF) (Matheron, 1967 ; Matheron and de Marsily, 1980 ; Gelhar and Axness, 1983 ; Dagan, 1993)再對於污染傳輸進行模擬。即便如此，仍然需要有龐大的導水度數據作為基礎推估所得的含水層導水度分布才具有意義。

## 2.4 土壤與地下水污染場址健康風險評估

風險評估(Risk Assessment)為風險管理的工具，經此過程可預估民眾暴露在不同程度的毒性物質中，對其健康所造成的風險增加程度。透過場址環境、人體暴露狀況及污染狀況之調查，計算人體可能接受之污染物劑量，並透過毒理資料之換算，以科學之數據來判斷可能的致癌率以及是否可能對人體產生直接之傷害。

因此，政府可藉由風險評估建立法規與標準來減少居民受毒性污染物的暴露與所可能導致的健康問題。

我國的土壤及地下水污染整治法，為環境污染事件需進行健康風險評估的法源，其中第 17 條『如因地質條件、污染物特性或污染整治技術等因素，無法整治至污染物濃度低於地下水污染管制標準者，得依環境影響與健康風險評估結果，提出地下水污染整治目標』。這所謂以風險為基礎之決策(Risk Based Decision Making)方式，或以風險為基礎之復育措施(Risk Based Corrective Action, RBCA)，隨美國超級基金法案之推動，成為土壤及地下水污染場址整治之決策工具，而我國也在土水法中採納成為整治方案決策之工具。

雖然我國的「土壤及地下水污染整治法」中採納了可以考慮風險來訂定整治目標的規定，而且亦於 95 年明訂以健康風險評估進行初步評估的辦法，但是從民國 89 年該法公告至今，基於風險評估之結果來選擇整治方案的做法僅有桃園美國無線電舊廠一例，後來仍選擇依管制標準做為整治完成之標準，並沒有被充分的利用；以健康風險評估進行初步評估的案例也僅有台南市統一精工小北加油站、統一精工金華加油站、台南縣永信、新營長榮路、嘉仁加油站、台北台亞新莊及等 6 例，其中僅一案通過免公告為整治場址。相較於 2128 個曾被公告的場址，這樣的數目明顯偏低(吳先琪，2008)。

各國風險評估模式以美國為例，近年來聯邦與各州環保局，以及顧問公司在進行健康風險評估時，經常利用電腦模式之輔助，來完成土壤與地下水污染整治目標之制定。常被引用之模式包括：美國試驗及材料協會(American Society for Testing and Materials, ASTM)於 1995 年發展之 RBCA 模式，USEPA 於 1989 年發表之超級基金場址風險評估準則(Risk Assessment Guidance for Superfund, RAGS)，及美國石油學會(American Petroleum Institute, API)於 1999 年發表之健康風險評估決策支援系統(Exposure and Risk Assessment Decision Support System, DSS)等模式。我國環保署民國 95 年公告之『土壤及地下水污染控制場址健康風險評估評析原則』，於土壤及地下水污染控制場址初步評估辦法第六條，提供作為健康風險評估結果之引用，進一步判斷控制場址是否應公告為整治場址之依據。

### 2.3.1 健康風險評估模式

在風險評估方面，本研究是參考「行政院環境保護署土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」，藉由危害鑑定、劑量反應評估、暴露量評估與風險判定推估，模擬污染場址暴露氣烯類關切污染物的總致癌風險與總非致癌風險。模擬關切污染物為四氯乙烯、三氯乙烯、二氯乙烯和氯乙烯，其中二氯乙烯以順 1,2-二氯乙烯為主來計算其風險值。

風險評估一般是以 NAS-NRC(National Research Council of the National Academy of Sciences)所發展出的評估模式，包括四個步驟:(1)危害性之鑑定(Hazard Identification)。(2)劑量效應之評估(Dose Response Assessment)。(3)暴露程度之評估(Exposure Assessment)。(4)危險性之評估(Risk Characterization)，如圖 2-11。

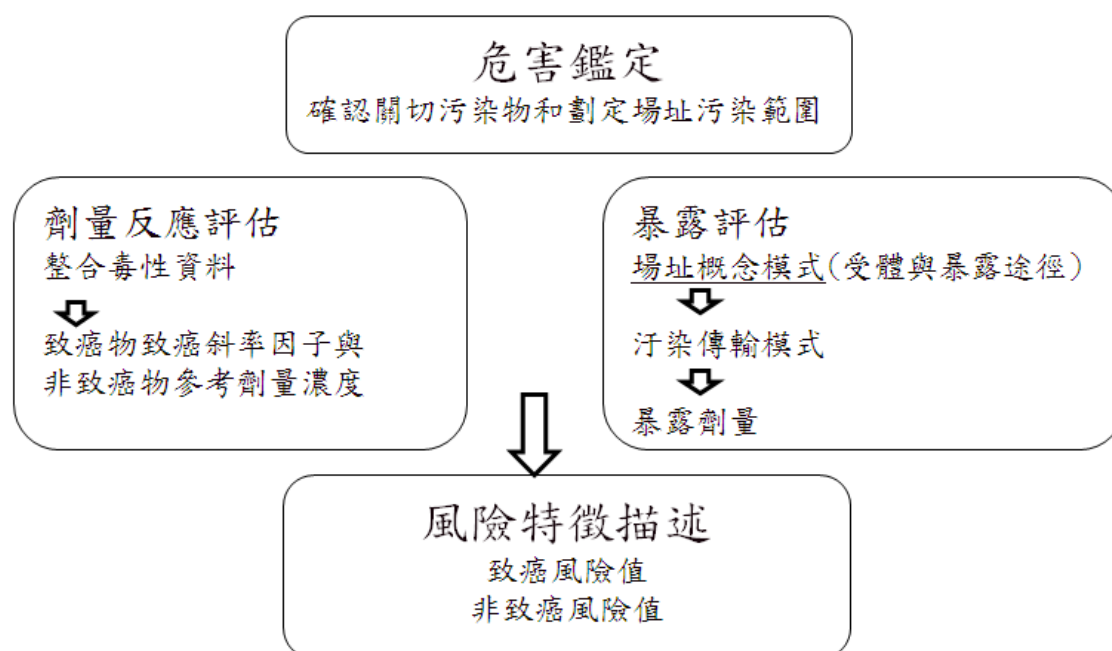


圖 2-11 風險評估模式

### 2.3.2 危害鑑定

危害鑑定為確認關切污染物與判定致癌性及非致癌性，依據國際癌症研究署(IARC)和美國環保署綜合風險資訊系統(IRIS)的致癌性分類標準，4種目標污染物致癌性判定結果為:四氯乙烯為第二A類極可能人體致癌物(IARC Group 2A)，

三氯乙烯也是第二A類極可能人體致癌物（IARC Group 2A），即在動物試驗具充分的證據支持其致癌性，而人類流行病學研究則為有限之證據支持其致癌性。氯乙烯為第一類人體致癌物（IARC Group 1），由人類流行病學研究確定對人體具致癌性。而二氯乙烯為非致癌物，目前無致癌性之相關數據。

### 2.3.3 劑量效應評估

劑量效應評估為計算污染物暴露劑量與毒性反應程度之關係，若污染物毒性屬致癌性物質，應取得該關切污染物之致癌斜率。若具有非致癌性之不良反應，亦應取得其參考劑量。歐美的政府機關針對多種污染物已建置有健康風險評估毒理資料庫，並定時更新。透過查詢國際癌症研究署(IARC)和美國環保署綜合風險資訊系統(IRIS)毒理資料庫，獲得關切污染物之毒性因子，見表2-7。

若是吸收途徑之毒性因子無法於毒理資料庫中取得時，同一個有機物之不同吸收途徑之毒性因子有時可以相互引用，稱為吸收途徑外推(route to route extrapolation)。其中口服吸收毒性因子，可同時於口服、吸入與皮膚接觸三種不同的吸收途徑中使用。

#### 口服(oral)吸收與吸入(inhalation)吸收途徑的換算

致癌毒性因子之轉換公式如下：

$$SF_{oral} = SF_{inh} \times \frac{BW}{IR_{inh}} \quad (2-12)$$

非致癌毒性因子之換算公式如下：

$$RfD_{oral} = RfC \times \frac{IR_{inh}}{BW} \quad (2-13)$$

$$SF_{oral} : \text{口服吸收致癌斜率} \frac{1}{\text{mg} / \text{kg} - \text{day}}$$

$$SF_{inh} : \text{吸入吸收致癌斜率} \frac{1}{\text{mg} / \text{m}^3}$$

$RfD_{oral}$  : 口服吸收參考劑量 ( $mg/kg-day$ )

$RfC$  : 吸入吸收參考濃度 ( $mg/m^3$ )

$IR_{inh}$  : 呼吸速率 ( $m^3/day$ )

$BW$  : 體重 ( $kg$ )

### 口服(oral)吸收與皮膚接觸(dermal)吸收途徑的換算

致癌毒性因子之轉換公式如下：

$$SF_{dermal} = \frac{SF_{oral}}{ABS_{GI}} \quad (2-14)$$

非致癌毒性因子之換算公式如下：

$$RfD_{dermal} = RfD_{oral} \times ABS_{GI} \quad (2-15)$$

$RfD_{dermal}$  : 皮膚接觸吸收參考劑量 ( $mg/kg-day$ )

$RfD_{oral}$  : 口服吸收參考劑量 ( $mg/kg-day$ )

$SF_{dermal}$  : 皮膚接觸吸收致癌斜率  $\frac{1}{mg/kg-day}$

$SF_{oral}$  : 口服吸收致癌斜率  $\frac{1}{mg/kg-day}$

$ABS_{GI}$  : 消化道吸收分率 (unitless)

消化道吸收分率大於或等於0.5時，則可以免除轉換的過程，直接以口服吸收之毒性因子為皮膚接觸吸收之毒性因子。

表 2-7 關切污染物毒性因子

	非致癌參考劑量 (mg/kg-day)			致癌斜率因子 $\frac{1}{\text{mg/kg-day}}$		
	口服	吸入	皮膚接觸	口服	吸入	皮膚接觸
四氯乙烯 (PCE)	1.00E-02 (IRIS)	3.6E-02	1.00E-02	5.1E-02 (USEPA)	1.42E-02	5.1E-02
三氯乙烯 (TCE)	3E-04 (USEPA)	1.1 E-03	3E-04	4.00E-01 (USEPA)	1.11 E-01	4.00E-01
順-1,2-二氯乙烯 (cis-1,2-DCE)	1.00E-02 (USEPA)	3.6E-02	1.00E-02 (USEPA)	--	--	--
氯乙烯 (VC)	3.00E-03 (IRIS)	1.00E-01 (IRIS)	3.00E-03	1.5 (IRIS)	4.17E-01	1.5E-01

### 2.3.4 暴露評估

暴露評估為探討人體是否有暴露於土壤、地下水污染環境之機會及程度，即判斷關切污染物經由何途徑而被人體吸收，再計算進入人體的劑量。對於暴露途徑的規範，採用原則性說明。根據評估可能發生的暴露途徑，模擬場址以地下水污染溶質傳輸模式，估計關切污染物由原先污染源存在的環境介質，經傳輸移動至受體所在環境介質所發生的濃度變化。獲得受體所在環境介質之關切污染物濃度後，再進行關切污染物經由各暴露途徑進入人體之劑量估計。

受體暴露於受污染地下水的可能途徑有4條：途徑1為飲用受污染地下水遊口服吸收；途徑2為使用受污染地下水作為洗澡用途，水中有害物質汽化後經吸入吸收；途徑3為使用受污染地下水做為日常清洗用途，水中有害物質汽化後經吸入吸收；途徑4為使用受污染地下水作為洗澡或日常清洗用途，水中有害物質經皮膚接觸吸收。

各暴露途徑之關切污染物暴露量計算過程中參數數值的來源，一部份是參照USEPA給定的值；一部份和生活習慣相關的參數是根據當地居民生活習慣，取自我國環保署健康風險評估評析方法，如表 2-8、2-9、2-10、2-11 所示。

表 2-8 飲用受污染地下水並經由口服吸收之暴露劑量(USEPA, 1989)

$$Intake_{oral-water} = \frac{C_{water} \times IR_{oral-water} \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2-16)$$

參數代號	參數名稱	數值	單位
$Intake_{oral-water}$	口服吸收暴露劑量	--	mg/kg-day
$C_{water}$	地下水中關切污染物濃度	--	mg/L
$IR_{oral-water}$	飲水量	成人, 3	L/day
EF	暴露頻率, 一年暴露的天數	住宅區, 350	day/year
ED	暴露期間, 暴露的總年數	成人住宅區, 24	year
BW	體重	成人, 61.67	Kg
AT	暴露發生之平均時間(致癌)	27,375(365 天×75 年)	day
	暴露發生之平均時間(非致癌)	ED×EF	day

表 2-9 使用受污染地下水作為洗澡用途, 水中關切污染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量(USEPA, 1989)

$$Intake_{inh-water(shower)} = \frac{([C_{a1} \times B \times t_1] + [C_{a2} \times B \times t_2]) \times EV_{shower} \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2-17)$$

參數代號	參數名稱	數值	單位
$Intake_{inh-water(shower)}$	吸入吸收暴露劑量	--	mg/kg-day
$C_{a1}$	淋浴時空氣中關切污染物濃度	--	mg/m <sup>3</sup>
$C_{a2}$	淋浴後空氣中關切污染物濃度	--	mg/m <sup>3</sup>
B	呼吸速率	成人, 1 (洗澡時, 呼吸 速率較高)	m <sup>3</sup> /hour
$t_1$	每次淋浴時間	0.5	hour
$t_2$	每次淋浴後仍待在浴室中的時間	0.2	hour
$EV_{shower}$	淋浴次數	1	1/day
BW	體重	成人, 61.67	kg
EF	暴露頻率, 一年暴露的天數	住宅區, 350	day/year
ED	暴露期間, 暴露的總年數	成人住宅區, 24	year
AT	暴露發生之平均時間(致癌)	27,375(365 天 ×75 年)	day



	暴露發生之平均時間(非致癌)	ED×EF	day
$C_{a1} = \frac{1}{2} \times \frac{(C_{water} \times f \times F_w \times t_1)}{V_a} \times CF$			
(2-18)			
$C_{a2} = \frac{(C_{water} \times f \times F_w \times t_2)}{V_a} \times CF$			
(2-19)			
參數代號	參數名稱	數值	單位
$C_{water}$	地下水中關切污染物濃度	--	mg/L
f	蒸散分率	0.75	unitless
$F_w$	水流速率	300	L/hour
$V_a$	浴室容積	3000	L
CF	單位轉換因子	$10^3$	$L/m^3$

表 2-10 使用受污染地下水作為日常清洗用途，水中關切污染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量(USEPA, 1989)

$Intake_{inh-water(wash)} = \frac{C_{air} \times IR_{inh} \times EF \times ED}{BW \times AT}$			
(2-20)			
參數代號	參數名稱	數值	單位
$Intake_{inh-water(wash)}$	吸入吸收暴露劑量	--	mg/kg-day
$C_{air}$	空氣中關切污染物濃度	--	$mg/m^3$
$IR_{inh}$	呼吸速率	成人, 17.14	$m^3/day$
EF	暴露頻率，一年暴露的天數	住宅區, 350	day/year
ED	暴露期間，暴露的總年數	成人住宅區, 24	year
BW	體重	成人, 61.67	kg
AT	暴露發生之平均時間(致癌)	27,375(365 天 × 75 年)	day
	暴露發生之平均時間(非致癌)	ED×EF	day

$C_{air} = \frac{WHF \times C_{water} \times f}{HV \times ER \times MC} \times CF \quad (2-21)$			
參數代號	參數名稱	數值	單位
WHF	每天用水流量	1000	L/day
f	蒸散分率	0.75	unitless
HV	室內容積	307937	L
ER	室內換氣率	21.6	air changes/day
MC	為空氣混合係數	0.15	unitless
CF	單位轉換因子	10 <sup>3</sup>	L/m <sup>3</sup>

表 2-11 使用地下水作為洗澡或日常清洗用途，水中關切污染物經皮膚接觸吸收之暴露劑量(USEPA, 2004)

$Intake_{dermal-water} = \frac{DA_{event} \times EV_{shower} \times ED \times EF \times SA}{BW \times AT} \quad (2-22)$			
參數代號	參數名稱	數值	單位
$Intake_{dermal-water}$	皮膚接觸吸收暴露劑量	--	mg/kg-day
$DA_{event}$	每次事件發生之暴露劑量	--	mg/cm <sup>2</sup>
$EV_{shower}$	事件發生頻率	1	1/day
EF	暴露頻率，一年暴露的天數	住宅區, 350	day/year
SA	身體表面積	17300	cm <sup>2</sup>
ED	暴露期間，暴露的總年數	成人住宅區, 24	year
BW	體重	成人 61.67	kg
AT	暴露發生之平均時間(致癌)	27,375(365 天 ×75 年)	day
	暴露發生之平均時間(非致癌)	ED×EF	day
$DA_{event} = 2 \times FA \times K_p \times C_{water} \times \sqrt{6 \times \frac{\tau_{event} \times t_1}{\pi}} \times CF \quad \text{若 } t_1 \leq 2.4\tau_{event} \quad (2-23)$			
$DA_{event} = FA \times K_p \times C_{water} \times \left[ \frac{t_1}{1 + B_{dermal}} + 2 \times \tau_{event} \times \left( \frac{1 + 3 \times B_{dermal} + 3 \times B_{dermal}^2}{(1 + B_{dermal})^2} \right) \right] \times CF \quad \text{若 } t_1 > 2.4\tau_{event} \quad (2-24)$			
參數代號	參數名稱	數值	單位
$C_{water}$	地下水中關切污染物濃度	--	mg/L

$t_1$	一次經皮膚接觸的時間	0.5	hour
CF	單位轉換因子	$10^{-3}$	L/cm <sup>3</sup>
FA	吸收分率	DCE, 1 PCE, 1 TCE, 1 Vc, 1	unitless
$K_p$	滲透係數	PCE, 3.34E-02 TCE, 1.2E-02 DCE, 7.7E-03 Vc, 5.6E-03	cm/hour
$\tau_{event}$	皮膚接觸吸收的延遲時間	DCE, 0.37 PCE, 0.91 TCE, 0.58 VC, 0.24	hour
$B_{dermal}$	關切污染物對於角質表皮層的相對滲透係數	DCE, 0 PCE, 0.2 TCE, 0.1 VC, 0	unitless

### 2.3.5 風險特徵描述

風險特徵描述為綜合上述三項步驟進行綜合性評估，將風險予以量化，風險計算分為致癌風險與非致癌風險計算。因致癌污染物同樣具有非致癌危害效應，因此在計算非致癌風險時也計算致癌污染物對受體產生的非致癌風險。

#### 一、 致癌風險計算

首先將關切污染物所通過的口服、吸入、皮膚接觸各不同吸收途徑一生中的總暴露量，然後乘以相應吸收途徑的致癌斜率，計算得出該污染物各不同吸收途徑的致癌風險。然後，將各不同吸收途徑的致癌風險相加，得到該污染物的各暴露途徑的總致癌風，即為受體一生中因暴露於特定污染物中所致的總致癌風險。行政院環保署規定總致癌風險應小於  $10^{-6}$ ，表示受體所承受的致癌風險為可接受範圍，若高於時  $10^{-6}$ ，應提出最佳可行風險管理策略，並經行政院環保署影響評估審查委員會認可(行政院環保署，2010)。

1. 口服吸收途徑之風險計算:

$$R_{oral} = Intake_{oral-water} \times SF_{oral} \quad (2-25)$$

$R_{oral}$ : 經由口服吸收暴露途徑之致癌風險

$Intake_{oral-water}$ : 一生中平均每人每天每公斤經由飲用地下水吸收關切污染物之暴露劑量

$SF_{oral}$ : 經由口服吸收關切污染物之致癌斜率

2. 吸入吸收途徑之風險計算:

$$R_{inh} = Intake_{inh-water(total)} \times SF_{inh} \quad (2-26)$$

$R_{inh}$ : 經由吸入吸收暴露途徑之致癌風險

$Intake_{inh-water(total)}$ : 一生中平均每人每天每公斤經由吸入吸收地下水蒸氣之關切污染物之暴露劑量, 包括洗澡用途及日常清洗用途經吸入吸收之暴露劑量

$SF_{inh}$ : 經由吸入吸收關切污染物之致癌斜率

3. 皮膚接觸吸收途徑之風險計算:

$$R_{dermal} = Intake_{dermal-water} \times SF_{dermal} \quad (2-27)$$

$R_{dermal}$ : 經由皮膚接觸吸收暴露途徑之致癌風險

$Intake_{dermal-water}$ : 一生中平均每人每天每公斤經由皮膚接觸吸收地下水中關切污染物之暴露劑量

$SF_{dermal}$ : 經由皮膚接觸吸收關切污染物之致癌斜率

4. 各關切污染物經由各暴露途徑之總致癌風險則為:

$$R_{total} = \sum R_{oral} + \sum R_{inh} + \sum R_{dermal} \quad (2-28)$$

$R_{total}$ : 總致癌風險, 即為受體一生中因暴露於污染物中所致之致癌風險

## 二、 非致癌風險計算

非致癌風險又稱為危害商數, 首先將關切污染物所通過的口服、吸入、皮膚接觸各不同吸收途徑的暴露量, 除以相應吸收途徑的參考劑量, 計算得出該污染物各不同吸收途徑的危害商數, 表示一生中每次暴露環境下暴露濃度不可超過規定參考劑量。然後再將各不同吸收途徑的危害商數相加, 得到該污染物各暴露途

徑的總非致癌風險值。行政院環保署規定總非致癌風險應小於 1，表示受體所承受的非致癌風險為可接受範圍，若大於 1，則表示暴露劑量超過閾值可能產生毒性(行政院環保署，2010)。

1. 口服吸收途徑之危害商數計算:

$$HQ_{oral} = \frac{Intake_{oral-water}}{RfD_{oral}} \quad (2-29)$$

$HQ_{oral}$ ：口服吸收暴露途徑之非致癌風險

$Intake_{oral-water}$ ：一生中平均每人每天每公斤經由飲地下水吸收關切污染物暴露途徑之暴露劑量

$RfD_{oral}$ ：某一非致癌物之口服吸收之參考劑量

2. 吸入吸收途徑之危害商數計算:

$$HQ_{inh} = \frac{Intake_{inh-water(total)}}{RfD_{inh}} \quad (2-30)$$

$HQ_{inh}$ ：吸入吸收暴露途徑之非致癌風險

$Intake_{inh-water(total)}$ ：一生中平均每人每天每公斤經由吸入吸收地下水蒸氣之關切污染物之暴露劑量，包括洗澡用途及日常清洗用途經吸入吸收之暴露劑量

$RfD_{inh}$ ：某一非致癌物之吸入吸收之參考劑量

3. 皮膚接觸吸收途徑之危害商數計算:

$$HQ_{dermal} = \frac{Intake_{dermal-water}}{RfD_{dermal}} \quad (2-31)$$

$HQ_{dermal}$ ：皮膚接觸暴露途徑之非致癌風險

$Intake_{dermal-water}$ ：一生中平均每人每天每公斤經由皮膚接觸地下水吸收關切污染物之暴露劑量

$RfD_{dermal}$ ：某一非致癌物之皮膚接觸吸收參考劑量

4. 各關切污染物經由各暴露途徑之危害指數(Hazard Index, HI)則為：

$$HI = \sum HQ_{oral} + \sum HQ_{inh} + \sum HQ_{dermal} \quad (2-32)$$

此危害指數(HI)即為受體一生中因暴露於各關切污染物所致的非致癌風險。

## 2.5 數值模擬

國內外已有多種數值模擬軟體，均可選擇模擬不同污染物傳輸或降解行為的模式。應用於模擬污染場址地下水污染團傳輸速度與濃度分佈，提供場址內外整治與風險評估之工具。國內外目前常用於地下水污染傳輸模擬數值模式之介紹，如表2-13。其中地下水溶質傳輸模擬當中，又發展出符合地下水環境，多組污染物和地下水質之間化學反應和降解反應作用之模式，以下也分別介紹RT3D、SEAM3D、PHT3D之反應模組。而目前可用的圖形化輸出入界面中，有PMWin、Groundwater Vistas、Visual Modflow、GMS、Petra Sim等地下水模擬軟體配合其使用之污染傳輸數值模式，見表2-14。黃佳雯(2005)研究顯示地下水溶質傳輸機制中藉數值模擬軟體MT3DMS、FEMWATER、AT123D來評估導水度的敏感度，發現在水文地質參數中導水度為敏感度最高的參數。

RT3D、SEAM3D、PHT3D都是改良於MT3DMS模式地下水溶質傳輸平流延散數值模型，使地下水環境中生化反應變化更貼近實際模擬情境，但模式的發展各有不同之使用情況與目的。

一、 RT3D (Reactive Multispecies Transport in 3-Dimensional Groundwater Systems)模式提供常見之化學反應模組，主要分成六種化學反應模組，且可自訂化學反應模組：

1. 模擬BTEX碳氫化合物和地下水含氧量作用，氧化降解反應模組。
2. 模擬BTEX碳氫化合物生物降解反應模組，如圖2-12，包含電子接受者如 $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $Fe_3^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $CO_2$ 。
3. 模擬固相與液相分配作用和降解模式。

4. 模擬細菌生化反應影響電子接受者和電子供應者生物降解作用。
5. PCE/TCE/DCE/VC序列式厭氧還原脫氯作用一階降解反應模組。
6. PCE/TCE/DCE/VC好氧氧化反應和厭氧還原脫氯反應一階降解反應模組。

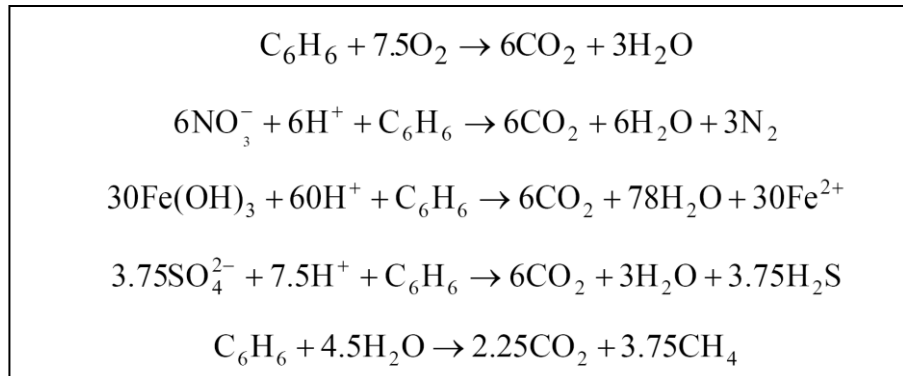


圖 2-12 RT3D 碳氫化合物生物降解反應式(Clement, 1997)

二、 SEAM3D (Sequential Electron Acceptor Model 3-Dimensions)數值模型模擬三維地下水溶質傳輸，包含序列式生物降解和電子接受者還原反應。處理複雜的生物降解問題，包含多組電子供應者和電子接受者之間的反應作用。此模式主要為模擬地下水氧化還原環境中，LNAPL和DNAPL與地下水質之間生化反應的模組。化學物質包含MTBE、BTEX、PCE、TCE、DCE、VC、含氧量、氯鹽、硝酸鹽、硫酸鹽、甲烷、鐵、錳等之間交互作用之模組設定，如表2-12。SEAM3D也包含內建NAPL有效溶解率溶解作用，基於NAPL成分複雜，各種有機溶劑於地下水有效溶解度之不同，而發展NAPL有效溶解量之設定。

表2-12 SEAM3D模擬電子接受者生物降解作用最終產物

(Widdowson, 2001)

x, y <sup>1</sup>	Microbial Population	$le^2$	EA	Utilization Possibly Inhibited by	End Products <sup>3</sup>
x=1	Strict aerobes	1	O <sub>2</sub>	--	H <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub>
x=2	Facultative NO <sub>3</sub> reducers	1	O <sub>2</sub>	--	H <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub>
		2	NO <sub>3</sub>	O <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>
x=3	Anaerobic Mn(IV) reducers	3	Mn(IV)	O <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub>	Mn(II)
x=4	Anaerobic Fe(III) reducers	4	Fe(III)	O <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> , Mn(IV)	Fe(II)
x=5	Anaerobic SO <sub>4</sub> reducers	5	SO <sub>4</sub>	O <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> , Mn(IV), Fe(III)	HS <sup>-</sup>
x=6	Anaerobic methanogens	6	CO <sub>2</sub>	O <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> , Mn(IV), Fe(III), SO <sub>4</sub>	CH <sub>4</sub>
x=7	Aerobic methanotrophs	1	O <sub>2</sub>	--	H <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub>
y=1	PCE/TCE reducers		PCE/TCE	O <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> , Mn(IV), Fe(III), SO <sub>4</sub>	Cl
y=2	cis-DCE/VC reducers		DCE/VC	O <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> , Mn(IV), Fe(III), SO <sub>4</sub>	Cl, C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> <sup>4</sup>

Note: The EAs are listed in order of highest (1, oxygen) to lowest Gibbs free energy provided. Use of each EA is inhibited by the presence of an EA that provides higher energy.

<sup>1</sup> Subscript for microbial group (x = SEAM3D Biodegradation Package, y = SEAM3D RDP)

<sup>2</sup> Subscript for valid EA within a microbial group

<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> are not simulated in SEAM3D

<sup>4</sup> Ethene (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) is an end product of vinyl chloride reduction.

### 三、 PHT3D (A Reactive Multicomponent Transport Model for Saturated

Porous Media)，此數值模型為結合兩種模式所發展而成，MT3DMS (v5.2)模擬污染物質於地下水傳輸和PHREEQC-2 (v2.14)水質化學反應模組。模式模擬地下水環境中，水質化學物質對地下水污染溶質傳輸之作用，其平衡與動態反應如NAPL生物降解作用氧化還原反應，模擬也包含礦物質溶解和沉澱作用平衡反應、動態變化，陽離子(Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>等)交換平衡反應，複合物化學平衡反應。模式提供各種水質參數設定，完整模擬地下水質環境與污染物質交互作用。



表 2-13 模式介紹

模式	用途目的
MT3DMS	地下水三維溶質傳輸模型，簡單的單成分污染物降解反應和吸附作用(Zheng and Wang, 1999)。
RT3D	模擬地下水中多種化合物三維反應傳輸模式，內建六組化學反應模式，內含 LNAPL 和 DNAPL 且可自定化學反應模式(Clement, 1997)。
SEAM3D	模擬複雜的生物降解行為，包含多組電子供應者和多組電子接受者之化學反應和溶質汙染傳輸模擬(Widdowson, 2001)。
UTCHEM	模擬飽和和非飽和地下水流 NAPL 三維多相流、多成分組成的傳輸模式(UTA, 2000.)。
ART3D	三維解析解法溶質傳輸模型，可以很快找到模型區域中任一點的精確解(Clement, 2001)。
FEMWATER	模擬飽和和非飽和地下水流和溶質傳輸的三維有限元素模型，還可用於模擬鹹水入侵等密度變化的水流和傳輸問題(Yeh, 1996)。
PHT3D	內建地下水環境水質成分和化學反應程式，多種汙染物化學變化溶質汙染傳輸模式(Prommer, 2001)。
MODFLOW-SURFACT	模擬三維水流、NAPL 和溶質傳輸，包含不同汙染物和降解行為，及飽和與非飽和水流之傳輸模型(Hydrogeologic Inc. 1996)。
TOUGH2	放射性核種之熱傳模擬。氣相與液相之熱傳現象，可模擬非等溫之多相、多成分之地下水流與溶質傳輸(Pruess, 1999)。
T2VOC	地下水層中之傳輸、揮發、溶解與吸附等，可考慮多相系統之傳輸(Pruess, 1995)。
TMVOC	多相系統之傳輸，考慮熱傳對於溶質傳輸之影響、VOCs 之吸附、揮發、溶解與生物降解，內建多種 VOC 可供使用(Pruess, 2002)。

表 2-14 圖形化介面軟體對應可用之模式

圖形化介面軟體	污染物傳輸數值模式
Groundwater Modeling System, GMS	MT3DMS、RT3D、SEAM3D、UTCHEM、ART3D、FEMWATER、MODFLOW-SURFACT
Visual Modflow	MT3DMS、RT3D、PHT3D、MODFLOW-SURFACT
Groundwater Vistas	MT3DMS、RT3D、MODFLOW-SURFACT
PMWin	MT3DMS、RT3D、PHT3D
Petra Sim	TOUGH2、T2VOC、TMVOC

### 第三章 研究方法

本研究使用污染傳輸模擬軟體為 MODFLOW+RT3D，用以模擬溶解相 DNAPL 質變轉換與長期傳輸。藉由 RT3D 模擬污染物傳輸，變動導水度垂直向異質性分佈，設定各種可能導水度水平分層。經由數值模擬污染傳輸結果，觀察特定距離觀測井的濃度隨時間的分佈。假設場址於此模擬地下水污染傳輸暴露途徑下，為危害人體健康風險之暴露濃度，然後採用我國環保署健康風險評估評析方法中的暴露參數與暴露模式來計算風險值。本研究關切污染物為四氯乙烯、三氯乙烯、二氯乙烯和氯乙烯，因為二氯乙烯降解的產物為順 1,2-二氯乙烯、反 1,2-二氯乙烯、1,1-二氯乙烯，其中又以順 1,2-二氯乙烯為主，極少量的反 1,2-二氯乙烯、1,1-二氯乙烯。所以於健康風險評估中模擬降解的二氯乙烯產物以順 1,2-二氯乙烯為主來計算其風險值。

此論文分別藉由一假設場址與一國內著名含氯有機溶劑污染場址做為模擬案例之研究，如圖 3-1。此一假設場址為常見含氯有機溶劑污染場址的設定，場址的參數和導水度垂直向變異性分佈做為此次研究案例的參考。另外，選定現今含氯有機溶劑污染整治場址案例，做為此次研究論文的案例討論。研究模擬導水度垂直向異質性分佈，影響場址污染濃度分佈與健康風險評估之程度。嘗試探討微水試驗結果其垂直向異質性與均質性的導水度分佈對於污染傳輸與健康風險的影響，來評估水文地質調查的精確性對於污染場址的重要性，風險評估結果也可做為地下水污染管制之參考與比較。

## 研究方法

- ※ 藉由 MODFLOW 和 RT3D 模擬 24 年假設場址與實際案例場址地下水溶質汙染傳輸行為。
- 1. 假設場址參數設定與四種假設情境
  - 情境一：24 年 PCE 連續注入 100mg/L，1 m<sup>3</sup>/day，有還原脫氯反應。
  - 情境二：24 年 PCE 連續注入 100mg/L，1 m<sup>3</sup>/day，無還原脫氯反應。
  - 情境三：10 年 PCE 連續注入 100mg/L，1 m<sup>3</sup>/day，有還原脫氯反應。
  - 情境四：10 年 PCE 連續注入 100mg/L，1 m<sup>3</sup>/day，無還原脫氯反應。
- 2. 實際案例場址參數設定，污染情境為 24 年 PCE 連續注入 100mg/L，1 m<sup>3</sup>/day，TCE 連續注入 1000mg/L，1 m<sup>3</sup>/day，有還原脫氯反應。
- ※ 模擬的變化條件：
  - 設定各種導水度可能水平分層之情境做系統性的分析。
- ※ 模擬結果計算各觀測井平均濃度與健康風險值。

## 研究結果

1. 情境一假設條件下，模擬均質和垂直向異質性導水度，各觀測井濃度與風險之差異。
2. 情境二假設條件下，模擬均質和垂直向異質性導水度，各觀測井濃度與風險之差異。
3. 四種假設情境均質導水度模擬，各觀測井濃度與風險之差異。
4. 實際案例場址假設條件下，模擬均質和垂直向異質性導水度，各觀測井濃度與風險之差異。

## 結論與建議

圖 3-1 研究內容流程圖

### 3.1 模式簡介

本研究使用 Visual MODFLOW 軟體，涵蓋了地下水流模式 MODFLOW 和 MODPATH，汙染傳輸模式 MOC3D、MT3D、MT3DMS、RT3D 的功能，可模擬現場的水流狀況與汙染物傳輸現象。Visual MODFLOW 係以圖形界面作為資料之輸出、輸入及轉移，並提供了完善之介面工具，親和力極高，並可完全配合 PC Window 操作，且可以二維和三維之方式呈現結果。

### 3.1.1 地下水流數值模式

本研究選定以美國地質調查所(USGS)所研發之 MODFLOW 為地下水流模擬程式(McDonald and Harbaugh, 1988)，MODFLOW 該程式可解二維及三維之飽和層地下水流問題，含水層之種類可為自由、受壓、半受壓含水層，依地質特性分類可為均質、非均質及等向性、非等向性含水層。並可搭配 RT3D、MT3D、MT3DMS 及 MOC3D 等水質模式，進行水質傳輸模擬。MODFLOW 核心所考量之，三維飽和地下水流可以下列之偏微分方程式來表示：

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(k_{xx}\frac{\partial h}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(k_{yy}\frac{\partial h}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(k_{zz}\frac{\partial h}{\partial z}\right)-W=S_s\frac{\partial h}{\partial t} \quad (3-1)$$

其中

$K_{xx}, K_{yy}, K_{zz}$ ：沿主軸  $X, Y, Z$  方向的透水係數 ( $LT^{-1}$ )

$h$ ：壓力水頭 (L)

$W$ ：單位體積的體積流率，代表源匯項 (Sources/Sinks)( $T^{-1}$ )

$S_s$ ：孔隙介質的比儲水量 ( $L^{-1}$ )

$t$ ：表時間(T)



MODFLOW 程式乃利用有限差分法(Finite Difference Approach)解水流控制方程式，並採用格塊中心法的方式(Block Centered)。上述控制方程式公式(3-1)，經有限差分法作離散化後求得其數值方程式，再結合含水層系統之邊界條件及起始條件等資訊，則可解此一地下水流場問題。研究流程為建立一穩態地下水流數值模式，以模擬假設場址及周圍之地下水流況，並在此穩態地下水流況條件下，模擬溶質之傳輸。

### 3.1.2 污染傳輸模式

建立地下水流模式後，污染傳輸模式即建立在穩態地下水流場上。假設場址所模擬之水質為地下水含氯有機溶劑之濃度變化，並藉著吸附模式和降解模式來實際模擬含氯有機溶劑之吸附及降解的結果。

對於污染物的宿命而言，由貝泰太平洋西北國家實驗室（Battelle Pacific Northwest National Laboratory）發展的 RT3D 是目前最為完整的模式。RT3D 是 MT3DMS 的改良版，目前廣為使用之三維地下水溶質傳輸模式，極易與其他地下水流模式整合，尤其與 MODFLOW 配合最為適當。因此利用 MODFLOW 模擬所得之地下水流場加上溶質本身的反應狀況，即可模擬出本區水質濃度於地下水流中傳輸擴散之行為，並可配合各種情況方案，預測未來可能之水質濃度傳輸行為。而 RT3D 可針對溶質之化學反應如降解、吸附等過程加以模擬；在吸附方面，細分為線性、非線性(包括 Freundlich 及 Langmuir 吸附);在降解方面，內建多種污染物降解化學反應式，所以考量比較污染團 DNAPL 吸附現象和降解現象的結果，故本研究選定 RT3D 為污染傳輸模式。

RT3D 化學反應模組內建了許多污染物化學反應，且容許最多使用者自行設定化學反應。RT3D 非常適用於模擬污染物自然衰減和生物整治。在這些化學反應中，LNAPL 中的 BTEX 的降解以及 DLNAPL 中的含氯有機溶劑 PCE→TCE→DCE→VC→乙烯→乙烷→二氧化碳與水的脫氯反應系列最為常用。茲將 RT3D 模式中內建含氯有機溶劑降解反應污染傳輸介紹如下：

模式模擬行為中含氯有機溶劑在好氧與厭氧環境下降解反應，見圖 3-2。

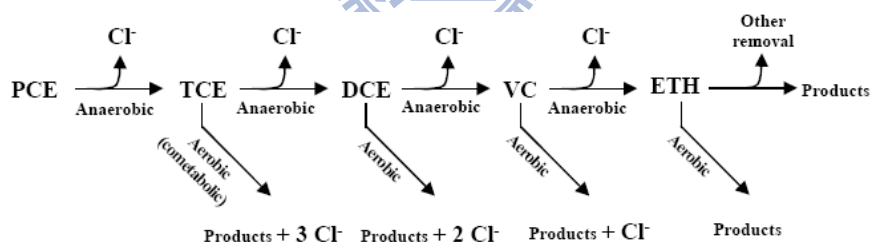


圖 3-2 氯烯類好氧與厭氧環境下降解反應

一般而言，與地下水中水質濃度釋放及其濃度傳輸機制包括：機械性、物理/熱力性、化學性及生物性等過程。考慮這些相關因素，並以質量平衡觀點，以數學式表之，可得其傳輸公式為：

$$R_p \frac{\partial [PCE]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left\{ D_{ij} \frac{\partial [PCE]}{\partial x_j} \right\} - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i [PCE]) + \frac{q_s}{\theta} [PCE]_s - K_p [PCE] \quad (3-2)$$

$$R_T \frac{\partial [TCE]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left\{ D_{ij} \frac{\partial [TCE]}{\partial x_j} \right\} - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i [TCE]) + \frac{q_s}{\theta} [TCE]_s + Y_{T/P} K_p [PCE] - K_T [TCE] \quad (3-3)$$

$$R_D \frac{\partial [DCE]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left\{ D_{ij} \frac{\partial [DCE]}{\partial x_j} \right\} - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i [DCE]) + \frac{q_s}{\theta} [DCE]_s + Y_{D/T} K_T [TCE] - K_D [DCE] \quad (3-4)$$

$$R_v \frac{\partial [VC]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left\{ D_{ij} \frac{\partial [VC]}{\partial x_j} \right\} - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i [VC]) + \frac{q_s}{\theta} [VC] + Y_{v/D} K_D [DCE] - K_v [VC] \quad (3-5)$$

其中

PCE、TCE、DCE、VC: 含氯碳氫化合物溶解於地下水中之濃度 (ML<sup>-3</sup>)

t: 時間 (T)

D<sub>ij</sub>: 延散係數張量 (L<sup>2</sup>T<sup>-1</sup>)

v<sub>i</sub>: 含水層中滲流速度 (LT<sup>-1</sup>)

q<sub>s</sub>: 溶質體積通量 (T<sup>-1</sup>)

θ: 含水層中有效孔隙率

K<sub>P</sub>: PCE 一階降解速率 (T<sup>-1</sup>)

K<sub>T</sub>: TCE 一階降解速率 (T<sup>-1</sup>)

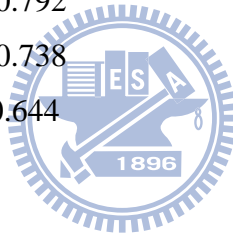
K<sub>D</sub>: DCE 一階降解速率 (T<sup>-1</sup>)

K<sub>V</sub>: VC 一階降解速率 (T<sup>-1</sup>)

Y<sub>TP</sub>: Yield, Y<sub>tce/pce</sub> = 0.792

Y<sub>DT</sub>: Yield, Y<sub>dce/tce</sub> = 0.738

Y<sub>VD</sub>: Yield, Y<sub>vc/dce</sub> = 0.644



## 3.2 模式應用

### 3.2.1 假設場址設定

DNAPL 污染假設場址為含氯有機溶劑不當排放，而導致溶劑進入地層，污染地下水源。DNAPL 進入地層後，移動期間會殘留在其路徑上，造成大範圍的污染。殘留於地下含水層中的 DNAPL 仍會持續緩慢的溶解進入地下水中，成為地下水的長久污染源。所以本研究將會對 DNAPL 溶解相進行溶質傳輸模擬，評估地下水傳輸中導水度垂直異質性分佈的影響程度。

本研究選擇 Visual MODFLOW 與 RT3D 模式模擬水流與污染物傳輸，模擬時間為 24 年的場址變化，為一般健康風險評估場址使用時間。

假設存在於第一層地層的 DNAPL 持續緩慢的溶解進入地下水中，成為地下水的長久污染源，溶解於水中的溶質隨地下水流動向外擴散，因著變化導水度垂

直向異質性分佈，來比較均質導水度含水層污染範圍與健康風險評估的差異。本研究將會模擬含氯有機溶劑污染團，有生物降解反應和無生物降解反應兩種狀態。

依據行政院環保署健康風險評估評析方法，考慮場址為住宅區地下水使用，評估場址使用時間為 24 年。因為致癌風險評估為一生中接受的總濃度值換算成人體致癌之風險機率，非致癌風險評估為每一時刻所接受的最大濃度不可超過人體可接受之參考劑量的風險。所以在模擬污染場址由污染源至受體之可能傳輸途徑，設定傳輸時間為 24 年。讀取 24 年中污染源由地下水擴散至特定距離之觀測井，每時段觀測井平均濃度，作為污染場址每時段可能暴露濃度與總暴露濃度，計算使用污染地下水之健康風險。

本研究模擬 DNAPL 溶解相長期溶解於含水層中且持續隨地下水向外擴散，成為持久性污染源。假設 PCE 的有效溶解度為 100 mg/L，設定假設場址 PCE 污染源連續注入濃度為 100 mg/L，固定注入量為 1 m<sup>3</sup>/day，固定污染源注入量表示每天 PCE 溶解度隨著地下水流量進入含水層中，每天有 100g 質量溶解於地下水中，每年有 36500 g。本研究主要為模擬 PCE 污染源連續注入 24 年，將會有 876 kg 的 PCE 質量進入含水層；假設情境中也將會比較若 PCE 連續注入為 10 年。模擬 24 年期間比較污染場址溶質傳輸過程其健康風險的差異與污染團移動的情形。

因地下水含水層的環境中 PCE 有氧化還原的生物降解作用，其中 PCE 主要以還原反應為主要降解過程，所以依照降解作用 PCE 會降解 TCE，TCE 會降解 DCE，VC 會降解乙烯。隨著 PCE 濃度的擴散分佈和降解反應的同時進行，使 PCE 污染團大幅生成 TCE、DCE、VC 污染團向外傳輸，可能影響污染場址健康風險擴大。本研究將模擬含氯有機溶劑還原脫氯生物降解作用對於健康風險的影響；假設情境中也將會比較若無此降解作用，其健康風險的結果。

### 3.2.2 污染源設定

汙染源設定分成四種可能假設條件，做為模擬之假設案例討論。

情境一：24 年 PCE 污染源連續注入濃度 100mg/L、注入量 1 m<sup>3</sup>/day、PCE 有生物降解還原脫氯反應。

情境二：24 年 PCE 污染源連續注入濃度 100mg/L、注入量 1 m<sup>3</sup>/day、PCE 無生物降解反應。

情境三：10 年 PCE 污染源連續注入濃度 100 mg/L、注入量 1 m<sup>3</sup>/day、PCE 有生物降解還原脫氯反應。

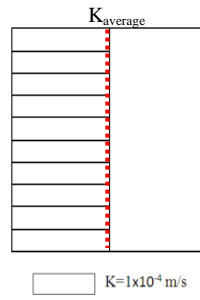
情境四：10 年 PCE 污染源連續注入濃度 100 mg/L、注入量 1 m<sup>3</sup>/day、PCE 無生物降解反應。

### 3.2.3 導水度垂直向異質性分佈

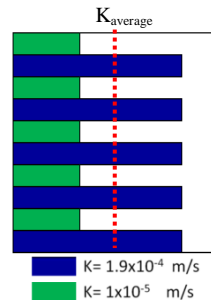
擬定場址導水度為均質等向分佈，場址取一般砂質含水層等效水平向導水度 ( $K_h$ ) 為  $1 \times 10^{-4}$  m/s，垂直向水力傳導係數 ( $K_v$ ) 為水平向導水度 ( $K_h$ ) 之 1/10。

研究模擬比較導水度均質分佈和垂直向異質性分佈之結果。含水層假設條件設定為 20 m 厚，每 2 m 深為一個導水度分層設定。因一般第一含水層深 20 m 厚監測井微水試驗垂直向導水度分佈變異性大，一般典型異質性地層分佈常存在各種導水度之地層如黏土  $10^{-6} \sim 10^{-8}$  m/s、粉土  $5 \times 10^{-5} \sim 10^{-5}$  m/s、細砂  $10^{-4} \sim 5 \times 10^{-5}$  m/s、粗砂  $10^{-3} \sim 2 \times 10^{-4}$  m/s、礫石  $10^{-2} \sim 10^{-3}$  m/s，故假設場址模擬其導水度水平分層之影響比較。含水層垂直異質性導水度其等效水平向導水度之算術平均數為  $1 \times 10^{-4}$  m/s。構想中的導水度水平分層，以低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 和  $1 \times 10^{-6}$  m/s 為固定低導水度數值，經由等效導水度算術平均數計算其高導水度與低導水度分佈比例來算得其平均導水度都為  $1 \times 10^{-4}$  m/s，為此比較相同平均水平導水度值但垂直向不同之導水度分佈。本研究大致分成六種狀況，高導水度與低導水度夾雜，高導水度分佈於上層或中層或上下兩層之情形。假設場址將以圖 3-3 中的八種含水層類型為對象，大致了解異質性之影響。假設污染源存在於上層含水層向下擴散，汙染源設定於第一層含水層，注入濃度隨著地下水向外擴散。

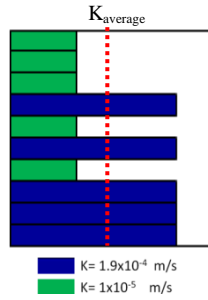




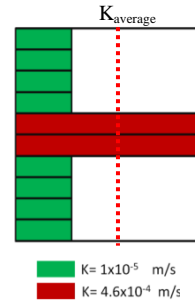
導水度分佈一



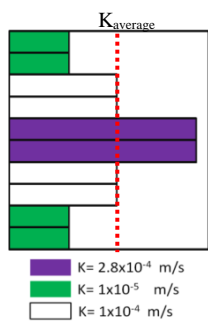
導水度分佈二



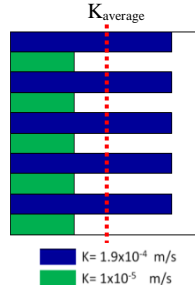
導水度分佈三



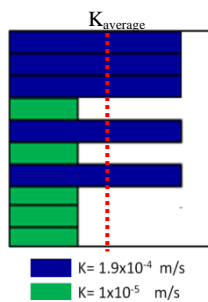
導水度分佈四



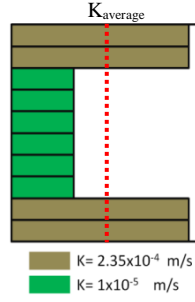
導水度分佈五



導水度分佈六



導水度分佈七



導水度分佈八

圖 3-3 假設場址垂直異質性導水度分佈

### 3.3 參數設定

#### 3.3.1 程式設定

本研究地下水模式選擇 MODFLOW 2000，污染傳輸模式選擇 RT3D，吸附模式選擇線性，降解模式選擇含氯溶劑序列式降解，移流(Advection)程式計算的方法為 Upstream Finite Difference。場址模擬時間為 24 年，每 10 天為一個模擬時段得到每 10 天之濃度分佈值。

#### 3.3.2 含水層格網建立

本模式模擬含水層的假設條件為 20 m 厚之含水層，假設每 2 m 深為一個導水度分層。於模式中輸入不同導水度值，模擬污染傳輸行為中垂直向異質性導水度變化下。含水層中觀測井讀取各分層濃度值計算平均值，表示假設模擬一般抽水井抽取 20 m 厚之含水層中污染團的平均濃度。而區域大小採 5m x 5m 格網，其每一網格大小為 5m×5m×2m。假設場址模擬邊界範圍定於東西向 1800 m，南北向 400 m，假設含氯有機溶劑污染場址擴散可能重點區域。

#### 3.3.3 地下水流模式邊界條件

假設場址地下水的水力梯度約為 0.005，假設東西二側之定水頭邊界 (Constant Head Boundary) 之水位值，東邊的定水頭邊界為 29 m，西邊的定水頭邊界為 20 m，而南北二側定為不流動邊界 (No-Flow Boundary)，地下水由東往西流動，如圖 3-5 所示，模擬地下水之穩態流場 (steady-state flow)，並不考慮模式區域內之抽水、地表入滲及蒸發散量。

#### 3.3.4 污染起始條件

本假設場址污染起始條件，PCE 的溶解度為 150 mg/L，假設污染源設定於第一層的網格(1600,200)上。三維污染源初始濃度網格大小為 5 m×5 m×2 m，假設網格所注入的地下水流量每天 1 立方公尺，於網格中設定 PCE 初始濃度為 100

mg/L，持續注入於含水層中之連續污染源。其它格網之初始濃度皆假定為零，設定格網濃度如圖 3-5 所示。

### 3.3.5 水文地質參數

延散度可分為縱向延散度( $\alpha_L$ )、橫向延散度( $\alpha_T$ )及垂直延散度( $\alpha_V$ )，延散度大小隨著尺度之大小亦有不同。含水層選用試驗傳輸距離為 100 m 之縱向延散度為 10m (Hoehn and Santschi, 1987)。一般而言，橫向及垂直延散度假設為縱向延散度之 1/10。假設場址地質條件為細砂，設定含水層細砂的儲水率( $S_y$ )為 0.2，比儲率( $S_s$ )為  $10^{-5}$  (1/m)，有效孔隙率( $n_e$ )為 0.15。總體密度為  $1700 \text{ kg/m}^3$  (Hudak, 2000)。

### 3.3.6 吸附模式

假設場址模擬有機物吸附現象，使用模式為線性等溫線模式(Linear isotherm (equilibrium-controlled))，設定四氯乙烯、三氯乙烯、二氯乙烯、氯乙烯的吸附分配係數( $K_d$ )， $K_d$ 為土壤固相吸附有機物於溶質液相污染濃度的分配係數。分配係數往往跟吸附劑上的有機碳含量密切相關  $K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$ 。針對地下水關切污染物，有機污染物之有機碳分配係數  $K_{oc}$  藉由  $\log K_{ow}$  表 2-8 的文獻數據與  $\log K_{oc} = 0.95 \log K_{ow} - 0.2$  方程式估計，作為各污染物分配係數的參數設定，如表 3-1。土壤有機碳含量比例  $f_{oc}$  之文獻資料不多，且數值分佈呈現非常大的差異，地區性也不同，如礫石、砂至黏土其一般數值範圍為 0.0001~0.02 之間(Domenico and Scheartz, 1998)，所以需要實際現地調查其含量。故本模式中含水層假設土壤有機碳含量均質分佈為  $2000 \text{ mg/kg}$  ( $f_{oc} = 0.002$ )，根據文獻所常見的有機碳含量之範圍平均值來模擬吸附作用。

假設土壤乾體積質量密度( $\rho_b$ )為  $1.7 \text{ g/cm}^3$ ，土壤體積含水比( $\theta$ )為 0.3，遲滯係數( $r_f$ )由公式 2-8 可得知。吸附作用所造成的延滯速度( $v_c$ )由公式 2-9 可得知。本場址水力梯度為 0.005，均質導水度為 0.0001，孔隙率為 0.15。因此在此模擬時間為 24 年的過程中，各關切污染物隨地下水傳輸距離也因各污染物分配係數的設定而有所不同，如 PCE、TCE、DCE、VC 分別在第 24 年其污染傳輸距離

達 3 倍之差，VC 吸附作用較小使得污染傳輸範圍大，且土壤有機碳含量也將影響關切污染物的傳輸速度與範圍。

表 3-1 假設場址分配係數參數設定

	PCE	TCE	順 1,2-DCE	VC
$\log K_{ow} (L / Kg)$	2.6	2.39	2.07	1.17
$K_{oc} (L / Kg)$	186	118	59	8.2
$f_{oc} (Kg / Kg)$	0.002	0.002	0.002	0.002
$K_d (L / Kg)$	0.372	0.236	0.118	0.0164
$r_f$	3.11	2.34	1.67	1.1
$v_c (m / s)$	$1 \times 10^{-6}$	$1.43 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^{-6}$	$3.05 \times 10^{-6}$
Distance(m),24 years	757	1083	1514	2309

### 3.3.7 降解模式

PCE 與 TCE 在自然界中自然衰減的速率相當的低，而且目前有關 PCE 與 TCE 在地下水中降解的相關研究，主要都以生物降解為主，其中又包括好氧與厭氧生物降解。厭氧還原作用為含氯有機溶劑主要生物降解反應行為，所以本研究主要設定場址污染物還原脫氯生物降解作用。假設場址模擬降解現象，以 RT3D 中 DNAPL 厭氧還原脫氯反應降解模式(Sequential decay reactions)模擬，根據地下水水質厭氧環境設定假設場址地下水厭氧還原脫氯模式

PCE→TCE→DCE→VC。

三氯乙烯厭氧還原脫氯反應，產生二氯乙烯的三種同分異構物，文獻指出主要為順-1,2-二氯乙烯，但模式中只能降解二氯乙烯的總量，無法判斷三種同分異構的生成速率與比例。本研究假設其生成總量都為順-1,2-二氯乙烯，模擬結果對於評估其他衍生物 1,1-二氯乙烯和反-1,2-二氯乙烯的健康風險值將有所影響。

從過去文獻來看還原環境中各含氯有機溶劑常見的一階反應速率之範圍如表 2-5，可見 PCE: 0.0021~0.071，TCE: 0.0001~0.008，DCE: 0.0014~0.008，VC: 0.0005~0.002，所以於程式中設定 PCE 的一階降解速率為 0.005 (1/day)(Bagley and Gosset, 1990)、TCE 的一階降解速率為 0.003 (1/day)(Wilson et al, 1994)、DCE 的

一階降解速率為 0.002 (1/day) (Wilson et al, 1994)、VC 的一階降解速率為 0.001 (1/day) (Wilson et al, 1994)。

### 3.3.8 觀測井

觀測井讀取時間為模擬期間 24 年，每 10 天為一個模擬時段，地下水中污染團於含水層中濃度擴散情形。在離污染源移動路徑上設置觀測井，位置分別於離污染源下游 100 m 的 1 號井(1500,200)、900 m 的 9 號井(700,200)和 1500 m 的 15 號井(100,200)位置，如圖 3-5 所示，做為三個區域不同污染傳輸距離其濃度暴露環境下風險評估之影響，大致瞭解異質性之影響趨勢。而紀錄地下水濃度隨時間變化之曲線，平均十層垂直向異質性導水度的含水層濃度值，作為民生用抽水井抽取地下水平均濃度，計算人體健康風險之地下水使用暴露濃度。

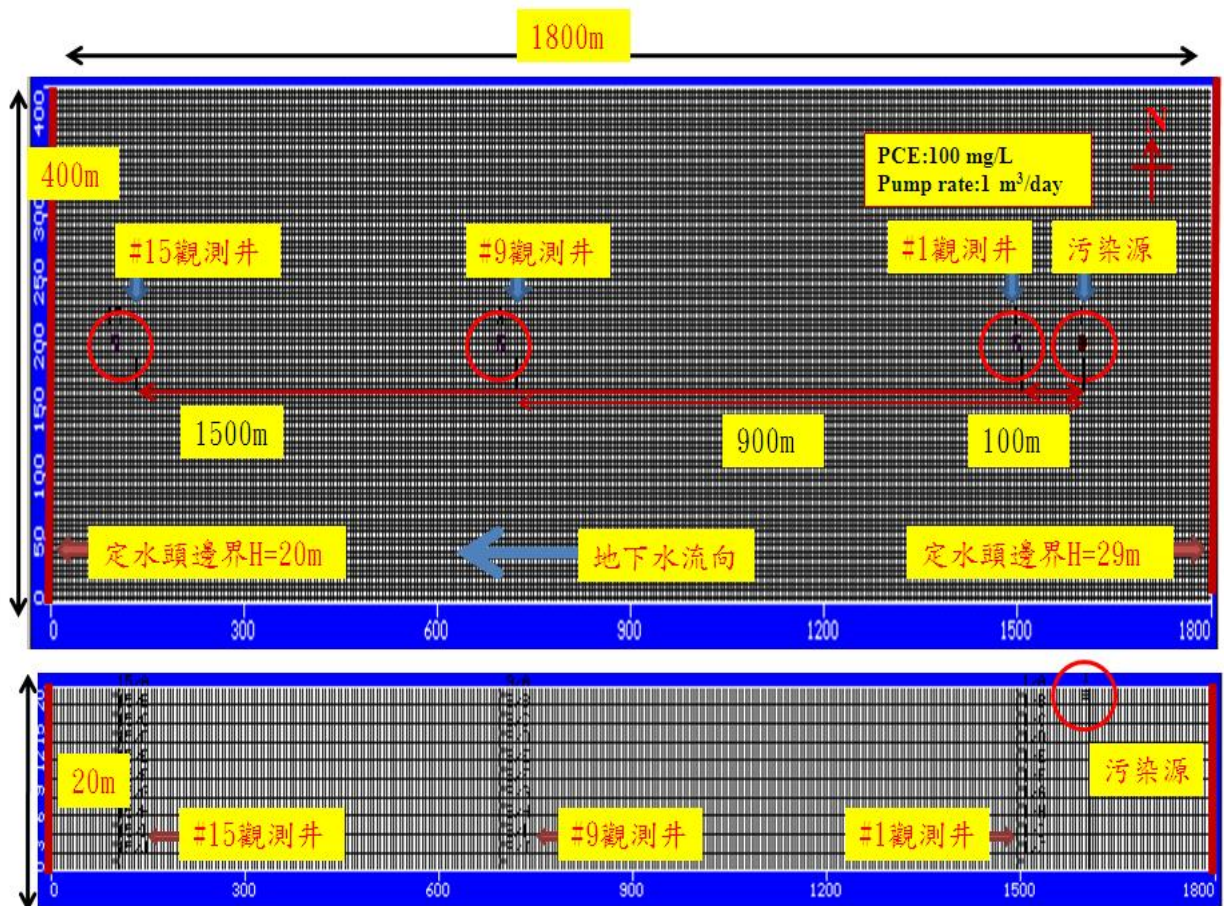


圖 3-4 假設場址數值模式概念示意圖

### 3.4 場址健康風險評估

污染場址的污染團藉由數值模擬計算，經由地下水溶質傳輸得到觀測井濃度隨時間變化曲線。致癌風險值為讀取 24 年總暴露濃度於一生中劑量反應的致癌率，非致癌風險值為 24 年中每時段暴露濃度值不可超過參考劑量之危害商數。24 年中污染團經由抽水民井而被居民使用，暴露途徑屬住宅區中飲用地下水，洗澡或日常清洗時吸入地下水，皮膚接觸地下水之途徑，無土壤暴露與空氣暴露途徑。本研究也將比較風險評估為十年之場址使用其結果與異質性導水度之影響。

關切污染物為四氯乙烯、三氯乙烯、氯乙烯、順-1,2-二氯乙烯，其中順-1,2-二氯乙烯無「致癌毒性因子」，故無法計算其致癌風險。

健康風險值的計算方式為藉由污染傳輸模擬 24 年每 10 天為一模擬時段，依據污染傳輸模擬結果，而得到各觀測井場址地下水污染濃度與時間之分佈。其中致癌風險住宅區使用之暴露時間為 24 年，每年 350 天。本模擬結果將擷取每年 350 天之總暴露濃度共 24 年總暴露濃度；非致癌風險為擷取模擬結果 24 年當中最髙模擬濃度。各暴露途徑下污染地下水濃度成為人體之攝取劑量，如上章節 2.3.4 文獻回顧所述之暴露模式計算方法和數值。人體一生中所攝取的暴露劑量乘以各關切污染物之致癌性毒害因子，為其人體一生中致癌之風險機率；人體一生中每時刻所接觸之最高攝取劑量除以各關切污染物之非致癌性參考劑量，為其人體一生中最高之非致癌危害商數，反應其攝取劑量有無超過人體可接受之標準以免造成生理危害，如上章節 2.3.3 和 2.3.5 文獻回顧所述之毒性因子和風險計算公式。污染傳輸模擬之健康風險評估計算流程，以讀取 1 號觀測井 24 年 PCE 濃度為例，可見附錄一。

## 第四章 假設場址模擬結果

本研究利用Visual MODFLOW應用於假設場址和一實際場址污染傳輸模擬，Visual MODFLOW軟體的應用，主要利用兩種模式進行模擬，MODFLOW地下水水流狀態；RT3D模擬污染物PCE、TCE、DCE、VC在地下水中溶質傳輸。根據模式的操作流程與相關參數的輸入，模擬時間的單位為天，共模擬24年，10天為一個模擬時段，得到地下水流之模擬與污染物傳輸的結果。每一案例場址模擬固定水流狀態，水頭不隨時間而變化的穩態流場。在地下水流場為穩態水頭之假設條件下，利用RT3D模擬含氯有機溶劑污染傳輸。

本研究結果呈現三個主要內容：

1. 情境一假設條件下，模擬 24 年均質和垂直異質性導水度污染傳輸，各觀測井濃度與風險之差異。
2. 情境二假設條件下，模擬 24 年均質和垂直異質性導水度污染傳輸，各觀測井濃度與風險之差異。
3. 四種假設情境均質導水度模擬，各觀測井濃度與風險之差異。



### 4.1 情境一傳輸模擬結果與風險評估

#### 4.1.1 情境一均質導水度傳輸模擬結果與風險評估

情境一均質導水度含氯有機溶劑污染傳輸模擬，模擬時間第 24 年時 DNAPL 之污染團其擴散濃度之分佈見圖 4-1，紅色為各關切污染物超過第一類管制標準濃度範圍。模擬結果顯示紅色範圍內管制標準濃度，健康風險評估都超過可接受標準，此一假設場址 PCE 與衍生物地下水污染影響範圍有 1600 m。健康風險評估之計算流程，以讀取 1 號觀測井 24 年 PCE 濃度為例，見附錄一。

1 號觀測井距離污染源 100 m，第 24 年 PCE 最高濃度為 0.679 mg/L、TCE 為 0.955 mg/L、DCE 為 0.453 mg/L、VC 為 0.109 mg/L，濃度呈現穩定狀態，隨時間改變不大。24 年模擬過程中，1 號觀測井各關切污染物暴露途徑健康風險評估見表 4-1、4-2，食入污染地下水的總致癌風險是 7.29E-03，總非致癌風險是 1.62E+02，吸入污染地下水的總致癌風險是 1.70E-02，總非致癌風險是 3.69E+02，

接觸污染地下水的總致癌風險是  $7.17E-04$ ，總非致癌風險是  $1.74E+01$ ，總合所有暴露途徑其總致癌風險是  $2.51E-02$ ，總非致癌風險是  $5.49E+02$ 。其中 1 號觀測井影響致癌風險的主要關切污染物是 TCE 和 VC，占總風險的 66% 和 28%，其中又以吸入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 68%，其次是食入途徑占總風險的 29%。影響非致癌風險的主要關切污染物是 TCE，占總風險的 96%，其中又以吸入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 67%，其次是食入途徑占 30%。其致癌風險與非致癌風險都超過可接受標準。

9 號觀測井距離污染源 900 m，第 24 年 TCE 最高濃度為  $0.000065$  mg/L、DCE 為  $0.00556$  mg/L、VC 為  $0.0566$  mg/L，濃度隨時間持續上升。24 年模擬過程中，9 號觀測井各關切污染物暴露途徑健康風險評估見表 4-3、4-4，食入污染地下水的總致癌風險是  $3.97E-04$ ，總非致癌風險是  $9.45E-01$ ，吸入污染地下水的總致癌風險是  $9.30E-04$ ，總非致癌風險是  $2.95E-01$ ，接觸污染地下水的總致癌風險是  $1.23E-05$ ，總非致癌風險是  $2.99E-02$ ，總合所有暴露途徑其總致癌風險是  $1.34E-03$ ，總非致癌風險是  $1.27E+00$ 。9 號觀測井影響致癌風險的主要關切污染物是 VC 所給予的風險，占所有總風險，其中又以吸入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 69%，其次是食入途徑占總風險的 30%。影響非致癌風險的主要關切污染物是 VC，占總風險的 93%，其中又以 VC 食入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 74%，其次是吸入暴露途徑占 23%。關切污染物 PCE、TCE、DCE 的致癌風險與非致癌風險都是可接受標準，然而 VC 的各暴露途徑的致癌風險都超過標準，但非致癌風險各暴露途徑都未超過標準，但總非致癌風險是超過標準。

15 號觀測井距離污染源 1500 m，第 24 年 PCE、TCE、DCE 濃度都很小、VC 最高濃度為  $0.0047$  mg/L，濃度隨時間持續上升。24 年模擬過程中，11 號觀測井各關切污染物暴露途徑健康風險評估見表 4-5、4-6，食入污染地下水的總致癌風險是  $9.85E-06$ ，總非致癌風險是  $5.39E-02$ ，吸入污染地下水的總致癌風險是  $2.30E-05$ ，總非致癌風險是  $1.38E-02$ ，接觸污染地下水的總致癌風險是  $3.04E-07$ ，總非致癌風險是  $1.67E-03$ ，總合所有暴露途徑其總致癌風險是  $3.32E-05$ ，總非致癌風險是  $6.94E-02$ 。1 號觀測井影響致癌風險的主要關切污染物是 VC 所給予的風險，占所有總風險，其中又以吸入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占



總風險的 69%，其次是食入暴露途徑占總風險的 30%。影響非致癌風險的主要關切污染物是 VC，占有所有總風險，其中又以 VC 食入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 77%，其次是吸入暴露途徑占 21%。關切污染物 PCE、TCE、DCE 的致癌風險與非致癌風險都是可接受標準，然而 VC 的食入、吸入致癌風險都超過標準，而接觸的致癌風險未超過標準，總致癌風險是超過標準。VC 總非致癌風險都未超過標準。

此一假設場址因模擬 PCE 連續降解的關係，使得 TCE、DCE、VC 的擴散與衍生。各關切污染物的傳輸速率，因模擬各關切污染物吸附作用而有所差異，如上章節研究方法吸附設定所述。VC 因  $K_{oc}$  較小使得吸附係數較小，遲滯效應較低，比起 PCE、TCE、DCE 的遲滯作用，VC 最大差 PCE 有 3 倍大之傳輸速度。模擬結果顯示，PCE 達法規管制標準濃度之範圍已距離污染源 500 m，TCE 則為 700 m，DCE 則為 600 m，VC 則為 1600 m，第 24 年 VC 污染團達管制標準濃度也為 PCE 的 3 倍。此及吸附作用造成各關切污染物傳輸距離之差異，因 VC 的生成，使得場址外污染擴散和風險都大幅提升。場址內也因衍生物的增加，使得風險大幅提升。健康風險評估結果顯示主要危害暴露途徑為吸入途徑，其次為食入，而場址內致癌風險和非致癌風險主要由 TCE；場址外則為 VC。

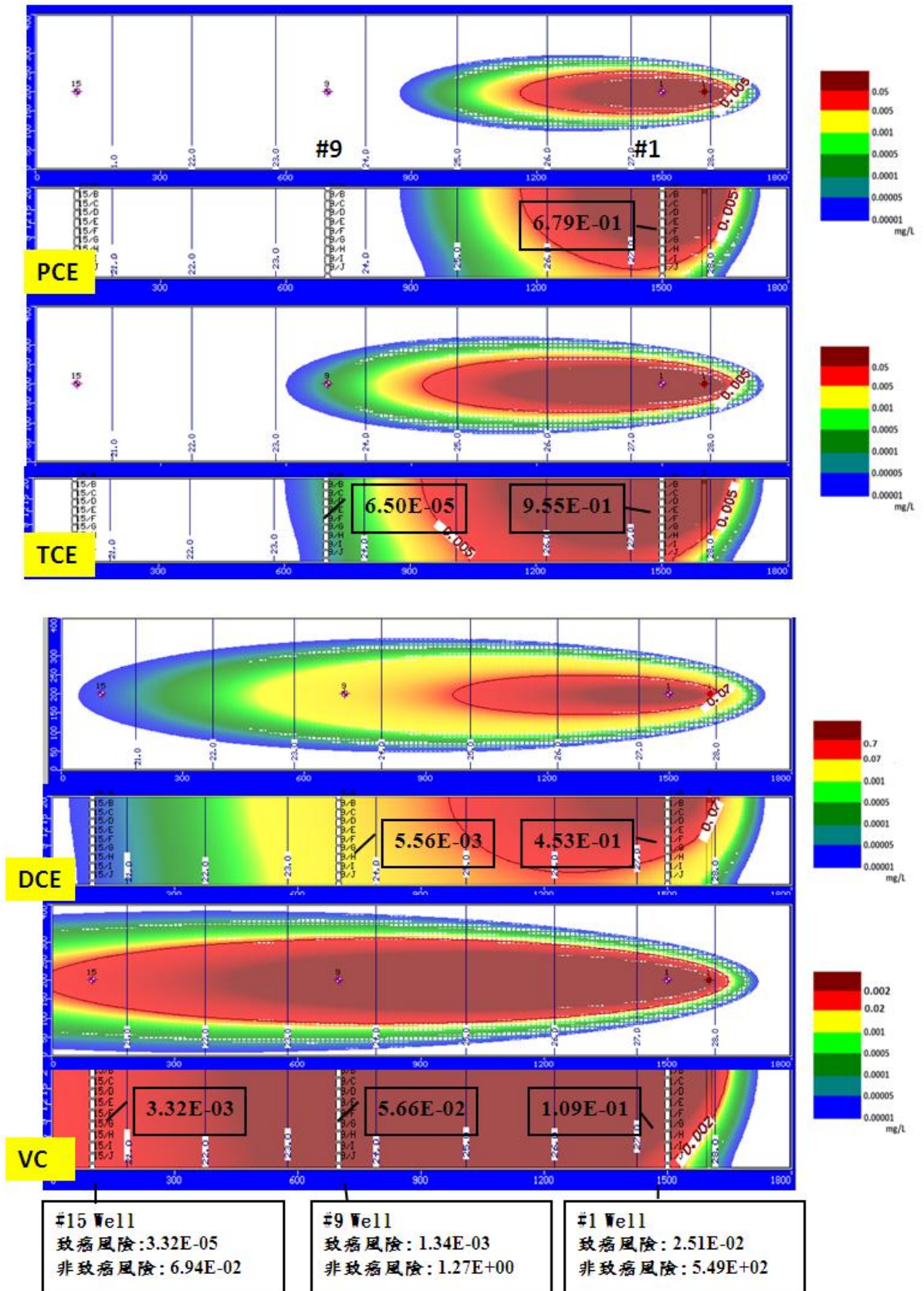


圖4-1 情境一導水度分佈一第24年模擬結果與健康風險值

表4-1 情境一導水度分佈一1號井致癌風險

導水度分佈一 1 號井 致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 100 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	4.40E-04	1.03E-03	1.58E-04	1.63E-03
三氯乙烯 TCE	4.80E-03	1.12E-02	4.95E-04	1.65E-02
氯乙烯 VC	2.05E-03	4.81E-03	6.35E-05	6.92E-03
各暴露途徑總風險	7.29E-03	1.70E-02	7.17E-04	2.51E-02

表 4-2 情境一導水度分佈一 1 號井非致癌風險

導水度分佈一 1 號井 非致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 100 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	3.30E+00	7.73E+00	1.19E+00	1.22E+01
三氯乙烯 TCE	1.55E+02	3.56E+02	1.60E+01	5.27E+02
二氯乙烯 DCE	2.21E+00	5.16E+00	1.16E-01	7.48E+00
氯乙烯 VC	1.77E+00	4.47E-01	5.47E-02	2.27E+00
各暴露途徑總風險	1.62E+02	3.69E+02	1.74E+01	5.49E+02

表 4-3 情境一導水度分佈一 9 號井致癌風險

導水度分佈一 9 號井 致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 900 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	6.21E-13	1.46E-12	2.23E-13	2.30E-12
三氯乙烯 TCE	1.19E-07	2.80E-07	3.69E-09	4.03E-07
氯乙烯 VC	3.97E-04	9.30E-04	1.23E-05	1.34E-03
各暴露途徑總風險	3.97E-04	9.30E-04	1.23E-05	1.34E-03

表 4-4 情境一導水度分佈一 9 號井非致癌風險

導水度分佈一 9 號井 非致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 900 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	7.87E-08	1.84E-07	2.83E-08	2.91E-07
三氯乙烯 TCE	1.05E-03	2.67E-04	3.26E-05	1.35E-03
二氯乙烯 DCE	2.70E-02	6.32E-02	1.43E-03	9.17E-02
氯乙烯 VC	9.17E-01	2.32E-01	2.84E-02	1.18E+00
各暴露途徑總風險	9.45E-01	2.95E-01	2.99E-02	1.27E+00

表 4-5 情境一導水度分佈一 15 號井致癌風險

導水度分佈一 15 號井 致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 1500 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	9.60E-28	2.25E-27	3.45E-28	3.56E-27
三氯乙烯 TCE	6.45E-11	1.48E-10	6.64E-12	2.19E-10
氯乙烯 VC	9.85E-06	2.30E-05	3.04E-07	3.32E-05
各暴露途徑總風險	9.85E-06	2.30E-05	3.04E-07	3.32E-05

表 4-6 情境一導水度分佈一 15 號井非致癌風險

導水度分佈一 15 號井 非致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 1500 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	3.68E-22	8.60E-22	1.32E-22	1.36E-21
三氯乙烯 TCE	5.69E-17	1.33E-16	5.86E-18	1.96E-16
二氯乙烯 DCE	8.02E-05	1.88E-04	4.23E-06	2.72E-04
氯乙烯 VC	5.38E-02	1.36E-02	1.67E-03	6.91E-02
各暴露途徑總風險	5.39E-02	1.38E-02	1.67E-03	6.94E-02

## 4.1.2 情境一垂直向異質性導水度模擬結果與風險評估

垂直向異質性導水度分佈分成以下七種情況，觀測井各關切污染物健康風險評估與均質導水度之比較：

### 導水度分佈二：

高導水度  $1.9 \times 10^{-4}$  m/s 與低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 夾雜，19 倍之異質性比，低導水度於第一層，模擬結果見圖 4-2。

1 號觀測井總致癌風險值為  $2.69E-02$ ，總非致癌風險值為  $4.95E+02$ 。因第一層低導水度傳輸速度緩慢，PCE、TCE 穩態濃度較低，DCE、VC 穩態濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 1.07 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.9 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $1.14E-03$ ，總非致癌風險值為  $1.09E+00$ 。因第一層低導水度傳輸速度緩慢，上升濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.85 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.86 倍。

15 號觀測井總致癌風險值為  $3.86E-05$ ，總非致癌風險值為  $6.92E-02$ 。因導水度較高傳輸快速，暴露濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 1.16 倍，非致癌風險不變。

### 導水度分佈三：

低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 於上層 6m 厚，下層為高導水度  $1.9 \times 10^{-4}$  m/s，19 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-3。

1 號觀測井總致癌風險值為  $3.93E-02$ ，總非致癌風險值為  $2.24E+02$ 。因上層低導水度傳輸速度緩慢，PCE、TCE 穩態濃度較低，DCE、VC 穩態濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 1.57 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.41 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $5.12E-04$ ，總非致癌風險值為  $5.48E-01$ 。因上層低導水度傳輸速度緩慢，上升濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.38 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.43 倍。

15 號觀測井總致癌風險值為  $3.76E-05$ ，總非致癌風險值為  $5.30E-02$ 。因導水度高傳輸快速，總暴露濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 1.13 倍，非致癌風險變高為均質導水度 1.31 倍。

#### 導水度分佈四:

高導水度  $4.6 \times 10^{-4}$  m/s 於中層 4m 厚，上下兩層低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 厚度大，各 8m，46 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-4。

1 號觀測井總致癌風險值為  $3.95E-02$ ，總非致癌風險值為  $1.20E+02$ 。因上層低導水度傳輸速度緩慢，PCE、TCE 穩態濃度較低，DCE、VC 穩態濃度較高，致癌風險變低為均質導水度 1.57 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.22 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $7.05E-04$ ，總非致癌風險值為  $1.28E+00$ 。因導水度傳輸較慢，上升濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.53 倍，非致癌風險不變。

15 號觀測井總致癌風險值為  $1.62E-04$ ，總非致癌風險值為  $1.77E-01$ 。因中層高透水層傳輸速度快，總暴露濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 4.88 倍，非致癌風險變高為均質導水度 2.55 倍。

#### 導水度分佈五:

高導水度  $2.8 \times 10^{-4}$  m/s 於中層 4m 厚，上下兩層低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 和平均導水度  $1 \times 10^{-4}$  m/s 厚度小，28 倍之異質性比，各 4m，模擬結果見圖 4-5。

1 號觀測井總致癌風險值為  $3.01E-02$ ，總非致癌風險值為  $2.84E+02$ 。因中層高透水層傳輸速度快，PCE、TCE 穩態濃度較低，DCE、VC 穩態濃度較高，致癌風險變低為均質導水度 1.2 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.52 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $1.28E-03$ ，總非致癌風險值為  $1.61E+00$ 。因導水度傳輸較慢，上升濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.96 倍，非致癌風險變高為均質導水度 1.27 倍。

15 號觀測井總致癌風險值為  $1.25E-04$ ，總非致癌風險值為  $1.49E-01$ 。因中層高透水層傳輸速度快，總暴露濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 3.77 倍，非致癌風險變高為均質導水度 2.15 倍。

#### 導水度分佈六:

高導水度  $1.9 \times 10^{-4}$  m/s 與低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 夾雜，高導水度於第一層，19 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-6。

1 號觀測井總致癌風險值為  $2.05E-02$ ，總非致癌風險值為  $4.47E+02$ 。因第一層高導水度傳輸速度快，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.82 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.81 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $1.81E-03$ ，總非致癌風險值為  $1.92E+00$ 。因第一層高導水度傳輸速度快，上升濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 1.35 倍，非致癌風險變高為均質導水度 1.51 倍。

15 號觀測井總致癌風險值為  $8.43E-05$ ，總非致癌風險值為  $1.27E-01$ 。因第一層高導水度傳輸速度快，上升濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 2.54 倍，非致癌風險變高為均質導水度 1.83 倍。

#### 導水度分佈七:

高導水度  $1.9 \times 10^{-4}$  m/s 於上層 6m 厚，下層為低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s，19 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-7。



1 號觀測井總致癌風險值為  $1.54E-02$ ，總非致癌風險值為  $3.53E+02$ 。因上層高透水層傳輸快速，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.61 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.64 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $2.96E-03$ ，總非致癌風險值為  $4.36E+00$ 。因上層高透水層傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 2.21 倍，非致癌風險變高為均質導水度 3.43 倍。

15 號觀測井總致癌風險值為  $3.12E-04$ ，總非致癌風險值為  $3.34E-01$ 。因上層高透水層傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 9.4 倍，非致癌風險變高為均質導水度 4.81 倍。

#### 導水度分佈八:

高導水度  $2.35 \times 10^{-4}$  m/s 分佈於上下兩層，各 4m 厚，中間為低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s，24 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-8。



1 號觀測井總致癌風險值為  $1.82E-02$ ，總非致癌風險值為  $3.53E+02$ 。因上層高透水層傳輸快速，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.73 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.64 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $2.92E-03$ ，總非致癌風險值為  $5.32E+00$ 。因上層高透水層傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 2.18 倍，非致癌風險變高為均質導水度 4.19 倍。

15 號觀測井總致癌風險值為  $4.40E-04$ ，總非致癌風險值為  $4.42E-01$ 。因上層高透水層傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 13.25 倍，非致癌風險變高為均質導水度 6.37 倍。

由表 4-7、4-8、4-9 彙整情境一假設場址之模擬結果，可發現垂直異質性導水度對於模擬結果之影響程度。

由以上結果，可將導水度分佈狀況區分為兩類：

1. 低導水度分佈於上層，使污染團傳輸緩慢，導致 1 號觀測井穩態濃度較高，風險變高；因低導水度使 9 號觀測井濃度較低風險變低，而高導水度使 15 號觀測井濃度較高，風險變高。
2. 高導水度之透水層分佈於上層，使污染團傳輸快速，導致 1 號觀測井穩態濃度較低，風險變低；9 號和 15 號觀測井濃度較高，風險變高。

垂直異質性導水度的分佈，使各觀測井各關切污染物模擬結果有所差異。觀測井所得的濃度與時間分佈曲線如圖 4-9~4-18，1 號觀測井濃度接近穩態不隨時間改變，而 9 號和 15 號觀測井濃度持續增高，可見垂直異質性導水度分佈影響濃度傳輸與風險計算之結果。1 號觀測井穩態濃度較高的，上層為低導水度；穩態濃度較低的，上層為高導水度。9 號觀測井、15 號觀測井濃度上升較高的，上層為高導水度；上升較低的，上層為低導水度。

模擬結果可見導水度變異性對場址範圍內 1 號觀測井風險差異相對小，致癌風險值為  $3.95E-02$ ~ $1.54E-02$  差 2.5 倍，非致癌風險值為  $5.49E+02$ ~ $1.20E+02$  差 5 倍；場址範圍外 9 號觀測井風險差異影響大，致癌風險值為  $2.96E-03$ ~ $5.12E-04$  差 5 倍，非致癌風險值為  $4.36E+00$ ~ $5.48E-01$  差 10 倍；距離更遠之 15 號觀測井

風險影響亦大，致癌風險值為  $4.40\text{E-}04\sim 3.32\text{E-}05$  差 13 倍，非致癌風險值為  $4.42\text{E-}01\sim 5.30\text{E-}02$  差 8 倍，表 4-10。藉此一模擬結果，場址外導水度變異性影響甚大，可初步評估場址內和場址外的導水度調查需要之精確程度。

情境一若假設場址其健康風險評估時間為選定污染起始 10 年之模擬結果，假設場址為 10 年之住宅區一般地下水正常使用，評估其食入、呼吸、接觸之暴露條件下之風險，結果如表 4-11，4-12。其 10 年暴露濃度之風險低於 24 年風險評估結果，且導水度變異性影響風險差異之程度也較高。1 號觀測井致癌風險值其 10 年風險評估為 24 年風險評估的 0.3 倍，非致癌風險值相似；9 號觀測井致癌風險值其 10 年風險評估為 24 年風險評估的 1 千分之一倍，非致癌風險值為 1 百分之一倍。1 號觀測井異質性導水度模擬 10 年風險評估之風險範圍，其致癌風險值為  $7.71\text{E-}03\sim 2.48\text{E-}03$  差 3 倍，非致癌風險值為  $5.46\text{E+}02\sim 5.14\text{E+}01$  差 10 倍；場址範圍外 9 號觀測井致癌風險值為  $1.22\text{E-}04\sim 1.35\text{E-}06$  差 100 倍，非致癌風險值為  $6.17\text{E-}01\sim 1.33\text{E-}02$  差 50 倍，表 4-13。

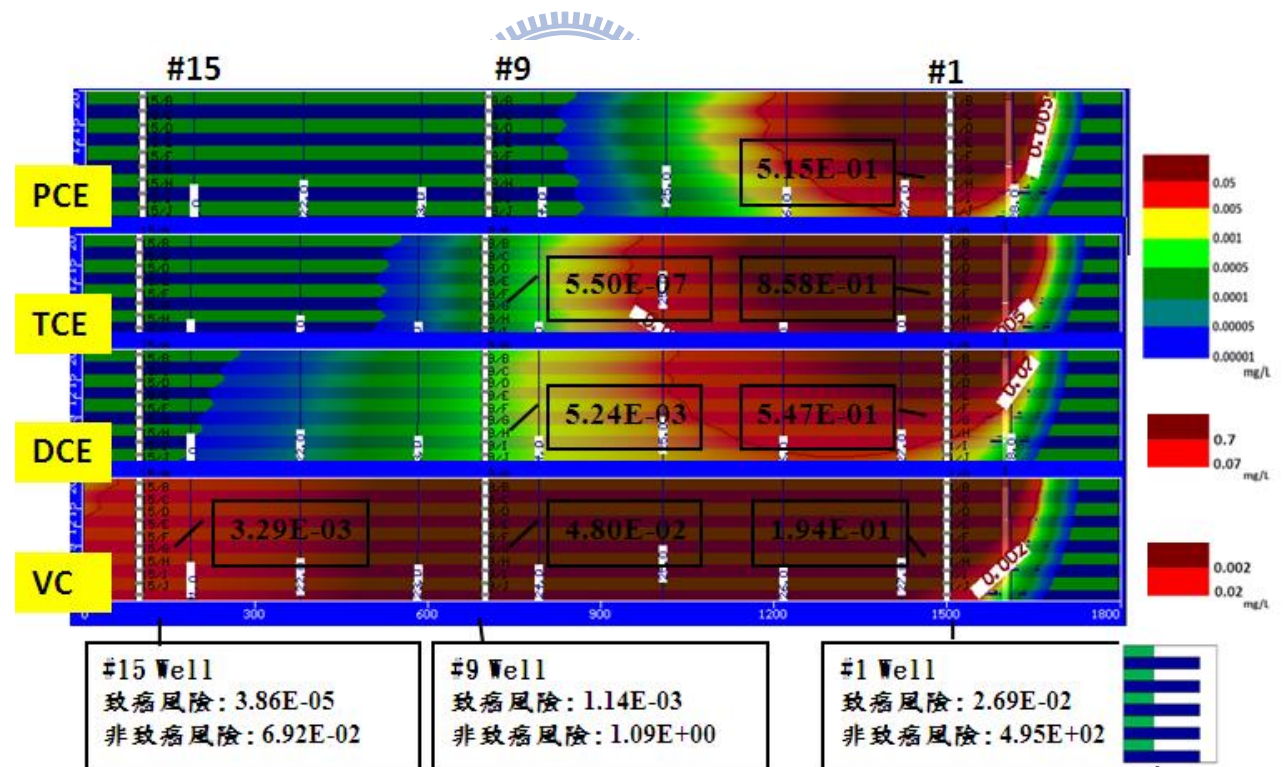


圖4-2 情境一導水度分佈二第24年模擬結果與健康風險值

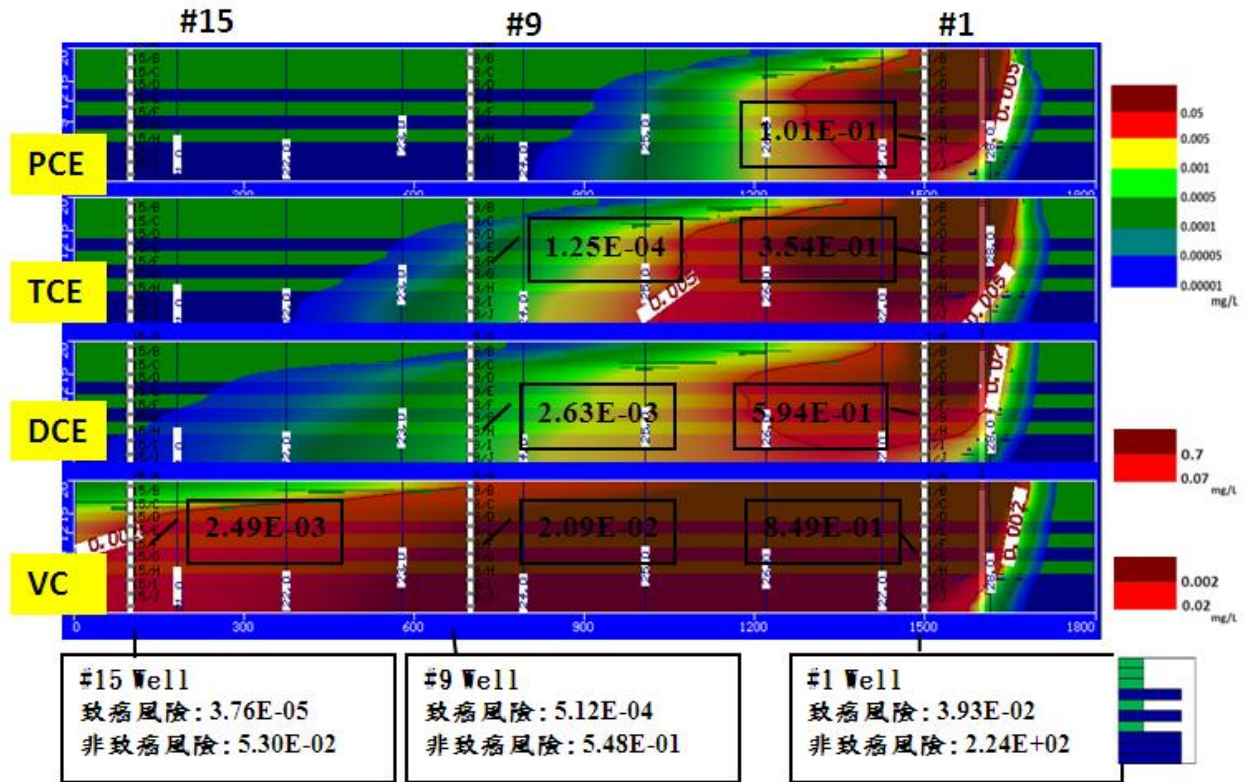


圖4-3 情境一導水度分佈三第24年模擬結果與健康風險值

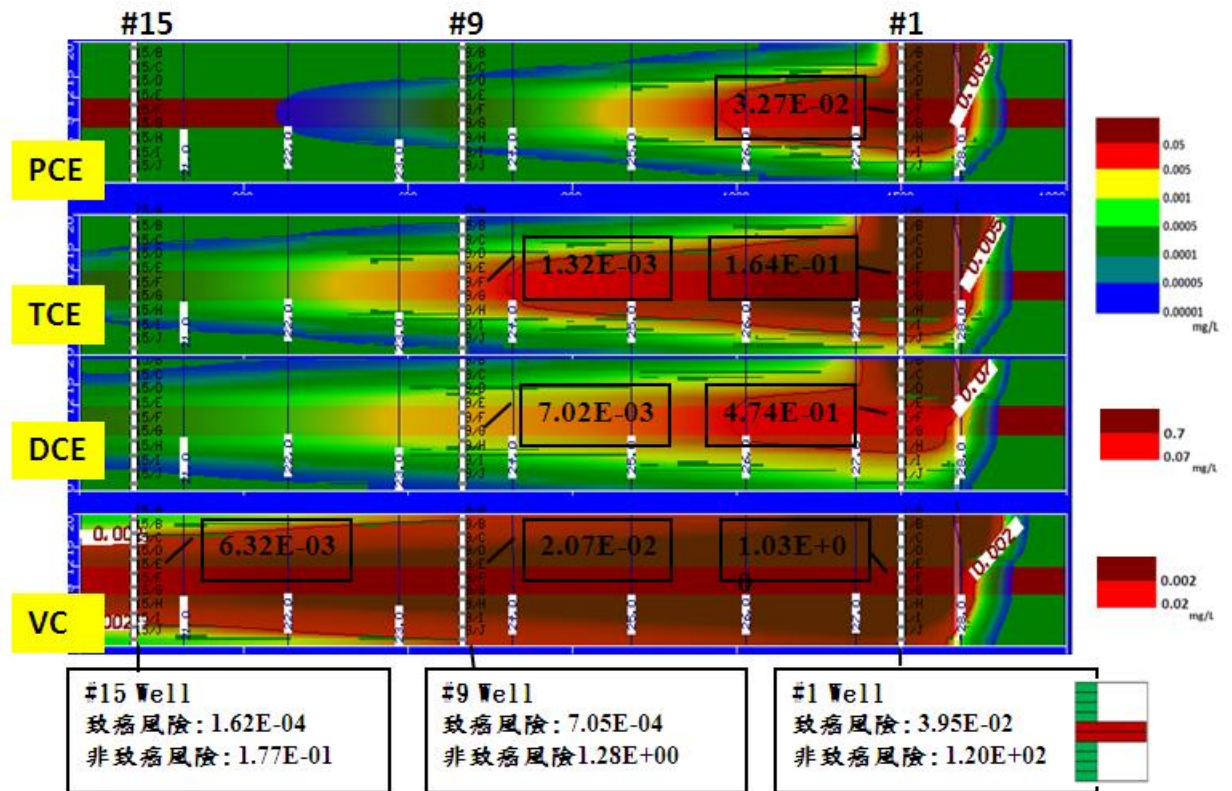


圖4-4 情境一導水度分佈四第24年模擬結果與健康風險值

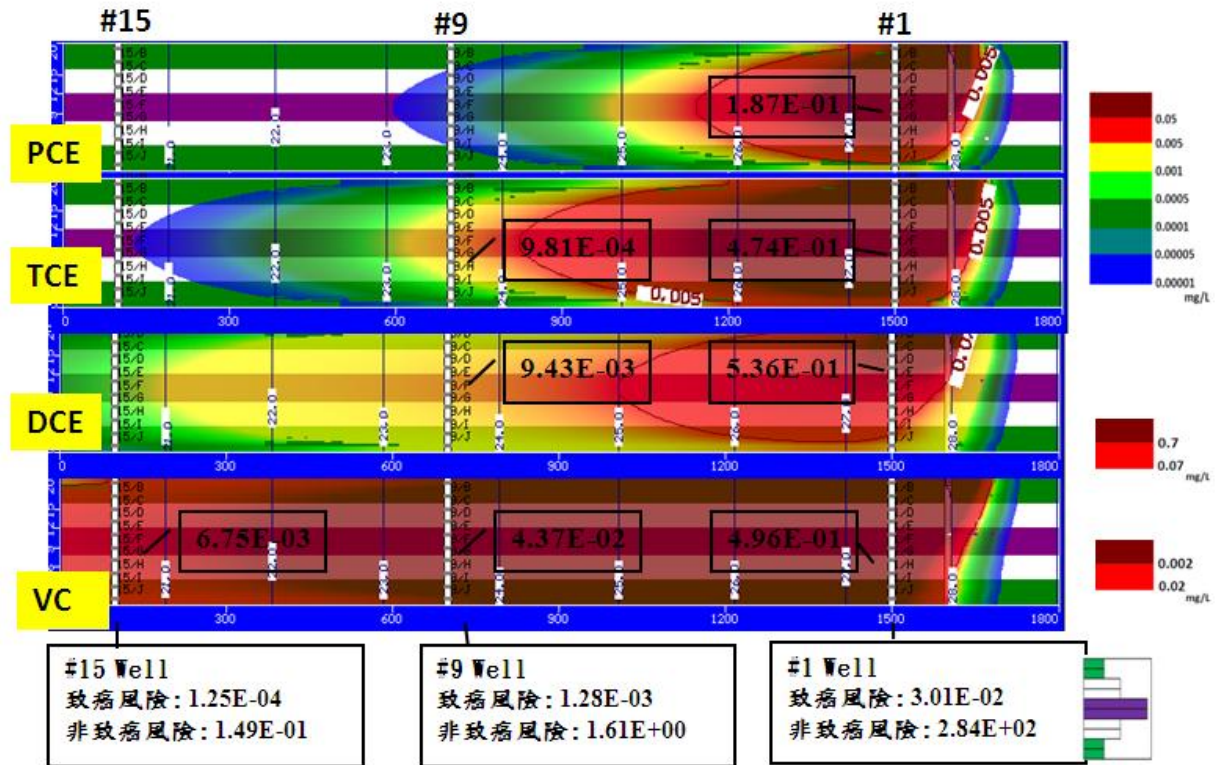


圖4-5 情境一導水度分佈五第24年模擬結果與健康風險值

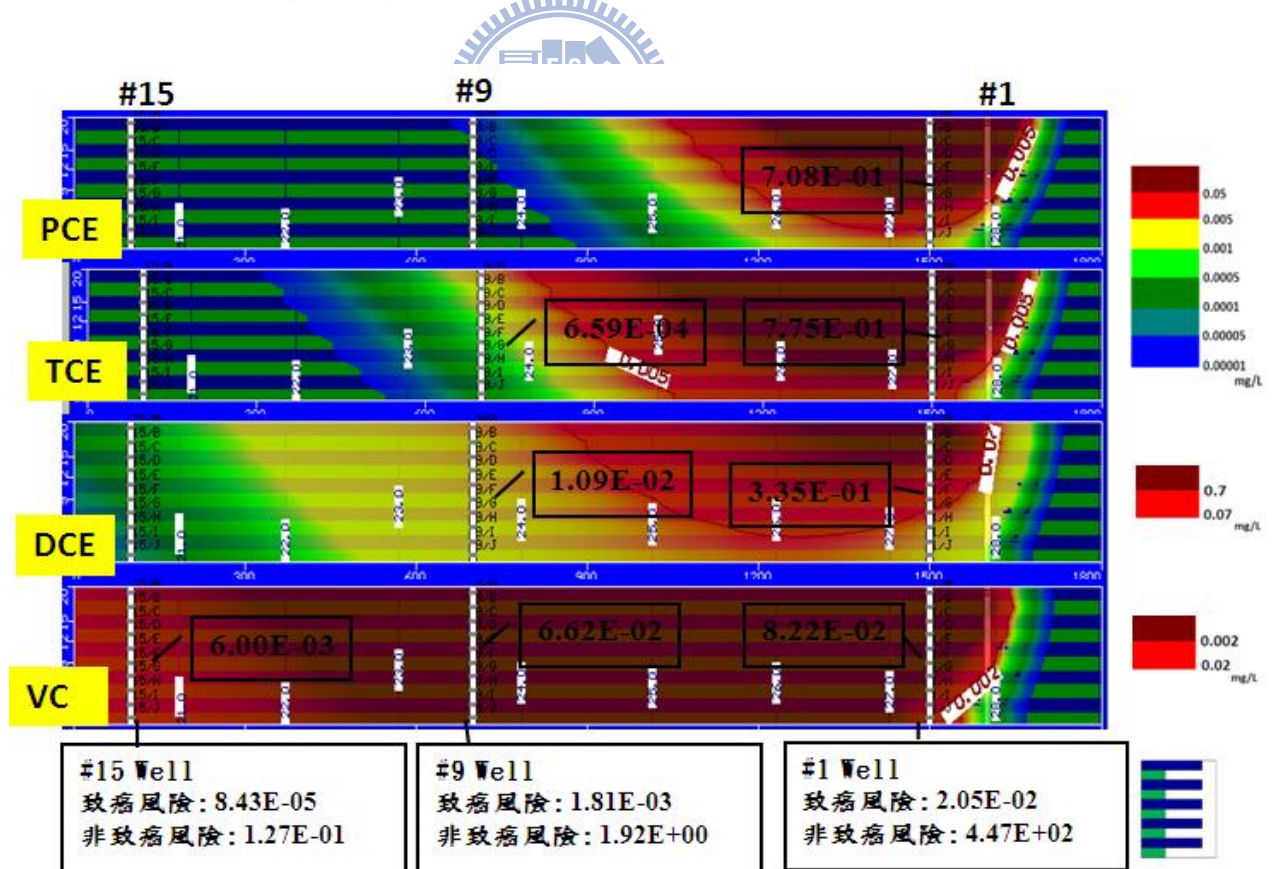


圖4-6 情境一導水度分佈六第24年模擬結果與健康風險值

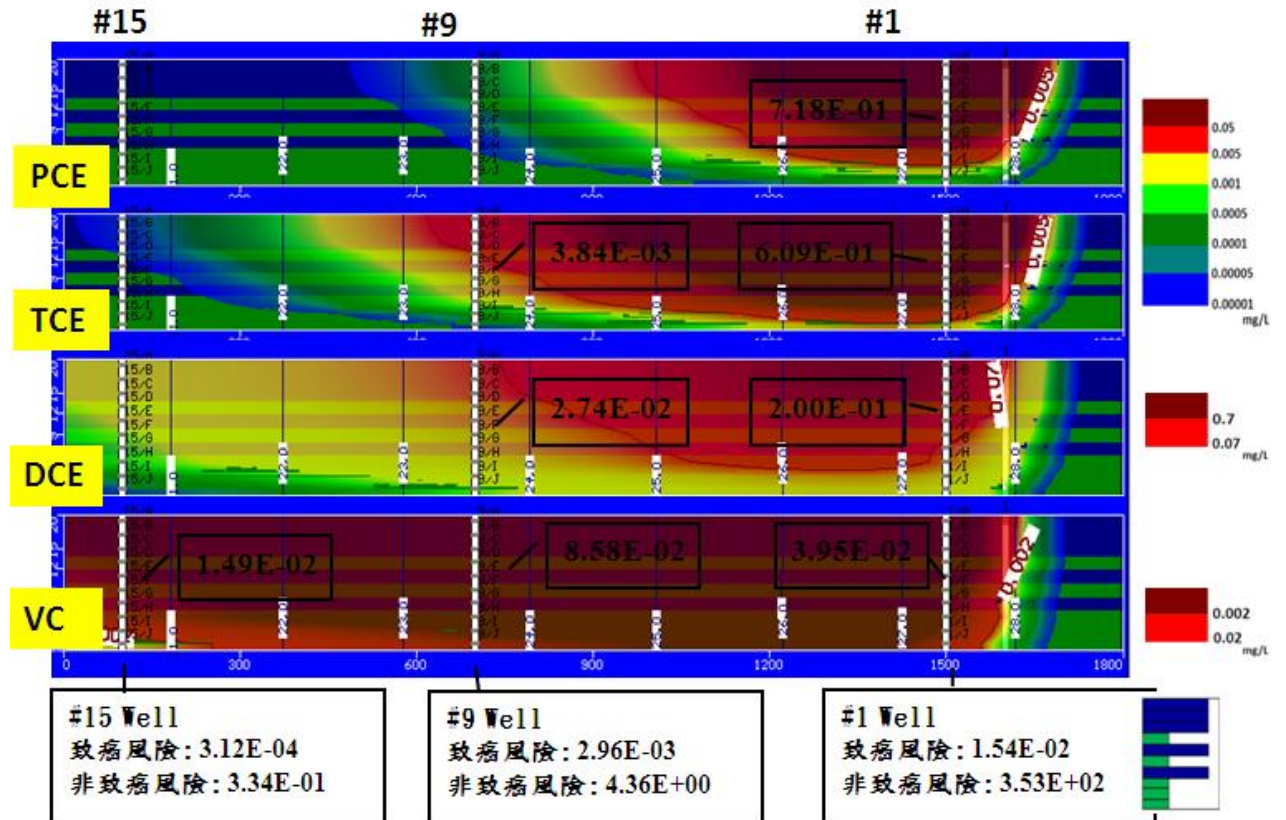


圖4-7 情境一導水度分佈七第24年模擬結果與健康風險值

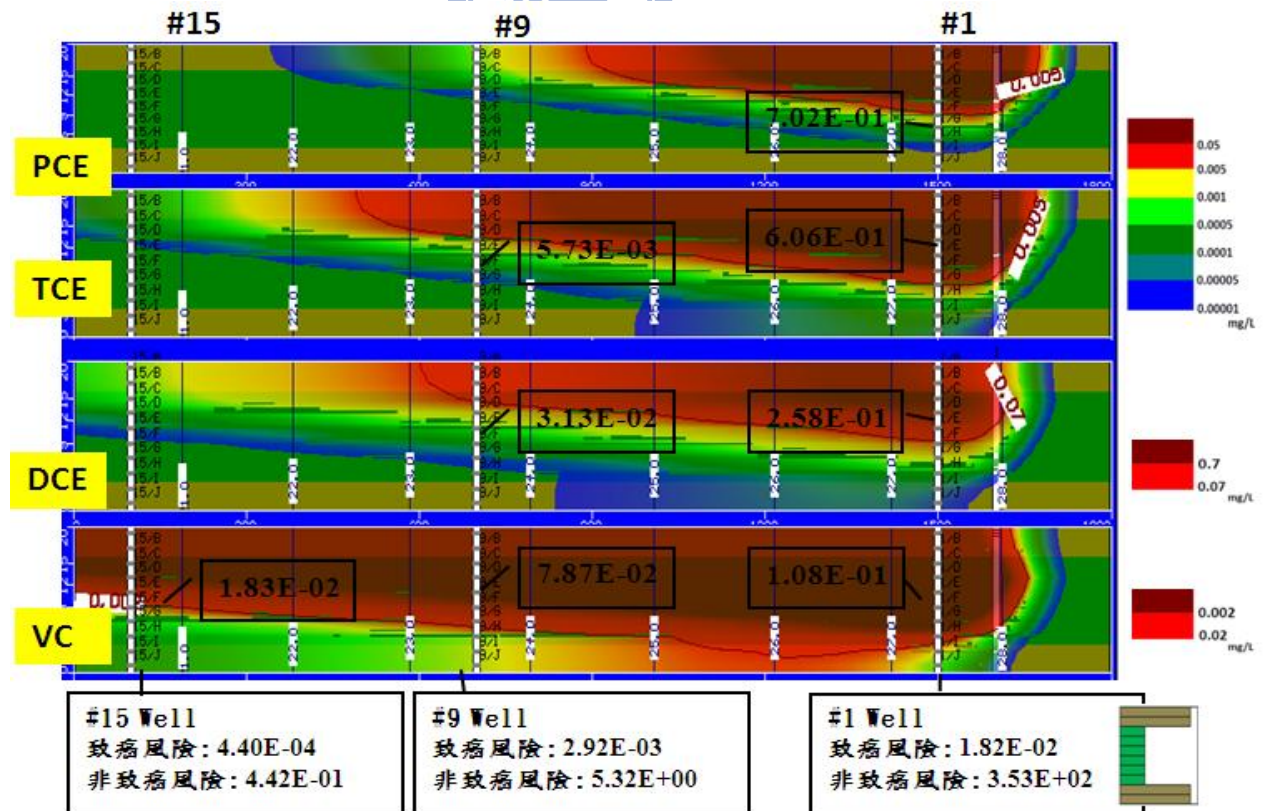


圖4-8 情境一導水度分佈八第24年模擬結果與健康風險值

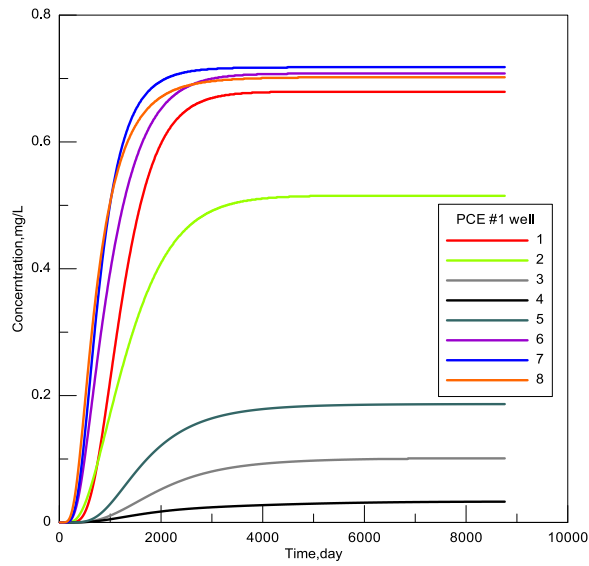


圖 4-9 情境一#1 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線

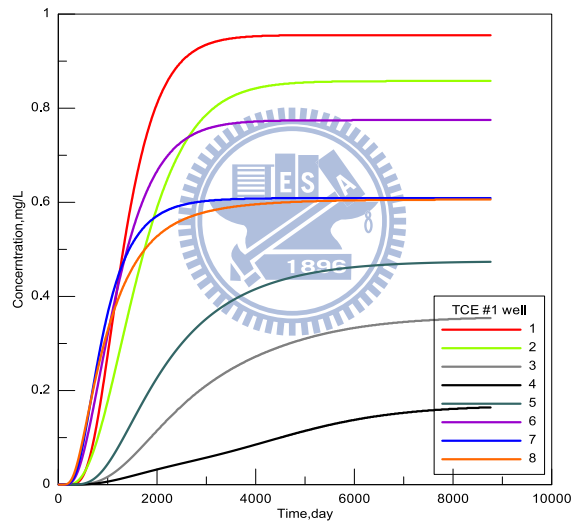


圖 4-10 情境一#1 觀測井各導水度分佈 TCE 模擬濃度與時間分佈曲線

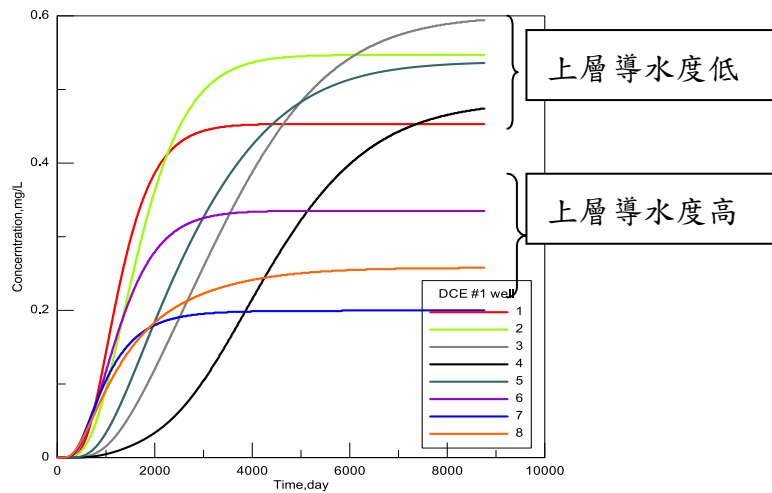


圖4-11 情境一#1觀測井各導水度分佈DCE模擬濃度與時間分佈曲線

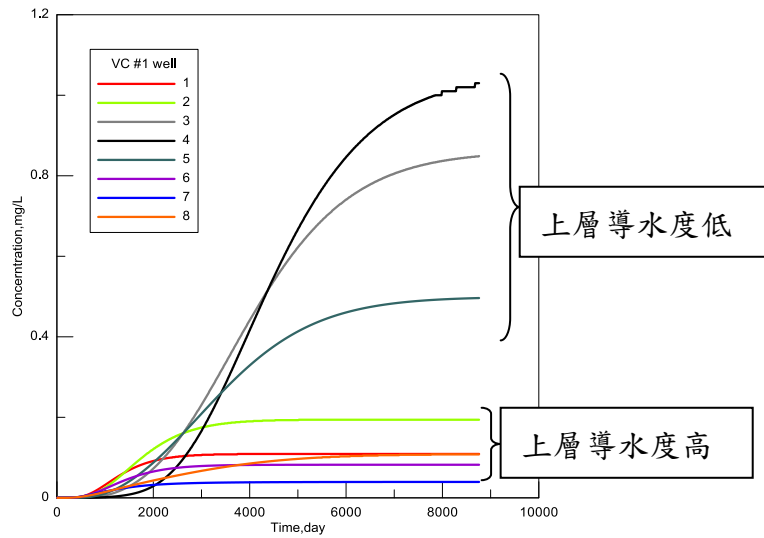


圖 4-12 情境一#1 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線

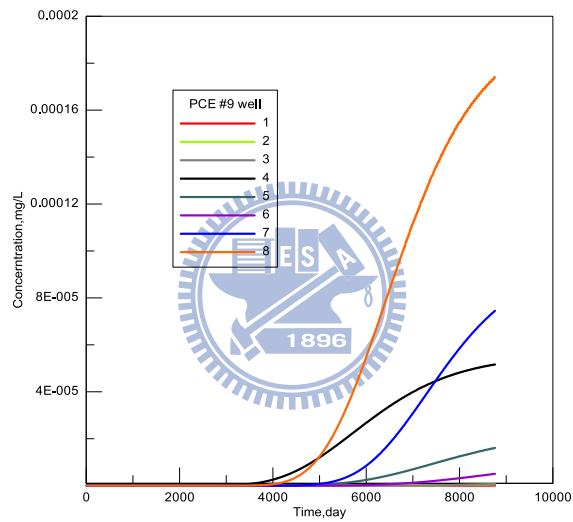


圖 4-13 情境一#9 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線

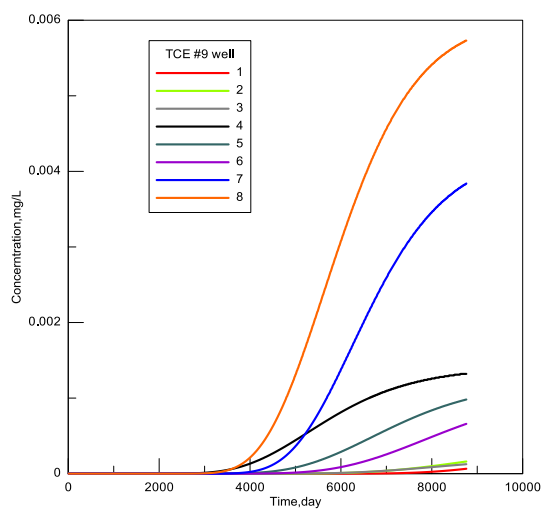


圖 4-14 情境一#9 觀測井各導水度分佈 TCE 模擬濃度與時間分佈曲線

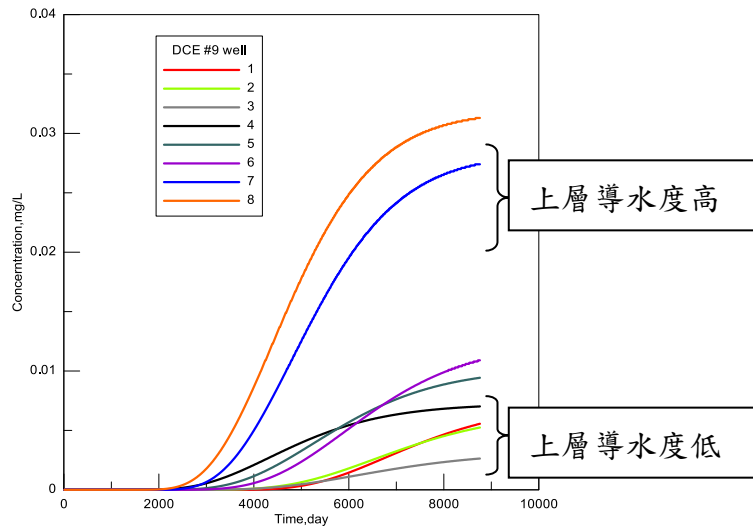


圖 4-15 情境一#9 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線

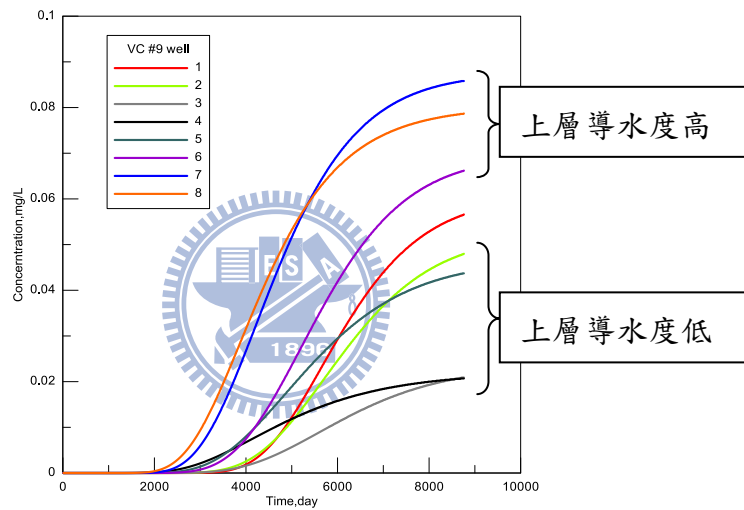


圖 4-16 情境一#9 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線

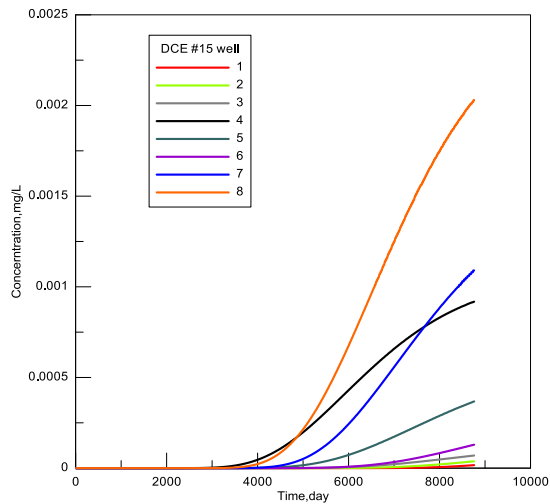


圖 4-17 情境一#15 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線



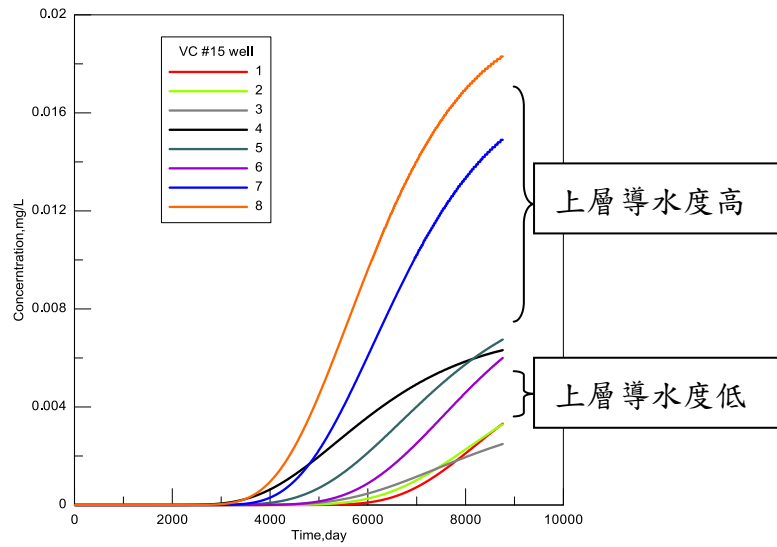


圖 4-18 情境一#15 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線

表 4-7 情境一各導水度分佈#1 觀測井風險與濃度之匯整

1號井	最大濃度					
	總致癌風險	總非致癌風險	PCE	TCE	DCE	VC
分佈一	2.51E-02	5.49E+02	6.79E-01	9.55E-01	4.53E-01	1.09E-01
分佈二	2.69E-02	4.95E+02	5.15E-01	8.58E-01	5.47E-01	1.94E-01
分佈三	3.93E-02	2.24E+02	1.01E-01	3.54E-01	5.94E-01	8.49E-01
分佈四	3.95E-02	1.20E+02	3.27E-02	1.64E-01	4.74E-01	1.03E+00
分佈五	3.01E-02	2.84E+02	1.87E-01	4.74E-01	5.36E-01	4.96E-01
分佈六	2.05E-02	4.47E+02	7.08E-01	7.75E-01	3.35E-01	8.22E-02
分佈七	1.54E-02	3.53E+02	7.18E-01	6.09E-01	2.00E-01	3.95E-02
分佈八	1.82E-02	3.53E+02	7.02E-01	6.06E-01	2.58E-01	1.08E-01

表 4-8 情境一各導水度分佈#9 觀測井風險與濃度之匯整



9號井	最大濃度					
	總致癌風險	總非致癌風險	PCE	TCE	DCE	VC
分佈一	1.34E-03	1.27E+00	1.62E-08	6.50E-05	5.56E-03	5.66E-02
分佈二	1.14E-03	1.09E+00	5.50E-07	1.61E-04	5.24E-03	4.80E-02
分佈三	5.12E-04	5.48E-01	6.24E-07	1.25E-04	2.63E-03	2.09E-02
分佈四	7.05E-04	1.28E+00	5.16E-05	1.32E-03	7.02E-03	2.07E-02
分佈五	1.28E-03	1.61E+00	1.61E-05	9.81E-04	9.43E-03	4.37E-02
分佈六	1.81E-03	1.92E+00	5.05E-06	6.59E-04	1.09E-02	6.62E-02
分佈七	2.96E-03	4.36E+00	7.45E-05	3.84E-03	2.74E-02	8.58E-02
分佈八	2.92E-03	5.32E+00	1.74E-04	5.73E-03	3.13E-02	7.87E-02

表 4-9 情境一各導水度分佈#15 觀測井風險與濃度之匯整



15號井	最大濃度					
	總致癌風險	總非致癌風險	PCE	TCE	DCE	VC
分佈一	3.32E-05	6.94E-02	7.56E-23	3.98E-13	1.65E-05	3.32E-03
分佈二	3.86E-05	6.92E-02	2.51E-14	3.49E-09	3.79E-05	3.29E-03
分佈三	3.76E-05	5.30E-02	6.14E-13	5.95E-08	6.95E-05	2.49E-03
分佈四	1.62E-04	1.77E-01	3.68E-07	5.42E-05	9.18E-04	6.32E-03
分佈五	1.25E-04	1.49E-01	1.55E-09	3.19E-06	3.68E-04	6.75E-03
分佈六	8.43E-05	1.27E-01	3.35E-12	8.58E-08	1.29E-04	6.00E-03
分佈七	3.12E-04	3.34E-01	8.89E-10	9.20E-06	1.09E-03	1.49E-02
分佈八	4.40E-04	4.42E-01	4.90E-08	5.07E-05	2.03E-03	1.83E-02

表 4-10 觀測井各導水度分佈模擬結果其風險與濃度之範圍

	#1	#9	#15
PCE	7.18E-01~3.27E-02	7.45E-05~1.62E-08	4.90E-08~7.56E-23
TCE	9.55E-01~1.64E-01	3.84E-03~6.50E-05	5.42E-05~3.98E-13
DCE	5.94E-01~2.00E-01	2.74E-02~2.63E-03	2.03E-03~1.65E-05
VC	1.03E+00~3.95E-02	8.58E-02~2.09E-02	1.83E-02~3.29E-03
總致癌風險	3.95E-02~1.54E-02	2.96E-03~5.12E-04	4.40E-04~3.32E-05
總非致癌風險	5.49E+02~1.20E+02	4.36E+00~5.48E-01	4.42E-01~5.30E-02

表 4-11 情境一#1 觀測井模擬 10 年風險評估與濃度之匯整

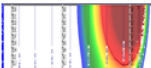
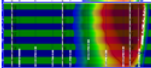
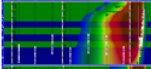
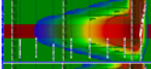
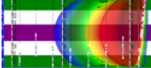
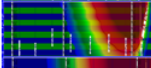
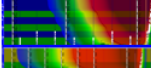
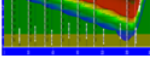
	1號井	最大濃度					
	總致癌風險	總非致癌風險	PCE	TCE	DCE	VC	
	分佈一	7.71E-03	5.46E+02	6.75E-01	9.46E-01	4.49E-01	1.08E-01
	分佈二	7.34E-03	4.80E+02	5.02E-01	8.15E-01	5.18E-01	1.83E-01
	分佈三	4.19E-03	1.55E+02	8.59E-02	2.36E-01	3.07E-01	3.03E-01
	分佈四	2.48E-03	5.14E+01	2.52E-02	6.66E-02	1.41E-01	2.46E-01
	分佈五	4.81E-03	2.36E+02	1.71E-01	3.80E-01	3.66E-01	2.54E-01
	分佈六	6.48E-03	4.44E+02	7.04E-01	7.65E-01	3.30E-01	8.05E-02
	分佈七	5.21E-03	3.52E+02	7.16E-01	6.06E-01	1.97E-01	3.78E-02
	分佈八	5.38E-03	3.44E+02	6.98E-01	5.87E-01	2.31E-01	7.41E-02

表 4-12 情境一#9 觀測井模擬 10 年風險評估與濃度之匯整

	9號井	最大濃度					
		總致癌風險	總非致癌風險	PCE	TCE	DCE	VC
	分佈一	1.35E-06	1.33E-02	5.10E-24	9.31E-16	7.39E-07	1.92E-04
	分佈二	3.25E-06	2.43E-02	5.54E-14	7.41E-10	1.40E-05	4.89E-04
	分佈三	2.57E-06	1.76E-02	2.73E-15	2.72E-10	1.55E-05	3.88E-04
	分佈四	2.77E-05	1.65E-01	4.48E-07	3.39E-05	9.91E-04	3.52E-03
	分佈五	2.09E-05	1.15E-01	5.07E-10	1.35E-09	3.54E-04	3.00E-03
	分佈六	1.36E-05	8.75E-02	2.09E-12	2.66E-08	1.18E-04	2.03E-03
	分佈七	8.30E-05	4.29E-01	6.45E-11	9.91E-07	1.64E-03	1.17E-02
	分佈八	1.22E-04	6.17E-01	1.94E-08	2.38E-05	3.61E-03	1.62E-02

表 4-13 情境一異質性導水度模擬 10 年風險評估之風險範圍

濃度範圍	#1	#9
致癌風險	7.71E-03~2.48E-03	1.22E-04~1.35E-06
非致癌風險	5.46E+02~5.14E+01	6.17E-01~1.33E-02

## 4.2 情境二模擬結果與風險評估

### 4.2.1 情境二均質導水度模擬結果與風險評估

情境二均質導水度含氯有機溶劑污染傳輸模擬，模擬時間第 24 年時 DNAPL 之污染團其擴散濃度之分佈見圖 4-19，紅色為超過第一類管制標準濃度範圍。模擬結果顯示紅色範圍內管制標準濃度，健康風險評估都超過可接受標準，此一假設場址地下水 PCE 無衍生物污染影響範圍有 900 m。

1 號觀測井第二十四年 PCE 最高濃度為 2.99 mg/L，濃度呈現穩定狀態，隨時間改變不大。24 年模擬過程中，1 號觀測井各關切污染物暴露途徑健康風險評

估見表 4-11、4-12，食入污染地下水的總致癌風險是  $1.80E-03$ ，總非致癌風險是  $1.45E+01$ ，吸入污染地下水的總致癌風險是  $4.22E-03$ ，總非致癌風險是  $3.40E+01$ ，接觸污染地下水的總致癌風險是  $6.46E-04$ ，總非致癌風險是  $5.22E+00$ ，總合所有暴露途徑其總致癌風險是  $6.67E-03$ ，總非致癌風險是  $5.38E+01$ 。其中 1 號觀測井影響致癌風險的主要暴露途徑為吸入途徑，該途徑造成的風險占總風險的 63%，其次是食入途徑占總風險的 27%。影響非致癌風險的主要暴露途徑為吸入途徑，該途徑造成的風險占總風險的 63%，其次是食入途徑占 27%。其致癌風險與非致癌風險都超過可接受標準。

9 號觀測井第二十四年 PCE 最高濃度為  $0.0000508$  mg/L，濃度隨時間持續上升。24 年模擬過程中，9 號觀測井各關切污染物暴露途徑健康風險評估見表 4-13、4-14，食入污染地下水的總致癌風險是  $1.47E-09$ ，總非致癌風險是  $2.47E-04$ ，吸入污染地下水的總致癌風險是  $3.44E-09$ ，總非致癌風險是  $5.77E-04$ ，接觸污染地下水的總致癌風險是  $5.27E-10$ ，總非致癌風險是  $8.87E-05$ ，總合所有暴露途徑其總致癌風險是  $5.44E-09$ ，總非致癌風險是  $9.13E-04$ 。其中 9 號觀測井影響致癌風險的主要暴露途徑為吸入途徑，該途徑造成的風險占總風險的 63%，其次是食入途徑占總風險的 27%。影響非致癌風險的主要暴露途徑為吸入途徑，該途徑造成的風險占總風險的 63%，其次是食入途徑占 27%。其致癌風險與非致癌風險都未超過標準。

此一假設場址因模擬 PCE 無降解反應，場址內並無模擬衍生物的生成和傳輸。由模擬結果與情境一有降解反應之比較，PCE 達法規管制標準濃度之範圍為距離污染源 900 m，多 400 m 的距離。對於健康風險評估之影響，情境二因無衍生物的增加，使得場址內外的風險都較低，1 號觀測井致癌風險為情境一的 4 分之一倍，非致癌風險為情境一的 10 分之一倍；9 號觀測井致癌風險為情境一的 20 萬分之一倍，非致癌風險為情境一的 1 千分之一倍，如表 4-22。

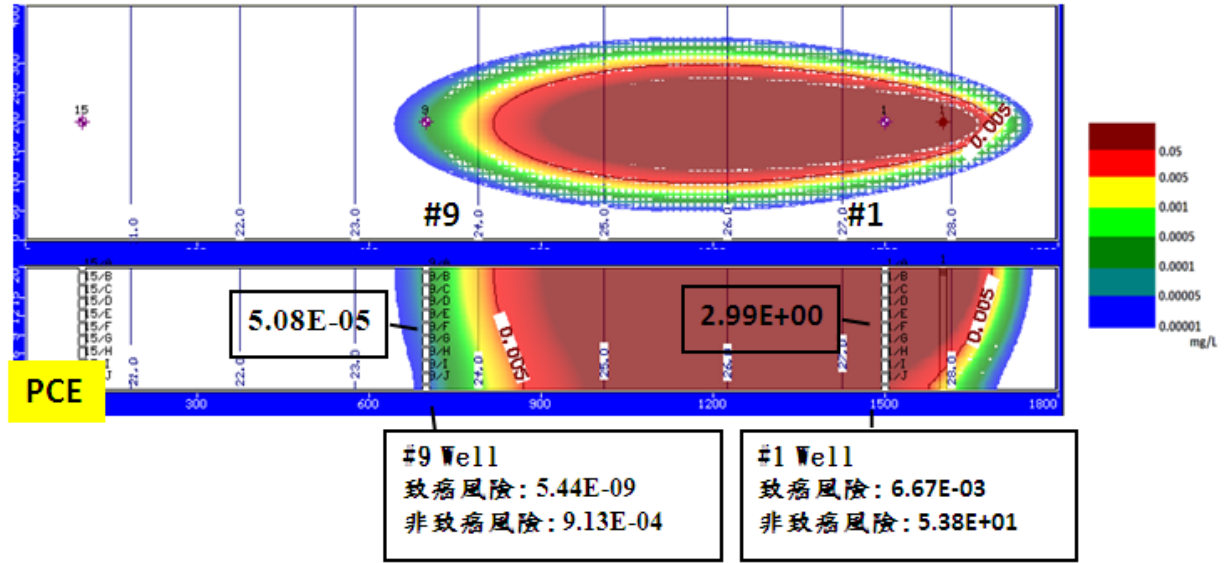


圖4-19 情境二導水度分佈一第24年模擬結果與健康風險值

表4-14 情境二導水度分佈一1號井致癌風險

導水度分佈一 1號井 致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時24年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游100公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	1.80E-03	4.22E-03	6.47E-04	6.67E-03

表4-15 情境二導水度分佈一1號井非致癌風險

導水度分佈一 1號井 非致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時24年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游100公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	1.45E+01	3.40E+01	5.22E+00	5.38E+01

表4-16 情境二導水度分佈一9號井致癌風險

導水度分佈一 9號井 致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 900 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	1.47E-09	3.44E-09	5.27E-10	5.44E-09

表4-17 情境二導水度分佈一9號井非致癌風險

導水度分佈一 9號井 非致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 900 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	2.47E-04	5.77E-04	8.87E-05	9.13E-04

#### 4.2.2 情境二垂直向異質性導水度模擬結果與風險評估

垂直向異質性導水度分佈分成以下七種情況，觀測井關切污染物健康風險評估與均質導水度之比較：

##### 導水度分佈二：

高導水度  $1.9 \times 10^{-4}$  m/s 與低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 夾雜，低導水度於第一層，19 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-20。

1 號觀測井總致癌風險值為  $6.36E-03$ ，總非致癌風險值為  $5.72E+01$ ，因低一層低導水度傳輸緩慢濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.96 倍，非致癌風險變低為均質導水度 1.06 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $2.28\text{E}-07$ ，總非致癌風險值為  $2.21\text{E}-02$ 。因夾雜高導水度傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 42 倍，非致癌風險變高為均質導水度 24 倍。

#### 導水度分佈三：

低導水度  $1\times 10^{-5}$  m/s 於上層 6m 厚，下層為高導水度  $1.9\times 10^{-4}$  m/s，19 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-21。

1 號觀測井總致癌風險值為  $3.25\text{E}-03$ ，總非致癌風險值為  $5.62\text{E}+01$ 。因上層低導水度傳輸緩慢濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.49 倍，非致癌風險變低為均質導水度 1.04 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $2.66\text{E}-07$ ，總非致癌風險值為  $2.48\text{E}-02$ 。因下層高導水度傳輸快速，濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 49 倍，非致癌風險變高為均質導水度 27 倍。

#### 導水度分佈四：

高導水度  $4.6\times 10^{-4}$  m/s 於中層 4m 厚，上下兩層低導水度  $1\times 10^{-5}$  m/s 厚度大，各 8m，46 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-22。

1 號觀測井總致癌風險值為  $1.70\text{E}-03$ ，總非致癌風險值為  $4.28\text{E}+01$ 。因上層低導水度傳輸緩慢濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.25 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.8 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $1.51\text{E}-05$ ，總非致癌風險值為  $5.93\text{E}-01$ 。因中層高導水度傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 3 千倍，非致癌風險變高為均質導水度 6 百倍。

#### 導水度分佈五：

高導水度  $2.8\times 10^{-4}$  m/s 於中層 4 m 厚，上下兩層低導水度  $1\times 10^{-5}$  m/s 和平均導水度  $1\times 10^{-4}$ (m/s)厚度小，各 4 m，28 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-23。

1 號觀測井總致癌風險值為  $3.95\text{E}-03$ ，總非致癌風險值為  $5.28\text{E}+01$ 。因上層低導水度傳輸緩慢濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.59 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.98 倍。



9 號觀測井總致癌風險值為  $6.49\text{E}-06$ ，總非致癌風險值為  $3.95\text{E}-01$ 。因中層高導水度傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變低為均質導水度 1 千倍，非致癌風險變低為均質導水度 4 百倍。

#### 導水度分佈六:

高導水度  $1.9 \times 10^{-4}$  m/s 與低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 夾雜，高導水度於第一層，19 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-24。

1 號觀測井總致癌風險值為  $5.72\text{E}-03$ ，總非致癌風險值為  $4.51\text{E}+01$ 。因第一層高導水度傳輸快速，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.86 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.84 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $2.14\text{E}-06$ ，總非致癌風險值為  $1.69\text{E}-01$ 。因第一層高導水度傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變低為均質導水度 4 百倍，非致癌風險變低為均質導水度 2 百倍。

#### 導水度分佈七:

高導水度  $1.9 \times 10^{-4}$  m/s 於上層 6m 厚，下層為低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s，19 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-25。



1 號觀測井總致癌風險值為  $4.68\text{E}-03$ ，總非致癌風險值為  $3.49\text{E}+01$ 。因上層高導水度傳輸快速，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.7 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.65 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $3.10\text{E}-05$ ，總非致癌風險值為  $1.84\text{E}+00$ 。因上層高導水度傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變低為均質導水度 6 千倍，非致癌風險變低為均質導水度 2 千倍。

#### 導水度分佈八:

高導水度  $2.35 \times 10^{-4}$  m/s 分佈於上下兩層，各 4m 厚，中間為低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s，24 倍之異質性比，模擬結果見圖 4-26。

1 號觀測井總致癌風險值為  $4.85\text{E}-03$ ，總非致癌風險值為  $3.96\text{E}+01$ 。因上層高導水度傳輸快速，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.73 倍，非致癌風險變低為均質導水度 0.74 倍。

9 號觀測井總致癌風險值為  $6.21E-05$ ，總非致癌風險值為  $2.82E+00$ 。因上層高導水度傳輸快速，上升濃度較高，致癌風險變低為均質導水度 1 萬倍，非致癌風險變低為均質導水度 3 千倍。

由表 4-15 彙整情境二假設場址之模擬結果，可發現垂直異質性導水度對於模擬結果之影響程度。

由以上結果，可將導水度分佈狀況區分為兩類：

1. 低導水度分佈於上層，使污染團傳輸緩慢，導致 1 號觀測井總暴露濃度小，風險變低；而中、下層為高導水度之透水層傳輸快速，使 9 號觀測井濃度較高，風險變高。
2. 高導水度分佈於上層，使污染團傳輸快速，1 號觀測井穩態濃度較低，風險變低；9 號觀測井濃度較高，風險變高。

垂直異質性導水度的分佈，使各觀測井 PCE 模擬結果有所差異。觀測井所得的濃度與時間分佈曲線，可見垂直異質性導水度分佈影響濃度傳輸與風險計算之結果，如圖 4-27、4-28。1 號觀測井濃度上升較快的，且呈現穩定狀態，上層為高導水度；上升較慢的，上層為低導水度。9 號觀測井濃度上升較快的，上層或中層為高導水度；上升較慢的，上層為低導水度。

數值模擬可初步評估導水度變異性對此一假設場址情境二風險評估之影響，模擬結果可見導水度變異性對場址範圍內 1 號觀測井風險差異相對小，致癌風險值為  $6.67E-03 \sim 1.70E-03$  差 4 倍，非致癌風險值為  $5.72E+01 \sim 3.49E+01$  差 2 倍；場址範圍外 9 號觀測井風險差異影響大，致癌風險值為  $6.21E-05 \sim 5.44E-09$  差 1 萬倍，非致癌風險值為  $2.82E+00 \sim 9.13E-04$  差 2 千倍，表 4-16。藉此一模擬結果，場址外導水度變異性影響甚大，可初步評估場址內和場址外的導水度調查需要之精確程度。

情境二若假設場址其健康風險評估時間為選定污染起始 10 年之模擬結果，假設場址為 10 年之住宅區一般地下水正常使用，評估其食入、呼吸、接觸之暴露條件下之風險，結果如表 4-11，4-12。其 10 年暴露濃度之風險低於 24 年風險評估結果，且導水度變異性影響風險差異之程度也較高。1 號觀測井致癌風險值其 10 年風險評估為 24 年風險評估的 0.25 倍，非致癌風險值相似。1 號觀測井異

質性導水度模擬 10 年風險評估之風險範圍，其致癌風險值為  $1.79\text{E}-03\sim 7.87\text{E}-05$  差 23 倍，非致癌風險值為  $5.11\text{E}+01\sim 3.51\text{E}+00$  差 15 倍，表 4-21。

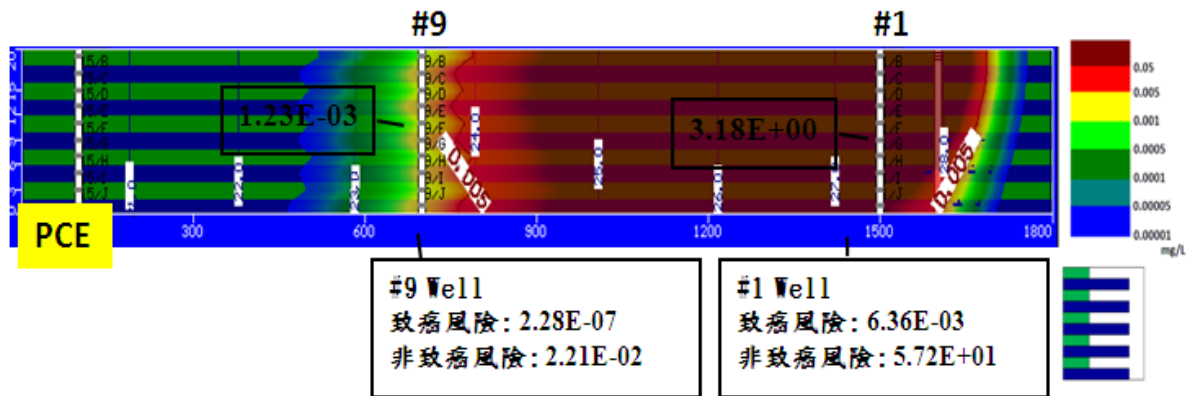


圖 4-20 情境二導水度分佈二第 24 年模擬結果與健康風險值

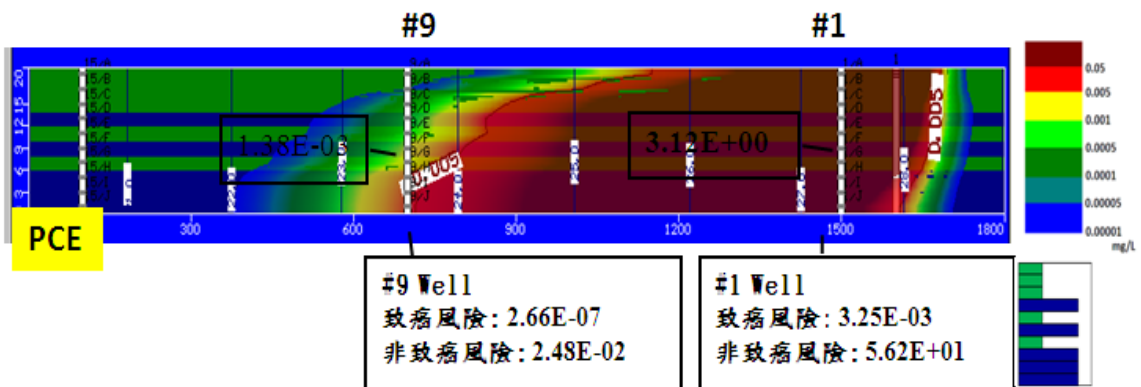


圖 4-21 情境二導水度分佈三第 24 年模擬結果與健康風險值

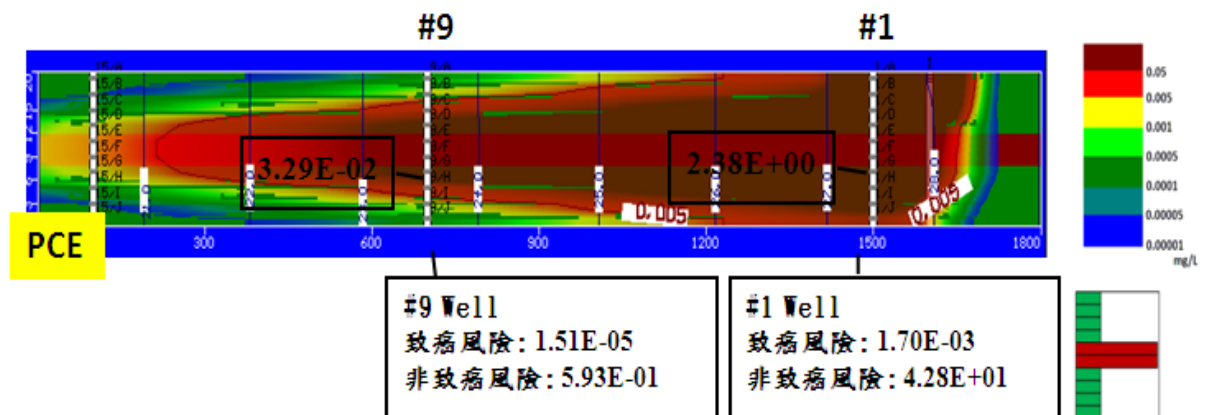


圖 4-22 情境二導水度分佈四第 24 年模擬結果與健康風險值

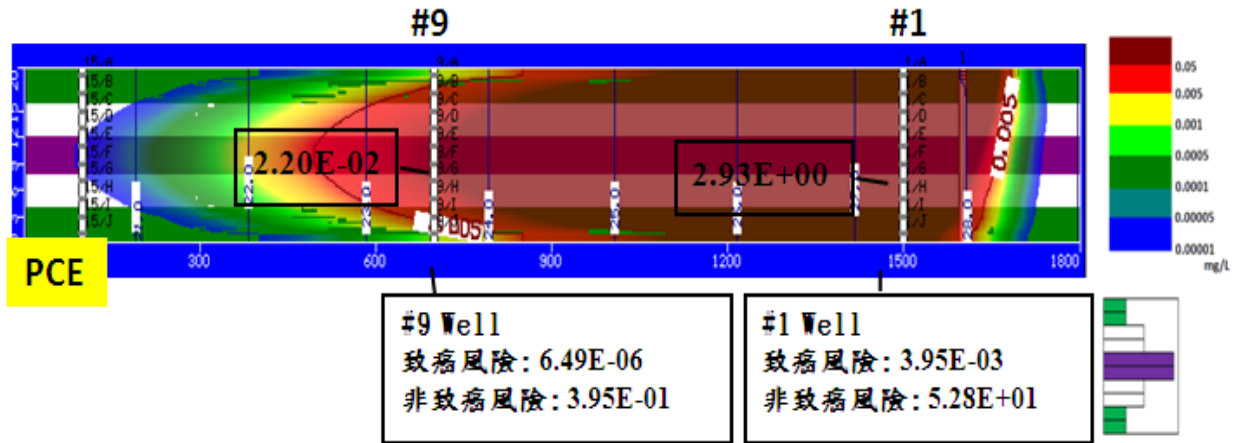


圖 4-23 情境二導水度分佈五第 24 年模擬結果與健康風險值

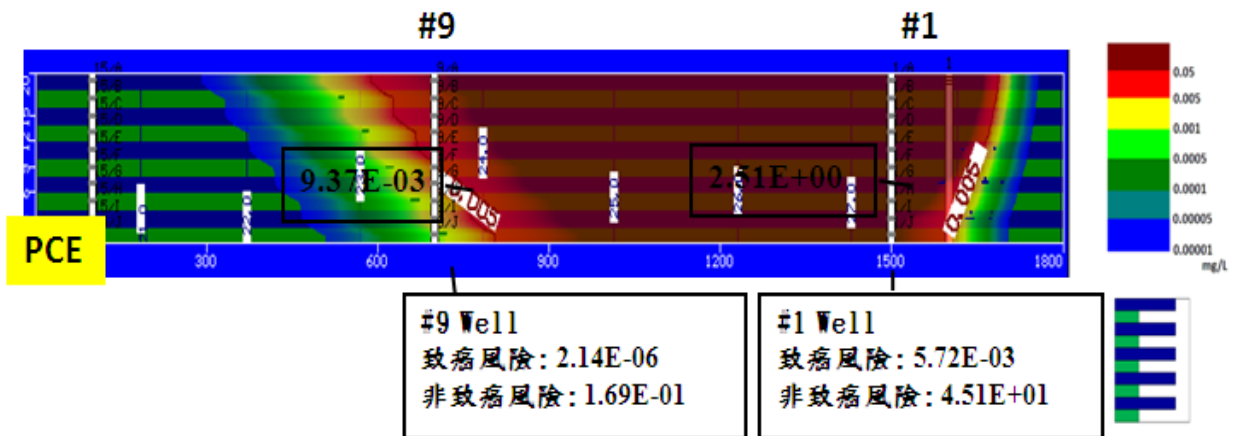


圖 4-24 情境二導水度分佈六第 24 年模擬結果與健康風險值

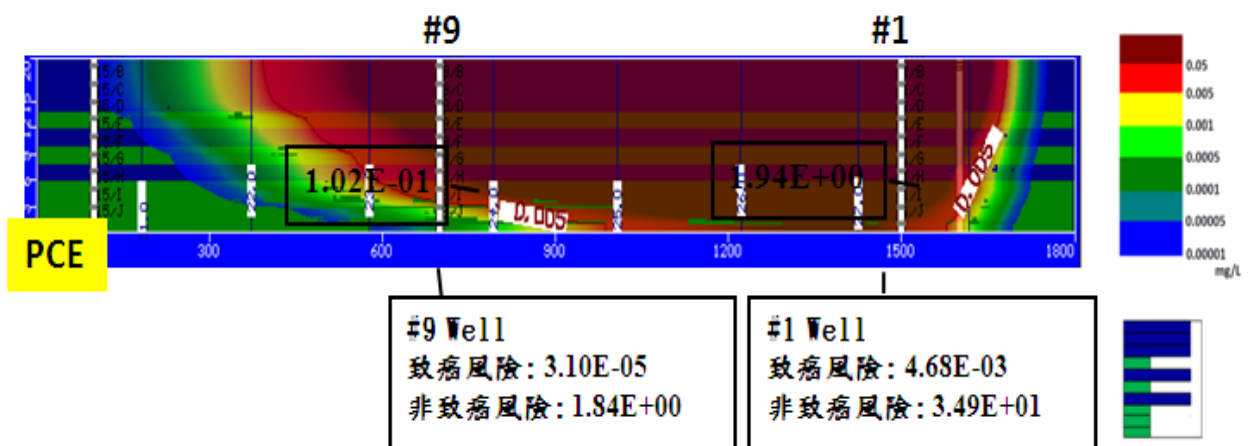


圖 4-25 情境二導水度分佈七第 24 年模擬結果與健康風險值

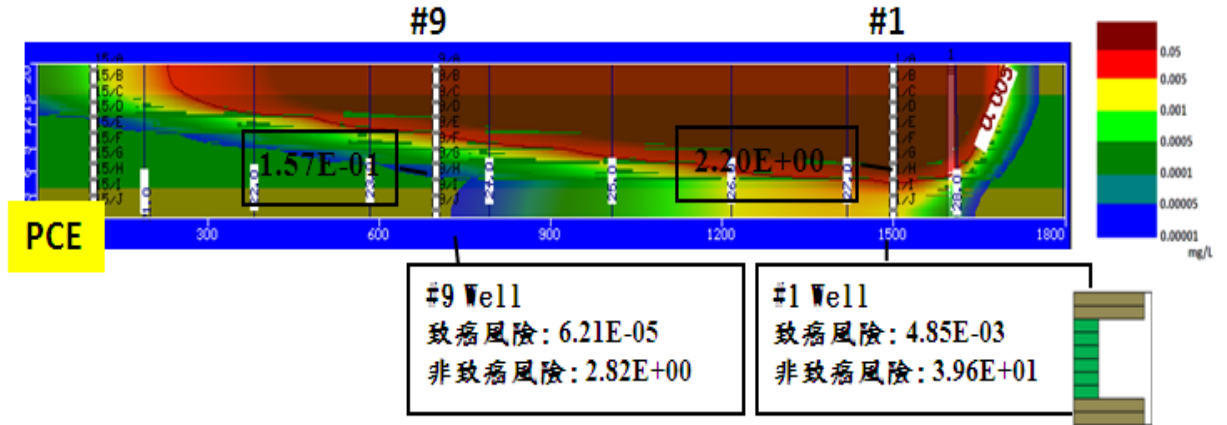


圖 4-26 情境二導水度分佈八第 24 年模擬結果與健康風險值

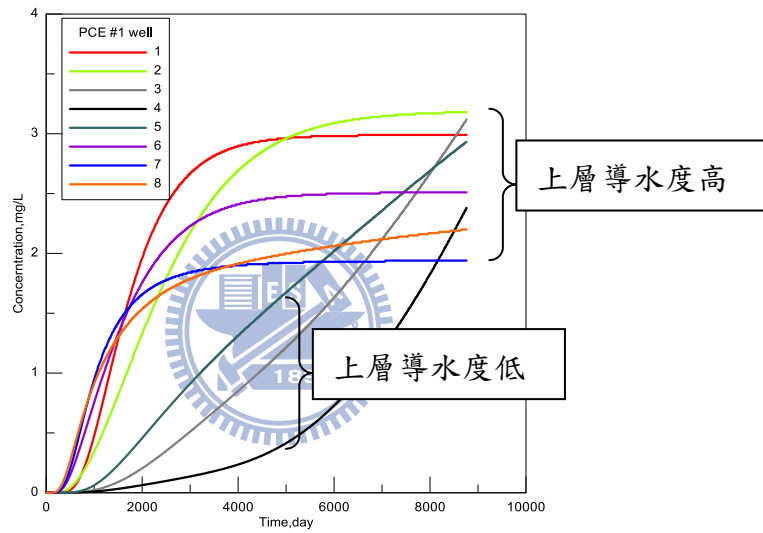


圖 4-27 情境二#1 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線

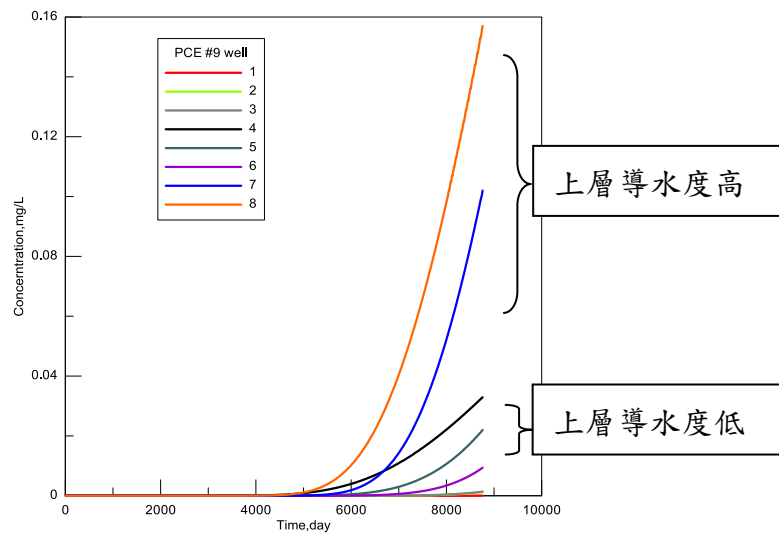


圖 4-28 情境二#9 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線

表 4-18 情境二各導水度分佈#1 和#9 觀測井風險與濃度之匯整

	1號井		最大濃度	9號井		最大濃度
	總致癌風險	總非致癌風險	PCE	總致癌風險	總非致癌風險	PCE
 分佈一	6.67E-03	5.38E+01	2.99E+00	5.44E-09	9.13E-04	5.08E-05
 分佈二	6.36E-03	5.72E+01	3.18E+00	2.28E-07	2.21E-02	1.23E-03
 分佈三	3.25E-03	5.62E+01	3.12E+00	2.66E-07	2.48E-02	1.38E-03
 分佈四	1.70E-03	4.28E+01	2.38E+00	1.51E-05	5.93E-01	3.29E-02
 分佈五	3.95E-03	5.28E+01	2.93E+00	6.49E-06	3.95E-01	2.20E-02
 分佈六	5.72E-03	4.51E+01	2.51E+00	2.14E-06	1.69E-01	9.37E-03
 分佈七	4.68E-03	3.49E+01	1.94E+00	3.10E-05	1.84E+00	1.02E-01
 分佈八	4.85E-03	3.96E+01	2.20E+00	6.21E-05	2.82E+00	1.57E-01

表 4-19 觀測井各導水度分佈模擬結果其風險與濃度之範圍

濃度範圍	#1	#9
PCE	3.18E+001.94E+00	1.57E-01~5.08E-05
致癌風險	6.67E-03~1.70E-03	6.21E-05~5.44E-09
非致癌風險	5.72E+013.49E+01	2.82E+009.13E-04

表 4-20 情境二風險評估 10 年#1 觀測井風險與濃度之匯整

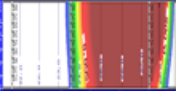
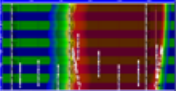
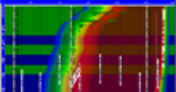
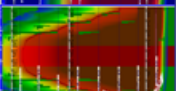
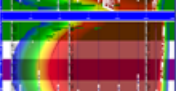
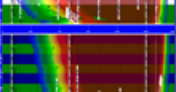
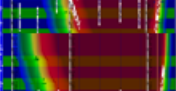
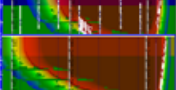
	1號井		最大濃度	
	總致癌風險	總非致癌風險	PCE	
	分佈一	1.79E-03	5.11E+01	2.78E+00
	分佈二	1.37E-03	4.57E+01	2.39E+00
	分佈三	2.81E-04	1.32E+01	6.31E-01
	分佈四	7.87E-05	3.51E+00	1.66E-01
	分佈五	5.26E-04	2.12E+01	1.06E+00
	分佈六	1.64E-03	4.26E+01	2.31E+00
	分佈七	1.51E-03	3.40E+01	1.87E+00
	分佈八	1.45E-03	3.38E+01	1.84E+00

表 4-21 情境二異質性導水度模擬 10 年風險評估之風險範圍

	#1
致癌風險	1.79E-03~7.87E-05
非致癌風險	5.11E+01~3.51E+00

## 4.3 四種假設情境模擬結果之比較

### 4.3.1 情境三均質導水度模擬結果與風險評估

情境三均質導水度含氯有機溶劑污染傳輸模擬，模擬 24 年，污染源連續注入 10 年，PCE 有厭氧還原脫氯生物降解反應。模擬時間第 24 年時，DNAPL 之污染團其濃度擴散範圍之分佈見圖 4-29。PCE、TCE、VC 污染濃度仍高於管制標準；DCE 污染團已降低至管制標準濃度以下，TCE 擴散範圍距離污染源有 700 m，VC 擴散範圍距離污染源仍有 1600 m 之遠。紅色範圍內超過管制標準之濃度，其健康風險仍為不可接受之標準。

致癌風險評估為 24 年總暴露濃度的劑量反應致癌率；非致癌風險評估為 24 年中最高暴露濃度的可接受劑量商數。此一假設場址模擬情境之差異，污染源連續注入 10 年和 24 年，PCE 有厭氧還原脫氯生物降解反應，污染傳輸模擬結果對於健康風險評估之影響。1 號觀測井中污染物濃度於十年後開始降低，如圖 4-30。總暴露濃度比起情境一低，總致癌風險值為情境一的 0.5 倍，差異較大；最高濃度值也比起情境一低，但總非致癌風險值相似。9 號觀測井和 15 號觀測井 VC 和 DCE 濃度都隨時間持續上升，總暴露濃度和最高濃度值都比情境一低，如圖 4-31、4-32。但總致癌風險值與總非致癌風險都相似，對於場址外健康風險評估並無影響，如表 4-22。



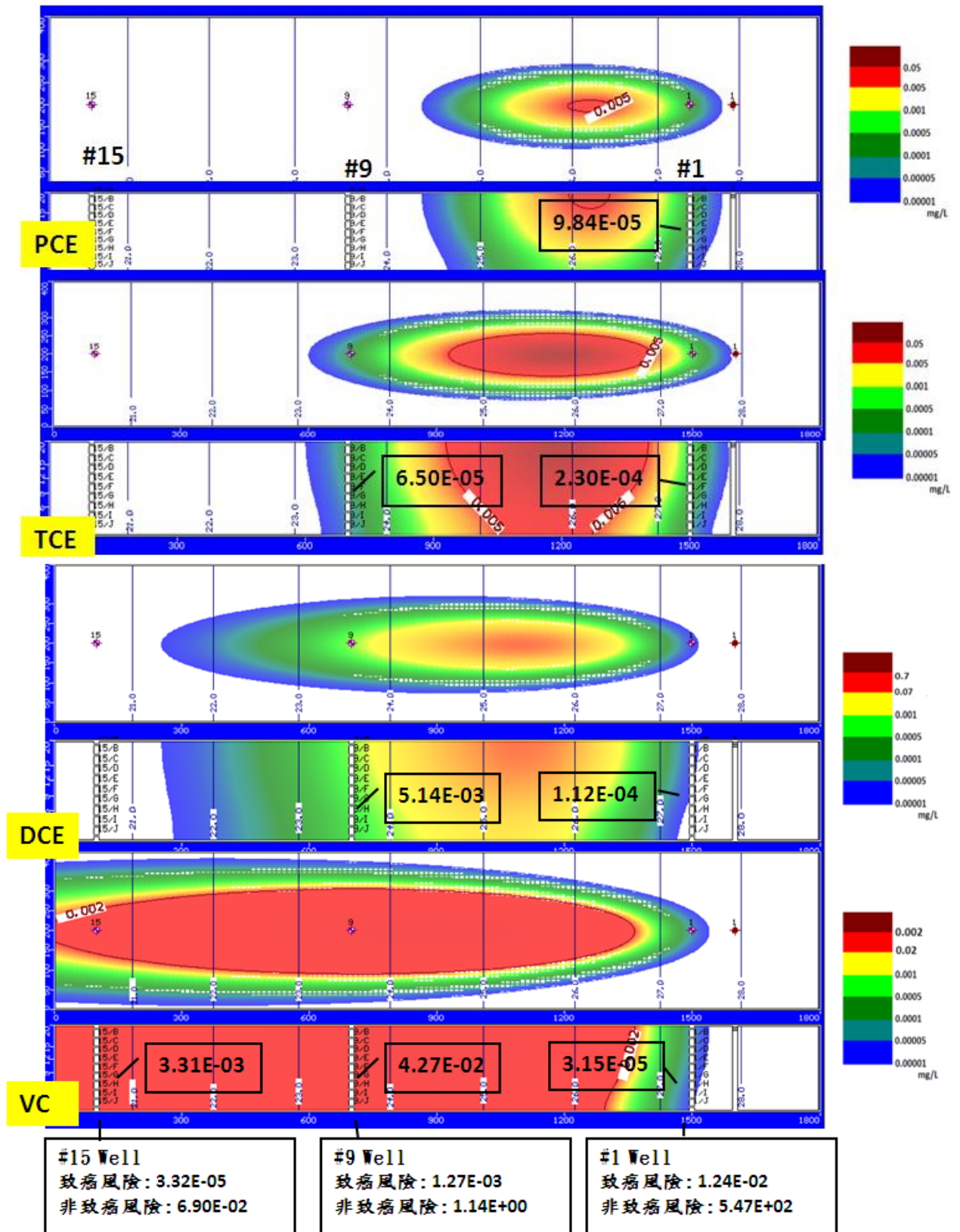


圖 4-29 情境三導水度分佈一第 24 年模擬結果與健康風險值

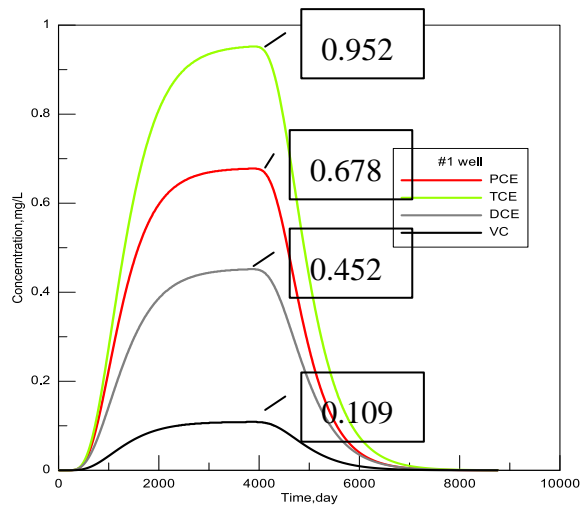


圖 4-30 情境三#1 觀測井導水度分佈一模擬濃度與時間分佈曲線

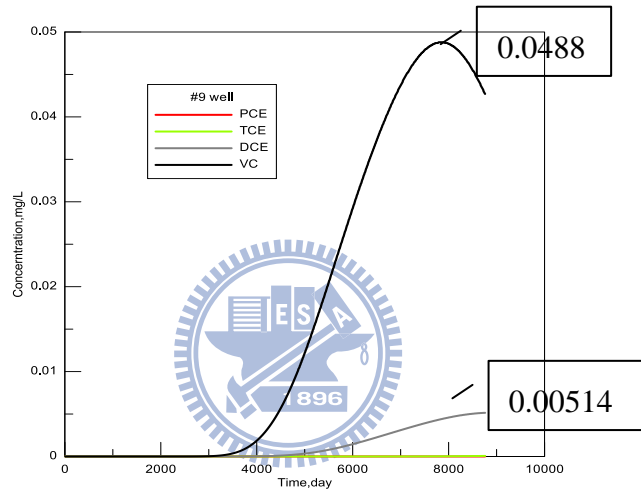


圖 4-31 情境三#9 觀測井導水度分佈一模擬濃度與時間分佈曲線

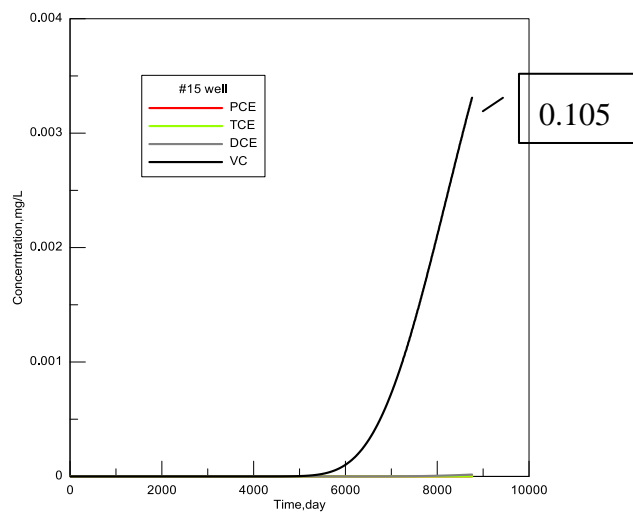


圖 4-32 情境三#15 觀測井導水度分佈一模擬濃度與時間分佈曲線

### 4.3.2 情境四均質導水度模擬結果與風險評估

情境四均質導水度含氯有機溶劑汙染傳輸模擬，模擬 24 年，污染源連續注入 10 年，PCE 無厭氧還原脫氯生物降解反應。模擬時間第 24 年時，DNAPL 之污染團其濃度擴散範圍之分佈見圖 4-33。模擬場址 PCE 汙染團還是高於管制標準，擴散範圍距離污染源有 900 m 之遠，無降解作用長期存在 PCE 汙染團於地下水環境中。紅色範圍內超過管制標準之濃度，健康風險仍為不可接受之標準。

此一假設場址模擬情境之差異，污染源連續注入 10 年和 24 年，PCE 無厭氧還原脫氯生物降解反應，汙染傳輸模擬結果對於健康風險評估之影響。1 號觀測井中汙染濃度於十年後開始降低，如圖 4-34。傳輸濃度比起情境二低，總致癌風險值為情境二的 0.5 倍，差異較大；最高濃度值比起情境二低，但總非致癌風險值相似。9 號觀測井 PCE 濃度隨時間持續上升，總暴露濃度和最高濃度值都比情境二高，但風險值都相似，對於健康風險評估並無影響，如圖 4-35、如表 4-22。

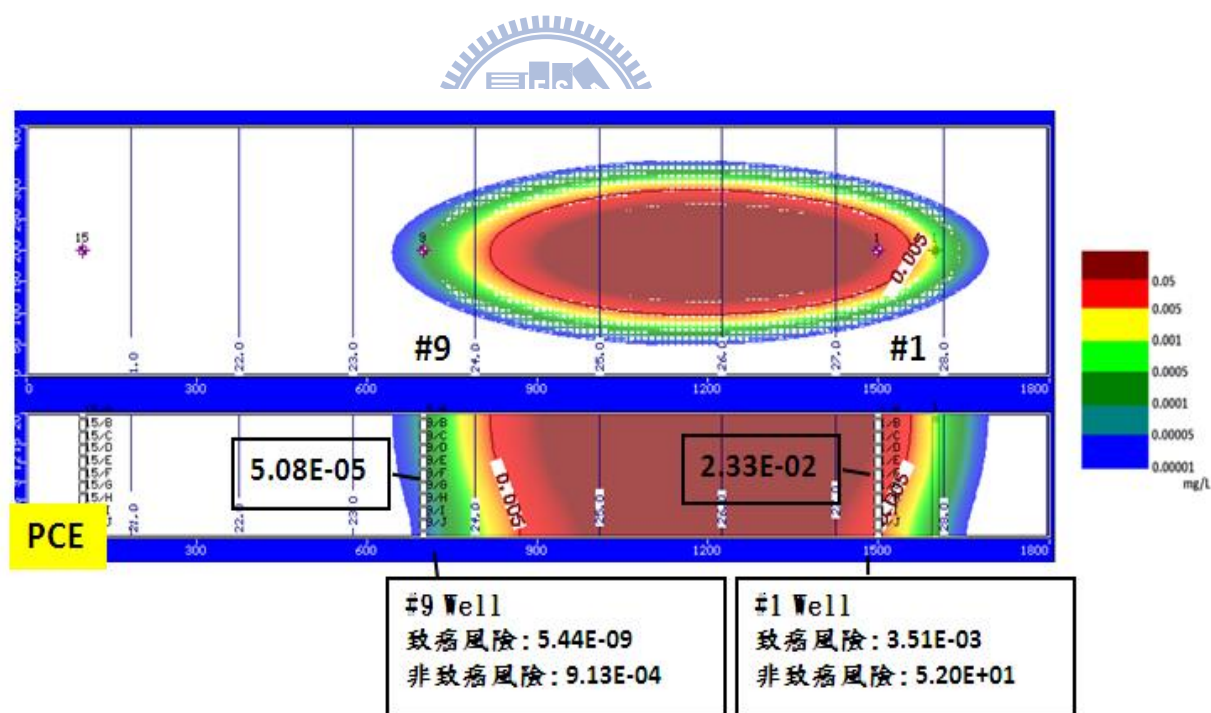


圖4-33 情境四導水度分佈一第24年模擬結果與健康風險值

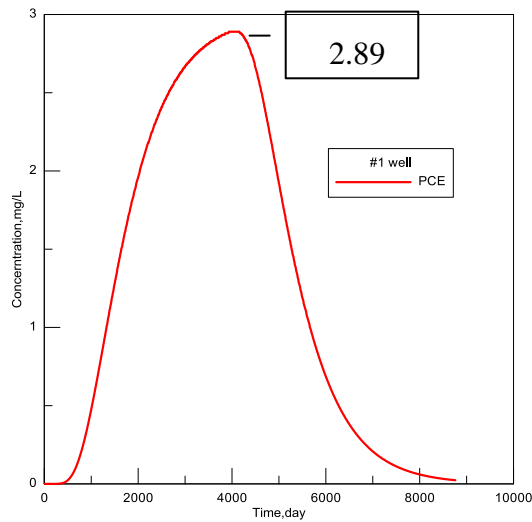


圖 4-34 情境四#1 觀測井導水度分佈一 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線

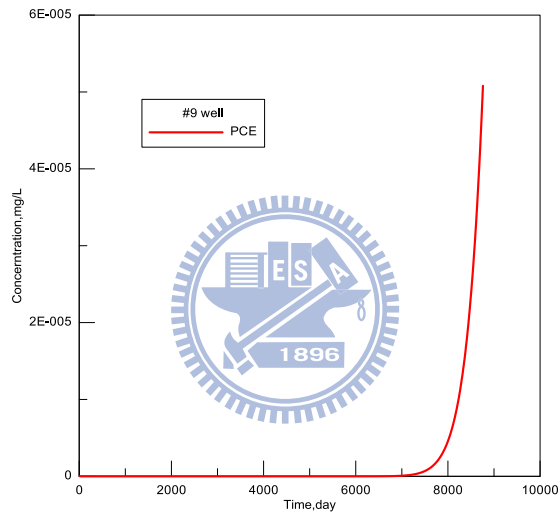


圖 4-35 情境四#9 觀測井導水度分佈一 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線

表 4-22 四種情境各觀測井健康風險評估

Well		情境一	情境二	情境三	情境四
#1	致癌風險	2.51E-02	6.67E-03	1.24E-02	3.51E-03
	非致癌風險	5.49E+02	5.38E+01	5.47E+02	5.20E+01
#9	致癌風險	1.34E-03	5.44E-09	1.27E-03	5.44E-09
	非致癌風險	1.27E+00	9.13E-04	1.14E+00	9.13E-04
#15	致癌風險	3.32E-05	--	3.32E-05	--
	非致癌風險	6.94E-02	--	6.90E-02	--

### 4.3.3 結果與討論

#### 一、 污染傳輸模擬與實際含氯有機溶劑污染場址之比對

常見含氯有機溶劑污染場址濃度分佈狀況，如 RCA 桃園廠 PCE 為 1.53 mg/L、TCE 為 0.252 mg/L、DCE 為 0.384 mg/L、VC 為 0.05 mg/L，台塑仁武廠的 VCM 廠 PCE 為 2.51 mg/L、TCE 為 4.12 mg/L、DCE 為 1.09 mg/L、VC 為 19.5 mg/L，HCFC 廠 PCE 為 3.56 mg/L、TCE 為 0.18 mg/L、DCE 為 4 mg/L、VC 為 1.49 mg/L。此一假設場址透過文獻回顧，所設定的 PCE 溶解量、降解率和吸附能力，其模擬結果比對實際污染場址關切污染物濃度值，大致符合實際濃度值，但對於污染團擴散的範圍不太符合實際情況。

#### 二、 污染傳輸模擬對健康風險評估的影響

健康風險評估，由污染傳輸模擬，來評估各區域之風險分佈。模擬結果顯示紅色範圍內超過管制標準濃度，其健康風險評估都超過可接受標準。其 PCE 與衍生物影響地下水污染範圍有 1600 m。PCE 無衍生物影響範圍為 900 m。

數值模擬使用 RT3D 的 PCE 一階降解反應模式，簡化生物降解反應的條件，初步模擬場址各關切污染物濃度分佈的現象，評估衍生物濃度的分佈將會對場址危害性的程度。結果顯示 PCE 降解反應生成的衍生物 TCE、DCE、VC，成為場址的主要危害物質，大幅增加污染場址的風險。吸附模式的設定，模擬場址土壤的吸附能力，影響各關切污染物傳輸速度與影響範圍。模擬結果顯示 VC 傳輸速度快比起原生物 PCE 受土壤吸附的影響小，大幅提高場址外風險危害。模擬假設情境中污染源連續注入 10 和 24 年，兩者場址內風險差異大，但場址外風險差異甚小。

微水試驗所得的結果為監測井篩管範圍導水度平均的結果，這樣的結果對於垂直異質性導水度有很大的影響。

模擬假設場址為砂質導水度，場址內 100 m 之觀測井濃度呈現穩定狀態，若上層為導水度高，濃度較低，風險與假設其為均質含水層較低；場址外 900 m 和 1500 m 之觀測井濃度持續上升中，若上層導水度高，濃度較高，風險與假設其

為均質含水層較高。數值模擬也可初步評估導水度變異性對場址風險評估之影響，以此建議導水度調查之精確度。模擬結果異質性與均質性其風險最大差異，由情境一異質性導水度分佈八模擬結果，導水度異質性比值為 24 倍時，場址內致癌風險為均質含水層 2.18 倍，非致癌風險為均質含水層 4.19 倍；場址外致癌風險為均質含水層 13.25 倍，非致癌風險為均質含水層 6.37 倍。由情境二異質性導水度分佈八模擬結果，導水度異質性比值為 24 倍時，場址內致癌風險為均質含水層 0.73 倍，非致癌風險為均質含水層 0.74 倍；場址外致癌風險為均質含水層 1 萬倍，非致癌風險為均質含水層 3 千倍。可見此一假設場址內導水度變異性對風險評估影響小，場址外導水度變異性對風險評估影響甚大，據以評估場址導水度調查所需精確程度。

透過以上結論，得知含氯有機溶劑污染場址的導水度、生物降解和吸附作用對於場址內外健康風險之影響。

### 三、 污染傳輸模式適用性

污染傳輸模擬中還有許多不確定性的因素，如模式、情境、參數等不確定性，若能清楚描述、量化和降低不確定性的方法，將有助於模擬更符合實際現象。如 DNAPL 中存在許多成份的污染物，影響其有效溶解度。SEAM3D 有特別為此設計一套模式，計算 DNAPL 有效溶解度。降解的模式中，RT3D 所設計的一階降解模式不包含地下水氧化還原環境的影響；SEAM3D 含有模擬地下水氧化還原環境，影響 DNAPL 生物降解反應的作用。且場址水文地質調查更佳清楚，有助於使污染傳輸模擬更符合實際的現象。



## 第五章 案例場址

### 5.1 國內含氯有機溶劑污染案例場址

#### 5.1.1 汙染概況

國內一著名含氯有機溶劑污染場址，以下通稱為 BCA 場址。依據歷年地下水污染調查結果，場址外附近民井 20 口地下水質，如表 5-1，和場址範圍內地下水污染調查結果，如表 5-2 證實污染擴散情形，確認該場址地下水中 1,1-二氯乙烯、氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯等污染物已達地下水污染管制標準。本場址目標污染物為：1,1-二氯乙烷、1,1-二氯乙烯、順 1,2-二氯乙烯、1,1,1-三氯乙烷、四氯乙烯、三氯乙烯、氯乙烯。其中 PCE、TCE 及 1,1,1-TCA 為原污染物，其餘為原汙染物分解後之衍生物。場址內汙染濃度分佈型態以第二場房北側及場址最北區兩區為高濃度區。四氯乙烯濃度較高的民井多分布於桃園廠北側鄰近地點，濃度值高達 0.21 mg/L；三氯乙烯在地下水中之溶解度較高，污染濃度高的民井分布較為廣範，濃度值高達 0.093 mg/L；二氯乙烯濃度值高達 0.08 mg/L，且溶於水中之污染物已隨地下水流往北擴展至廠外地區，場址外氯乙烯不超過管制標準。由於現地含水層不易產生氧化反應降解污染濃度，含水層內的還原環境易使含氯有機溶劑進行還原脫氯反應。而現場就檢測分析結果來看，其數據也顯示本污染場址之 PCE 與 TCE 發生還原反應產生脫氯作用而分解的衍生物如 1,1-DCE、cis-1,2-DCE 及氯乙烯等化合物都已衍生出來，且超過汙染管制標準濃度好幾倍。

表 5-1 BCA 場址外污染物濃度

地下水污染物	污染物濃度(mg/L)
1,1-二氯乙烯	0.0824
三氯乙烯 TCE	0.09345
四氯乙烯 PCE	0.2106

表 5-2 BCA 場址內內地下水污染物濃度值

地下水污染物	地下水污染管制標準(第二類)mg/L	場址內最高濃度值 mg/L
1,1-二氯乙烯	0.07	0.162
氯乙烯	0.02	0.0523
順-1,2-二氯乙烯	0.7	0.384
三氯乙烯	0.05	0.252
四氯乙烯	0.05	1.530

### 5.1.2 BCA 含水層

BCA 第一含水層約地表下 4.5 m 至 23 m 為卵礫石層夾雜粉砂及黏土，多數微細顆粒礫石及砂。地表下 23 m 有阻隔層為黏土/粉土層，但厚度僅約 5 m，且在場址內之厚度普遍較薄。第二、三含水層約地表下 23 m 至 95 m，其粉質砂、黏質砂及黏土互層，固結狀況普遍不佳。根據地下水污染調查發現污染團主要存在於第一含水層中，而於先導試驗期間觀察到本區域的異質性非等向性地質特性，造成選擇性地下水流路徑。TM303 井經由自然伽瑪(GR)偵測值判斷地層剖面，根據測量地層放射性強度的方法，黏土含量高 GR 偵測值高，引起 GR 曲線幅度變化來區分不同的岩性。可見第一含水層上半段黏土含量較高，下半段砂礫含量較高；23m 以下多為砂泥互層，欠缺厚實之阻水層，難以認定第二及第三含水層之位置，如圖 5-1。



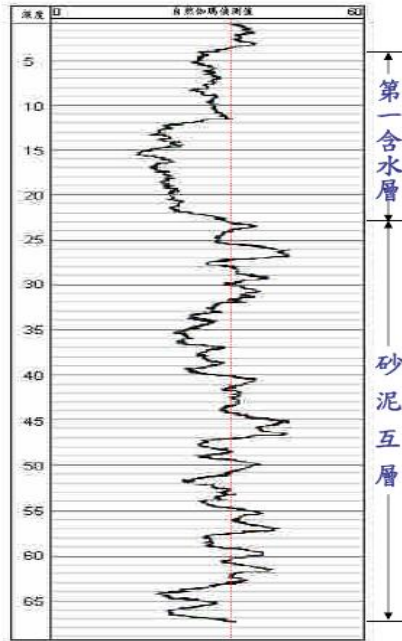


圖 5-1 BCA 場址 TE-2 (TM303) 自然伽瑪偵測值隨深度之變化

## 5.2 BCA 案例場址設定

### 5.2.1 污染情境

BCA 污染場址案例為工廠含氯有機溶劑廢液的不當排放，而導致有機溶劑進入地層，污染地下水源。本案例討論如上節選擇 Visual MODFLOW 與 RT3D 模式模擬水流與污染物傳輸，模擬時間為 24 年的場址變化。BCA 場址地下水中有不溶於水的 PCE 與 TCE 持續溶解於地下水中成為污染源連續注入量。假設存在於第一層持續緩慢的溶解進入地下水中，成為地下水的長久污染源，溶解於水中的溶質隨地下水流動向外擴散，因著變化導水度垂直向異質性分佈，來比較造成含水層污染範圍和評估健康風險的差異。依據健康風險評估住宅區地下水使用期間為 24 年，做為評估使用民生用井污染場址地下水健康風險。

### 5.2.2 垂直向異質性導水度分佈

BCA 模擬場址假設導水度均質等向分佈，根據監測井微水試驗結果，第一含水層水平向導水度( $K_h$ )範圍為： $6.6 \times 10^{-3}$  m/s 至  $9.3 \times 10^{-3}$  m/s，取其  $7.7 \times 10^{-3}$  (m/s)作為平均  $K_h$ 。該抽水試驗成果與本場址設井鑽孔時發現大礫石、中至細砂粉土質之地層一致。垂直向導水度( $K_v$ )，一般則假設為  $K_h$  之 1/10。

監測井微水試驗為第一含水層垂直向導水度分佈變異性大，第一含水層厚度約 20 m，故假設 BCA 場址模擬其導水度水平分層之影響比較，每層導水度的變化其含水層平均等效水平向導水度為固定導水度  $7.7 \times 10^{-3}$  m/s。假設導水度的水平分層如場址調查所見，其第一含水層上半段黏土含量較高，下半段砂礫含量較高，構想中的導水度水平分層，大致分成三種狀況，含水層中礫質高導水度  $1.54 \times 10^{-2}$  m/s 與粉土質低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 夾雜，第一含水層上層為細砂質低導水度  $1 \times 10^{-4}$  m/s 和粗砂質低導水度  $1 \times 10^{-3}$  m/s 做比較，和第一含水層中層為礫質高導水度  $2.3 \times 10^{-2}$  m/s，如圖 5-2。

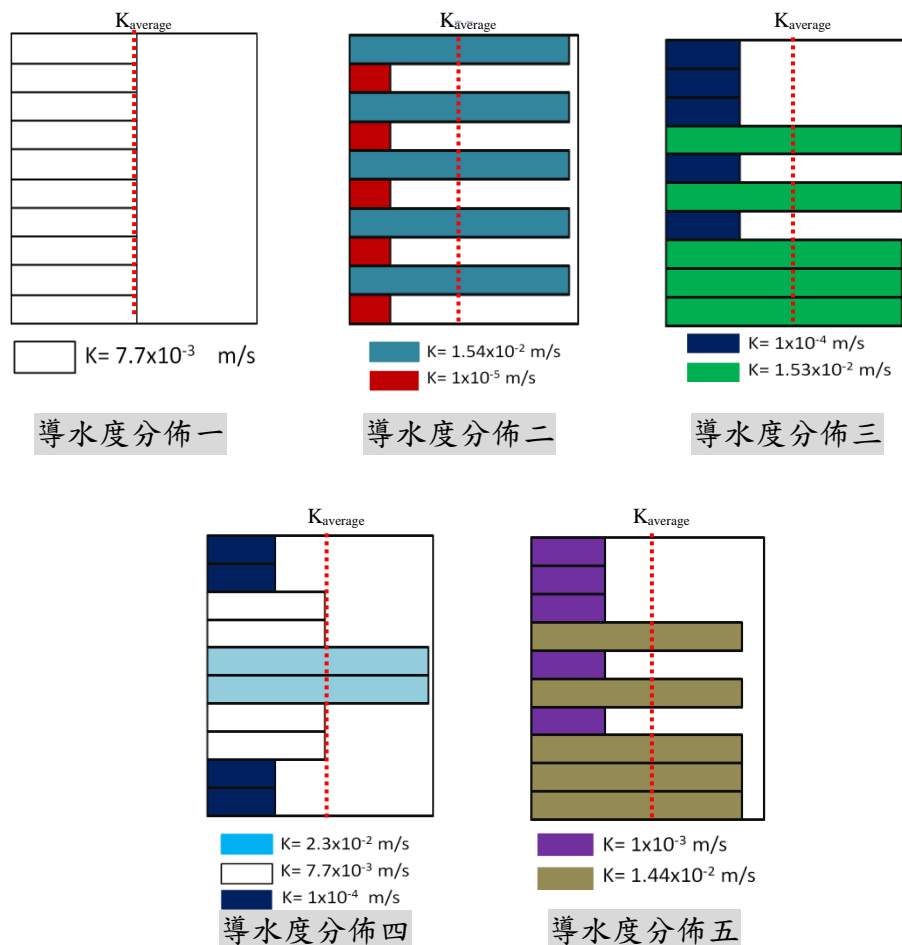


圖 5-2 BCA 垂直異質性導水度分佈假設

## 5.3 BCA 模式設定

### 5.3.1 程式設定

本研究使用 RT3D 程式模擬，選擇移流程式計算的方法為 Upsteam Finite Difference。場址模擬時間為 24 年，每 10 天為一個模擬時段得到每一年濃度分佈值。

### 5.3.2 含水層格網建立

本模式模擬 BCA 第一含水層的假設條件為 20 m 厚之含水層，假設每 2 m 深為一個導水度分層。於模式中輸入不同導水度值，模擬污染傳輸行為中垂直向異質性導水度的變化。含水層中觀測井讀取各分層濃度值計算平均值，表示假設模擬一般抽水井抽取 20 m 厚之含水層中污染團的平均濃度。而區域大小採 5 m×5 m 格網，其每一網格大小為 5 m×5 m×2 m。BCA 場址模擬邊界範圍定於南北向 1800 m，東西向 800 m，假設為場址污染範圍可能重點區域。

### 5.3.3 地下水流模式邊界條件

依據蒐集場址監測井資料研判地下水位，水流方向為由南向北，水力梯度約為 0.005，推估南北二側之定水頭邊界之水位值，使模擬之水流與水位資料相近。南邊的定水頭邊界為 98 m，北邊的定水頭邊界為 89 m，地下水由南往北流動，模擬地下水之穩態固定流場(steady-state flow)。

### 5.3.4 污染起始條件

BCA 場址過去 PCE 與 TCE 大量傾倒於地下水中，存在許多 DNAPL 液相持續溶解於含水層，PCE 溶解度為 150 mg/L，TCE 溶解度為 1100 mg/L。假設 BCA 場址模擬之污染源設定於第一層的網格(500,300)，如圖 5-3 所示。網格所注入的地下水流量每天 1 立方公尺，於網格中設定 PCE 初始濃度為 100 mg/L，TCE 為 1000 mg/L，持續注入於含水層中之連續污染源，其它格網之初始濃度皆假定為零。

### 5.3.5 水文地質參數

延散度選用試驗傳輸距離為 100 m 之縱向延散度為 10 m，橫向及垂直延散度假設為縱向延散度之 1/10。假設含水層 BCA 儲水率( $S_y$ )為 0.2，比儲率( $S_s$ )為  $10^{-5}$  (1/m)，有效孔隙率( $n_e$ )為 0.15。

### 5.3.6 吸附模式

BCA 場址模擬吸附現象，設定參數如上節 3.3.5 假設場址吸附係數，因無實際場址實際有機碳含量調查數據，故假設場址之有機碳含量也為 2000 mg/kg ( $f_{oc}=0.002$ )。線性吸附模式設定 PCE 的  $K_d$  值為 0.327 L/Kg，TCE 的  $K_d$  值為 0.236 L/Kg，DCE 的  $K_d$  值為 0.118 L/Kg，VC 的  $K_d$  值為 0.164 L/Kg。遲滯作用所造成各關切污染物的遲滯速度，使得各關切污染物傳輸距離不同，如表 5-3。

表 5-3 BCA 場址分配係數參數設定

	PCE	TCE	順 1,2-DCE	VC
$\log K_{ow} (L / Kg)$	2.6	2.39	2.07	1.17
$K_{oc} (L / Kg)$	186	118	59	8.2
$f_{oc} (Kg / Kg)$	0.002	0.002	0.002	0.002
$K_d (L / Kg)$	0.372	0.236	0.118	0.0164
$r_f$	3.11	2.34	1.67	1.1
$v_c (m / s)$	$8.25 \times 10^{-5}$	$1.1 \times 10^{-4}$	$1.54 \times 10^{-4}$	$2.33 \times 10^{-4}$
Distance(m), 24 years	62,441	83,255	116,557	176,600

### 5.3.7 降解模式

根據 BCA 場址衍生物的生成，現場水質環境可能為還原環境，使得長時間已生成許多衍生物。降解的現象以 RT3D 中 DNAPL 厭氧反應降解模式模擬，如上節 3.3.6 所述，文獻中常使用之降解速率，PCE 的一階反應速率 0.005 (1/day)、TCE 的一階反應速率 0.003 (1/day)、DCE 的一階反應速率 0.002 (1/day)、VC 的一階反應速率 0.001 (1/day)。

### 5.3.8 觀測井

觀測井讀取時間為模擬期間 24 年，在離污染源移動路徑上設置觀測井，位置分別於場址附近離污染源下游 100 m 的 1 號井(600,300)和於場址外離污染源下游 1100 m 的 11 號井(1600,300)，如圖 5-3，選定模擬範圍內兩個區域之位置來判斷污染團縱向傳輸之距離，大致瞭解異質性之影響趨勢。觀測井紀錄這段時間地下水濃度隨時間變化之曲線，來平均十層垂直向異質性導水度的含水層濃度值。作為民生用抽水井抽取地下水平均濃度，計算人體健康風險之地下水使用暴露濃度。

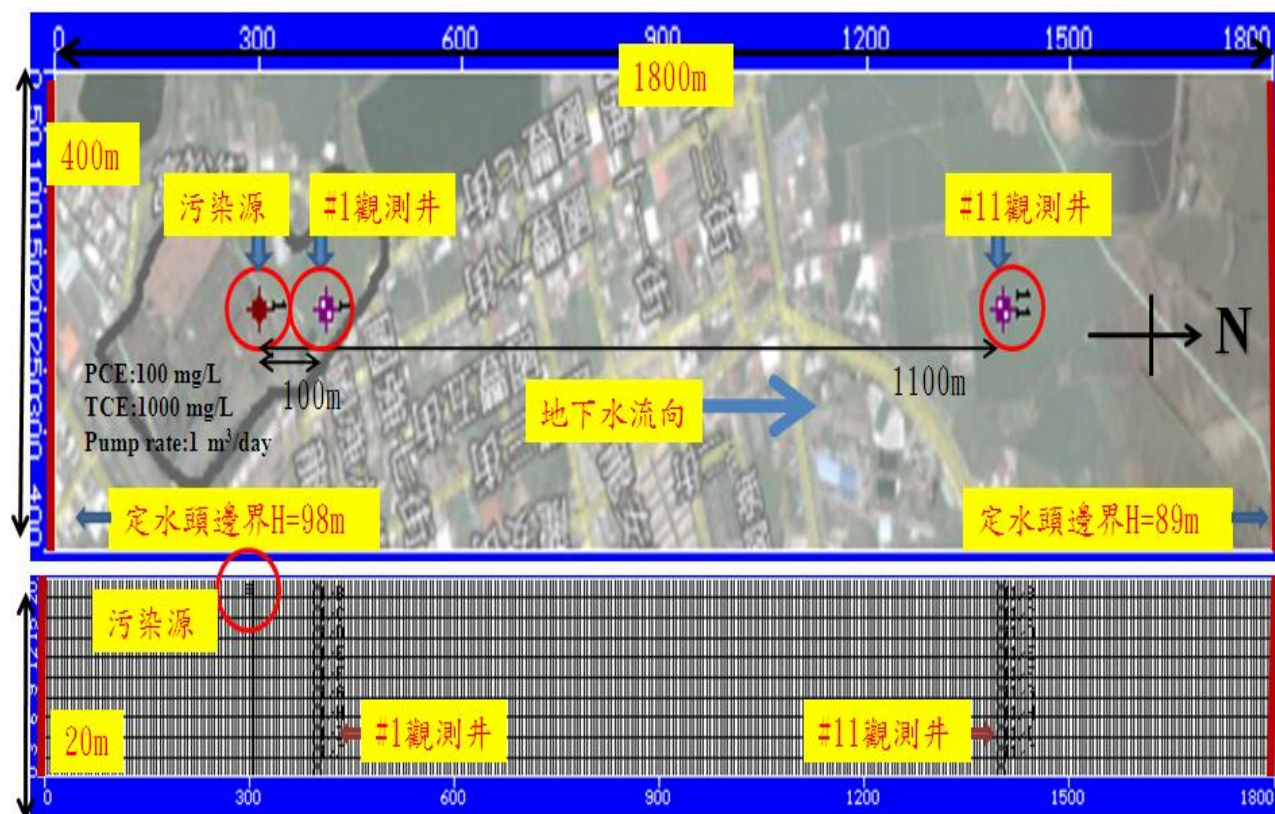


圖 5-3 BCA 場址數值模式概念示意圖

## 5.4 BCA 場址模擬結果與風險評估

BCA 場址過去使用 PCE 與 TCE 長期排放於場址地下水中，實際場址調查中都可見 PCE、TCE 原本的污染物。場址地下水環境也有明顯還原降解之反應，

場址內 DCE、VC 有衍生和擴散的現象。場址調查歷程裡也可見污染場址內濃度隨時間沒有降低消散，反而持續有穩定的濃度分佈，且發現場址外也有高濃度的污染分佈，存在 DNAPL 持續溶解且向外擴散。

根據 BCA 場址調查，第一含水層上層黏土質含量較高，下層為礫石層。本研究評估 BCA 第一含水層導水度變異性大，對於 BCA 場址 24 年住宅區使用其健康風險評估之影響。BCA 場址模擬 24 年期間 PCE、TCE 污染源連續注入，在設定皆基於相同情境下，PCE、TCE 連續還原降解反應，變化 BCA 含水層中導水度垂直異質性分佈，模擬結果與假設其為均質含水層做比較，進行討論。

#### 5.4.1 BCA 均質導水度模擬結果與風險評估

BCA 均質導水度含氯有機溶劑污染傳輸模擬，模擬時間第 24 年時 DNAPL 之污染團其擴散濃度之分佈見圖 5-4，紅色為超過第一類管制標準濃度範圍。模擬結果顯示紅色範圍內管制標準濃度，健康風險評估都超過可接受標準，此一案例假設場址 PCE、TCE 與衍生物地下水污染影響範圍超出模擬邊界。

1 號觀測井距離污染源 100 m，第二十四年 PCE 最高濃度為 0.0344 mg/L、TCE 為 0.348 mg/L、DCE 為 0.00653 mg/L、VC 為 0.0000652 mg/L，濃度呈現穩定狀態，隨時間改變不大。1 號觀測井各關切污染物，最高濃度值隨時間都已接近穩定狀態。24 年模擬過程中，1 號觀測井各關切污染物暴露途徑健康風險評估見表 5-4、5-5，食入污染地下水的總致癌風險是 2.11E-03，總非致癌風險是 5.66E+01，吸入污染地下水的總致癌風險是 4.92E-03，總非致癌風險是 1.30E+02，接觸污染地下水的總致癌風險是 2.23E-04，總非致癌風險是 5.87E+00，總合所有暴露途徑其總致癌風險是 7.25E-03，總非致癌風險是 1.93E+02。其中 1 號觀測井影響致癌風險的主要關切污染物是 TCE 所給予的風險，占總風險的 99%，其中又以吸入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 68%，其次是食入途徑占總風險的 29%。影響非致癌風險的主要關切污染物是 TCE，占總風險的 99%，其中又以吸入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 67%，其次是食入途徑占 30%。其關切污染物 PCE、TCE、VC 的總致癌風險都

超過標準，但 VC 接近可接受標準；而 TCE 的非致癌風險超過標準，PCE、DCE、VC 的非致癌風險未超過標準。

11 號觀測井距離污染源 1100 m，第二十四年 PCE 最高濃度為 0.00872 mg/L、TCE 為 0.0965 mg/L、DCE 為 0.01 mg/L、VC 為 0.000378 mg/L，濃度呈現穩定狀態，隨時間改變不大。24 年模擬過程中，11 號觀測井各關切污染物暴露途徑健康風險評估見表 5-6、5-7，食入污染地下水的總致癌風險是 5.81E-04，總非致癌風險是 1.58E+01，吸入污染地下水的總致癌風險是 1.36E-03，總非致癌風險是 3.61E+01，接觸污染地下水的總致癌風險是 6.10E-05，總非致癌風險是 1.63E+00，總合所有暴露途徑其總致癌風險是 2.00E-03，總非致癌風險是 5.35E+01。其中 11 號觀測井影響致癌風險的主要關切污染物是 TCE，占有總風險的 98%。其中又以吸入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 68%，其次是食入途徑占總風險的 29%。影響非致癌風險的主要關切污染物是 TCE，占總風險的 99%，其中又以吸入途徑為最高風險途徑，該途徑造成的風險占總風險的 68%，其次是食入暴露途徑占 29%。其關切污染物 PCE、TCE、VC 的總致癌風險都超過標準；而 TCE 的非致癌風險超過標準，PCE、DCE、VC 的非致癌風險未超過標準。

BCA 場址因模擬 PCE 連續降解的關係，使得 TCE、DCE、VC 的擴散與衍生。健康風險評估結果顯示主要危害暴露途徑為吸入途徑，其次為食入，而其致癌和非致癌風險都是由 TCE 所導致。模擬結果顯示 PCE 和 TCE 達法規管制標準濃度之範圍距離污染 1600 m 之遠，然而 DCE 和 VC 無超過管制標準。因導水度傳輸速度快，DCE 與 VC 也因吸附作用較低，使得污染團向外擴散，在模擬範圍內其濃度值不高。

污染團濃度分佈模擬結果與實際調查濃度比對，BCA 場址實際地下水污染濃度調查結果，場址內 PCE 為 1.53 mg/L、TCE 為 0.252 mg/L、DCE 為 0.384 mg/L、VC 為 0.05 mg/L，場址外 PCE 為 0.2106 mg/L、TCE 為 0.09345 mg/L、DCE 為 0.0824 mg/L、無氯乙烯。在此一 BCA 場址模擬結果，假設水文地質參數設定與 PCE、TCE 溶解量連續注入濃度和降解率之設定，場址內和場址外其模擬濃度都相對較實際場址調查濃度低。

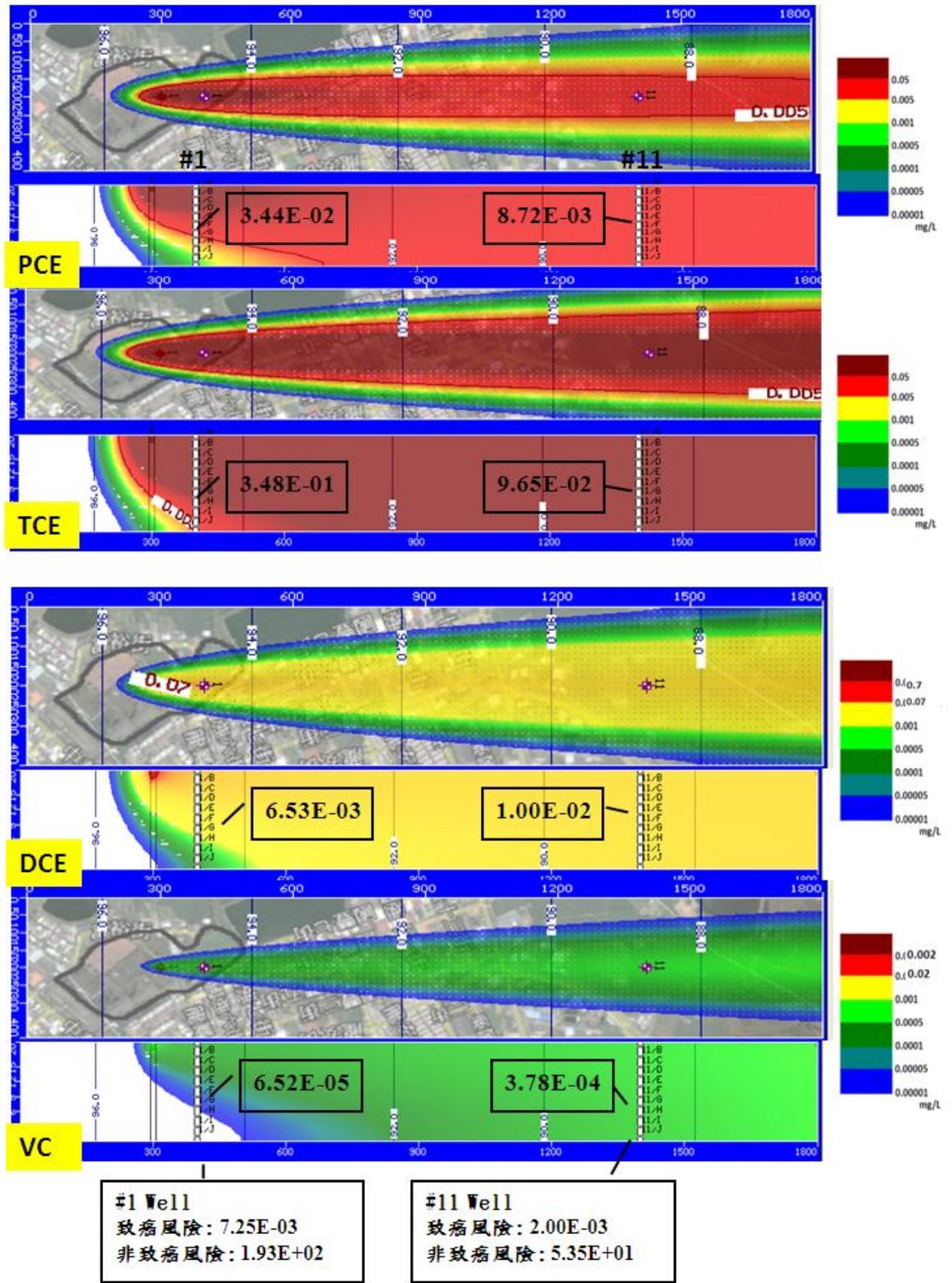


圖5-4 BCA導水度分佈一第24年模擬結果與健康風險值



表5-4 BCA導水度分佈一1號井致癌風險

導水度分佈一 1號井 致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 100 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	2.61E-05	6.12E-05	9.38E-06	9.67E-05
三氯乙烯 TCE	2.08E-03	4.86E-03	2.14E-04	7.15E-03
氯乙烯 VC	1.46E-06	3.41E-06	4.51E-08	4.92E-06
各暴露途徑總風險	2.11E-03	4.92E-03	2.23E-04	7.25E-03

表5-5 BCA導水度分佈一1號井非致癌風險

導水度分佈一 1號井 非致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時 24 年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游 100 公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	1.67E-01	3.91E-01	6.00E-02	6.18E-01
三氯乙烯 TCE	5.64E+01	1.30E+02	5.81E+00	1.92E+02
二氯乙烯 DCE	3.18E-02	7.43E-02	1.68E-03	1.08E-01
氯乙烯 VC	1.06E-03	2.67E-04	3.27E-05	1.36E-03
各暴露途徑總風險	5.66E+01	1.30E+02	5.87E+00	1.93E+02

表5-6 BCA導水度分佈一11號井致癌風險

導水度分佈一 11號井 致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時24年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游1100公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	6.47E-06	1.52E-05	2.32E-06	2.40E-05
三氯乙烯 TCE	5.66E-04	1.33E-03	5.84E-05	1.95E-03
氯乙烯 VC	8.34E-06	1.95E-05	2.58E-07	2.81E-05
各暴露途徑總風險	5.81E-04	1.36E-03	6.10E-05	2.00E-03

表5-7 BCA導水度分佈一11號井非致癌風險

導水度分佈一 11號井 非致癌風險	受體環境為住宅區地下水使用			各關切污染物 所造成之風險 總合
	暴露濃度為污染開始時24年地下水使用			
	暴露位置為離注入污染源下游1100公尺			
關切污染物	食入污染 地下水	吸入污染地下水 蒸發空氣	接觸污染地下 水	
四氯乙烯 PCE	4.24E-02	9.92E-02	1.52E-02	1.57E-01
三氯乙烯 TCE	1.57E+01	3.59E+01	1.61E+00	5.32E+01
二氯乙烯 DCE	4.87E-02	1.14E-01	2.57E-03	1.65E-01
氯乙烯 VC	6.13E-03	1.55E-03	1.89E-04	7.86E-03
各暴露途徑總風險	1.58E+01	3.61E+01	1.63E+00	5.35E+01

#### 5.4.2 BCA 垂直向異質性導水度模擬結果與風險評估

BCA 場址因污染傳輸快速，距離污染源場址外 1100 m 的 11 號觀測井各關切污染物，最高濃度值隨時間都已接近穩定狀態。本研究將垂直向異質性導水度分佈分成以下四種情況，觀測井各關切污染物健康風險評估與均質導水度之比較：

### 導水度分佈二:

高導水度  $1.539 \times 10^{-2}$  m/s 與低導水度  $1 \times 10^{-5}$  m/s 夾雜，高導水度於第一層，1540 倍之異質性比，模擬結果見圖 5-5。

1 號觀測井總致癌風險值為  $5.95E-03$ ，總非致癌風險值為  $1.58E+02$ 。穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.82 倍，非致癌風險為均質導水度 0.82 倍，差異不大。

11 號觀測井總致癌風險值為  $1.91E-03$ ，總非致癌風險值為  $5.10E+01$ 。穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.96 倍，非致癌風險為均質導水度 0.95 倍，差異不大。

### 導水度分佈三:

低導水度  $1 \times 10^{-4}$  m/s 於上層 6m 厚，下層為高導水度  $1.53 \times 10^{-2}$  m/s，153 倍之異質性比，模擬結果見圖 5-6。

1 號觀測井總致癌風險值為  $1.58E-01$ ，總非致癌風險值為  $3.38E+03$ 。因上層為低導水度傳輸緩慢，穩態濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 22 倍，非致癌風險為均質導水度 18 倍。

11 號觀測井總致癌風險值為  $1.50E-03$ ，總非致癌風險值為  $2.50E+01$ 。因上層為低導水度傳輸緩慢，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.75 倍，非致癌風險為均質導水度 0.47 倍。

### 導水度分佈四:

高導水度  $2.29 \times 10^{-2}$  m/s 於中層 4m 厚，上下兩層低導水度  $1 \times 10^{-4}$  m/s 和平均導水度  $7.7 \times 10^{-3}$  m/s 厚度小，各 4m，229 倍之異質性比，模擬結果見圖 5-7。

1 號觀測井總致癌風險值為  $4.54E-02$ ，總非致癌風險值為  $1.07E+03$ 。因上層為低導水度傳輸緩慢，穩態濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 6.26 倍，非致癌風險為均質導水度 5.5 倍。

11 號觀測井總致癌風險值為  $1.56E-03$ ，總非致癌風險值為  $3.73E+01$ 。因上層為低導水度傳輸緩慢，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.78 倍，非致癌風險為均質導水度 0.7 倍。

### 導水度分佈五:

低導水度  $1 \times 10^{-3}$  m/s 分佈於上層 6m 厚，下層為高導水度  $1.44 \times 10^{-2}$  m/s，14 倍之異質性比，模擬結果見圖 5-8。

1 號觀測井總致癌風險值為  $2.98E-02$ ，總非致癌風險值為  $7.94E+02$ 。因上層為低導水度傳輸緩慢，穩態濃度較高，致癌風險變高為均質導水度 4 倍，非致癌風險為均質導水度 4 倍。

11 號觀測井總致癌風險值為  $1.82E-03$ ，總非致癌風險值為  $4.77E+01$ 。因上層為低導水度傳輸緩慢，穩態濃度較低，致癌風險變低為均質導水度 0.91 倍，非致癌風險為均質導水度 0.89 倍。

由表 5-8、5-9 彙整 BCA 場址之模擬結果，可發現垂直異質性導水度對於模擬結果之影響程度。

由以上結果，可將導水度分佈狀況區分為兩類:

1. 低導水度分佈於上層，污染傳輸緩慢導致 1 號觀測井穩態濃度較高，風險變高，11 號觀測井的穩態濃度較低，風險變低。
2. 高導水度與低導水度夾雜，污染傳輸快速導致 1 號觀測井穩態濃度較低，風險變低，11 號觀測井穩態濃度較高，風險變高。

在 BCA 模擬條件下，模擬導水度可能實際存在之變異性分佈，使觀測井各關切污染物模擬結果有所差異。觀測井所得的濃度與時間分佈曲線，可見垂直異質性導水度分佈影響濃度傳輸與風險計算之結果，如圖 5-9~5-16。1 號觀測井穩態濃度較高的，上層為低導水度。11 號觀測井 PCE、TCE 穩態濃度較低的，DCE、VC 穩態濃度較高的，上層為低導水度。

數值模擬可初步評估導水度變異性對 BCA 場址健康風險評估之影響，可見濃度分佈與風險值之不同，其差異範圍見表 5-10。模擬結果可見導水度變異性對場址範圍內 1 號觀測井風險差異影響甚大，致癌風險值為  $1.58E-01 \sim 5.95E-03$  差 27 倍，非致癌風險值為  $3.38E+03 \sim 1.58E+02$  差 21 倍；距離場址外更遠之 11 號觀測井風險差異影響小，致癌風險值為  $2.00E-03 \sim 1.50E-03$  差 1.3 倍，非致癌風險

值為  $5.35E+01 \sim 2.50E+01$  差 2 倍。藉此一模擬結果，場址內導水度變異性影響甚大，可初步評估場址內和場址外的導水度調查需要之精確程度。

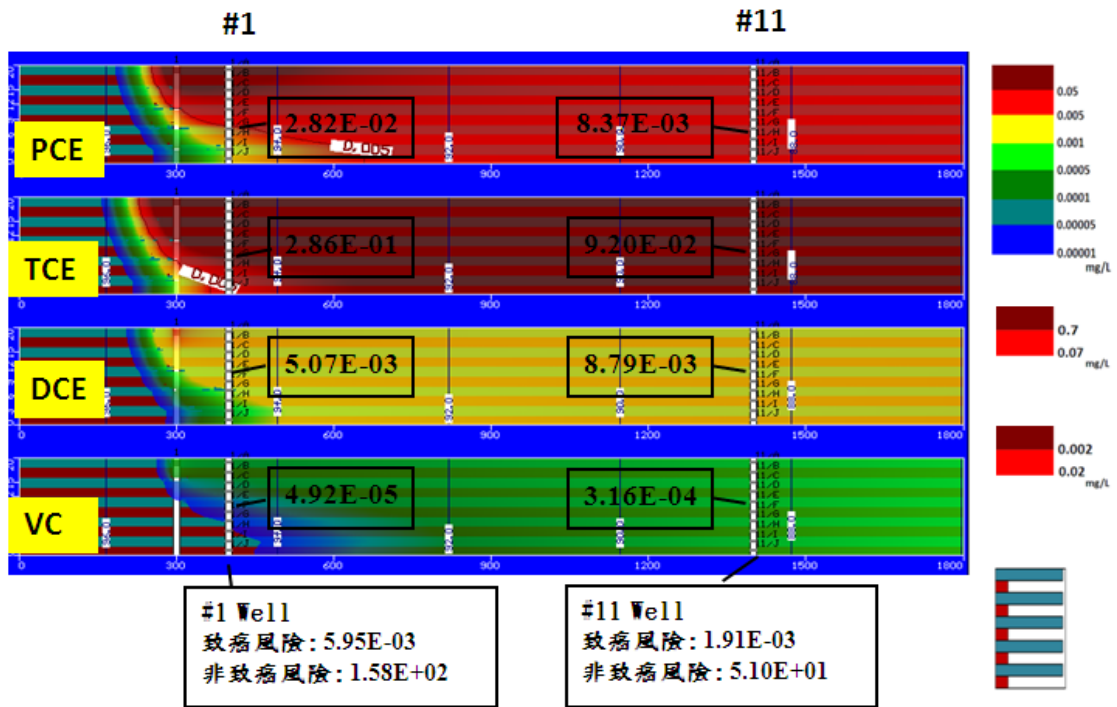


圖 5-5 BCA 導水度分佈二第 24 年模擬結果與健康風險值

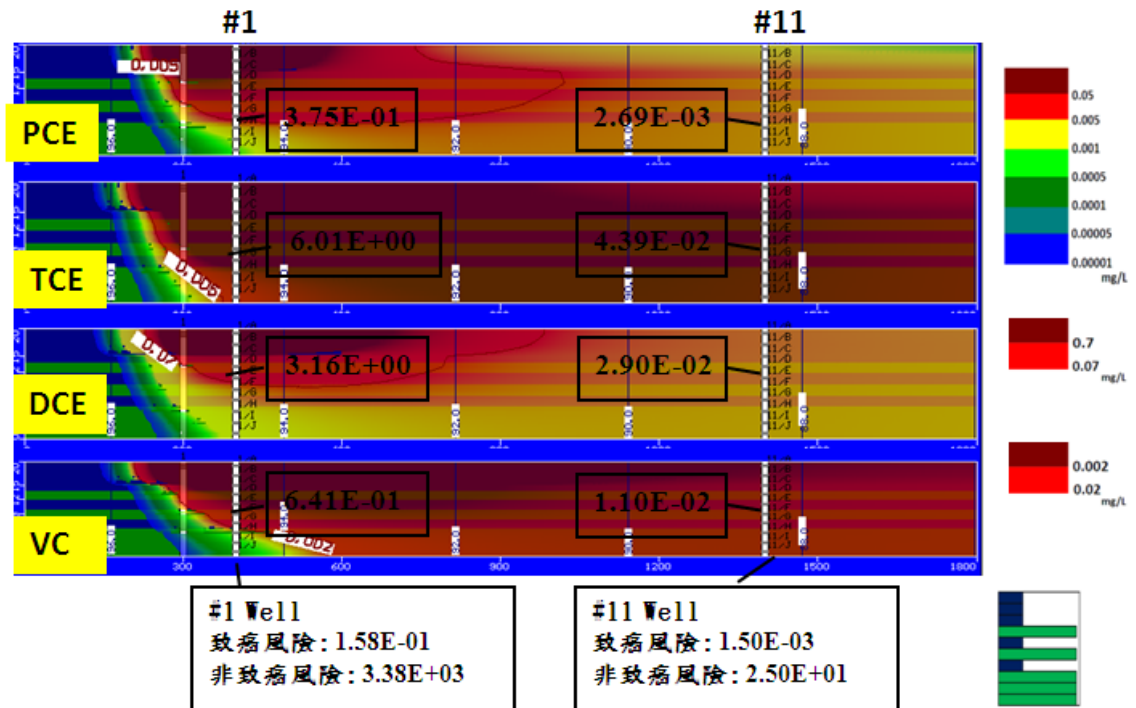


圖 5-6 BCA 導水度分佈三第 24 年模擬結果與健康風險值

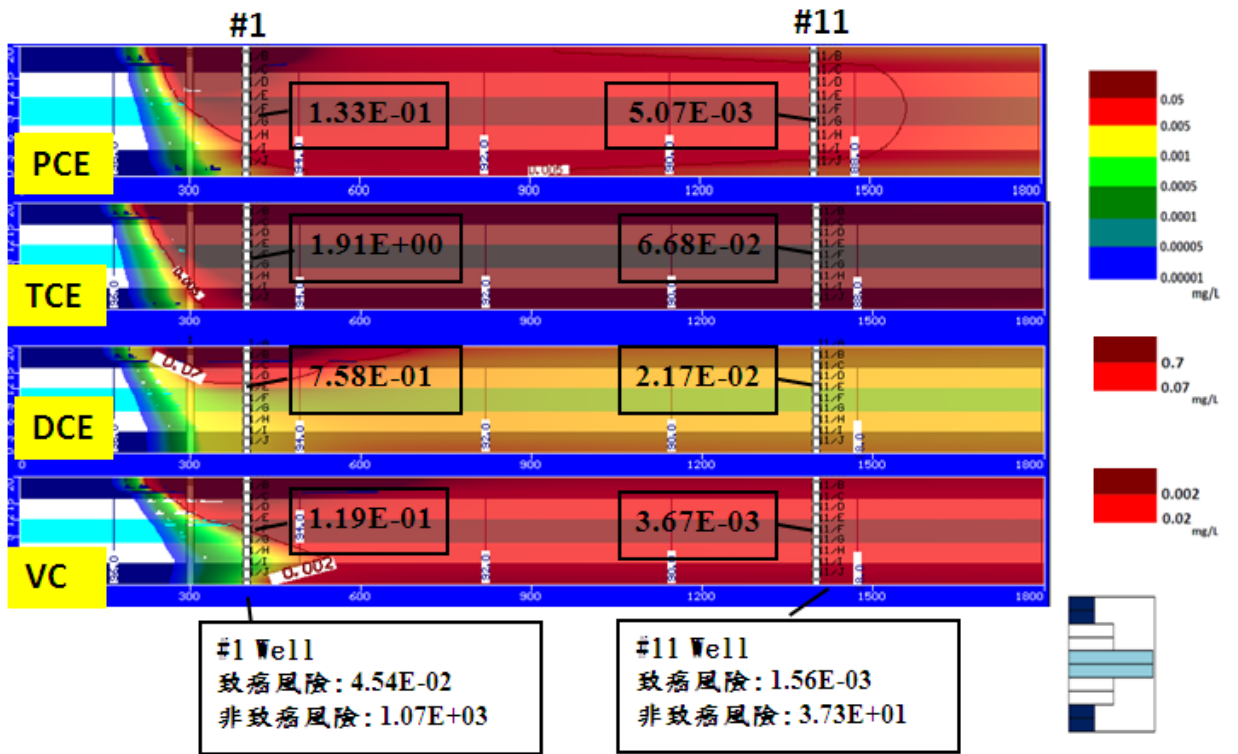


圖 5-7 BCA 導水度分佈四第 24 年模擬結果與健康風險值

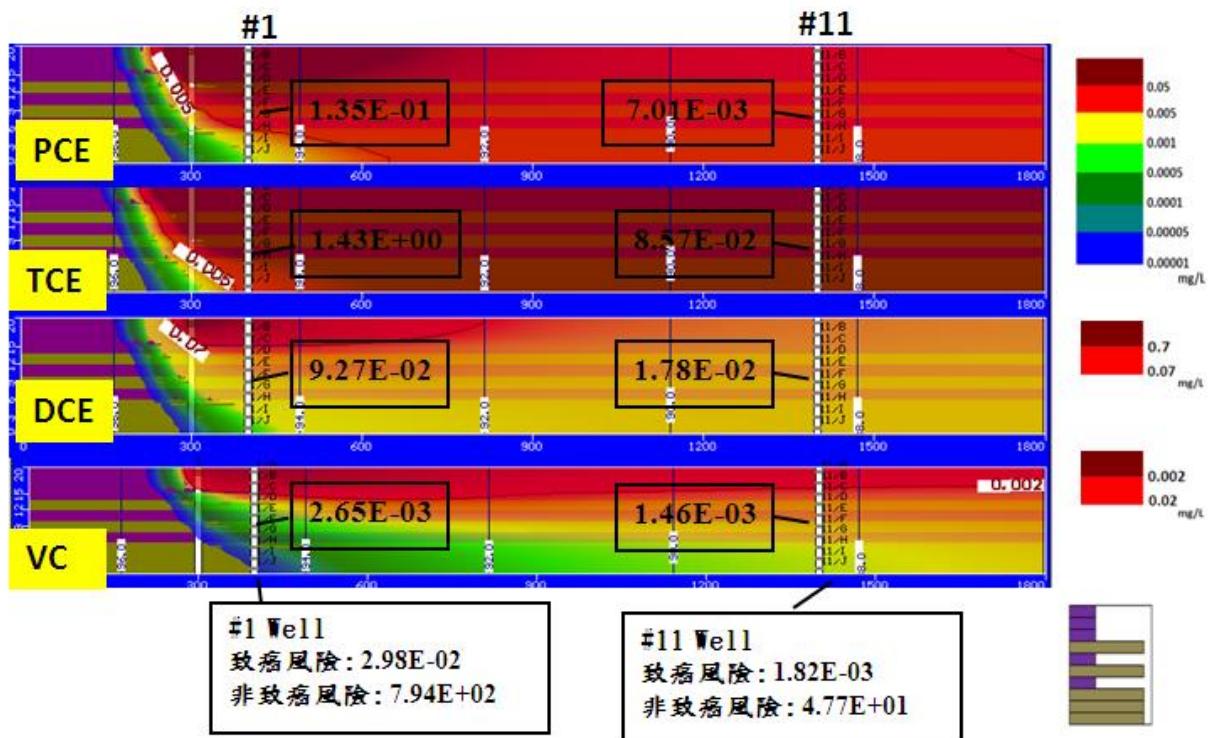


圖 5-8 BCA 導水度分佈五第 24 年模擬結果與健康風險值

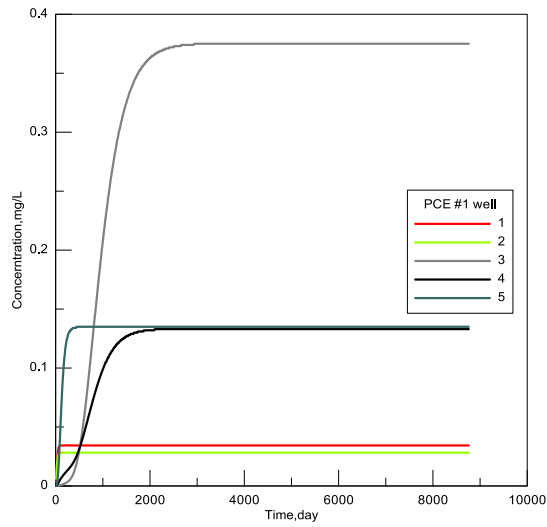


圖 5-9 BCA #1 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線

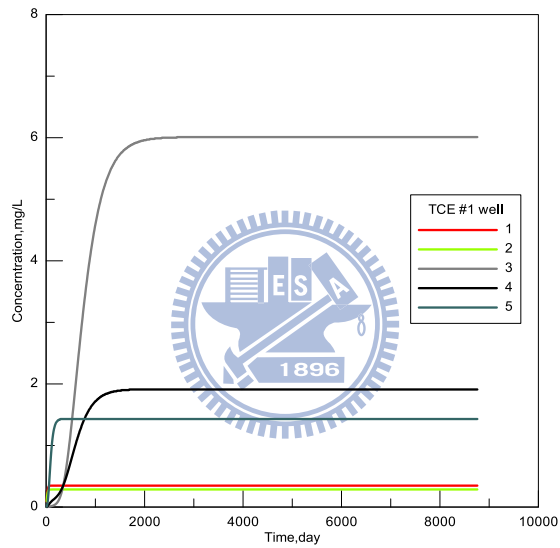


圖 5-10 BCA #1 觀測井各導水度分佈 TCE 模擬濃度與時間分佈曲線

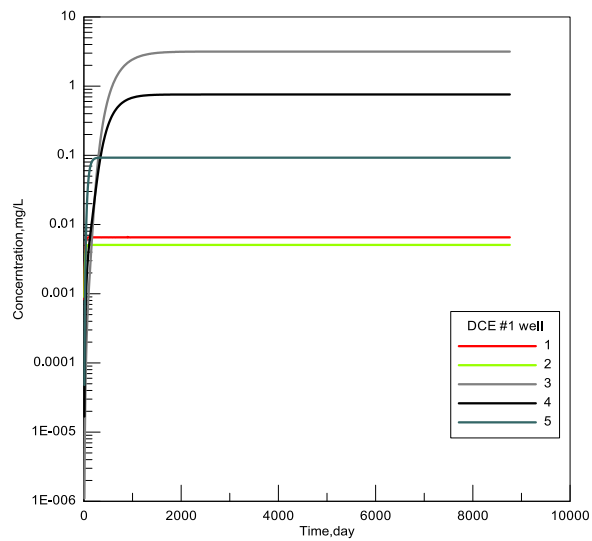


圖 5-11 BCA #1 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線

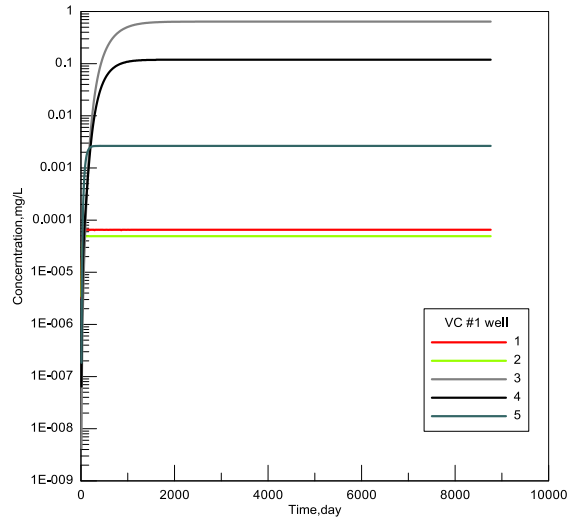


圖 5-12 BCA #1 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線

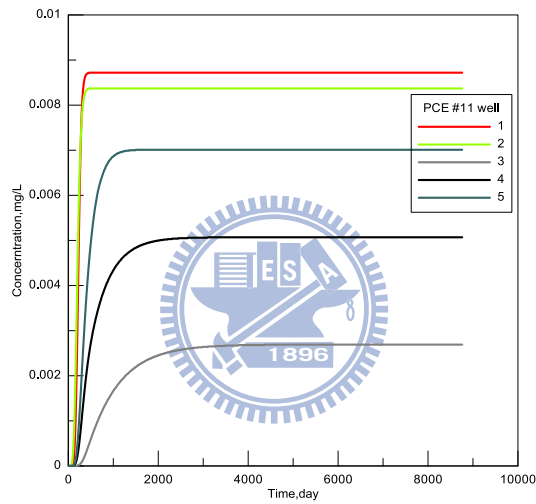


圖 5-13 BCA #11 觀測井各導水度分佈 PCE 模擬濃度與時間分佈曲線

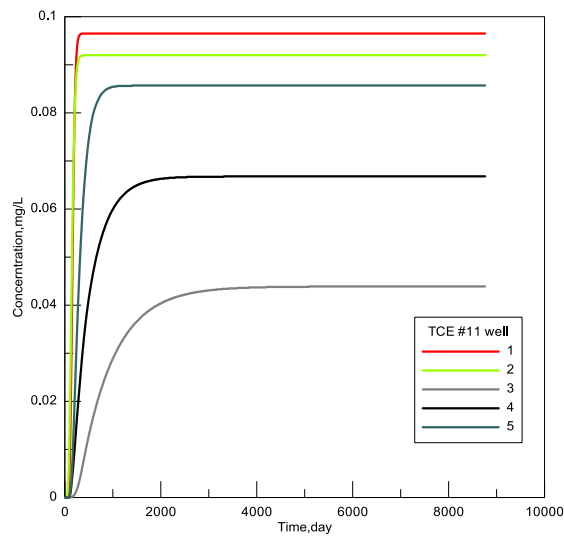


圖 5-14 BCA #11 觀測井各導水度分佈 TCE 模擬濃度與時間分佈曲線



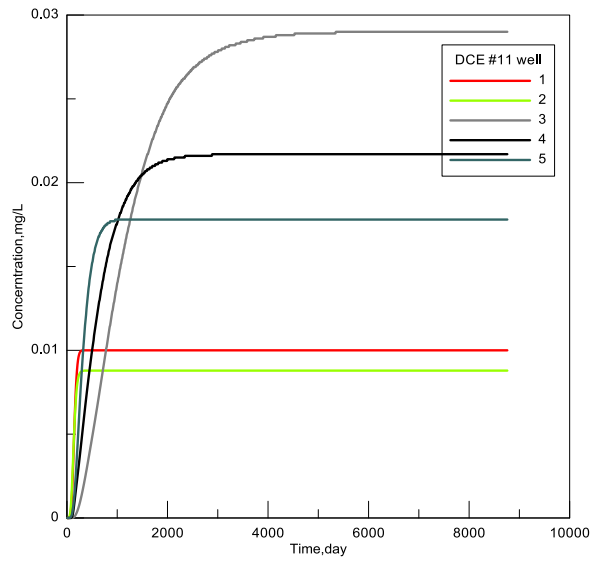


圖 5-15 BCA #11 觀測井各導水度分佈 DCE 模擬濃度與時間分佈曲線

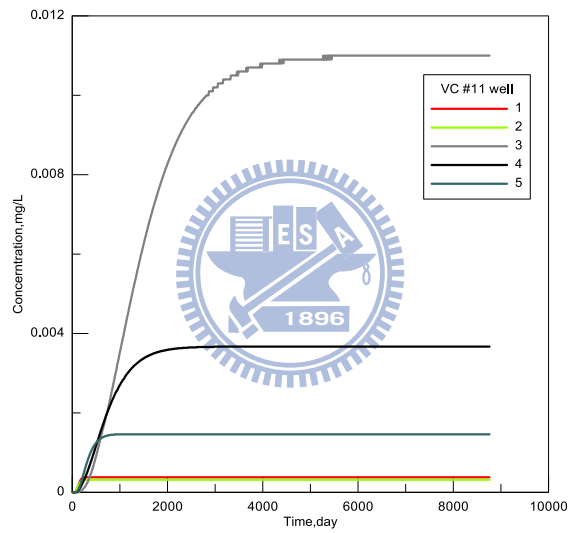


圖 5-16 BCA #11 觀測井各導水度分佈 VC 模擬濃度與時間分佈曲線

表 5-8 BCA #1 觀測井各導水度分佈風險與濃度之匯整

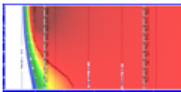
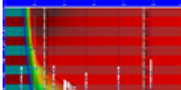
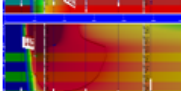
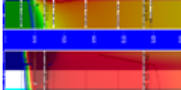

	1號井		最大濃度			
	總致瘡風險	總非致瘡風險	PCE	TCE	DCE	VC
 分佈一	7.25E-03	1.93E+02	3.44E-02	3.48E-01	6.53E-03	6.52E-05
 分佈二	5.95E-03	1.58E+02	2.82E-02	2.86E-01	5.07E-03	4.92E-05
 分佈三	1.58E-01	3.38E+03	3.75E-01	6.01E+00	3.16E+00	6.41E-01
 分佈四	4.54E-02	1.07E+03	1.33E-01	1.91E+00	7.58E-01	1.19E-01
 分佈五	2.98E-02	7.94E+02	1.35E-01	1.43E+00	9.27E-02	2.65E-03

表 5-9 BCA #11 觀測井各導水度分佈風險與濃度之匯整

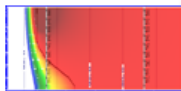
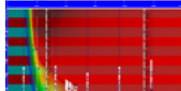
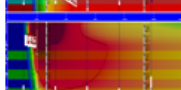
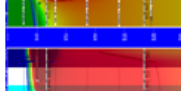

	11號井		最大濃度			
	總致瘡風險	總非致瘡風險	PCE	TCE	DCE	VC
 分佈一	2.00E-03	5.35E+01	8.72E-03	9.65E-02	1.00E-02	3.78E-04
 分佈二	1.91E-03	5.10E+01	8.37E-03	9.20E-02	8.79E-03	3.16E-04
 分佈三	1.50E-03	2.50E+01	2.69E-03	4.39E-02	2.90E-02	1.10E-02
 分佈四	1.56E-03	3.73E+01	5.07E-03	6.68E-02	2.17E-02	3.67E-03
 分佈五	1.82E-03	4.77E+01	7.01E-03	8.57E-02	1.78E-02	1.46E-03

表 5-10 BCA 觀測井各導水度分佈模擬結果其風險與濃度之範圍

	#1	#11
PCE	3.75E-01~2.82E-02	8.72E-03~2.69E-03
TCE	6.01E+00~2.86E-01	9.65E-02~4.39E-02
DCE	3.16E+00~5.07E-03	2.90E-02~8.79E-03
VC	6.41E-01~4.92E-05	1.10E-02~3.16E-04
總致癌風險	1.58E-01~5.95E-03	2.00E-03~1.50E-03
總非致癌風險	3.38E+03~1.58E+02	5.35E+01~2.50E+01

## 第六章 結論與建議

### 6.1 結論:



1. 本研究對於垂直異質性導水度做系統性的分析，距離污染源近的觀測井呈現穩態濃度。異質性含水層中若上層導水度傳輸速度快，相較於均質含水層其污染團移動快速濃度上升快，然而隨時間向外擴散平衡後其穩態濃度低。
2. 模擬假設場址為砂質，其距離污染源 100 m 之觀測井濃度呈現穩定狀態，因污染源於上層，故若上層導水度高，穩態濃度較低，風險與假設其為均質含水層時相對較低；若上層導水度低，穩態濃度較高，風險與假設其為均質含水層時相對較高；而距離污染源 900 m 和 1500 m 之觀測井濃度持續上升，若導水度高傳輸快，濃度較高，風險與假設其為均質含水層時相對較高。
3. BCA 場址為礫石層導水度，上層為富含黏土質之導水度低，污染傳輸模擬結果顯示場址內 100 m 和距離較遠 1100 m 之觀測井濃度都呈現穩定狀態。假設污染源於上層，因上層導水度低，穩態濃度較高，風險與假設其為均質含水層時相對較高。

4. 研究結果顯示此一假設場址導水度變異性對距污染源近之觀測井風險評估影響小，對距污染源遠之觀測井風險評估影響大。BCA 場址導水度變異性對距污染源近之觀測井風險評估影響大，距污染源遠之觀測井風險評估影響小。導水度變異性對於不同觀測井之位置，其風險評估影響不一致。
5. 污染源連續注入 10 和 24 年之模擬結果對於風險評估之影響，結果顯示距污染源近之觀測井，因 10 年之後污染團已向外擴散，風險相較於 24 年的污染源差一之半，距污染源遠之觀測井風險評估的影響甚小。
6. 健康風險評估得知，DNAPL 污染傳輸模擬，在此一假設場址砂質含水層中，其 PCE 與衍生物的高風險危害範圍為距離污染源 1600 m。PCE 無衍生物的高風險危害範圍為距離污染源 900 m。BCA 場址為高導水度之礫石層，其 PCE、TCE 高風險危害範圍為距污染源 1600 m 以上，然而衍生物其濃度不超過管制標準危害濃度。
7. PCE 降解反應生成的衍生物 TCE、DCE、VC，成為場址的主要危害物質，大幅增加污染場址的風險。
8. 吸附模式中吸附係數的設定模擬場址土壤的吸附能力，影響各關切污染物傳輸速度與影響範圍。模擬結果顯示 VC，吸附能力低傳輸速度快，大幅提高場址外風險危害。
9. 假設場址其健康風險評估時間為選定污染起始 10 年之模擬結果，其 10 年暴露濃度之風險相對較低於 24 年風險評估結果，且導水度變異性影響風險差異之程度也較高。
10. 健康風險評估顯示主要暴露危害途徑為吸入，其次為食入。由研究結果顯示假設場址其風險主要由三氯乙稀所導致，BCA 案例場址也是。

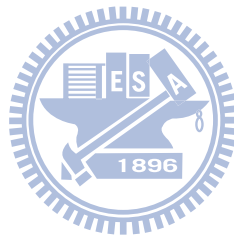
## 6.2 建議

1. 本研究指出垂直異質性導水度分佈，影響縱向傳輸之污染團移動速度與濃度

值，對於風險評估的影響不一致，建議可將場址污染傳輸模擬與風險評估考慮垂直異質性導水度之影響，再據以評估監測井導水度調查所需之精度和評估結果合理性。

2. 本研究假設條件也為影響導水度變異性模擬結果之差異。如假設場址與 BCA 場址其假設條件不同，如污染源種類、數目、注入量、導水度值，導水度變異性程度，使得兩個場址導水度變異性模擬結果與風險的影響不同。導水度異質性對於含氯有機溶劑污染場址健康風險評估之影響程度，可能都將存在其他水文地質參數之影響，如孔隙率、水力梯度、降解率，吸附係數，延散度。
3. 污染場址中其他水文地質參數的變異性也可能影響健康風險評估之差異，如橫向延散度和水平向導水度變異性都將影響污染團橫向傳輸範圍與水平向優勢路徑的形成。參數變異性的模擬結果與評估都有助於水文地質調查中佈設之參考。
4. 本研究指出污染場址中降解作用和吸附作用對於污染傳輸和健康風險評估之影響甚大，可延伸模擬其變異性影響程度。若能清楚得知地下水氧化還原環境影響原污染物降解的速率，和土壤有機質含量的多寡，造成各關切污染物遲滯速度的差異，有助於判定實際場址污染擴散範圍與影響程度。
5. 本研究健康風險評估為模擬污染源起始 24 年之間的危害風險，若是場址使用時間和污染調查時間的不同，可能導致風險提高或降低，且導水度的變異性也可能因評估模擬時間和污染調查時間的不同，而影響其風險差異。
6. RT3D 降解模式為一階降解反應，而 SEAM3D 包含水中離子與含氯碳氫化合物生物降解反應，未來可使用如 SEAM3D 模擬水中離子與含氯碳氫化合物電子轉換之生物降解反應。實際上地下水氧化還原環境為主要影響降解之因素，若場址地下水質調查配合數值模擬，有助於判斷含氯有機污染物氧化還原能力，與符合實際模擬結果。

7. 本研究為 DNAPL 溶解相污染傳輸模擬，然而 DNAPL 自由相移動之路徑與 DNAPL 池都深受導水度變異性之影響。導水度變異性和水文地質參數對於 DNAPL 自由相之影響為未來可研究之方向，可以使用如 TMVOC 和 UTCHEM 等模式模擬 DNAPL 多相流中其水文地質參數之影響。



## 參考文獻

- Anderson M. R., Johnson R. L. and Pankow J. F., 1992a, Dissolution of dense chlorinated solvents into ground water: 1. Dissolution from a well-defined residual source, *Ground Water*, v30 i2. 250-256.
- Anderson M. R., Johnson R. L. and Pankow J. F., 1992b, Dissolution of dense chlorinated solvents into groundwater. 3. Modeling contaminant plumes from fingers and pools of solvent. *Environ. Sci. Technol.* v26 i5. 901-908.
- Alexander M., 1999, *Biodegradation and Bioremediation* 2nd ed., Academic Press, San Diego, CA., U.S.A..
- Bagley, D. M. and J. M. Gossett, 1990, Tetrachloroethene Transformation to Trichloroethene and cis-1,2-Dichloroethene by Sulfate-Reducing Enrichment Cultures, *Applied and Environmental Microbiology*, 56(8), pp 2511-2516.
- Ball W. P., Robert P. V., 1991, Long-term sorption of halogenated organic-chemicals by aquifer material at equilibrium. *Environ. Sci. Technol.*, 25, 1223-1236.
- Banerjee S., 1984, Solubility of organic mixtures in water. *Environ. Sci. Technol.* v18 i8. 587-591.
- Bedient P. B., Rifai H. S., and Newell C. J., 1994, *Contamination, transport and remediation*, PTR Prentice Hall, Englewood cliff, New Jersey, 541pp.
- Bowling J. C., Zheng C., Rodriguez A. B. and Harry D. L., 2006, Geophysical constraints on contaminant transport modeling in a heterogeneous fluvial aquifer, *Journal of Contaminant Hydrology*, 85:72–88, doi:10.1016/j.jconhyd.2006.01.006.
- Boggs J. M., Young S. C., Benton D. J., Chung Y. C., 1990, Hydrogeologic characterization of the MADE site. Interim Report EN-6915. Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.
- Butler J. J., Lanier A. A., Healey J. M., Sellwood S. M., McCall W. and Garnett E., 2000, Direct-push hydraulic profiling in an unconsolidated alluvial aquifer, *Kansas Geological Survey Open-File Report*, 2000-62.
- Clement T. P., 1997, RT3D. A Modular Computer Code for Simulating Reactive Multispecies Transport in 3-Dimensional Groundwater Systems. Pacific Northwest National Laboratory .PNNL-11720.
- Clement T. P., 2001, ART3D, Analytical Model for Simulating Reactive Multi-species Transport in 3-Dimensional Groundwater Systems. Pacific Northwest National Laboratory.
- Dagan G., 1993, High order correction of effective permeability of heterogeneous isotropic formations of lognormal conductivity distribution. *Transport in Porous Media* 12, 279–290.
- Domenico P. A. and Scheertz F. W., 1998, *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2nd ed., Wiley, New York, p.506.
- El Fantroussi S, Naveau H and Agathos S. N., 1998, Anaerobic dechlorinating bacteria. *Biotechnol Prog* 14:167–188
- Eggleston, J., Rojstaczer, S., 1998. Identification of large-scale hydraulic conductivity trends and the influence of trends on contaminant transport. *Water Resources Research* 34 (9), 2155–2168.
- Environment Agency UK, 2003, *An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface*.
- Eskenazi B., Fenster L., Hudes M., Wyrobek A. J., Katz D. F., Gerson J. and Rempel D. M., 1991b, A study of the effect of perchloroethylene exposure on the

- reproductive outcomes of wives of dry-cleaning workers. *Am. J. Ind. Med.* 20: 593-600.
- Fetter C. W., 1999, *Contaminant Hydrogeology*, 2nd Ed, Prentice-Hall, Inc., London, 334pp.
- Freundt K. J., Liebaladt G. P., Lieberwirth E., 1977, Toxicity studies on trans-1,2-dichloroethylene. *Toxicology*, 7:141-153.
- Gelhar L., Axness C., 1983, Three-dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers. *Water Resources Research* 19, 161–180.
- Harmon T. C., Roberts P. V., 1994 Comparison of intraparticle sorption and desorption rates for a halogenated alkene in a sandy aquifer material. *Environ. Sci. Technol.*, 28,1550-1560.
- Hudak P. F., 2000, *Principles of hydrogeology-2<sup>nd</sup>ed.*, LEWIS Publish,Boca,Raton,London,New York,Washington,D.C.,33~35,133~143.
- Hess K. M., 1989, Use of a Borehole Flowmeter to Determine Spatial Heterogeneity of Hydraulic Conductivity and Macrodispersion in a Sand and Gravel Aquifer, Cape Cod, Massachusetts, MA, in *Proceedings New Field Techniques for Quantifying the Physical and Chemical Properties of Heterogeneous Aquifers*, edited by F. Molz, J. Melville, and O. Guvan, pp. 497–508, Natl. Water Well Assoc., Dublin, Ohio.
- Homsy G. M., 1987, Viscous Fingering in Porous Media. *Annual Review of Fluid Mechanics*. Volume 19, Page 271-311.
- Hydrogeologic, Inc., 1996, MODFLOW-SURFACT Software (Version 2.2) Documentation, Hydrogeologic, Inc. Herndon, Virginia.
- Johnson R. L. and Pankow J. F., 1992, Dissolution of dense chlorinated solvents into groundwater. 2.Source function for pools of solvent. *Environ. Sci. Technol.*,26,896-901.
- Lash L. H., Qian W., Putt D. A., Desai K., Elfarrar A. A., Sicuri A. R. and Parker J. C., 1998, Glutathione conjugation of perchloroethylene in rats and mice in vitro: sex-, species-, and tissue-dependent differences. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 150: 49-57.
- Levine B., Fierro M. F. and Goza S. W., 1981, A tetrachloroethylene Fatality. *J. Forensic Sci.* 26: 206-209.
- Longino B. L. and Kueper, B. H., 1995, The use of upward gradients to arrest downward DNAPL migration in the presence of solubilizing surfactants, *Can. Geotech. J.*32,296-308.
- Matheron G. and de Marsily G., 1980, Is transport in porous media always diffusive? A counter example. *Water Resources Research* 16, 901–917, 1967.
- Melville, J. G., F. J. Molz, O. Guven, and M. A. Widdowson, 1991, Multi-level slug tests with comparisons to tracer data, *Ground Water*, 29(6), 897-907.
- Mercer, J. W., and Cohen R. M., 1990, A review of immiscible fluids in the subsurface: models, characterization and remediation, *Journal of Contaminant Hydrology*, 6(2):107-163.
- Middeldorp P. J. M., Luijten M. L. G. C., van de Pas B. A., van Eekert M. H. A., Kengen S. W. M., Schraa G. and Stams A.J.M., 1999, Anaerobic microbial reductive dehalogenation of chlorinated ethenes. *Biorem. J.*, 3 (3), 151–169.
- Palmer C. J. and Johnson R. L., 1989, *Physical Processes Controlling the Transport of Non-Aqueous Phase Liquids in the Surface*, Seminar Publication: Transport and Fate of Contaminants in the Subsurface, Chapter 3, EPA/625/4-89/019, pp. 23-28.
- Pankow, J. F., and Cherry J. A., 1996, *Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater*, Waterloo Press, Portland, OR, 522 p.



- Rehfeldt K. R., Boggs J. M. and Gelhar L. W., 1992, Field study of dispersion in a heterogeneous aquifer: 3. Geostatistical analysis of hydraulic conductivity. *Water Resources Research* 28, 3309–3324.
- Ross, H. C. and McElwee C. D., 2007, Multi-Level Slug Tests to Measure 3-D Hydraulic Conductivity Distributions. *Natural Resources Research* 16(1): 67-79.
- Pruess K. and Falta R. W., 1995, Stefan Finsterle and Alfredo Battistelli. T2VOC User's Guide, Lawrence Berkeley National Laboratory Report LBL-36400,"Berkeley, CA.
- Pruess K. and Battistelli A., 2002, TMVOC, A Numerical Simulator for Three-Phase Non-Isothermal Flows of Multicomponent Hydrocarbon Mixtures in Saturated-Unsaturated Heterogeneous Media, Lawrence Berkeley National Laboratory, USA.
- Prommer H. and Barry D. A., 2001b, PHT3D – A reactive multi-component transport model for saturated porous media. Version 1.0 User's Manual, Technical report, Contaminated Land Assessment and Remediation Research Centre, The University of Edinburgh.
- Schaerlaekens J., Mallants D., Simunek J., Van Genuchten M. Th. and Feyen J., 1999, Numerical simulation of transport and sequential biodegradation of chlorinated aliphatic hydrocarbons using CHAIN\_2D. *Hydrological Processes*, 13, 17, 2847–2859.
- Schwille F., 1988, Dense Chlorinated Solvents in Porous and Fractured Media. Lewis, Chelsea, MI.
- Srinivasan P. and Mercer J. W., 1988, Simulation of biodegradation and sorption processes in groundwater, *Ground Water*, 26(4):475-487.
- Sujatha T. V. and Hegde M. J., 1998, C-mitotic effects of trichloroethylene (TCE) on bone marrow cells of mice. *Mutat. Res.* 413: 151-158.
- Tiehm A., Schmidt K., Stoll C., Muller A., Lohner S., Heidinger M., Wickert F. and Karch U., 2007, Assessment of natural microbial dechlorination. *Italian Journal of Engineering Geology and Environment, Special Issue I (2007)*: 71-77.
- U.S.EPA., 1985, Health assessment document for tetrachloroethylene (perchloroethylene) - final report. Washington, D.C., U.S. Environ. Prot. Agency: EPA/600/8-82/006F.
- U.S.EPA., 1989, Exposure Factors handbook. Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC.
- U.S.EPA., 1992, Guidelines for Exposure Assessment. Risk Assessment Forum and U.S Environmental Protection Agency, Washington DC.
- U.S.EPA., 1992, Estimating Potential for Occurrence of DNAPL at Superfund Sites. OSWER Publication 9355.4-07FS.
- U.S.EPA., 2004, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC.
- UTA (University of Texas at Austin), 2000, Technical Documentation for UTCHEM-9.0: A Three-Dimensional Chemical Flood Simulator, Reservoir Engineering Research Program, Center for Petroleum and Geosystems Engineering, University of Texas at Austin, TX.
- Verschuere K., 1983, Handbook of Environmental Data on Organic Chemical, 2d ed, Van Nostrand Reinhold Co., Toronto, Ont. 1310 pp.
- Verce M. F., Gunsch C. K., Danko A. S. and Freedman D. L., 2002, Cometabolism of cis-1,2-dichloroethene by aerobic cultures grown on vinyl chloride as the primary substrate. *Environ. Sci. Technol.*, 36(10): 2171-2177.

- Vogel T. M., Criddle C. S. and McCarty P. L., 1987, Transformation of halogenated aliphatic compounds. *Environ Sci Technol* 21: 722-736.
- Waterloo, 2005, Visual MODFLOW v. 4.1 User's Manual. Waterloo Hydrogeologic, Inc., Waterloo, Ontario, Canada.
- Widdowson M. A., 2001, SEAM3D. A Numerical Model for Three-Dimensional Solute Transport Coupled to Sequential Electron Acceptor-Based Biological Reactions in Groundwater. Technical report, Virginia Tech., Blacksburg, Virginia.
- Wilson J. T., Weaver J. W., Kampbel D. H., 1994, Intrinsic bioremediation of TCE in ground water a an NPL site in St. Joseph, Michigan. In Proceedings of the EPA Symposium on Intrinsic Bioremediation of Ground Water, August 30–September 1, Denver, CO, US Environmental Protection Agency, EPA/540/R-94/515.
- Jang W. and Aral M. M., 2008, The Effect of Oxygen Transport on Biotransformation of Trichloroethylene in the Subsurface, ASCE Conference Proceedings 316, 60.
- Wartenberg D., Reyner D and Siegel Scott C., 2000, Trichloroethylene and cancer: Epidemiologic evidence. *Environ Health Perspect.* 108(suppl. 2): 161-176.
- Wood W. W., Kramer T. P. and Hem P. P. Jr., 1990, Intergranular diffusion: An important mechanism influencing solute transport in clastic aquifers. *Science* 247 (March 30):1569-72.
- Yeh G. T., Lin H. C., Richards D. R., Cheng J. P. and Jones N. L., 1996, FEMWATER: a three-dimensional finite element computer model for simulating density dependent flow and transport, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Pennsylvania State University, Brigham Young University.
- Zheng C. and Wang P. P., 1999, MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; Documentation and User's Guide, Contract Report SERDP-99-1, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Zemansky G. M. and McElwee C. D., 2005, High-Resolution Slug Testing, *Ground Water*, 43(2), 222-230.
- Zlotnik V. A. and Zurbuchen B. R., 2003, Field study of hydraulic conductivity in a heterogeneous aquifer: Comparison of single-borehole measurements using different instruments, *Water Resources Research*, 39(4), 1101, doi:10.1029/2002WR001415.

- 聯美環保科技股份有限公司，2009，RCA 原桃園廠場址地下水汙染整治計畫書，台灣美國無線電公司。
- 孟祥中，2009，水文地層剖析儀與氣壓式微水試驗儀調查淺層含水層水力傳導係數之研究，國立中央大學應用地質研究所碩士論文，117p。
- 董天行，1998，三氯乙烯汙染地下水相關清除困難之研究，碩士論文，中央大學應用地質學研究所，中壢。
- 丁澈士、蘇惠珍（譯），2004，PMWIN 三維地下水模式，五南圖書出版公司。
- 黃佳雯，2005，「地下水模式工具於汙染控制場址範疇界定之研析」，碩士論文，國立台灣大學。
- 經濟部工業局，2007，「含氯碳氫化合物土壤及地下水汙染預防與整治技術手冊」。
- 經濟部工業局，2009，「土壤及地下水汙染預防與整治技術手冊」。

- 賈儀平，劉文煜，李在平，江藝萱，何哲豪，2003，從 RCA 桃園廠污染事件探討地下水污染調查與整治相關問題，水文地質調查與應用研討會論文集，第 102-115 頁。
- 行政院環境保護署，2006，土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引。
- 行政院環境保護署，2007，96 年度區域性地下水井維護及資料更新計畫，計畫編號：EPA-96-L101-02-204，790 p。
- 行政院環境保護署，2008，97 年區域性地下水井維護及資料更新計畫，計畫編號：EPA-97-G102-02-201，947 p。
- 行政院環境保護署，2010，健康風險評估技術規範，環署綜字第 0990029366 號令。
- 蔡欣怡，2000，三氯乙烯與四氯乙烯對人類肺癌細胞之毒性研究，碩士論文，中央大學生命科學研究所，中壢。
- 瑞昶科技股份有限公司，2010，「運作中工廠土壤及地下水含氯有機溶劑污染潛勢調查及查證計畫」，行政院環保署。
- 吳先琪，2008，以風險為基礎之土壤與地下水污染整治方案決策—現階段之困難與建議，財團法人中技社土壤管理議題研討群組。

## 參考網址

- ASTDR, 2007, CERCLA Priority List of Hazardous Substance, <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>, last accessed on 5 Oct 2010.
- GMS SEAM3D, <http://www.xmswiki.com/xms/GMS:SEAM3D>, last accessed on 20 July 2008.
- GMS UTCHEM, <http://www.xmswiki.com/xms/GMS:SEAM3D>, last accessed on 20 July 2008.
- GMS SEAM3D, <http://www.xmswiki.com/xms/GMS:SEAM3D>, last accessed on 20 July 2008.
- GMS FEMWATER, <http://www.xmswiki.com/xms/GMS:SEAM3D>, last accessed on 20 July 2008.
- Groundwater Vistas, <http://www.groundwater-vistas.com/>, last accessed on 5 Oct 2010.
- PetraSim, <http://www.thunderheadeng.com/petrasim/index.html>, last accessed on 5 Oct 2010.
- U.S.EPA., Integrated Risk Information System , IRIS, <http://www.epa.gov/iris/>, last accessed on 5 Oct 2010.
- Visual MODFLOW, <http://www.swstechnology.com/groundwater-software/groundwater-modeling/visual-modflow-pro>, last accessed on 5 Oct 2010.
- 行政院環境保護署土壤及地下水污染整治網，列管中場址數目，<http://sgw.epa.gov.tw/public/0401.asp>, last accessed on 5 Oct 2010.
- 行政院環境保護署土壤及地下水污染整治網，桃園 RCA 廠污染事件發生與處理歷程，[http://sgw.epa.gov.tw/public/0602\\_RCA.asp](http://sgw.epa.gov.tw/public/0602_RCA.asp), last accessed on 5 Oct 2010.

## 附錄一

健康風險評估計算流程，以情境一均質導水度 1 號觀測井模擬 24 年 PCE 濃度與時間分佈之風險計算為例：

### 致癌風險暴露劑量計算

情境一均質導水度 1 號觀測井 PCE 24 年每年 350 天，共 8400 天之總暴露濃度  
 $C_{water} \times EF \times ED = 4850 \text{ mg/L}$

1. 飲用受污染地下水並經由口服吸收之暴露劑量，公式(2-16):

$$Intake_{oral-water} = \frac{C_{water} \times IR_{oral-water} \times EF \times ED}{BW \times AT} = \frac{4850 \times 3}{61.67 \times 27375} = 0.00862$$

2. 使用受污染地下水作為洗澡用途，水中關切污染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量，公式(2-17) (2-18) (2-19):

$$Intake_{inh-water(shower)} = \frac{([C_{a1} \times B \times t_1] + [C_{a2} \times B \times t_2]) \times EV_{shower} \times EF \times ED}{BW \times AT} = \frac{([4850 \times 18.75 \times 1 \times 0.5] + [4850 \times 15 \times 1 \times 0.2]) \times 1}{61.67 \times 27375} = 0.0356$$

$$C_{a1} = \frac{1}{2} \times \frac{(C_{water} \times f \times F_w \times t_1)}{V_a} \times CF = \frac{1}{2} \times \frac{(C_{water} \times 0.75 \times 300 \times 0.5)}{3000} \times 1000 = C_{water} \times 18.75$$

$$C_{a2} = \frac{(C_{water} \times f \times F_w \times t_2)}{V_a} \times CF = \frac{(C_{water} \times 0.75 \times 300 \times 0.2)}{3000} \times 1000 = C_{water} \times 15$$

3. 使用受污染地下水作為日常清洗用途，水中關切污染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量，公式(2-20) (2-21):

$$Intake_{inh-water(wash)} = \frac{C_{air} \times IR_{inh} \times EF \times ED}{BW \times AT} = \frac{4850 \times 0.75 \times 17.14}{61.67 \times 27375} = 0.0369$$

$$C_{air} = \frac{WHF \times C_{water} \times f}{HV \times ER \times MC} \times CF = \frac{1000 \times C_{water} \times 0.75}{307937 \times 21.6 \times 0.15} \times 1000 = C_{water} \times 0.75$$

4. 使用地下水作為洗澡或日常清洗用途，水中關切污染物經皮膚接觸吸收之暴露劑量，公式(2-22) (2-23):

$$Intake_{dermal-water} = \frac{DA_{event} \times EV_{shower} \times ED \times EF \times SA}{BW \times AT} = \frac{4850 \times 0.000062 \times 1 \times 17300}{61.67 \times 27375} = 0.00308$$

$$DA_{event} = 2 \times FA \times K_p \times C_{water} \times \sqrt{6 \times \frac{\tau_{event} \times t_1}{\pi}} \times CF = 2 \times 1 \times 0.0334 \times C_{water} \times \sqrt{6 \times \frac{0.91 \times 0.5}{\pi}} \times 0.001 \times C_{water} \times 0.00001$$

### 非致癌風險暴露劑量計算

情境一均質導水度1號觀測井PCE 24年間最高濃度為  $C_{water} = 0.679 \text{ mg/L}$

1. 飲用受污染地下水並經由口服吸收之暴露劑量，公式(2-16):

$$Intake_{oral-water} = \frac{C_{water} \times IR_{oral-water} \times EF \times ED}{BW \times AT} = \frac{0.679 \times 3}{61.67} = 0.033$$

2. 使用受污染地下水作為洗澡用途，水中關切污染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量，公式(2-17) (2-18) (2-19):

$$Intake_{inh-water(shower)} = \frac{([C_{a1} \times B \times t_1] + [C_{a2} \times B \times t_2]) \times EV_{shower} \times EF \times ED}{BW \times AT} = \frac{([12.73 \times 1 \times 0.5] + [10.185 \times 1 \times 0.2]) \times 1}{61.67} = 0.136$$

$$C_{a1} = \frac{1}{2} \times \frac{(C_{water} \times f \times F_w \times t_1)}{V_a} \times CF = \frac{1}{2} \times \frac{(0.679 \times 0.75 \times 300 \times 0.5)}{3000} \times 1000 = 12.73$$

$$C_{a2} = \frac{(C_{water} \times f \times F_w \times t_2)}{V_a} \times CF = \frac{(0.679 \times 0.75 \times 300 \times 0.2)}{3000} \times 1000 = 10.18$$

3. 使用受污染地下水作為日常清洗用途，水中關切污染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量，公式(2-20) (2-21):

$$Intake_{inh-water(wash)} = \frac{C_{air} \times IR_{inh} \times EF \times ED}{BW \times AT} = \frac{0.51 \times 17.14}{61.67} = 0.142$$

$$C_{air} = \frac{WHF \times C_{water} \times f}{HV \times ER \times MC} \times CF = \frac{1000 \times 0.679 \times 0.75}{307937 \times 21.6 \times 0.15} \times 1000 = 0.51$$

4. 使用地下水作為洗澡或日常清洗用途，水中關切污染物經皮膚接觸吸收之暴露劑量，公式(2-22) (2-23):

$$Intake_{dermal-water} = \frac{DA_{event} \times EV_{shower} \times ED \times EF \times SA}{BW \times AT} = \frac{0.0000423 \times 1 \times 17300}{61.67} = 0.0119$$

$$DA_{event} = 2 \times FA \times K_p \times C_w \times \sqrt{\frac{\tau_{event} \times t_1}{\pi}} \times CF \times 10^{-3} = 2 \times 1 \times 0.0334 \times \sqrt{\frac{0.9 \times 6 \times 0.5}{\pi}} = 0.001$$

$$t_1 \leq 2.4 \tau_{event}$$

### 致癌風險計算

1. 口服吸收途徑之致癌風險:

$$R_{oral} = Intake_{oral-water} \times SF_{oral} = 0.00862 \times 0.051 = 0.000440$$

2. 吸入吸收途徑之致癌風險:

$$R_{inh} = Intake_{inh-water(total)} \times SF_{inh} = 0.0725 \times 0.0142 = 0.00103$$

3. 皮膚接觸吸收途徑之致癌風險:

$$R_{dermal} = Intake_{dermal-water} \times SF_{dermal} = 0.00308 \times 0.051 = 0.000157$$

### 非致癌風險計算

1. 口服吸收途徑之危害商數:

$$HQ_{oral} = \frac{Intake_{oral-water}}{RfD_{oral}} = \frac{0.033}{0.01} = 3.3$$

2. 吸入吸收途徑之危害商數:

$$HQ_{inh} = \frac{Intake_{inh-water(total)}}{RfD_{inh}} = \frac{0.278}{0.036} = 7.73$$

3. 皮膚接觸吸收途徑之危害商數計算:

$$HQ_{dermal} = \frac{Intake_{dermal-water}}{RfD_{dermal}} = \frac{0.0119}{0.01} = 1.19$$

