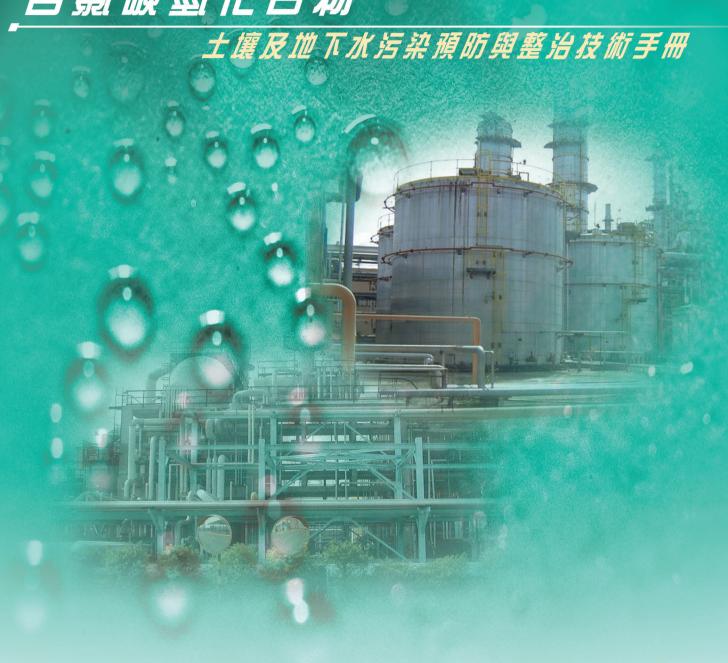
經濟部

# 含氯碳氫化合物





土壤及地下水污染整治法 (以下簡稱土污法)自 89 年 2 月公布施行以來,行政院環境保護署為確保土地及地下水資源永續利用,陸續針對具有污染潛勢場址及廢棄工廠,進行土壤與地下水污染調查及查證工作,並依法公告列管污染場址,以妥善處理土壤及地下水污染問題。此外,為預防土壤與地下水污染並釐清污染責任,土污法第 8 條第 1 項規定,指定公告事業用地移轉時,讓與人必須提供土壤污染檢測資料予受讓人;另同法第 9條規定,指定公告事業於設立、停業、歇業前,應檢具用地土壤污染檢測資料報請所在地主管機關備查後,始得向目的事業主管機關申報相關事宜,以建立指定公告事業用地之控管機制。就經營者而言,產業為符合土污法規定,所面對的土壤及地下水污染課題已日趨複雜。

本局為提升國內產業界對土壤及地下水污染預防、應變、調查與整治之能力,特於 97 年度委託財團法人台灣產業服務基金會與中興工程顧問股份有限公司,邀請國內具執行土壤與地下水污染預防、調查、整治豐富經驗之專家學者,共同編撰含氣碳氫化合物污染類型之土壤及地下水污染預防與整治技術手冊。本技術手冊為協助產業界針對含氣碳氫化合物污染類型進行土壤及地下水污染預防與整治工作,除蒐集國內外相關調查研究成果、技術應用及案例外,並對土壤及地下水污染之來源及污染物特性、預防與監測、污染調查、整治技術、整治工程實施程序、土污法對產業影響與因應對策等議題加以研析,並提供國內外相關預防、調查與整治案例,以提升業者保護土壤及地下水資源之知識與能力,達到企業永續經營之目標。

本技術手冊編撰過程,承蒙各撰稿人及編審委員竭盡所長提供相關寶貴 經驗與案例,並於百忙中全力參與編輯及審稿工作,使本手冊得以付梓, 謹致上最誠摯之謝忱。

經濟部工業局局長

P等局景 謹誌 中華民國 97 年 11 月

# 含氯碳氫化合物土壤及地下水污染 預防與整治技術手冊

# 目 錄

				頁次
第一章	前言	••••••		1
第二章	<b>全</b> 氯	碳氮化	合物污染來源及污染特性	3
711			源	
	2.2		染現況	
	2.3		染物特性概述	
		2.3.1	氯烯類	
		2.3.2	<b>氯烷類</b>	
	2.4	污染型	態及在環境中的傳輸方式	
		2.4.1	含氯碳氫化合物之物理與水力特性	39
		2.4.2	不飽和層之分佈與傳輸	41
		2.4.3	飽和層之分佈與傳輸	52
第三章	含氯	碳氫化	合物土壤及地下水污染預防與監測	71
	3.1	廠內環	境管理及污染評估	71
		3.1.1	環境管理	71
		3.1.2	污染評估	79
	3.2	工廠污	染預防措施	84
		3.2.1	污染預防管理原則	
		3.2.2	污染預防措施	
	3.3		地下水品質監測計畫研擬	
			變計畫	
	J.T	3.4.1	土壤及地下水污染事件分級與緊急應變措施	
		3.4.2	因應緊急事件之準備	
		3.4.3	緊急應變	98

第四章	含氯	1碳氫化	合物土壤及地下水污染調查	105
	4.1	採樣調	查應考慮事項	105
		4.1.1	採樣目的	105
		4.1.2	採樣的代表性	106
		4.1.3	採樣的限制	107
		4.1.4	水文地質不均質性	107
	4.2	土壤及	地下水污染調查規劃	110
	4.3	土壤及	地下水採樣與檢測方法及品保品管制度	113
		4.3.1	土壤地下水採樣位置及深度規劃原則	115
		4.3.2	樣品保存與分析方法	118
	4.4	現場篩	試工具之應用	120
		4.4.1	直接貫入採樣	120
		4.4.2	攜帶式氣相層析質譜儀(GC/MS)	125
		4.4.3	薄膜界面探測器	127
		4.4.4	鹵化物感測器	130
		4.4.5	可撓式鋪面偵測	131
		4.4.6	地球物理方法	133
	4.5	土壤及	地下水污染調查案例介紹	141
第五章	含氯	1碳氫化	合物土壤及地下水污染整治	145
	5.2	物理處	.理技術	146
		5.2.1	土壤開挖	146
		5.2.2	地下水曝氣法	149
		5.2.3	DNAPL 純相回收	153
		5.2.4	地下水抽出處理法	155
		5.2.5	熱處理技術	161
	5.3	化學處	理技術	173
		5.3.1	現地化學氧化法	173
		5.3.2	現地化學還原處理	
		5.3.3	透水性反應牆	179

		5.3.4	零價鐵還原		184
		5.3.5	界面活性劑	與共溶劑	189
	5.4	生物處	理技術		194
		5.4.1	植生復育		194
		5.4.2	地下水生物	整治處理	200
		5.4.3	監測式自然	衰减	211
	5.5	土壤及	地下水整治	案例介紹	230
第六章	土壤	及地下	水污染整治	工程實施程序	277
	6.1	整治技	術可行性評	估與選擇	277
	6.2				
		6.2.1	土污法相關	規定介紹	285
		6.2.2	健康風險評	估評析方法	286
		6.2.3	層次性健康	風險評估訂定之依據	289
	6.3	控制與	整治計畫研	擬	289
	6.4	環保機	關控制與整	治計畫審查與驗證作業程序	305
	6.5	整治施	工承包商評	估及選擇	307
	6.6	成本效	益評估		311
第七章	土污	法對產	業影響及因	應對策	319
	7.1	土壤及	地下水污染	整治費之徵收	319
	7.2	工廠土	地移轉、設	立、停業或歇業之土壤污染檢測規定	323
	7.3	工廠遭	土污法列管	之作業程序與因應對策	333
	7.4	工廠遭	公告控制場	址之因應對策	338
	7.5	工廠遭	公告整治場	址之因應對策	340
	7.6	土污法	相關訴願程	序或行政訴訟	343
附錄	•••••	•••••			353
	附銷	《一、計	畫網站訊息	ş	353
	附銷	《二、工	業局歷年已	.編製土壤及地下水相關技術手冊	353
	附銷	《三、土	污法相關法	;令	354
	附銷	《四、中	英文對照表		356

# 圖目錄

		<u>頁次</u>
圖 2-1	含氯有機溶劑與混合溶劑污染場址類別統計	15
圖 2-2	土壤與地下水中含氯碳氫化合物的自然衰減作用	43
圖 2-3	DNAPL 在地表下傳輸之示意圖	44
圖 2-4	土壤孔隙中以自由相和殘餘相存在之 DNAPL	45
圖 2-5	在不飽和及飽和孔隙介質中殘餘的 DNAPL	46
圖 2-6	在不同的土層上 DNAPL 薄層可淤積的最大深度	48
圖 2-7	DNAPL 在不飽和層土壤中之四種相態	49
圖 2-8	不飽和土壤孔隙中 DNAPL 四相動態平衡示意圖	50
圖 2-9	不飽和層 DNAPL 污染造成地下水含水層污染示意圖	50
圖 2-10	在飽和層中的 DNAPL 二次污染源	52
圖 2-11	DNAPL 污染發生後成為地下水含水層二次污染源的狀況.	53
圖 2-12	DNAPL 穿過地下水含水層之移動狀態	54
圖 2-13	DNAPL 經由主要孔隙和次要孔隙傳輸之差異	55
圖 2-14	黏土層與岩層次要孔隙對 DNAPL 垂直移動之影響	55
圖 2-15	人為構造物對於 DNAPL 移動之影響	56
圖 2-16	地下水監測井取樣與 DNAPL 溶解相傳輸之關係	57
圖 2-17	拉午爾效應對於 DNAPL 質量變化與溶解相濃度之影響	58
圖 2-18	污染物瞬時排放時水動力延散傳輸示意圖	63
圖 2-19	污染物連續排放時水動力延散傳輸示意圖	63
圖 3-1	土壤氣體監測井測漏管規格示意圖	74
圖 3-2	土壤氣體監測作業流程	76
圖 3-3	工廠監測井建置之規劃井網	82
圖 3-4	工廠內既設監測井及所在位置	82
圖 3-5	工廠儲槽管線測漏計畫範例	92
圖 3-6	工廠土壤及地下水品質監測計畫工作流程範例	94
圖 3-7	工廠緊急應變處理流程	99
圖 3-8	吸油(有機化學物質)棉與吸附索及於污染場址使用狀況	102
圖 4-1	DNAPL 於地下流動情形	108
圖 4-2	含氯碳氫化合物於地下土壤及地下水之類型	109

圖	4-3	以水文地質剖面圖展示污染場址概念模型	111
置	4-4	污染暴露途徑(人類為受體)之場址概念模型	112
昌	4-5	土壤採樣流程(虛線部分代表隨各場址而改變施作方式)	114
圖	4-6	地下水採樣流程	115
昌	4-7	工廠地下水監測井配置範例	117
昌	4-8	BAT <sup>®</sup> 地下水採樣器	124
圖	4-9	攜帶式 GC/MS	126
昌	4-10	MIP 偵測原理示意圖	127
昌	4-11	透地雷達橫斷面圖	134
昌	4-12	透地雷達裝置	135
圖	5-1	土壤挖除現場作業及防護示意圖	147
圖	5-2	地下水曝氣法現地示意圖	149
圖	5-3	地下水曝氣法之處理效率與地質條件關係	151
圖	5-4	在不同抽出工法操作階段污染物之濃度變化	156
昌	5-5	抽出處理技術三種主要水力遏制的結構配置	157
昌	5-6	典型抽出處理系統示意圖	159
昌	5-7	現地抽出處理系統示意圖	160
昌	5-8	注入熱水或熱蒸氣移除地下含水層中之 DNAPL	162
昌	5-9	現地熱空氣/蒸氣注入法示意圖	171
昌	5-10	ISRM 反應機制	178
昌	5-11	整治井示意圖	182
圖	5-12	整治渠之剖面圖	182
圖	5-13	漏斗式集水處理系統之平面圖	183
昌	5-14	${ m Fe}^0$ - ${ m H}_2{ m O}$ 系統中含氣有機物還原脫氣之反應途徑	186
昌	5-15	水與鐵及污染物之 Eh、pH 平衡圖	188
昌	5-16	現地淋洗系統示意圖	191
昌	5-17	植物進行植生復育各部位作用示意圖	195
昌	5-18	植生復育(深植法)處理地下水之機制示意圖	200
圖	5-19	甲烷氧化菌共代謝 TCE 之途徑	204
圖	5-20	PCE 及 TCE 還原脫氣途徑	205
圖	5-21	現地地下水生物復育系統設計簡圖	209

圖 5-22	抽出井、注入井及監測井可能的設置位置圖	210
圖 5-23	自然衰減機制之示意圖	212
圖 5-24	延散係數與污染物流速之關係	214
圖 5-25	觀測井的位置與被偵測到之污染物	215
圖 5-26	電子接受者於水面下的分佈情形	217
圖 5-27	MNA 可適用性之最初篩選流程圖	221
圖 5-28	詳細評估 MNA 有效性之程序流程圖	222
圖 5-29	長期監測計畫之程序流程圖	225
圖 5-30	監測井之分佈圖	226
圖 5-31	USCG 污染整治場址位置圖	239
圖 5-32	污染場址內鉻酸鹽污染分佈情形	240
圖 5-33	污染場址內 TCE 污染分佈情形	240
圖 5-34	漏斗式集水處理系統示意圖	241
圖 5-35	各污染物濃度降解趨勢	241
圖 5-36	植生復育植樹案例	249
圖 5-37	TCE 及 CB 污染場址示意圖	250
圖 5-38	注入及回收井系統	251
圖 5-39	厭氧—好氧程序處理受 PCE 及苯污染之地下水	251
圖 5-40	加州空軍基地現地好氧共代謝生物整治系統	252
圖 5-41	場區的監測井分佈圖	253
圖 5-42	地質剖面圖	254
圖 5-43	BTEX 及指標參數沿著污染物團中心線之濃度分佈圖	256
圖 5-44	水流垂直方向之 BTEX 濃度分佈圖	259
圖 5-45	B-B'剖面之 BTEX 濃度分佈圖	259
圖 6-1	整治調查與可行性評估的流程與工作內容	278
圖 6-2	初步篩選與細部分析準則間之關係	282
圖 6-3	健康風險評估報告書審查作業流程	286
圖 6-4	健康風險評估架構	287
圖 6-5	污染改善完成驗證作業流程	306
圖 7-1	環保署網格法進行採樣佈點之規劃流程	326
圖 7-2	事業遭土水污染後續應辦行政作業處理流程	335

圖 7-3	初評辦法之評估程序	341
圖 7-4	行政爭訟流程圖	344
圖 7-5	訴願案件流程處理簡圖	345

# 表目錄

		<u> 頁次</u>
表 2-1	溶劑處理不當致造成土壤與地下水污染之原因	5
表 2-2	較常造成含氯有機溶劑污染之工業和工業製程	6
表 2-3	含氯有機溶劑之主要用途	6
表 2-4	含氯有機溶劑於不同用途中化合物所佔之百分比	6
表 2-5	ATSDR 2007 年 HazDat 分析統計摘要	7
表 2-6	2007 年 ATSDR 污染場址暴露途徑調查所得之污染物質排序	8
表 2-7	2007 年 CERCLA 優先危害物質前 20 名清單	11
表 2-8	DNAPL 場址特性分析	13
表 2-9	98 處含氯有機溶劑場址地下水中濃度大於 1%溶解度之	
	DNAPL 種類	16
表 2-10	155 處混合工業溶劑場址地下水中濃度大於 1%溶解度之	
	DNAPL 種類	16
表 2-11	2005年9月行政院環保署各單位月月有成績具體績效表摘錄。	18
表 2-12	土壤污染管制標準	19
表 2-13	地下水污染管制標準	19
表 2-14	土壤與地下水污染場址數量統計	20
表 2-15	列管之含氯碳氫化合物污染場址	20
表 2-16	工業區歷年地下水水質異常項目及後續處理情形	21
表 2-17	美國環保署致癌物質分類	22
表 2-18	國際癌症研究總署致癌物質分類	22
表 2-19	美國政府工業衛生師協會致癌物質分類	22
表 2-20	氯烯類基本性質表	24
表 2-21	氯甲烷類基本性質表	28
表 2-22	氯乙烷類基本性質表	32
表 2-23	含氯有機溶劑的物理和化學性質	40
表 2-24	DNAPL 與水之界面張力	40
表 3-1	政府機關水文地質資料內容及來源	81
表 3-2	工廠土壤及地下水污染潛勢評量表	86
表 3-3	地下環境石油化學物質污染事件之分級與相關緊急應變措施	96

表 4-1	土壤採樣配置方式比較表	116
表 4-2	揮發性和半揮發性含氣碳氫化合物樣品最少需要量與保存方	
	法	119
表 4-3	含氯碳氫化合物土壤及地下水檢測方法	120
表 5-1	空氣注入法技術適用性查核表	150
表 5-2	空氣注入法優缺點比較表	151
表 5-3	氣體抽除系統監控設備需求	152
表 5-4	PAT 系統所需之調查資料	156
表 5-5	應用於 PAT 系統中之地下水污染物處理技術	158
表 5-6	各種污染物性質及地質條件下相對較易去除之污染物	161
表 5-7	污染場址常見之有機污染物其物化特性	164
表 5-8	污染物於高及低有機質土壤中之分佈	169
表 5-9	常用於現地處理氧化劑的氧化電位	176
表 5-10	化學氧化法之優缺點	177
表 5-11	透水性反應牆可處理之污染物種類及反應物材料	181
表 5-12	現地淋洗法之重要適用因子及條件	193
表 5-13	植生復育作用機制及其應用	197
表 5-14	現地地下水生物復育的優點及缺點	206
表 5-15	自然衰減機制之比較	212
表 5-16	LTPM 之地球化學參數分析點及其目的	228
表 5-17	土壤及地下水之地球化學參數之種類及其意義	228
表 5-18	土壤有機污染物濃度	233
表 5-19	某污染場址之整治基準值與土壤污染管制標準之比較	234
表 5-20	國外淋洗法整治案例彙整資料	243
表 5-21	對界面活性劑及共溶劑之去污與再濃縮的程序	245
表 5-22	加州空軍基地現地好氧生物整治之設置及操作費用	252
表 5-23	BTEX 及指標參數沿著污染物團中心線之濃度變化	257
表 5-24	B-B'剖面之 BTEX 及指標參數的濃度變化	260
表 6-1	土壤與地下水污染控制計畫與整治計畫之內容	290
表 6-2	承包商選擇之特殊考量因子範例	308
表 6-3	整治技術之整治期程與成本彙總表	313

表 7-1	符合土污法第 11 條第 1 項之新投資於預防土壤、地下水污染	
	有直接效益之設備或工程項目	322
表 7-2	環境場址潛在污染評估之最少土壤採樣點數	325
表 7-3	17 類指定公告事業、主要製程及其應檢測污染物之項目	327
表 7-4	土污法第8、9條規定之相關問題與因應對策	329
表 7-5	列管場址類型之比較	334
附表1	歷年工業局已編製土壤及地下水相關技術手冊	353
附表 2	土壤及地下水污染整治法及相關子法建制情形	354

### 第一章 前言

政府為預防及整治土壤及地下水污染,確保土壤及地下水資源永續利用,於 89年2月2日總統令公布施行「土壤及地下水污染整治法」(以下簡稱土污法), 該法中要求污染行為人應負起污染整治責任,並訂定相關刑罰規定。土污法公布 施行後,業者可能因設施老舊及操作管理上疏失,以致產生土壤及地下水污染問 題,事業該如何加強這方面的預防及管理工作,對已遭污染廠區該如何選用經濟 可行調查或整治技術,如何配合法令規定執行污染整治工作,本手冊將提供相關 法令及技術資訊供各界參考。

依土污法第 43 條「各目的事業主管機關應輔導事業預防及整治土壤及地下水污染」之權責,經濟部工業局於 90 年起即協助事業辦理土壤及地下水污染預防及整治工作,除現場個案輔導及宣導輔導工作外,工業局有感於業界對土壤及地下水污染預防與整治相關知識之需求與推廣,自 92 年以來已陸續完成 6 項高污染潛勢行業別(石化業、金屬表面處理業、印刷電路板業、半導體業、鋼鐵冶鍊業及光電材料及元件製造業)土壤及地下水污染預防及整治技術手冊編製,因有感於不同污染類型其污染調查、整治方法亦有所不同,為擴及更廣泛事業之運用,分別於 95 及 96 年度完成重金屬與石油碳氫化合物污染類型技術手冊編製,此技術手冊提供運作該項污染類型事業土壤及地下水污染預防及調查相關技術之參考,對遭該污染類型污染之場址可運用之整治技術提供選擇參考,本(97)年度依管制項目於環境介質中傳輸特性,擇定以重質非水相液體污染物(DNAPL)為編撰之污染類型,該類型主要污染物包括:鹵化有機溶劑(以含氣碳氫化合物為主)、煤焦油、雜酚油及多氯聯苯油等,其中以「含氯碳氫化合物」最為普遍,因此本手冊遂以含氯碳氫化合物為對象編撰。

本手冊先由含氯碳氫化合物污染來源及污染物特性說起,進而說明土壤及地下水其污染預防、污染調查、整治技術、整治工程實施程序等。此外,本手冊亦以業者之角度,針對土污法之整治費徵收、土地移轉,主管機關公告指定事業之設立、停業、歇業時,應提出用地土壤檢測資料之規定,及土壤及地下水污染場址列管作業程序說明,包括事業被通知查證或改善、被列為控制或整治場址時,於適法狀況下之因應對策,以及對主管機關所做處分提出訴願或行政訴訟之程序等相關資訊,供產業界人士參考使用。

因土壤與地下水污染預防、調查與整治技術跨越眾多專業領域,且國內相關 資訊較為缺乏,經濟部工業局遂彙整相關污染預防、調查與整治技術資料,提供 產業於規劃、執行或選用相關污染預防、調查與整治技術時,能有完整資訊得以 參考。

### 第二章 含氯碳氫化合物污染來源及污染特性

#### 2.1 污染來源

含氯碳氫化合物種類繁多,絕大部分是人為製造之化合物,因其化學性質相當穩定、毒性較高,在自然環境中較不易因物理、化學、生物作用而降解,故往往可能對人類健康和環境生態造成危害。常溫下純物質之含氯碳氫化合物以固態、液態或氣態存在,其中又以常溫下液態之氣烷類與氯烯類,是目前環境污染事件發生頻率較高,且對環境危害較大之化合物種類;而固態氯酚類、氯苯類對環境造成污染事件之比例相對較少。因此,本章節將就常溫下液態之含氯碳氫化合物進行污染來源及污染特性介紹。

常溫下液態之含氯碳氫化合物因分子構造,其密度較水大,在水中溶解度較小,一般視為與水不混溶(immiscible)。這些含氯碳氫化合物有一特定名稱,即為「比水重之非水相液體」(Dense Non-Aqueous Phase Liquid,簡稱DNAPL);而與常溫下如油品類「比水輕之非水相液體」(Light Non-Aqueous Phase Liquid,簡稱 LNAPL)有所區隔。

DNAPL 是密度較水高且水中溶解度低之有機性液體,此 DNAPL 名詞始於 1970 年代末期美國紐約州之某一訴訟判例。DNAPL 是單一或多種成分,密度較水大,不易溶於水之液體,常見 DNAPL 物質包括工業和商業廣泛使用之化合物,如雜酚油(Creosote)、煤焦油(Coal tar)、多氯聯苯油(PCB oils)以及鹵化有機溶劑等。

常見的 DNAPL 有機溶劑,包括:三氯乙烯(Trichloroethylene or Trichloroethene ,簡稱 TCE)、四氯乙烯(Tetrachloroethylene or Perchloroethylene,簡稱 PCE)、四氯化碳(即四氯甲烷)(Carbon Tetrachloride or Tetrachloromethane,簡稱 CT 或 CTET)等,這些化學物質自 20 世紀中期開始被人類大量製造與使用,其用途包括:乾洗、金屬除油、藥品製造、殺蟲劑製造及其他化合物製造等。其他 DNAPL 碳氫化合物則包括雜酚油(Creosote)、煤焦油(Coal tar)、多氯聯苯油(PCB oils)、以及鹵化有機溶劑等。此外,金屬加工廠使用含氯有機溶劑時,經常可發現有六價鉻溶解於 DNAPL中,而部分 DNAPL 化合物也出現在與 LNAPL 之混合物中。

含氯有機溶劑生產始於 1910 年英國 ICI 公司試產三氯乙烯,但其後並未廣泛生產,直至 18 年後找到了適當之盛裝容器才開始量產,第二次世界大戰期間工業急速發展,TCE 與 PCE 開始被大量製造與使用。英國在 1950 年代起以 PCE 取代 TCE 成為乾洗業主要溶劑,而四氯化碳因毒性較高逐漸退出乾洗市場。美國 1930 年代開始以四氯化碳取代汽油成為乾洗業主要溶劑,並

成為廣泛使用之一般溶劑,直到 1960 年代才改用 1,1,1-三氯乙烷 (1,1,1-Trichloroethane,簡稱 TCA)取代  $TCE^{[1]}$ 。

雖然 1950 年代中期已經具備分析 DNAPL 檢驗方法之能力,但當時化學分析家並沒有研究地下水中 DNAPL 之動機,而主要致力於研究地下水中烷基苯磺酸鹽(Alkyl Benzene Sulphonate (ABS))清潔劑和有機性農藥像滴滴涕(DDT)及阿特靈(Aldrin)。由於 DNAPL 不易掌握之特性使化學分析家一直忽略這類型化學物質之環境污染,直至 1980 年代開始,因相關 DNAPL 地下水污染事件被揭露,大家才逐漸正視 DNAPL 環境污染問題<sup>[1]</sup>。

根據美國健康部(U.S. Department of Health and Human Services)所轄之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(NPL) 1,608 處場址中有 210 處場址有 1,1,1-三氯乙烷(1,1,1-Trichloroethane)、1,1-二氯乙烷(1,1-Dichloroethane)、三氯乙烯(Trichloroethylene)或四氯乙烯(Tetrachloroethylene)污染問題,這 210 處污染場址中,因廢棄物儲存、處理、最終處置設施不良造成污染者佔 35%,因工業製造生產污染者佔 29%,因廢棄物回收再利用設施不良而污染者佔 9%,其他各種場所或污染行為者佔 18%。這些污染場址,污染物與人體接觸之主要暴露途徑係因民井之地下水遭污染,居民因使用地下水以致污染傳輸至人體,而公有地下水井遭污染之比例相對較少;一般而言,含氯碳氫化合物透過土壤或空氣之暴露途徑,影響人體健康之情形相對較不重要[2]。

與油品類碳氫化合物相較,含氯碳氫化合物之使用量不大,但危險性較高,因此運送和儲存方式與油品類碳氫化合物有極大之差異,含氯碳氫化合物之運送和儲存很少發生如油品儲槽或管線破裂、滲漏之狀況,亦鮮少發生槽車翻覆導致污染之事件。這些含氯碳氫化合物造成污染之原因絕大部分是因工廠未妥善處理這些含氯碳氫化合物廢溶劑與廢棄物,甚至是惡意非法棄置、掩埋或灌注等。含氯碳氫化合物進入地下之途徑通常是因過去的直接棄置於地面上、儲存或棄置於未加觀砌的蒸發池或蒸發湖、儲槽與管線滲漏、處理或運送過程中意外洩漏,溶劑處理不當而造成土壤與地下水污染之原因如表 2-1。

•	
運作方式	造成土壤與地下水污染原因
Et to (Storage)	溶劑由儲槽破損處洩漏不易被發現,工廠管理不善除油設備隨意排放溶
儲存(Storage)	劑。儲存 Storage
棄置(Disposal)	廢溶劑直接傾倒於地表。(早期並無廢溶劑管理或回收再利用法令)
運送(Transit)	儲存設施和除油工作場所運送過程中發生有機溶劑外洩。
東田(Handling)	用水沖洗大型機具設備和沾有油污地板,以致溶劑被水沖洗至牆壁和地
處理(Handling)	板裂縫處,進而滲漏至地下。

表 2-1 溶劑處理不當致造成土壤與地下水污染之原因[3]

當 DNAPL 滲入地下之後,會因持續溶解於地下水而成為地下污染源。 通常 DNAPL 是以廢溶劑或含有 DNAPL 廢棄物棄置之型態污染環境,一般 而言,以純物質型態在製造場所或儲存設施洩漏之機會較小。雖然 DNAPL 於水中溶解度相當低,但是對 DNAPL 污染來說,這樣低的溶解度卻已經足 夠讓水中之污染對人體健康和生態環境造成危害。

地下水受 DNAPL 污染事件之案例數量及其嚴重性,主要是因為含氯碳 氫化合物溶劑過去之棄置方式使然,當時處理方式是將使用過之廢溶劑直接 傾倒在地面或垃圾堆上,假設這些具高揮發性有機溶劑會迅速揮發至大氣 中,但實際上部分物質卻有可能因氣相之擴散和液相入滲而進入地表下。

任何一個曾經使用或儲存含氯碳氫化合物溶劑之場所,都有可能是污染來源,要能清楚的掌握污染狀況,則必須掌握含氯有機溶劑使用狀況和數量,以及運作程序或製程。例如一家利用含氯有機溶劑蒸汽除油工廠,通常會生成掺雜油脂之低黏滯性廢溶劑污染,其所排放廢溶劑之物化性質與原購入廢溶劑可能有相當大之差異。

DNAPL 很少以純化合物或純物質狀態進入環境中,通常是以含有其他化合物使用過之廢溶劑存在於環境中,這些化合物包括其他的 DNAPL 或礦物油、機油。部分含氯有機溶劑常以單一種類被發現,例如在乾洗工廠發現PCE,在金屬除油工廠發現TCE;或者同時發現數種混合物,例如在廢棄的溶劑或油品回收利用工廠發現TCE、PCE、多氯聯苯油等多種 DNAPL<sup>[4]</sup>。表2-2 中為較常造成含氯有機溶劑污染之工業與工業製程,其中與機械和金屬製造加工相關者就佔了一半以上。表 2-3 與表 2-4 則為這些含氯有機溶劑之主要用途與該用途所使用化合物所佔之比例。以乾洗業為例,根據美國乾洗業聯盟統計在 36,000 個乾洗工廠約有 75%可能曾經排放 PCE 或其他乾洗用的溶劑。

### 表 2-2 較常造成含氯有機溶劑污染之工業和工業製程[4]

工業製程(Industrial process)
金屬清潔(Metal cleaning)
金屬加工(Metal machining)
工具和板金作業(Tool and die
operations)
蒸汽和液體除油(Vapor and liquid
degreasers)
脫漆(Paint stripping)
溶劑儲存和轉運(Storage and transfer of
solvents)
_
_
_
_
_

### 表 2-3 含氯有機溶劑之主要用途[3]

溶劑(Solvent)	用途(依照重要性排序)
二氯甲烷(Dichloromethane,	脫漆劑、金屬清洗劑、製藥、噴霧劑
Methylene Chloride, DCM)	(Aerosols)、醋酸底片(Acetate films)
三氯甲烷 (Trichloromethane,TCM)	氟碳合成(Fluorocarbon synthesis)、製藥
三氯乙烷(1,1,1 - Trichloroethane, TCA)	金屬與塑膠清洗、黏膠、噴霧劑、墨水
四氯化碳 (Carbontetrachloride, CTC)	氟碳合成、滅火劑
三氯乙烯(Trichloroethylene, TCE)	金屬清洗、乾洗、萃取(Extractions)
四氯乙烯(Perchloroethylene,PCE)	乾洗、金屬清洗、製程中間產物

# 表 2-4 含氯有機溶劑於不同用途中化合物所佔之百分比[5]

用途(Application)	在該用途所使用化合物所佔之百分比(%)			
m & (Application)	TCA	DCM	PCE	TCE
黏著劑(Adhesives)	9	_	_	1
噴霧劑(Aerosols)	11	29	l	_
製程中間物質(Intermediate)	_	_	29	_
冷洗(Cold cleaning)	20	_	l	_
乾洗(Dry cleaning)	_	_	56	_
電子製造(Electronics)	6	8	l	_
除油(Degreasing)	44	9	11	85
脫漆(Paint stripping)	_	27	_	_
聚氨脂泡棉發泡劑(Urethane foam)	_	10	_	_
其他(Miscellaneous)	3	8	4	6

雖然許多場址有 DNAPL 污染之可能,但 DNAPL 自由相很少被直接發現,而必須透過土壤或地下水中之 DNAPL 濃度、土壤殘餘飽和度或於水中溶解度比較,來判斷場址受到 DNAPL 污染之可能。雖然地下水中偵測到之 DNAPL 最高濃度達到其溶解度之 1%與否,可作為場址是否受到 DNAPL 污染之判斷原則,但低於此濃度亦無法排除有 DNAPL 污染之可能性 [6,7]。

美國毒性物質和疾病管制署(Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR)2007 年污染場址暴露途徑調查報告中顯示,全美 5,501 處重要污染場址,其中包括 1,689 處國家優先整治場址名單(National Priorities List, NPL)場址,完成暴露途徑調查場址分析有 1,444 處場址,其中有 802 處為 NPL 場址。目前 ATSDR 資料庫與各場址公共健康評估、暴露途徑調查之數量如表 2-5 所示,調查結果顯示前一百大污染物質如表 2-6 所示,根據 CERCLA 場址資料所得之前 20 名危害物質清單如表 2-7;由上述表中可知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;但另一方面,含氯碳氫化合物 TCE、PCE 等有機溶劑直接毒性或致癌性所推估之危害性卻不若重金屬和各種農藥、多氯聯苯等物質高,因此在危害性排序較低<sup>[8]</sup>。

表 2-5 ATSDR 2007 年 HazDat 分析統計摘要<sup>[8]</sup>

類別	所有場	NPL 場址
<b> </b>	址數目	數目
HazDat 資料庫中之場址數目(Number of sites/events in HazDat)	5,501	1,689
公共健康評估場址數目(Number of Public Health Assessments )(PHAs)	2,414	1,641
完成暴露途徑調查場址數目(Number of sites/events with CEPs)	1,444	802
HazDat 資料庫中場址暴露途徑記錄筆數(Number of CEP records (incidents) in HazDat)	17,808	10,724
由公共健康評估取得之場址暴露途徑記錄(Number of CEP records (incidents) from PHAs)	11,634	9,668
場址暴露途徑出現的物質數目(Total number of substances in CEPs)	715	498

# 表 2-6 2007 年 ATSDR 污染場址暴露途徑調查所得之污染物質排序<sup>[8]</sup>

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	三氯乙烯(Trichloroethylene)	391	301	000079-01-6	✓
4	四氯乙烯(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 氣 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	✓
21	多環芳香烴化合物 (Polycyclic aromatic hydrocarbons)	118	78	130498-29-2	
22	二氯甲烷(Methylene chloride)	116	73	000075-09-2	✓
23	甲苯(Toluene)	114	68	000108-88-3	
24	鋇(Barium)	110	60	007440-39-3	
25	苯(a) 駢蔥(Benzo(a)anthracene)	102	50	000056-55-3	
26	1,2-二氯乙烷(1,2-Dichloroethane)	99	78	000107-06-2	✓
26	鐵(Iron)	99	62	007439-89-6	
26	釩(Vanadium)	99	53	007440-62-2	
29	鄰苯二甲酸二(2-乙基己基)酯 (Di(2-ethylhexyl)phthalate)	96	64	000117-81-7	✓
30	苯(b)苯駢(Benzo(b)fluoranthene)	94	39	000205-99-2	
31	屈(Chrysene)	93	45	000218-01-9	
32	1,1-二氯乙烷(1,1-Dichloroethane)	92	75	000075-34-3	✓
33	四氯化碳(Carbon tetrachloride)	90	59	000056-23-5	✓
34	金屬(Metals N.O.S.)	88	55	HZ0900-01-T	
35	鈹(Beryllium)	86	44	007440-41-7	
36	苯(k)苯駢(Benzo(k)fluoranthene)	83	37	000207-08-9	
36	菲(Phenanthrene)	83	35	000085-01-8	
38	茚 (1,2,3-cd) 芘(Indeno(1,2,3-cd)pyrene)	82	36	000193-39-5	
39	※(Naphthalene)	81	41	000091-20-3	
40	二苯駢(a,h)蔥(Dibenzo(a,h)anthracene)	75	32	000053-70-3	

# 表 2-6 2007 年 ATSDR 污染場址暴露途徑調查所得之污染物質排序<sup>[8]</sup>

		• • •		* *** *** ***	<u> </u>
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
41	地特靈(Dieldrin)	74	37	000060-57-1	✓
42	乙苯(Ethylbenzene)	73	43	000100-41-4	
43	二甲苯(Xylenes, Total)	72	39	001330-20-7	
44	鉈(Thallium)	71	36	007440-28-0	
45	鋁(Aluminum)	70	43	007429-90-5	
46	五氣酚(Pentachlorophenol)	68	43	000087-86-5	✓
47	1,1,1-三氯-2,2-雙(對-氯苯基)乙烷 (DDT, p,p'- DDT)	66	41	000050-29-3	✓
47	銛(Cobalt)	66	30	007440-48-4	
49	苯(g,h,i)駢(Benzo(ghi)perylene)	63	25	000191-24-2	
50	鈉(Sodium)	61	34	007440-23-5	
51	硒(Selenium)	58	24	007782-49-2	
52	1,1-二氯-2,2-雙(對-氯苯基)乙烯 (DDE, p,p'-DDE)	57	35	000072-55-9	
53	1,2-反二氯乙烯(1,2-Dichloroethene, trans-)	54	51	000156-60-5	✓
54	1,2-順二氯乙烯(1,2-Dichloroethene,cis-)	52	38	000156-59-2	✓
55	1,2-二氯乙烯(1,2-Dichloroethylene)	51	43	000540-59-0	✓
55	苯駢苊(Fluoranthene)	51	19	000206-44-0	
57	2-甲基萘(2-Methylnaphthalene)	50	22	000091-57-6	
57	芘(Pyrene)	50	20	000129-00-0	
59	1,1-二氯-2,2-雙(對-氯苯基)乙烷 (DDD, p,p'-DDD)	49	29	000072-54-8	
59	環氧飛佈達(Heptachlor epoxide)	49	22	001024-57-3	
61	氣苯(Chlorobenzene)	47	34	000108-90-7	✓
62	氣丹(Chlordane)	45	31	000057-74-9	✓
62	氰化物(Cyanide)	45	23	000057-12-5	
64	多氯聯苯(Aroclor 1260)	43	26	011096-82-5	✓
64	銀(Silver)	43	20	007440-22-4	
66	鎂(Magnesium)	41	22	007439-95-4	
66	二苯駢呋喃(Dibenzofuran)	41	19	000132-64-9	
68	殺蟲劑(Pesticides N.O.S.)	40	22	HZ1200-01-T	
68	石綿(Asbestos)	40	12	001332-21-4	
70	多氯聯苯(Aroclor 1254)	38	26	011097-69-1	✓
71	丙酮(Acetone)	37	20	000067-64-1	
71	阿特靈(Aldrin)	37	14	000309-00-2	✓
73	溴化二氯甲烷(Bromodichloromethane)	36	26	000075-27-4	
73	芴(Fluorene)	36	13	000086-73-7	
75	戴奥辛 (2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dixoxin)	35	26	001746-01-6	<b>√</b>
76	2-丁酮(2-Butanone)	34	22	000078-93-3	

# 表 2-6 2007 年 ATSDR 污染場址暴露途徑調查所得之污染物質排序<sup>[8]</sup>

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
77	硝酸鹽(Nitrate)	33	24	014797-55-8	
77	戴奥辛(Dioxins N.O.S.)	33	22	HZ0400-05-T	✓
77	唑(Carbazole)	33	10	000086-74-8	
77	蔥(Anthracene)	33	9	000120-12-7	
81	鈣(Calcium)	32	23	007440-70-2	
81	苊烯(Acenaphthylene)	32	12	000208-96-8	
83	1,2,4-三甲基苯(1,2,4-Trimethylbenzene)	31	6	000095-63-6	
84	鄰苯二甲酸二丁酯(Di-n-butyl Phthalate)	30	13	000084-74-2	
84	飛布達(Heptachlor)	30	11	000076-44-8	✓
86	1,1,2-三氯乙烷(1,1,2-Trichloroethane)	28	22	000079-00-5	✓
86	1,1,2,2-四氯乙烷 (1,1,2,2-Tetrachloroethane)	28	20	000079-34-5	✓
86	硼(Boron)	28	15	007440-42-8	
86	苯乙烯(Styrene)	28	12	000100-42-5	
86	1,4-二氯苯(1,4-Dichlorobenzene)	28	10	000106-46-7	✓
86	威殺靈(萘乙環)(Acenaphthene)	28	9	000083-32-9	
86	苯甲基二甲酸二丁酯(Butyl benzyl phthalate)	28	7	000085-68-7	
93	1,2-二氯丙烷(1,2-Dichloropropane)	27	20	000078-87-5	✓
94	六氯己烷 (Hexachlorocyclohexane,gamma-)	26	14	000058-89-9	<b>✓</b>
95	鉀(Potassium)	25	17	007440-09-7	
95	二溴氯甲烷(Dibromochloromethane)	25	16	000124-48-1	✓
95	氣甲烷(Chloromethane)	25	14	000074-87-3	✓
95	酚(Phenol)	25	14	000108-95-2	
99	六價鉻(Chromium, Hexavalent)	24	14	018540-29-9	
100	甲酚(Cresol, Para-)	23	8	000106-44-5	

	& 2-7 2007 4 CERC	LA 废儿心古	100 貝別	20 石月干	
2007 排序	物質名稱 (Substance name)	總分 (Total points)	2005 排序	化學文摘社 登記號碼 (CAS Number)	含氯碳氫 化合物
1	砷(Arsenic)	1672.58	1	007440-38-2	
2	鉛(Lead)	1534.07	2	007439-92-1	
3	汞(Mercury)	1504.69	3	007439-97-6	
4	氯乙烯(Vinyl chloride)	1387.75	4	000075-01-4	✓
5	多 氯 聯 苯(Polychlorinated biphenyls)	1365.78	5	001336-36-3	✓
6	苯(Benzene)	1355.96	6	000071-43-2	
7	鎘(Cadmium)	1324.22	8	007440-43-9	
8	多環芳香烴化合物 (Polycyclic aromatic hydrocarbons)	1316.98	7	130498-29-2	
9	苯駢(a)芘(Benzo(a)pyrene)	1312.45	9	000050-32-8	
10	苯(b)苯駢(Benzo(b)fluoranthene)	1266.55	10	000205-99-2	
11	氯仿(Chloroform)	1223.03	11	000067-66-3	✓
12	1,1,1-三氯-2,2-雙(對-氯苯基)乙烷 (DDT, p,p'-)	1193.36	12	000050-29-3	<b>√</b>
13	多氣聯苯(Aroclor 1254)	1182.63	13	011097-69-1	✓
14	多氣聯苯(Aroclor 1260)	1177.77	14	011096-82-5	✓
15	二苯駢(a,h)蒽 (Dibenzo(a,h)anthracene)	1165.88	15	000053-70-3	
16	三氯乙烯(Trichloroethylene)	1154.73	16	000079-01-6	✓
17	地特靈(Dieldrin)	1150.91	17	000060-57-1	✓
18	六價鉻(Chromium, Hexavalent)	1149.98	18	018540-29-9	
19	白磷(Phosphorus, White)	1144.77	19	007723-14-0	

表 2-7 2007 年 CERCLA 優先危害物質前 20 名清單[8]

早在 1990 年代美國環保署曾檢視超級基金計畫(CERCLA/Superfund)污染場址,以便瞭解該等場址遭 DNAPL 污染所佔之比重。分析結果顯示,美國環保署第1,3,5,6,9區所管轄之712處 NPL 場址(約為1991 年時 NPL 所有場址數量之55%)中,約有40處場址可直接觀察到地表下有 DNAPLs 之存在,透過更嚴謹之分析發現有310處場址(含前述40處場址)遭 DNAPLs 污染。根據美國環保署的統計,NPL 場址中已有22%污染場址已經針對DNAPL污染決策紀錄(Records of Decision, ROD)[9]。

1133.21

21

000057-74-9

氣丹(ChlordaneHL)

20

根據 1993 年發布的調查結果推估 DNAPL 污染存在潛勢,NPL 場址中有 60%有中度至高度有 DNAPL 可能污染源之存在,其中有 5%場址 DNAPLs 是已知或一定存在,32%場址 DNAPLs 具有高度存在潛勢,20%場址 DNAPLs 具有中度存在潛勢,27%具有低存在潛勢,16%場址 DNAPLs 應該不存在。另一方面,根據水文地質資料之比對結果發現,溶解相的 DNAPLs 較其他相更可能在污染場址被發現;而且地下水中發現溶解相 DNAPLs 之可能性與不飽和層厚度(亦即地下水位的深度)並不直接相關,地下水位較深之場址也一樣經常發現地下水受 DNAPLs 污染。

此外,根據場址類型分析可以發現某些類型場址發現 DNAPL 污染的機會較高,尤其是下列 4 類場址:木材處理廠、一般工廠、有機化合物製造廠、事業廢棄物掩埋場等。而和 DNAPLs 出現關聯性最高之污染物則包括:雜酚油混合物、煤焦油混合物、多氯聯苯、含氯有機溶劑、混合溶劑等;前二者污染物在 NPL 場址中所佔比例頗低,而後二者在 NPL 場址比例則極高。

以溶解度百分比表示的「地下水排序系統」(Ground water ranking system) 和已知 DNAPLs 污染場址之資訊相關。地下水中有溶解相 DNAPLs 不代表地表下一定會存在自由相 DNAPLs,然而目前學界所接受的通則是只要溶解相濃度高於溶解度的 1%,現場就很可能有自由相 DNAPLs 存在;但相反地,溶解相濃度低於 1%,不代表現場就不會有自由相 DNAPLs 存在。

前述有 DNAPLs 污染存在之 270 處場址,主要污染工廠類型為電器和電子設備製造廠與金屬加工製造廠,其他工廠類型則包括有機化合物製造、液體有害廢棄物儲存處理與棄置場址、溶劑回收利用廠,表 2-8 為這些場址依據場址種類、有害物質、處理程序等分析所得之結果。

這些 DNAPLs 污染場址中,含氯溶劑是最經常出現的污染物約佔 75%。 金屬清潔和除油、溶劑分裝廠、桶裝溶劑儲存廠、溶劑地下儲槽是最經常出 現的污染源,在大多數污染場址中,下列兩種廢棄物處理的方式是這些場址 污染之主因:液體廢棄物直接傾倒在地表以及注入水池。

# 表 2-8 DNAPL 場址特性分析<sup>[9]</sup>

### (a)依據場址種類

分類(Category)	Sites with observed DNAPLs (40)	Remaining sites (270)			
一般製造業(General manufacturing)					
飛機保養及維修(Aircraft maintenance and repair)	0	3			
飛機製造(Aircraft manufacturing)	0	4			
汽車及摩托車製造(Automobile and motorcycle manufacturing)	0	1			
電容器及變壓器製造(Capacitors and transformers manufacturing)	2	1			
電器電子製造(Electronics and electrical equipment manufacturing)	2	39			
引擎製造廠(Engine manufacturing)	0	3			
金屬加工製造(Fabricated metal product manufacturing)	1	30			
工具及沖模製造(Tool and die manufacturing)	0	0			
武器及炸藥製造(Weapons and explosives manufacturing)	0	6			
廢棄物管理(Waste management)		, and the second			
液體有害廢棄物處置(Liquid hazardous waste disposal)	6	37			
液體有害廢棄物焚化(Liquid hazardous waste incineration)	0	8			
液體有害廢棄物儲存與運送(Liquid hazardous waste storage and transport)	1	14			
液體有害廢棄物處理(Liquid hazardous waste treatment)	3	2			
廢溶劑回收利用(Solvent recycling)	3	13			
分裝加工和/或回收(Transformer reprocessing and/or					
recycling)	0	1			
有機化合物製造業(Organic chemical production)					
煤氣化(Coal gasification)	3	0			
焦炭管理 Coking operations (steel industry, etc)	4	2			
有機化學製造(Organic chemical manufacturing)	2	10			
有機化學包裝、分裝及貯存(Organic chemical packaging, distribution, and storage)	0	6			
農藥包裝、分裝及貯存(Pesticide distribution, packaging, and transport)	0	1			
農藥及除草劑生產(Pesticide and herbicide production)	1	8			
溶劑製造(Solvent manufacturing)	1	3			
溶劑包裝、分裝、運送及回收(Solvent packaging, distribution, transport and recycling)	0	1			
h 品分裝生產(Transformer oil production)	0	0			
其他(Miscellaneous)	· ·	ı			
木材防腐(Wood preservation)	13	5			
乾洗廠(Dry cleaning plant)	2	2			
火災訓練範圍(Fire-fighter training area)	1	2			

### (b)以有害物質分類

有害物質	Sites with observed DNAPLs (40)	Remaining sites (270)
瀝青(Asphalt)	0	3
電容器及變壓器殘骸(Capacitor and transformer debris)	3	5
煤焦油(Coal tar)	8	5
雜酚油(Creosote)	14	5
多氯聯苯-廢油盛裝(PCB-laden waste oils)	3	12
多氣聯苯(PCBs)	3	12
農藥(Pesticides)	2	29
含氣有機溶劑(Solvents, chlorinated)	13	115
混合溶劑(Solvents, undifferentiated)	9	89
油品分裝(Transformer oil)	3	1

### (c)以場址製程或處理程序分類

製程或處理程序	Sites with observed DNAPLs (40)	Remaining sites (270)			
工業製造(Industrial Practices)					
電器電子零件製造與清洗(Electronic parts and electronics cleaning)	2	34			
金屬清洗除油(Metal cleaning and degreasing)	1	59			
金屬機械(Metal machining)	0	16			
塗料及漆料去除(Paint and lacquer stripping)	0	5			
溶劑加注與清空(Solvent loading and unloading)	5	60			
桶裝溶劑儲存(Storage of drummed solvents in uncontained areas)	7	60			
溶劑地下儲槽(Storage of solvents in underground tanks)	4	47			
溶劑地上儲槽(Storage of solvents in above-ground tanks)	3	28			
機床鋼模操作(Tool and die operations)	1	3			
變壓器廢物利用或回收 (Transformer salvage or recycling)	1	3			
木材處理(Wood treatment)	13	5			
廢棄物管理(Waste management practices)	13	3			
廢溶劑以鐵桶棄置掩埋 (Drum	5	78			
disposal/burial) 蒸發池處理(Lagoon/liquid waste surface	22	91			
impoundment)	22				
廢溶劑地表儲槽滲漏(Leaks from above-ground tanks)	5	36			
地下油槽或輸油管洩漏(Leaks from underground tanks and pipelines)	7	59			
排放廢液至化糞池(Liquid wastes discharged to septic systems)	2	21			
油灌車廢液傾倒(Liquid wastes dumped from tank trucks)	1	24			
廢液地表傾倒(Liquid wastes dumped onto open ground)	12	112			
廢液釋放至排水管及污水坑(Liquid wastes released to drains and sumps)	5	33			

製程或處理程序	Sites with observed DNAPLs (40)	Remaining sites (270)
化學藥品裝載與未裝載期間的釋放(Releases during chemical loading and unloading)	11	34
火災或爆炸的釋放(Releases during fires or explosions)	6	12
意外洩漏(Spills)	17	55
地下注入井(Underground injection wells)	2	3

遭 DNAPL 污染之 310 處場址中,TCE、PCE、1,1,1-TCA 是最常出現污染物,其出現比例分別為:35%、20%、18%,此三者皆為廣泛使用的工業用溶劑。這些場址中污染物源為混合溶劑者共約 155 處,含氣有機溶劑有 98 處,雜酚油約 29 處,其他的 DNAPL 污染源則數量更低。混合溶劑場址和含氣有機溶劑場址的類別統計如圖 2-1 所示,由圖中顯示含氣有機溶劑場址以一般製造業最多,混合溶劑場址以事業廢棄物處理廠和掩埋場最多。混合溶劑污染場址曾經使用、儲存或棄置各種不同的 DNAPL,而已被數種含氣有機溶劑污染,這些場址也有可能出現 BTEX、殺蟲劑、酚等其他類別的污染物。此外,由表 2-9 與 2-10 中可以看出三氯乙烯、四氯乙烯、三氯甲烷、二氯乙烯是常見的含氯有機溶劑。

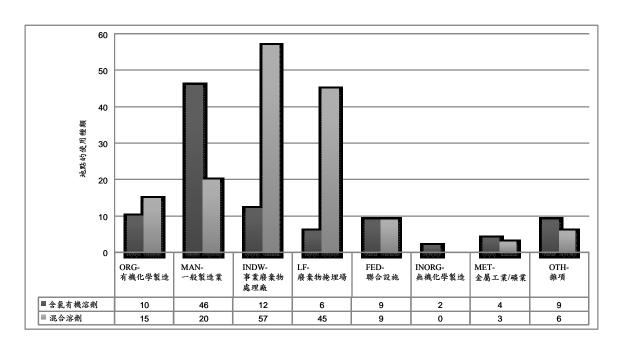


圖 2-1 含氯有機溶劑與混合溶劑污染場址類別統計

# 表 2-9 98 處含氯有機溶劑場址地下水中濃度大於 1%溶解度之 DNAPL 種類<sup>[9]</sup>

化合物	場址數目	場址比例(%)
四氯化碳(Carbon tetrachloride)	2	2
氯苯(Chlorobenzene)	4	4
氯仿(Chloroform)	1	1
1,2-二氯苯(1,2-Dichlorobenzene)	5	5
1,1-二氯乙烷(1,1-Dichloroethane)	14	14
1,2-二氯乙烷(1,2-Dichloroethane)	5	5
1,1 二氯乙烯(1,1-Dichloroethylene)	30	31
順-1,2-二氯乙烯(cis-1,2-Dichloroethylene)	9	9
反-1,2-二氯乙烯(trans-1,2-Dichloroethylene)	31	31
二氯甲烷(Methylene chloride)	11	11
四氯乙烯(Tetrachloroethylene)	42	43
1,1,1-三氯乙烷(1,1,1-Trichloroethane)	40	41
1,1,2-三氯乙烷(1,1,2-Trichloroethane)	5	5
三氯乙烯(Trichlorethylene)	76	78
1,1,2-三氯氟甲烷(1,1,2-Trichlorofluoromethane)	1	1

# 表 2-10 155 處混合工業溶劑場址地下水中濃度大於 1%溶解度之 DNAPL 種類<sup>[9]</sup>

化合物	場址數目	場址比例(%)
輕質石化溶劑(Light Petroleum Products)		
苯(Benzene)	60	39
乙苯(Ethylbenzene)	80	52
苯乙烯(Styrene)	7	5
甲苯(Toluene)	105	68
二甲苯(Xylenes)	78	51
含氯有機溶劑(Chlorinated Solvents)		
四氯化碳(Carbon tetrachloride)	7	5
氣苯(Chlorobenzene)	31	20
氯乙烷(Chloroethane)	12	8
氯仿(Chloroform)	13	8
1,2-二氯苯(1,2-Dichlorobenzene)	18	12
1,4-二氯苯(1,4-Dichlorobenzene)	18	12
1,1-二氯乙烷(1,1-Dichloroethane)	40	26
1,2-二氯乙烷(1,2-Dichloroethane)	21	14
1,1-二氯乙烯(1,1-Dichloroethylene)	33	21
順-1,2-二氯乙烯(cis-1,2-Dichloroethylene)	10	6
反-1,2-二氯乙烯(trans-1,2-Dichloroethylene)	61	39
氣甲烷(Methylene Chloride)	34	22
1,1,2,2-四氯乙烷(1,1,2,2-Tetrachloroethane)	6	4
四氯乙烯(Tetrachloroethylene)	73	47
1,1,1-三氯乙烷(1,1,1-Trichloroethane)	59	38
1,1,2-三氯乙烷(1,1,2-Trichloroethane)	8	5
三氯乙烯(Trichloroethylene)	82	53
三氯氟甲烷(Trichlorofluoromethane)	4	3
氯乙烯(Vinyl Chloride)	52	34
殺蟲劑(Pesticides)		
1,2-二氯丙烷(1,2-Dichloropropane)	8	5
二溴乙烷(Ethylene Dibromide)	3	2

#### 2.2 國內污染現況

就國內的狀況而言,含氯碳氫化合物污染的案例雖然不多,但因土壤與地下水污染之管理仍處於起步階段,許多潛在污染場址尚未被發現,故在資訊不足之情況下無法據以研判國內此類污染物造成土壤或地下水污染之嚴重程度。

民國89年7月間,高雄旗山溪遭不肖業者傾倒廢溶劑事件,不但污染河川及更讓高屏地區的飲用水源遭到污染,造成兩百萬人飲用水水質受影響,國內環保主管機關開始重視廢溶劑污染處理之問題。為有效解決國內廢溶劑處理去處問題,遂由經濟部工業局訂定「水泥窯使用廢溶劑作為輔助燃料認定原則」。根據環保署的統計資料,目前台灣地區廢溶劑大約有三成送至水泥窯作為輔助燃料使用,除有效解決廢溶劑去處,亦可降低水泥廠使用燃料成本。

根據工業局統計<sup>[10]</sup> (2007),目前國內產生之廢溶劑年產量已超過 10 萬公噸,而依據事業之申報資料,依照不同之廢棄物申報途徑其處理量分別為: (1)公告再利用 17,959.4 公噸、(2)許可再利用 26,855.3 公噸、(3)公民營廢棄物處(清) 理機構處理量 59,653.35 公噸。

國內土壤與地下水遭含氣碳氫化合物污染案例,以台灣美國無線電公司 (RCA) 原桃園廠的三氯乙烯與四氯乙烯污染案件最為著名,該工廠產品製 造過程中,使用以乙醇、異丙醇、四氯乙烯(年使用量3,000 加侖)、氟氯碳化 合物、鹽酸與鉻酸(年使用量 4,230 加侖) 為主之化學品,其次為硝酸、三氯 乙烷(年使用量 680 加侖)、助焊劑與洗淨劑等次要化學品,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。根據 1989 至 1990 年之間接手 RCA 之美國奇異公司(GE)委託美國貝泰公司進行污染場 址調查,發現二號廠西北側土壤中揮發性有機化合物之濃度較高,且污染濃 度隨深度增加而增加,靠近一號及三號地下水井旁大約2公尺深之兩個土壤 樣品四氯乙烯之濃度分別為 930 mg/kg 及 1,100 mg/kg, 遠高於土壤污染管制 標準(10 mg/kg)。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,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 ( 兩者皆為 0.05mg/L ),含水層深處之污染濃度 較低,且有隨深度降低之趨勢,但仍有4口監測井地下水中三氯乙烯之濃度 超過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,隨 即調查台灣美國無線電公司(RCA)原桃園廠附近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[11]。

歷經十餘年之調查與整治檢討,目前該場址之整治由桃園縣環保局負責

審查,台灣美國無線電公司(RCA)原桃園廠依據土壤及地下水污染整治法第17條第2項規定,自訂地下水污染整治目標,並提送環境影響與健康風險評估報告送審,該案歷經4次審查擬於近期完成定稿,並將其結論納入整治計書中,俟獲審核通過即可據以施行[12]。

另一處是位於新竹縣竹北市的工廠,但該場址並未發現土壤污染,反倒是位於該場址旁之飛利浦公司廠房和台灣美國無線電公司(RCA)原桃園廠一樣,其地下水遭受有機溶劑污染。根據環保局歷年監測結果,超過地下水污染管制標準的範圍並無擴大,廠內污染最高值為管制標準(四氯乙烯 0.05 mg/L)之30倍,廠區外最高值為管制標準之5倍。環保署於污染舉發初期即要求為場址附近220戶居民接裝自來水,污染區內也嚴禁使用地下水,以確保民眾健康安全,目前已完成整治。

然而,新竹縣竹北市飛利浦公司污染場址係依「土壤與地下水污染整治 法公布施行後過渡時期執行要點」列管中,該公司已積極依環保單位要求進 行污染場址整治工作中。此場址之污染與整治經過,請參閱環保署 2005 年 9 月之績效報表摘錄,如表 2-11 所示。

#### 表 2-11 2005 年 9 月行政院環保署各單位月月有成績具體績效表摘錄

- 1.本署辦理原台灣美國無線電公司(RCA)竹北場址污染調查工作,對該廠廠區內、外地下水水質進行監測,於87年間發現該廠區外監測井亦有污染,即依當地地下水流向研判,發現飛利浦竹北廠之土壤及地下水疑遭四氯乙烯污染。
- 2.新竹縣政府於87年7月召開「新竹縣竹北地區地下水污染案緊急供水及民井檢驗範圍」會議,結論由 飛利浦竹北廠針對RCA及飛利浦廠下游處一帶進行緊急供水,並立即對該地區進行自來水接管工程。
- 3.新竹縣環保局於89年間查證確認飛利浦竹北廠之土壤及地下水已遭四氯乙烯污染,並要求該廠儘速提出污染改善計畫,經多次審查後,於90年核定飛利浦竹北廠土壤及地下水污染整治計畫,計畫內容採取安裝鋼軌、鋼鈑樁併用及連續壁之擋土措施開挖土壤污染源,並利用土壤活性曝氣系統進行土壤整治,並以「地下水抽出處理法」(Pump-and-treat)及「空氣注入法」(Air sparging)整治地下水污染。
- 4.本計畫於執行期間,由環保局及專家學者組成一監督小組負責現場之監督工作及驗證查核相關事宜,並要求該廠於每季提報工作執行報告予環保局進行審查,該計畫於93年12月底執行完畢。
- 5.該廠積極進行污染整治工作,地下水中四氯乙烯濃度,由於91年測得高達6至700 ppb以上,94年2月18日廠內地下水監測,其監測值多已降至100 ppb以下並於污染管制標準50 ppb上下,目前將俟該廠進行確認並提出結案完成報告後,再辦理後續驗證作業,本署仍持續追蹤並督導本場址之污染改善情形。

目前我國土壤與地下水污染管制標準中,對於三氯乙烯、四氯乙烯、二氯乙烯等含氯有機溶劑均訂定相關管制標準(表 2-12 與 2-13)。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表如表 2-14。在列管場址中,受到含氯碳氫化合物污染的場址統計如表 2-15 中;三氯乙烯與四氯乙烯為最常出現之污染物。

# 表 2-12 土壤污染管制標準[13]

管制項目	管制標準值
含氯有機化合物	
四氯化碳(Carbon tetrachloride)	5 毫克/公斤
氯仿 (Chloroform)	100 毫克/公斤
1,2-二氯乙烷(1,2-Dichloroethane)	8 毫克/公斤
順-1,2-二氯乙烯 (cis-1,2-Dichloroethylene)	7 毫克/公斤
反-1,2-二氯乙烯(trans-1,2-Dichloroethylene)	50 毫克/公斤
1,2-二氯丙烷(1,2-Dichloropropane)	0.5 毫克/公斤
1,2-二氯苯(1,2-Dichlorobenzene)	100 毫克/公斤
1,3-二氯苯(1,3-Dichlorobenzene)	100 毫克/公斤
3,3'-二氯聯苯胺(3,3'-Dichlorobenzidine)	2 毫克/公斤
六氯苯 (Hexachlorobenzene)	500 毫克/公斤
五氣酚 (Pentachlorophenol)	200 毫克/公斤
四氯乙烯(Tetrachloroethylene)	10 毫克/公斤
三氯乙烯 (Trichloroethylene)	60 毫克/公斤
2,4,5-三氣酚(2,4,5-Trichlorophenol)	350 毫克/公斤
2,4,6-三氣酚 (2,4,6-Trichlorophenol)	40 毫克/公斤
氯乙烯(Vinyl chloride)	10 毫克/公斤
其他有機化合物	
戴奥辛 (Dioxins)	1,000 奈克-毒性當量/公斤
多氯聯苯(Polychlorinated biphenyls)	0.09 毫克/公斤

# 表 2-13 地下水污染管制標準[14]

二 沈 县 西口	管制標準位	值(毫克/公升)
污染物項目	第一類	第二類
含氟碳氫化合物		
四氯化碳(Carbon tetrachloride)	0.005	0.050
氯苯 (Chlorobenzene)	0.1	1.0
氯仿 (Chloroform)	0.1	1.0
氣甲烷 (Chloromethane)	0.03	0.30
1,4-二氯苯(1,4-Dichlorobenzene)	0.075	0.750
1,1-二氯乙烷 (1,1-Dichloroethane)	0.85	8.50
1,2-二氯乙烷 (1,2-Dichloroethane)	0.005	0.050
1,1-二氯乙烯(1,1-Dichloroethylene)	0.007	0.070
順-1,2-二氯乙烯 (cis-1,2-Dichloroethylene)	0.07	0.70
反-1,2-二氯乙烯(trans-1,2-Dichloroethylene)	0.1	1.0
總酚 (Phenols)	0.014	0.140
四氯乙烯(Tetrachloroethylene)	0.005	0.050
三氯乙烯(Trichloroethylene)	0.005	0.050
氯乙烯(Vinyl chloride)	0.002	0.020

# 表 2-14 土壤與地下水污染場址數量統計 (資料時間 2008.08.13) [15]

列管狀態\場址類別	農地	加油站	儲槽	工廠	非法棄置 場址	其他	總數
公告為控制場址	636	29	4	33	2	15	719
公告為整治場址	0	10	2	5	2	1	20
公告地下水受污染限制使用地區及 限制事項	0	0	0	4	1	7	12
解除列管場址	1,305	6	1	5	1	2	1,320

### 表 2-15 列管之含氯碳氫化合物污染場址 (資料時間 2008.08.13) [15]

#### (a)控制場址

場址類別	場址名稱	場址面積	土壤/地下水污染物	重要事項
儲槽	台灣氯乙烯工業股份有限 公司林園廠	66,000 m <sup>2</sup>	- /1,2-二氯乙烷;三氯乙 烯;四氯乙烯	_
其他	高雄縣大寮鄉福德宮地下 水污染事件 (污染管制區)	1,000 m <sup>2</sup>	一 / 三氯乙烯;	廟前地下水井周圍 30公尺範圍內禁止 使用地下水。

#### (b)整治場址

場址類別	場址名稱	場址面積	土壤/地下水污染物	重要事項
工廠	台灣氯乙烯工業股份有限公 司頭份廠 (污染管制區)	50,000 m <sup>2</sup>	<ul><li>- /1,2-二氯乙烷;三氯乙烯;</li><li>氯乙烯;苯</li></ul>	
工廠	台灣美國無線電公司(RCA) 原桃園廠 (桃園縣台灣美國 無線電公司(RCA)桃園廠污 染案) (污染管制區)	80,818 m <sup>2</sup>	<ul><li>/ 氯乙烯;1,1-二氯乙烯;</li><li>三氯乙烯;四氯乙烯;</li></ul>	-

#### (c)污染源不明確,公告劃定地下水受污染使用限制地區

場址類別	場址名稱	場址面積	地下水受污染 使用限制地區 範圍	地下水受污染使用 限制事項	備註
工廠	苗栗廠原國泰 塑膠苗栗廠南 側廠區	50,000 m <sup>2</sup>	苗栗縣竹南鎮 鹽館前段山子 坪小段 279-3 地 號	禁止飲用、使用地 下水及鑽井使用地 下水。	地下水氣乙烯濃度超 過地下水污染管制標 準值。
其他	台南縣永康市 鹽行段 1418 等 34 筆地號土地	40,390 m <sup>2</sup>	台南縣永康市 鹽行段 1418 等 34 筆地號	停止飲用或使用地 下水,並限制鑽井 使用地下水。	地下水中包括四氯乙烯、三氯乙烯、三氯乙烯、順-1,2-二氯乙烯、氯乙烯等物質超過管制標準值。
其他	台南縣永康市 鹽行段 1426-5 地號	$208 \text{ m}^2$	台南縣永康市 鹽行段 1426-5 地號	同上	同上
其他	台南縣永康市 鹽東段 809 地號	547 m <sup>2</sup>	台南縣永康市 鹽東段 809 地 號	同上	同上
其他	屏東縣新埤鄉 糞箕湖段 370 等 46 筆地號	300,000 m <sup>2</sup>	屏東縣新埤鄉 糞箕湖段 370 等 46 筆地號	禁止於污染限制地 區內飲用未經處理 之地下水。	地下水中揮發性有機 物 1,1-二氯乙烯污 染。

環保署於 2008 年主動辦理廢棄工廠土地污染調查,50 處曾經屬高污染行業別之事業用地,已經有13 處場址土壤污染事證明確,其中新竹市台灣木材防腐廠除土壤污染(總石油碳氫化合物)外,地下水也已確認遭到污染(砷、萘、三氯乙烯)。可能造成污染物為木材防腐劑,調查結果顯示土壤中污染物最高濃度者為 TPH,濃度為4,740 mg/kg(達管制標準4.74倍)。地下水中污染物濃度除了砷5.19 mg/L(達管制標準10.38倍)、萘:0.578 mg/L(達管制標準1.45倍)之外,三氯乙烯濃度達0.0812 mg/L(達管制標準1.62倍)[16]。

除了環保署之外,經濟部工業局和國科會科學園區管理局也針對所屬工業區及科學園區進行土壤與地下水監測,工業局所轄之監測井監測頻率為每半年1次(豐枯水期各1次)。根據環保署由工業局取得之資料統計,各工業區歷年地下水水質異常項目及後續處理情形如表 2-16 所示<sup>[17]</sup>。由表中可知,高雄縣林園工業區以及桃園縣觀音、幼獅、大園工業區之含氣有機溶劑污染已超過管制標準,後續環保單位將逕依土污法相關規定進行列管。

監測異常項目 後續處理 工業區名稱 大社、仁武 發現浮油 (1) 發現浮油 (1) 已通報縣市環保局,現公 (2) 總溶解固體、硫酸鹽、氯鹽、鎘超過 告為控制場址列管 林園 監測基準 (2) 工業局持續協助監測 (3) 氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯、1,2-二氯乙烷超過管制標準 (1) 鉻、銅超過監測基準 觀音 (2) 三氯乙烯超過管制標準 (1) 已通報縣市環保局 (2) 工業局持續協助監測 桃園幼獅 四氯乙烯超過管制標準 總酚、1,2-二氯乙烷、苯超過管制標準 大園

表 2-16 工業區歷年地下水水質異常項目及後續處理情形[17]

此外,早在數年前新竹科學園區即發現地下水受三氯乙烯污染,現由新 竹科學園區管理局自行處置。根據環保署取得之各單位歷年監測資料研判, 新竹科學園區之三氯乙烯污染仍持續存在,尚未完成整治[16]。

#### 2.3 主要污染物特性概述

含氯碳氫化合物中有部分為致癌物質,因此本節先就致癌物質之分類做一介紹,目前較為各界熟知之致癌物質分類為美國環保署致癌物質分類與國際癌症研究總署(International Agency for Research on Cancer,簡稱 IARC)之分類,如表 2-17 及表 2-18 所示,但美國環保署的致癌物質分類中較 IARC 分類多了動物致癌性的說明;此外,美國政府工業衛生師協會(American Conference of Govermental Industrial Hygienists,簡稱 ACGIH)亦針對致癌物質訂定分類標準,同樣依致癌證據將致癌物質分為 5 類,如表 2-19 所示。

類別	分類名稱	證據分類	Group Category
A	已知人類致癌物	人體研究致癌證據充分。	A human carcinogen
B1	可能是人類致癌物	人體研究致癌證據有限。	B1 Indicates limited human evidence;
B2	可能是人類致癌物	人體研究致癌證據不足,無資 料或無證據,但動物試驗致癌 證據充分。	B2 Indicates sufficient evidence in animals and inadequate or no evidence in humans
С	也許是人類致癌物	人體研究部分同 B2 類,但動物試驗致癌證據有限。	C Possible human carcinogen
D	缺乏資料證明為人類 致癌物	人體研究及動物試驗資料缺 乏。	D Not classifiable as to human carcinogenicity
Е	資料證明為非人類致 癌物	人體研究及動物試驗證明為非 致癌物。	E Evidence of noncarcinogenicity for humans

表 2-17 美國環保署致癌物質分類[18]

表 2-18	國際癌症研究總署致癌物質分類[19	]
1 = IU	四小小面近个几心。但 5人,面 70 员 70 大	

類別	說明	Description and Notes
1	確定對人體具致癌性	The agent (mixture) is carcinogenic to humans.
2A	很可能(Probably)對人體具致癌性	The agent (mixture) is probably carcinogenic to humans.
2B	有可能(Possibly)對人體具致癌性	The agent (mixture) is possibly carcinogenic to humans.
3	無法確定對人體具致癌性	The agent (mixture or exposure circumstance) is not classifiable as to its carcinogenicity to humans.
4	可能不是(Probably not)對人體具致癌性	The agent (mixture) is probably not carcinogenic to humans.

### 表 2-19 美國政府工業衛生師協會致癌物質分類[45]

類別	說明	Description and Notes
A1	確定人類致癌物質	Confirmed Human Carcinogen.
A 2	疑似人類致癌物質	Suspected Human Carcinogen.
A3	證實動物致癌物質,但缺乏人類相關資料	Confirmed Animal Carcinogen with Unknown Relevance to Humans.
A4	無法確定為人類致癌物質	Not Classifiable as a Human Carcinogen.
A5	非疑似人類致癌物質	Not Suspected as a Human Carcinogen.

以常見四種含氣有機溶劑四氯乙烯、三氯乙烯、1,1,1-三氯乙烷、1,1-二氯乙烷為例,四氯乙烯廣泛地被乾洗和布料處理業使用,四氯乙烯、三氯乙烯、1,1,1-三氯乙烷則用在做溶劑蒸汽除去金屬零件附著的油脂,例如以1,1-二氯乙烷製造其他的化學產品如氯乙烯和高真空膠。在這四種化合物中,只有三氯乙烯會被人體廣泛地代謝,其他三種則大多不易經過代謝而由呼吸排出體外,但是無論人體代謝狀況如何,這些化合物都會導致人類神經系統的損害。

高攝取劑量下動物實驗結果顯示,這 4 種化合物會導致癌症,但人類在低暴露程度下導致癌症之機會則較低,美國環保署將 1,1,1-三氟乙烷歸類為致癌性為 D,1,1-二氟乙烷歸類為致癌性為 C,三氟乙烯和四氟乙烯歸類為致癌性 C和 B2 之間。然而,因為自然環境中的化學反應和代謝會使這 4 種化合物產生氯乙烯,而氯乙烯之致癌性為 A,因此這些化合物的污染性極高<sup>[18]</sup>。

此外,在較為人熟知的 DNAPL 中,美國環保署等單位成立跨部門組織「國家毒物計畫」(National Toxicity Program,NTP),被列為致癌物(Reasonably anticipated to be a human carcinogen)的包括:四氯化碳(Carbon tetrachloride)、氯仿(Chloroform)、1,2-二氯乙烷(1,2-Dichloroethane)、三氯乙烯(TCE)、四氯乙烯(PCE)  $^{[20]}$ 。NTP 中並未將 1,1,1-三氯乙烷和 1,1-二氯乙烷歸類致癌物,國際癌症研究中心(International Agency for Research on Cancer)  $^{[21]}$ 亦並未將 1,1-二氯乙烷做致癌物歸類,但是 1,1,1-三氯乙烷致癌性分類被歸類為 group 3 無法確認對人體具致癌性,三氯乙烯和四氯乙烯被歸類為 group 2A 很可能對人體具致癌性。

以下針對氣烯、氯烷兩類屬於最常見的 DNAPL 之含氯碳氫化合物溶劑 做較詳細介紹,並針對氯酚、氯苯等常溫下非液態之含氯碳氫化合物略做說 明。

#### 2.3.1 氯烯類

DNAPL 中最常見的族群非氣烯類莫屬,其中三氯乙烯、四氯乙烯則分別為污染場址最常見 DNAPL 的第1名與第2名(請參閱表 2-6)。在氯乙烯類化合物中,除了氯乙烯是氣體之外,二氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯在常溫下均為液體,氯烯類主要環境參數如表 2-20。

# 表 2-20 氯烯類基本性質表[44]

### (a) 氯乙烯

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	氣體
氣味	窒息性的甜味、醚味
溶點	-155.7°C(NIOSH)
沸點	-14°C(760mmHg)(NIOSH)
比重	0.91
蒸氣壓	2,660mmHg(25°C) 2,580mmHg (20°C) (NIOSH)
蒸氣密度	2.15(空氣=1,20°C)
水中溶解度	0.11g/100g (24°C) (NIOSH)
項目	化性資料
反應性與不相容性	(1)與銅、鋁和催化性不純物等金屬、空氣、氧、陽光、溼氣、點火源、 氧化劑接觸起激烈聚合反應 (2)受熱及未添加或耗盡抑制劑情形下發生放熱性聚合反應,造成爆炸 (3)氯乙烯和大氣中的氧以及強氧化劑反應會產生過氧化物,並會起劇烈 的聚合反應(NIOSH)
分解性	燃燒會產生 HCl, CO, CO <sub>2</sub> 及高毒性之光氣煙霧
項目	健康危害資料
容許濃度 (TWA)	_
動物半致死劑量(LD50)	5,480mg/kg(大鼠,吞食)
動物半致死濃度(LC50)	285mg/m³(大鼠,吸入)
立即危害濃度(IDLH)	_
致癌性分類	2A-很可能對人體具致癌性(IARC)

### (b) 1,2-二氯乙烯

項目	物性資料
顏色	無色 (NIOSH)
性狀	液體
氣味	醚或氯仿味,微苦辣(NIOSH)
沸點	48~60°C \ 55°C
比重	1.28
蒸氣壓	180~265mmHg
蒸氣密度	3.34 (空氣=1)
水中溶解度	順-二氯乙烯與反-二氯乙烯於水中的溶解度分別為
	3.5 及 6.3 g/L 在水中的溶解度為 0.4%( NIOSH)
項目	化性資料
腐蝕性	_
危害性聚合	物質在一般情況下為穩定,但溫度升高,太陽照射,與氧化接觸的情況下
	可以會產生聚合反應 (HAZARDTEXT)
感光性 感光性	_
反應性與不相容性	毒化物在某些情况下可能會產生聚合的現像,當產生聚合反應時會有大量
	的熱被釋放。當加入催化劑後,其聚化現像可能無法被控制,直到整個聚
	合完成 (HAZARDTEXT)
分解性	火場可能形成光氣及氣化氫蒸氣
項目	健康危害資料
容許濃度(TWA)	200 ppm
動物半致死劑量(LD50)	4,019 mg/kg (大鼠,吞食)
動物半致死濃度(LC50)	_
立即危害濃度(IDLH)	_
致癌性分類	_

### (c) 1,1-二氯乙烯

	,
項目	物性資料
顏色	無色 (NIOSH)
性狀	液體
氣味	醚或氯仿味,微苦辣(NIOSH)
沸點	31.9°C
比重	
蒸氣壓	500mmHg
蒸氣密度	3.25 (空氣=1)
水中溶解度	順-二氯乙烯與反-二氯乙烯於水中的溶解度分別為
<b>小</b> 1 俗解及	3.5 及 6.3 g/L 在水中的溶解度為 0.4%(NIOSH)
項目	化性資料
腐蝕性	
危害性聚合	銅、鋁起聚合反應
感光性	
反應性與不相容性	陽光、空氣、熱
分解性	一氧化碳、二氧化碳、氯氣、光氣
項目	健康危害資料
容許濃度 (TWA)	_
動物半致死劑量(LD <sub>50</sub> )	200 mg/kg (大鼠,吞食)
動物半致死濃度(LC50)	6,350ppm/4H
立即危害濃度(IDLH)	_
致癌性分類	3-無法確定對人體具致癌性(IARC)

### (d) 三氯乙烯

項目	物性資料
顏色	清澈無色
性狀	澄清的易流動液體
氣味	類似氯仿,甜美味
熔點	-84.7°C
沸點	86.7°C 87°C (NIOSH)
比重	1.46
蒸氣壓	57.8mmHg (20°C) 58mmHg (20°C) (NIOSH)
蒸氣密度	4.53 4.5 (NISOH)
水中溶解度	微溶,160ppm@25°C;0.11g/100g 0.1g/100 mL(NIOSH)
項目	化性資料
反應性與不相容性	(1)與鋁粉:在極小量酸存在時會劇烈反應
	(2)顆粒狀的鋇或鎂、鋁、鈦,劇烈反應(NIOSH)
	(3)強氧化劑(如過氧化物,過氣酸鹽)可劇烈反應
	(4)與強鹼接觸,可形成可燃性二氯乙炔(NIOSH)
	(5)防止與靜電接觸,會發生火災爆炸危害(NIOSH)
分解性	濕氣存在時會慢慢分解成具腐蝕性的鹽酸(NIOSH)
項目	健康危害資料
容許濃度(TWA)	-
動物半致死劑量(LD50)	5,650mg/kg(大鼠,口服)
	7,000 mg/kg (食入)
動物半致死濃度(LC50)	8,450 mg/m³/4H(大鼠,吸入)
	26,300 ppm/1H(大鼠,吸入) (NIOSH)
立即危害濃度(IDLH)	1,000ppm
致癌性分類	2A-很可能對人體具致癌性 (IARC)

#### (e) 四氯乙烯

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	液體
氣味	微甜味
沸點	121°C
比重	1.623 at 20°C
蒸氣壓	15.8 mmHg at 22°C
蒸氣密度	5.2(空氣=1)
水中溶解度	0.015 g/100g
項目	化性資料
腐蝕性	潮濕時會腐蝕鋁、鐵及鋅。
危害性聚合	
感光性	
	(1)與強鹼(如:氫氧化鈉、氫氧化鉀)生成爆炸性的二氯乙炔混合物
反應性與	(2)與金屬(如:鋁、鋇、鋰、鎂、鉀、鈹)、液態氮、四氧化二氮起激烈
不相容性	反應
	(3)在水中會緩慢分解產生三氯醋酸及氫氯酸、鹽酸(NISOH)
分解性	受熱可分解出氯化氫、一氧化碳、光氣等有毒氣體(NISOH)
項目	健康危害資料
容許濃度(TWA)	50ppm 100 ppm (NISOH)
動物半致死劑量(LD50)	8,100mg/kg(大鼠, 吞食)
動物半致死濃度(LC50)	94,200 ppm/8H(小鼠,吸入)
<b>初か下玖元辰及(LC50)</b>	5,200 ppm/4H(小鼠,吸入) (NIOSH)
立即危害濃度(IDLH)	150ppm
致癌性分類	2A-很可能對人體具致癌性 (IARC)

氯乙烯在常溫下為無色、帶甜味、具毒性的氣體,氯乙烯只是化學原料,並非最終產品,氯乙烯單體是用來合成聚氯乙烯的原料,一旦形成聚氯乙烯之後,就是穩定、無毒的物質,但是在1974年以前氯乙烯被用來作為髮膠等噴霧劑的推進劑。

氯乙烯的致癌性 IARC 分類屬於第 1 類,對人類致癌性證據充足。雖然在一般工廠並不使用氯乙烯,但是因為三氯乙烯、四氯乙烯等有機溶劑在自然環境中會因為生化作用產生氯乙烯,因此在許多污染場址中,都可以發現氯乙烯。因此,氯乙烯在美國 CERCLA 場址優先危害物質清單中高居第 4 名,是有機物中的第 1 名。

二氯乙烯(Dichloroethene, Dichloroethylene, 簡稱為 DCE)有 1,1-二氯乙烯(1,1-Dichloroethylene)與 1,2-二氯乙烯(1,2-Dichloroethylene)兩類,1,2-二氯乙烯有順-與反-兩種同分異構物,1,1-二氯乙烯密度為 1.213 g/cm³。1,1-二氯乙烯用來在氯乙烯、丙烯腈(Acrylonitrile)、烯酸酯類(Acrylates),以及半導體儀器製程中高純度矽晶膜之成長,1,1-二氯乙烯對健康的主要影響是中樞神經系統,可能發生的症狀包括:麻痺、暈眩、抽搐、失去知覺等。

1,2-二氯乙烯主要用途為脂肪、酚、樟腦之溶劑與抑制發酵劑;亦可 用為天然橡膠的溶劑、冷凍工廠的冷媒、低溫溶劑,可用於萃取染料、香 水、咖啡、瓷漆、耐熱塑膠及有機合成,二氯乙烯的順、反同分異構物曾 被用作溶劑及化學中間產物,但因其具可燃性,在美國此二種異構物並沒 有被廣泛的應用。

1,2-二氯乙烯在常溫下為無色液體,順-、反-1,2-二氯乙烯密度分別為 1.28 與 1.26 g/cm³,辛醇-水之分配係數順-二氯乙烯  $\log K_{ow}$  為 1.86,反-二氯乙烯  $\log K_{ow}$  為 2.06,其  $K_{oc}$  應分別是 36 及 49,所以泥土及淤泥應不會吸收大量的二氯乙烯,暴露於高濃度的 1,2-二氯乙烯中會抑制中樞神經系統,造成噁心、反胃、顫抖、抽搐等症狀。

三氯乙烯(Trichloroethylene 或 Trichloroethene,簡稱 TCE)是工業常用溶劑,化學式為  $C_2HCl_3$ ,三氯乙烯在常溫下為無色、透明之液體,易流動、不燃燒、易揮發,密度  $1.46~g/cm^3$ ,在水中的溶解度約 1,100~mg/L,具有芳香味的液體,對神經有麻醉作用,純三氯乙烯分解緩慢,當有紫外線照射三氯乙烯與氧氣混合物時,可加速三氯乙烯分解。

三氯乙烯主要用作金屬除油、羊毛及織物的乾洗劑,樹脂、瀝青、煤 焦油、醋酸纖維素、硝化纖維素、橡膠和塗料等溶劑,在醫藥上用作麻醉 劑,農藥則是合成一氯醋酸之原料。

四氯乙烯(Tetrachloroethylene 或 Tetrachloroethene 或 Perchloroethene,簡稱 PCE 或 perc),又稱全氯乙烯,化學式為  $C_2Cl_4$ ,四氯乙烯是一種有機化學品,被廣泛用於乾洗和金屬除油,也被用來製造其他化學品和消費品,四氯乙烯在室溫下是不易燃的液體,容易揮發,有刺激的甜味,密度 1.622 g/cm³,水中的溶解度約 200 mg/L。

### 2.3.2 氯烷類

鹵代烷或稱鹵代烷烴,是指烷烴分子中的一個或多個氫原子被鹵素原子(氟、氯、溴、碘)取代的有機化合物,屬於鹵代烴,可以作為滅火劑、冷媒、噴霧劑、乾洗劑、溶劑等用途廣泛,某些鹵代烷如氟氯碳化合物(氟利昂)也是大氣污染的主要來源之一,能導致臭氧層破壞,增加地表面的紫外線輻射強度。

氣烷類的化合物種類相當多,以下針對氣甲烷類、氯乙烷類、氯丙烷 類分節介紹。

## 一、氯甲烷類

氯甲烷類為常用之溶劑,其基本性質列於表 2-21 中。

# 表 2-21 氯甲烷類基本性質表[44]

### (a) 氯甲烷

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	氣體
氣味	噁心的甜味如氯仿 (NISOH)
沸點	-23.7°C
比重	0.919 (21.1°C)
蒸氣壓	3,795.8 mmHg (21°C)
蒸氣密度	1.8 (空氣=1)
水中溶解度	5,320 mg/L@25°C
項目	化性資料
腐蝕性	_
危害性聚合	_
感光性	_
	(1)避免與水氣、靜電、熱、火花及明火接觸。
反應性與不相容性	(2)與鹼金屬(如鈉)、鎂等接觸起爆炸反應。
	(3)與鈉、鉀合金會起反應而反應勿對撞擊敏感。
分解性	會分解產生氣化氫。
項目	健康危害資料
容許濃度 (TWA)	50 ppm
	100ppm (NISOH)
動物半致死劑量(LD <sub>50</sub> )	
動物半致死濃度(LC50)	5,300 ppm/4H (大鼠,吸入)
	2,524 ppm/4H (大鼠,吸入) (NISOH)
立即危害濃度(IDLH)	10,000 ppm (NISOH)
致癌性分類	3-無法確定對人體具致癌性(IARC)
項目	環境危害資料
空氣(Air)	空氣中光氧化半生期為 61.3 天到 613 天
水(water)	可能水解為鹽酸
	(1)水表面生物分解半生期為7天到4星期。
	(2)水中生物分解半生期為 14 天到 8 星期。
土壤(soil)	土壤中的生物分解半生期為7天到4星期。

## (b) 二氯甲烷

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	液體
氣味	似氯仿氣味 (NISOH)
沸點	39.8℃
比重	1.3266
蒸氣壓	400 mmHg (24°C)
<b>然</b>	350 mmHg (NISOH)
蒸氣密度	2.93 (空氣=1)
水中溶解度	2 g/100 mL
項目	化性資料
腐蝕性	在高温及水存在下會腐蝕鐵、某些不鏽鋼、銅及鎳
危害性聚合	_
感光性	_
	(1)長期與水接觸會緩慢分解產生氣化氫。
	(2)與一般金屬於室溫下會少許分解。
	(3)與鋁、鉀合金、鈉合金於正常溫度下會起反應。
反應性與不相容性	(4)與硝酸混合會形成爆炸性產物。
	(5)與強氧化劑、強酸可能起爆炸反應。
	(6)與鋰的碎片混合,對震盪很敏感,而且會爆炸。
	(7)可能與鋁粉、胺類起放熱反應。
分解性	會分解產生氣化氫、光氣、一氧化碳。
項目	健康危害資料
容許濃度(TWA)	50 ppm (皮、瘤) 25ppm (NISOH)
動物半致死劑量(LD <sub>50</sub> )	1,600 mg/ kg (大鼠,吞食)
動物半致死濃度(LC50)	52,000 mg/m³ (大鼠,吸入)
	24,929 ppm/0.5H (大鼠,吸入) (NISOH)
立即危害濃度(IDLH)	_
致癌性分類	2B-有可能對人體具致癌性 (IARC)
項目	環境危害資料
空氣(Air)	少量可能因雨水回到地表。
工 ((()	空氣中半衰期:高:191天 低:19天
	當釋放到河裡時,水源的 3 到 15 英里發現不到。
水(Water)	水表面半衰期:高:4星期 低:1星期
	水中半衰期:高:8星期 低:2星期
土壤(Soil)	土壤中的生物半衰期:高:4 星期 低:1 星期

## (c) 三氯甲烷

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	透明液體
氣味	似乙醚味,灼燒感的甜味
沸點	61~62°C
比重	1.484 (20°C)
蒸氣壓	160mmHg (20°C), 245mmHg (30°C)
蒸氣密度	4.12(20°C) (空氣=1)
水中溶解度	不溶(25°C 時僅 0.5 % 體積百分率)
項目	化性資料
反應性與不相容性	<ul> <li>(1)三氯甲烷會被強氧化劑氧化(如鉻酸),而產生光氣及氣氣。</li> <li>(2)三氯甲烷會與強酸、強鹼起反應。</li> <li>(3)三氯甲烷和鈉(或鉀)混合後,如有振動會發生爆炸。</li> <li>(4)三氯甲烷和甲醇(或丙酮)的混合液,放入強鹼污染過之容器,會發生激烈反應並爆炸。</li> <li>(5)與活性金屬(如鋁、鎂)粉末混合,會引起爆炸性反應。</li> </ul>
分解性	<ul><li>(1)遇火焰會分解產生氯化氫、光氣及氯氣。</li><li>(2)長時間暴露在日光下會緩慢分解。</li><li>(3)在有空氣存在下,即使黑暗環境下也會緩慢分解。</li></ul>
項目	健康危害資料
容許濃度(TWA)	10ppm
動物半致死劑量(LD50)	908mg/kg (大鼠, 吞食)
動物半致死濃度(LC50)	10,000ppm (4 小時,大鼠,吸入)
立即危害濃度(IDLH)	500 ppm
致癌性分類	2B-有可能對人體具致癌性 (IARC)

## (d)四氯化碳

(山) 四 永小心殃	
項目	物性資料
顏色	無色
性狀	澄清的液體
氣味	甜氯仿味
沸點	76.8°C
比重	1.594(20°C /4°C)
蒸氣壓	115 mmHg(25°C)
蒸氣密度	5.32@20°C (空氣=1)
水中溶解度	800mg/L(20°C ,水)
項目	化性資料
腐蝕性	液態四氯化碳會腐蝕某些塑膠、橡膠及外膜。
危害性聚合	不會發生聚合反應。
感光性	無。
反應性與不相容性	(1)與鈉、鉀等鹼金屬起爆炸性反應。
<b>人恶任契不相吞住</b>	(2)與銅、鉛起緩慢反應。
分解性	(1)於火焰下會產生有毒的光氣和鹽酸。
7 ATTE	(2)在強熱下,亦會與空氣反應產生光氣和鹽酸。
項目	健康危害資料
容許濃度	5 ppm/10 ppm/25 ppm
(TWA/STEL/Ceiling)	
動物半致死劑量(LD50)	900 mg/kg (大鼠, 吞食)
動物半致死濃度(LC50)	_
立即危害濃度(IDLH)	200ppm
致癌性分類	2B-有可能對人體具致癌性 (IARC)

一氯甲烷(英文名 Chloromethane 或 Methyl chloride),又稱甲基氯,商業上俗稱 Freon 40、R-40、HCC 40,在過去是廣泛使用的冷媒,分子式是 CH<sub>3</sub>Cl。無色、極易燃、高毒性氣體,沸點-24.2°C,液態時比重 0.95,比重較水低,不列入 DNAPL,水中溶解度 5,325 mg/L。主要用於生產甲基氯矽烷、聚矽酮、四甲基鉛(汽油抗爆劑)、甲基纖維素。

二氯甲烷分子式 CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>,二氯甲烷主要用作脫漆用的溶劑(Paint remover),此用量約佔23%,噴霧劑中的推進劑20%,在類固醇、抗生素、維生素、藥丸外層等製藥過程中用之溶劑約20%,除油劑約8%,電器製造7%,聚氨脂泡棉(Polyurethane foam)發泡劑5%<sup>[22]</sup>,還用作膠片生產中的溶劑、石油脫蠟溶劑、有機合成萃取劑等。

二氯甲烷在常溫下是無色、透明、比水重、易揮發的液體,有類似醚的氣味和甜味,不燃燒,但與高濃度氧混合後形成爆炸的混合物。在 20°C下密度為 1.326 g/cm³,水中溶解度 13,000~20,000 mg/L,蒸汽壓 47 kPa。

在含氯碳氫化合物中,二氯甲烷毒性很小,且中毒後甦醒較快,故可用作麻醉劑,對皮膚及黏膜有刺激性,如果二氯甲烷直接濺入眼中,有疼痛感並有腐蝕作用。根據動物實驗的結果,二氯甲烷被推定為疑似人類致癌物<sup>[23]</sup>,但沒有直接證據顯示人類在暴露於二氯甲烷和發生癌症的關係。

三氯甲烷(Trichloromethane),又名三氯化碳,俗名氯仿(Chloroform)或音譯為哥羅芳。分子式  $CHCl_3$ ,分子量 119.38。常溫下爲無色有氣味液體。密度  $1.48~g/cm^3$ ,在水中的溶解度約 8,000~mg/L。

在古時氣仿已被知道可作鎮靜劑用,短時間吸入已經會產生暈眩、疲倦、頭痛等徵狀,氣仿也擁有有機化合物常見的致癌性。

它亦能夠溶解塑膠,故此也有作手工(非專業性)塑膠黏著劑用。氯 仿是有機合成的原料,醫藥上用作麻醉劑及萃取劑,也可作為抗生素、香 料、油脂、橡膠的溶劑和萃取劑。

四氯化碳(Carbon tetrachloride),又稱四氯甲烷(Tetrachloromethane),簡稱 CTC,分子式為 CCl<sub>4</sub>,為無色、易揮發、不易燃的液體,具三氯甲烷的微甜氣味。密度  $1.595~\text{g/cm}^3$ ,蒸氣壓 15.26~kPa。水中溶解度約為  $785\sim800~\text{mg/L}$ 。  $\log K_{ow}$  約為 2.64,亨利常數(kH)約 365~kJ/mol。

四氯化碳用途廣泛,曾用作殺蟲劑、乾洗劑,目前主要作為化工原料,用於製造氣氟甲烷、氯仿和多種藥物;作為有機溶劑,性能良好,用於油、脂肪、蠟、橡膠、油漆、瀝青及樹脂的溶劑;也用作滅火劑、薰蒸劑,以及機器部件、電子零件的清洗劑等。在其生產製造及使用過程中,均可有

#### 四氯化碳的接觸。

四氯化碳是典型的肝臟毒物,但接觸濃度與頻率可影響其作用部位及毒性。高濃度時,首先是中樞神經系統受累,隨後累及肝、腎;而低濃度長期接觸則主要表現肝、腎受累,乙醇可促進四氯化碳的吸收,加重中毒症狀。另外,四氯化碳可增加心肌對腎上腺素的敏感性,引起嚴重心律失常。人對四氯化碳的個體易感性差異較大,有報導口服3~5 mL即可中毒,29.5 mL即可致死。在160~200 mg/m³濃度下可發生中毒,但也有在1~2g/m³濃度下接觸30分鐘方出現輕度中毒。目前認為四氯化碳無致畸和致突變作用,但具有胚胎毒性。根據IARC的歸類,四氯化碳長期作用可以引起齧齒動物的肝癌,被列為「有可能對人體具致癌性」。

#### 二、氯乙烷類

氯乙烷為工業上常用之溶劑與原料,其主要之性質如表 2-22。

### 表 2-22 氯乙烷類基本性質表[44]

#### (a) 氯乙烷

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	氣體或液體
氣味	醚味,略為刺激
熔點	-138.7°C
沸點	12.3°C (760mmHg)
比重	0.92
蒸氣壓	1,010mmHg@20°C
蒸氣密度	2.22(空氣=1)
水中溶解度	0.574g/100mL@20°C
項目	化性資料
反應性與 不相容性	<ul> <li>(1)可能與氧化劑、水或水蒸氣發生活潑的反應。</li> <li>(2)與活性較高的金屬,如:鈉、鉀、鈣、鋁粉、鋅、鎂等接觸,可引發火焰及爆炸。</li> <li>(3)溫度在 400°C以下時穩定,加熱可分解並釋放出非常毒的煙物或蒸氣,如:乙烯、氯化氫、光氣、一氧化碳等。</li> <li>(4)與水反應產生具腐蝕性燻煙。</li> <li>(5)在受壓的情況下,有爆炸的危險。</li> </ul>
分解性	遇熱會釋放出一氧化碳、光氣、氯化氫等毒性氣體
項目	健康危害資料
動物半致死劑量(LD50)	_
動物半致死濃度(LC50)	152 mg/L/2H(大鼠,吸入)
致癌性分類	3-無法確定對人體具致癌性(IARC)

## (b) 1,2-二氯乙烷

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	液體
氣味	甜氯仿味
沸點	83.5°C
比重	1.25 1.24 (NIOSH)
蒸氣壓	64 mmHg (NIOSH)
蒸氣密度	3.4 (空氣=1)
水中溶解度	全溶
項目	化性資料
腐蝕性	(1)在較高溫度,與水接觸時會腐蝕鐵和其他金屬。
肉包工生	(2)會腐蝕某些塑膠和橡膠。
危害性聚合	_
感光性	有空氣濕氣及光線存在時,1,2-二氯乙烷顏色會變深。
	(1)避免與熱、火星及明火接觸。
	(2)與強氧化劑、強鹼或化學活性金屬如鋁或鎂粉、鈉鉀接觸可能導致
反應性與不相容性	起火或爆炸反應。
	(3)與硝酸的混合物,經由熱、衝擊或摩擦,容易引爆。
	(4)與硫醇的混合物形成硫醚且釋出熱量。
分解性	温度高於 600°C 時,會分解氯乙烯、氯化氫及乙炔(光氣也同時形成)。
項目	健康危害資料
容許濃度 (TWA)	10 ppm
動物半致死劑量(LD50)	670 mg/kg (大鼠,吞食)
動物半致死濃度(LC50)	1,000 ppm/7H (大鼠,吸入)
立即危害濃度(IDLH)	50 ppm (NIOSH)
致癌性分類	2B-有可能對人體具致癌性(IARC)

## (c) 1,1,1-三氟乙烷

項目	物性資料
顏色	無色,揮發性
性狀	澄清狀液體
氣味	淡味(如氯仿)
沸點	74.1°C
比重	1.34
爆炸界限	7% ~ 16%
蒸氣壓	100mmHg @20°C (空氣=1)
密度	1.339
閃火點	_
自燃溫度	537°C
蒸氣密度	4.55
水溶解度	48mg/100mL
項目	健康危害資料
動物半致死劑量(LD50)	10,300 mg/kg (大鼠, 吞食)
動物半致死濃度(LC50)	16,000 ppm/4H (大鼠,吸入)
致癌性分類	3-無法確定對人體具致癌性(IARC); A4-無法確定為人體致癌物質 (ACGIH)

## (d) 1,1,2-三氯乙烷

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	澄清無色具揮發性液體
氣味	甜味,令人愉快但輕微刺激性。
沸點	113.8°C
比重	1.44
爆炸界限	6.0 % ~ 15.5 %
蒸氣壓	19mmHg
密度	1.44(7k=1)
閃火點	_
自燃溫度	460°C
蒸氣密度	4.63 (空氣=1)
水溶解度	450 mg/100 mL (水)
項目	健康危害資料
動物半致死劑量(LD50)	836 mg/kg (大鼠, 吞食)
動物半致死濃度(LC50)	1,654 ppm/6H (大鼠,吸入)
致癌性分類	3-無法確定對人體具致癌性(IARC); A4-無法確定為人體致癌物質 (ACGIH)

### (e) 1,1,2,2-四氯乙烷

項目	物性資料
顏色	淡黃色趨近於無色 (NISOH)
性狀	液體
氣味	像氯仿有刺激性氣味(NISOH)
沸點	146°C
比重	1.596
	5 mmHg (21°C)
蒸氣壓	6 mmHg (at 25 °C)
	9 mmHg (at 30 °C) (hazardtext)
蒸氣密度	5.79 (空氣=1)
水中溶解度	0.2 g/100g
項目	化性資料
腐蝕性	具強腐蝕性(NISOH)可能會腐蝕塑膠、橡膠或物體表面的塗料。
危害性聚合	-
感光性	_
	(1)避免與水氣、空氣和陽光接觸。
反應性與不相容性	(2)與強鹼起激烈反應。
	(3)與反應性金屬(鈉、鎂、鋁)接觸產生爆炸性反應。
分解性	會產生氯化氫、光氣、硫酸燻煙 (NISOH)。
項目	健康危害資料
容許濃度(TWA)	1 ppm (皮膚)
動物半致死劑量(LD50)	250 mg/kg (大鼠, 吞食)
動物半致死濃度(LC50)	4,500 mg/m³/2H (小鼠,吸入) 1,000ppm/4H (大鼠,吸入) (NISOH)
立即危害濃度(IDLH)	100ppm (NISOH)
致癌性分類	3-無法確定對人體具致癌性(IARC)

#### (f) 六氯乙烷

項目	物性資料
顏色	無色
性狀	固體菱形結晶
氣味	樟腦味
熔點	185°C
沸點	186°C (777mmHg)
比重	2.09
蒸氣壓	0.21mmHg(20°C)
蒸氣密度	8.16(空氣=1)
	水:不混溶。7.7mg/L(20°C)。
水中溶解度	易溶於醚、四氯乙烯。
	溶於酒精、苯、氯仿。
項目	化性資料
反應性與不相容性	可能與鹼以及鋅、鎘、鋁、熱鐵、汞等金屬反應。
分解性	溫度高過 185°C 時,產生四氯化碳及四氯乙烯。
項目	健康危害資料
動物半致死劑量(LD50)	4,460mg/kg(大鼠,吞食)
動物半致死濃度(LC50)	_
致癌性分類	2B-有可能對人體具致癌性(IARC)

氯乙烷類中一氯乙烷(Chloroethane, Monochloroethane, Ethyl chloride) 在常溫下為無色氣體,溫度在沸點  $12.3^{\circ}$ C 以下時為無色液體,一氯乙烷分子式為  $C_2H_5Cl$ ,密度較水小,僅 0.92 g/cm³,因此不歸類於 DNAPL,在過去,氯乙烷被用來製造汽油添加劑四乙基鉛,水中溶解度為 0.6 g/100 mL。

氯乙烷也可用為局部麻藥,因其沸點甚低,故作用似清涼劑,又可為 吸入用的麻醉藥,本品的作用極速,以安全而言,適位於乙醚及氯仿之間。

在所有的氯乙烷類中,氯乙烷毒性最小,對中樞神經有抑制作用; IARC 將其列為 group 3,無法確認對人體具致癌性。

二氯乙烷(Dichloroethane, 簡稱為 DCA), 商業上也被稱做 CFC-150a,分子式為  $C_2H_4Cl_2$ ,有兩個異構體:1,1-二氯乙烷,兩個氯與同一個碳原子相連,又稱「偕二氯乙烷」,1,2-二氯乙烷,兩個氯分處兩個碳原子上,又稱「鄰二氯乙烷」,密度為  $1.2~g/cm^3$ 。

1,1-二氯乙烷是無色油狀液體,有類似氯仿的氣味,1,1-二氯乙烷過去在美國每年生產超過一百萬磅以上,用於製造其他的化合物,如 1,1,1-三氯乙烷等,它也被用作溶劑和除油劑、殺蟲劑與滅火器中的推進劑、橡膠的接著劑等,也曾被用作外科手術時之吸入式的麻醉劑,在大氣中,1,1-二氯乙烷的半衰期為62天。

1,2-二氯乙烷常被稱為(Ethylene Dichloride, EDC),常溫下為無色液體,具有類似氯仿的氣味,1,2-二氯乙烷主要用來製造氯乙烯單體(約佔

80%),也被用作其他化合物製造的原料、溶劑、除油劑、脫漆劑;也被添加在含鉛燃油中作為抗爆震劑,1,2-二氯乙烷具腐蝕性,易燃,具毒性,且為可能之致癌物。

1,1,1-三氯乙烷(Trichloroethane,TCA)是廣泛應用的工業溶劑。其別名包括甲基氯仿及 chlorothene,化學式為  $C_2H_3Cl_3$ 。常溫下為無色液體,密度為 1.32 g/cm³。

1,1,1-三氯乙烷是一種人工合成物質,自然界並不存在,它又可稱甲基氯仿、甲基三氯甲烷、三氯甲基甲烷和 α-三氯甲烷,其商品名為 Chlorothene NU®和 Aerothene TT®。1,1,1-三氯乙烷當作商品,最常作為其他化學物質的溶劑,在 1990 年約生產 8 億磅,現已較少使用了;截至 1996年,因為它會破壞臭氧層,所以美國已不再製造,含有 1,1,1-三氯乙烷的一般消費性產品有膠水、家庭清潔劑、噴霧器等;在工作場所的暴露來源可能有金屬去漬油、膠水、油漆塗料和清潔用品等,暴露的途徑可以經由呼吸蒸氣或皮膚接觸溶劑,高劑量的暴露通常是蓄意吸食、濫用吸膠或溶劑造成。

大部分 1,1,1-三氯乙烷進入環境的空氣中後,可以維持 6 年。美國污染 1,408 處 NPL 場址中,已經發現至少有 696 處場址有 1,1,1-三氯乙烷污染,雖然目前沒有證據顯示 1,1,1-三氯乙烷會導致癌症,國際癌症研究署已將 1,1,1-三氯乙烷歸類為非人類致癌性物質,美國環保署也已決定將 1,1,1-三氯乙烷歸類為非致癌性物質,這可能是接近有害事業廢棄物棄置場引起健康影響不夠顯著之原因。但美國環保署已訂定飲用水中 1,1,1-三氯乙烷的濃度標準,最高濃度不可超過 0.2 ppm,湖水、溪水的濃度不得超過 18 ppm,任何釋放超過 1,000 磅的 1,1,1-三氯乙烷至環境中者,必須向美國國家應變中心申報釋放量[24]。

四氯乙烷有兩種異構體,對稱四氯乙烷(1,1,2,2-四氯乙烷)和不對稱四氯乙烷(1,1,1,2-四氯乙烷),四氯乙烷為無色液體,密度約  $1.6~g/cm^3$ ,也屬於 DNAPL。

1,1,1,2-四氯乙烷主要用途為溶劑和木製品的保護漆,1,1,2,2-四氯乙烷 過去曾廣為使用,因其亦可用作殺蟲劑、除草劑,或脂肪、藥物及橡膠的 溶劑、脂肪與油類及蠟的不可燃性溶劑,以及金屬清潔除油劑和脫漆劑; 若用作冷媒則其商品名稱為 R-130,在環境中 1,1,2,2-四氯乙烷可經由不需 催化的去氯化氫作用而形成三氯乙烯,但因其毒性較高,因此在美國已經 逐漸減少使用,其毒性被美國環保署歸類為 C 類可能人類致癌物。

六氯乙烷為固體,亦被稱為 Perchloroethane (PCA),過去美國軍事上

用來作為煙幕彈,在鋁煉製廠用來除去氫原子,在環境中則極少出現。

氯酚類物質是芳香族化合物中用途最廣、毒性較大、污染較嚴重的一類化合物,其主要來源於使用過程中的污染,如用作殺蟲劑、木材防腐劑以及工業廢水的排放(例如紙漿漂白廢水),由於氯酚之辛-醇水分配係數較大(log Kow 為 2.17~5.01),具有明顯的脂溶性,能夠通過食物鏈在生物圈中積累,從而加劇了它們的危害性。

氣酚類中又以五氯酚最常見,五氯酚固體,在美國只有一家製造廠,一度是廣用的殺蟲劑之一,現在只限經申請核准的人使用或購買,一般人再也不准取得,其他氯酚類的化合物,例如 2,4,6-三氯酚則是農藥,用來除草、殺蟲,亦為毒性物質。

五氯酚的使用,約有 3%用作家庭除草劑與殺蟲劑;在限制使用前,曾經廣泛用為木材的防腐劑,現在的工業用為電線桿木材、籬笆柱子、橫木等的防腐劑。從處理過的木材表面與工廠(化學製造工廠與木材防腐工廠)廢棄物的傾倒,五氯酚會蒸發釋放至空氣中,它會從工廠、木材處理設備與有害廢棄物棄置場進入地面水與地下水;它也會經由洩漏、有害廢棄物的棄置與殺蟲劑的使用而進入土壤,一旦進入水中或土壤,依其理化性質再蒸發進入空氣中的不多;大部分隨水移動,一般會附著土粒,因土壤的酸度而定。

美國環境保護署已經鑑定了1,350處重要有害廢棄物棄置場址,列入"國家優先整治場址"(NPL)中,這些場址就是美國聯邦政府要進行長期清除作業的地點,其中已經發現至少有246處含有五氯酚,台南市中石化安順廠是我國五氯酚污染場址中最具有代表性者。

五氯酚對健康的危害,大部分(但不是全部)與不純的混存物有關,因工作或誤用在短時間暴露大量五氯酚,會引起肝、腎、血液、肺、神經系統、免疫系統與腸胃系統的危害。一些實驗動物顯示,長期由口服給予大量五氯酚,癌症的風險會增加,但卻沒有足夠證據證明對人類也會引起癌症,國際癌症研究署已經決定將五氯酚歸類為 group 2B 可能對人體具致癌性<sup>[25]</sup>。

氣苯類化合物種類繁多,亦都具有頗高之毒性,在常溫下可能為液體或固體,如 1,4-二氯苯、六氯苯為固體、1,3-二氯苯為液體、1,2,4-三氯苯熔點約為 16℃則可能為液體或固體。

在氯苯類化合物中,以 1,4-二氯苯最為人熟知,在室溫下,1,4-二氯苯為具強烈樟腦丸氣味的白色固體,當 1,4-二氯苯暴露於空氣中,會慢慢

的由固體揮發為氣體,所釋放出的氣體即可做為除臭劑及殺蟲劑。

因 1,4-二氯苯不易溶解於水,因此進入水體的 1,4-二氯苯會很快的揮發到空氣中,有一部份 1,4-二氯苯可能會黏附在土壤或底泥中,但這一點目前仍不能確定,土壤中 1,4-二氯苯不易被土壤中的微生物分解,植物和魚類會吸收 1,4-二氯苯並造成生物累積。

在美國的地表水源中,有 13%的飲用水樣本可測得 1,4-二氯苯的存在。這些地表水樣本的濃度介於 0.008 至 154 ppb 之間,1,4-二氯苯較不可能存在於井水中,美國有害廢棄物棄置場鄰近地區土壤中所測量的 1,4-二氯苯平均濃度為 450 ppb。然而,非有害廢棄物棄置場鄰近地區土壤中的 1,4-二氯苯濃度背景值卻仍未知<sup>[26]</sup>。

多氯聯苯(又稱多氯聯二苯, Polychlorinated Biphenyl,簡稱 PCB) 是許多聯苯的含氯化合物的統稱,在多氯聯苯中,部份苯環上的氫原子被 氯原子置換,一般式為  $C_{12}H_nCl_{(10-n)}$  ( $0 \le n \le 9$ ),依氯原子的個數及位置不 同,多氯聯苯共有 209 種異構體存在。

多氯聯苯在常溫下是比水重的液體,多氯聯苯耐熱性及電絕緣性能良好,化學性質穩定,不溶於水,易溶於有機溶劑及脂肪。

多氯聯苯常用作加熱或冷卻時的熱載體、電容器及變壓器內的絕緣材料,也常作為塗料及溶劑使用,應用的範圍很廣。他們經常是以混合物被使用,稱為 Aroclors;最常用的是 Aroclor-1254、Aroclor-1260、Aroclor-1242。

多氯聯苯通常不會移動,但卻經常和油類物質共同存在而經由油類物質的移動而帶動。多氯聯苯最常與變壓器的製造、回收、再利用的工廠有關。1968 年及 1979 年分別在日本及臺灣出現米糠油中毒事件,原因是在生產過程中有多氯聯苯漏出,污染米糠油,因此各國紛紛禁止多氯聯苯生產及使用。

多氯聯苯屬於致癌物質,容易累積在脂肪組織,造成腦部、皮膚及內臟的疾病,並影響神經、生殖及免疫系統,IARC將其歸類為 group 2A:很可能對人體具致癌性。

在多氯聯苯 2007 年度 CERCLA 優先危害物質前 20 名清單中,多氯聯苯高居第 5 名,是有機物中僅次於第 4 名氯乙烯者,當多氯聯苯釋放至土壤中,會被土壤緊緊吸附住,且具高度的脂溶性與生物濃縮特性,因此是一種處理起來極為棘手的污染物。

### 2.4 污染型態及在環境中的傳輸方式

由第 2.2 節所敘述之含氯碳氫化合物污染物中,在常溫下屬於氣態或固態者,在地表下不飽和層或地下水含水層中之傳輸狀況頗為單純,若常溫下為氣態者,污染物除了極少量污染物溶解於水中或者吸附於土壤的有機質上,大多數都會很快由土壤孔隙中消失;常溫下為固態者,除了可能以純物質存在於不飽和層之外,亦可能有部分昇華為氣態由土壤孔隙中揮發至大氣,亦可能有部分溶解於水中以水溶液型態存在。

在含氯碳氫化合物中存在與傳輸的行為最為複雜的是在常溫下為液態的化合物,亦即 2.1 節中所定義之 DNAPL,因常溫下氣態與固態的污染物其蒸汽相與溶解相之傳輸與液相之 DNAPL,乃至於其他類型的污染物相同,反而是含氯碳氫化合物歸中被歸類為 DNAPL者,如 DCE、TCE、PCE,不僅為污染場址中最常見之污染物,且其傳輸行為甚為特殊,因此本手冊在污染型態及污染傳輸方式的介紹上以 DNAPL 為主。

另一方面,由於 DNAPL 污染發生的地方大多是廢棄的工廠等場址,工廠或人聚居之處,大都位於沈積地形,土壤層相當厚,岩盤相當深;因此DNAPL 較不易直接進入岩層。此外,DNAPL 在岩層中的行為遠較在土壤中複雜,因岩層中主要孔隙和次要孔隙的大小、數量等存在的變化程度差異極大,因此很難分析 DNAPL 在其中的行為。岩石的主要孔隙是指完整岩塊內在初始生成時內部的細小孔隙,在火成岩和變質岩中主要孔隙基本上是不存在的。次要孔隙則為因為風化作用或解壓等地質作用造成如裂隙、解理等大尺度的縫隙;次要孔隙形成了 DNAPL 最主要的移動路徑。以台灣的地質條件和社會發展狀況和過去已發生的污染事件來看,DNAPL 進入岩層的機會非常小,因此本手冊為節省篇幅而省略 DNAPL 在岩層中行為的介紹。

### 2.4.1 含氯碳氫化合物之物理與水力特性

含氯有機溶劑的密度範圍約為 1,100 至 1,600 kg/m³之間,黏滯性約為 0.57 至 1.0 cP 之間;換言之,他們較水密度高,但黏滯性較水低,因此可以在水中快速移動。

表 2-23 中為常見含氣有機溶劑性質,由表中可知他們具有高揮發性,在不飽和層中會有蒸汽相污染物存在,此外,這些化合物的  $K_{oc}$  值低,代表其在傳輸過程中並不易被土壤中的有機碳吸附而造成在地下水中的移動受阻滯<sup>[4]</sup>。DNAPL 在土壤中的殘餘飽和度,TCE 約為  $0.15\sim0.2$ 、PCE 約為  $0.002\sim0.20$ ,一般可以略估為  $0.2^{[27]}$ 。

表 2-23	含氯有機溶劑的物理和化學性質	[28,5]
--------	----------------	--------

溶劑(Solvent)	分子量 (Molecular weight)	水中溶解度 (Aqueous solubility) (mg/L)	密度 (Density) (g/m³)	蒸氣壓 (Vapour pressure) (Pa@°C)	黏滯性 (Viscosity) (cP)	吸附 常數 K <sub>oc</sub> (l/kg)
三氯乙烯 (Trichloroethene,TCE)	131.4	1,100	1,460	9,000	0.57	126
四氯乙烯 (Tetrachloroethene,PCE)	165.8	200	1,620	2,600	0.90	364
四氯甲烷 (Tetrachloromethane)	153.8	790	1,590	15,000	0.97	439
三氯甲烷 (Trichloromethane)	119.4	8,000	1,480	26,000	0.56	44
氯苯(Chlorobenzene)	112.6	500	1,110	1,580	0.80	330
1,1,1-三氯乙烷 (1,1,1-Trichloroethane)	133.4	1,320	1,330	16,000	0.84	152
二氯甲烷 (Dichloromethane)	_	20,000	1.33			_
氯仿(Chloroform)	_	8,000	1.49	_	_	_
四氯化碳(Carbon tetrachloride)	_	825	1.59	_	_	_
1,2-二氣苯 (1,2-Dichlorobenzene)	_	140	1.31	_	_	_
1,3-二氣苯 (1,3-Dichlorobenzene)	_	119	1.29	_	_	_
1,2-二溴乙烷 (1,2-Dibromoethane,EDB)	_	4,200	2.18	_	_	_

表 2-24 DNAPL 與水之界面張力

DNAPL	與水之間界面張力 (Interfacial tension with water) at 20°C (dyn/cm)	資料來源	
四氯化碳(Carbon tetrachloride)	45.0	(Cohen and Mercer, 1993) [27]	
氣仿(Chloroform)	32.8	(Cohen and Mercer, 1993) [27]	
二氯甲烷 Methylene chloride	28.3	(Cohen and Mercer, 1993) [27]	
氯苯(Chlorobenzene)	37.4	(Cohen and Mercer, 1993) [27]	
1,2-二氯苯(1,2-Dichlorobenzene)	40.0	(Cohen and Mercer, 1993) [27]	
三氯乙烯(Trichloroethene)	43.4	(單信瑜、黃進富,1999) <sup>[29]</sup>	

因為含氣有機溶劑具高揮發性,過去以為將其傾倒於地表就可以揮發始盡,但實際上有部分卻滲入地表下,導致土壤與地下水污染之發生。若DNAPL 相對溶解較高,只需小量含氣有機溶劑之滲漏,即可導致地下水受到高度污染;若 DNAPL 之相對溶解度較低,其溶解之速率相對較低,故使 DNAPL 足以穿過含水層抵達其底部形成薄層,而持續存在多年。

含氯有機溶劑的低黏滯性使其可以在地表下快速移動,因移動性 (Mobility)和密度與黏滯性(Density/Viscosity)的比例成正比。另一方面,含

氯有機溶劑相對於水較高之密度使其可以在較低的水頭(淤積深度、相對 於水)下穿入地下水位面(配合較低之界面張力與壓力進入值)。

含氯有機溶劑和水之間的低界面張力使其可以穿入土壤小孔隙或岩石的小裂隙,導致可穿透進入較深地層並且在一定體積土壤或岩石內具有較高的含量,含氯有機溶劑在自然環境中,較不易發生生化降解,使其可以在地下環境中存在非常久。

DNAPL 密度愈小或黏滯性愈小或與水之間的界面張力愈高,則不論在地下水位面上或下,其側向的分佈都會比較廣,如表 2-23、表 2-24,例如雜酚油的側向移動能力就較含氣有機溶劑高,移動速度較快、移動距離較遠;故只要幾年時間污染團就在污染場址地表下移動數十公尺以上。

美國環保署定義 DNAPL區(DNAPL zone)為地表下在地下水位以上或以下,有與水不混溶液體(包括自由相和殘餘相 DNAPL)存在的區域<sup>[30]</sup>。 DNAPL 污染源區包括了整個地表下 DNAPL 可流動的自由相、殘餘相和以薄層型態存在的區域。但若依據地下水位來區分,則 DNAPL 可能分佈在地下水位以上的不飽和層中或以下的飽和層中;在這兩個區域中 DNAPL 之行為有相當大的差異。

### 2.4.2 不飽和層之分佈與傳輸

#### 一、DNAPL 於不飽和層中之移動

不飽和層(Unsaturated zone)一般可定義為包含三相系統,即固態、液態、氣態三種物質,固態物質主要由礦物顆粒及有機物組成,經由物理和化學作用,如風化、膠結、壓密等,形成我們常見的岩石、土壤;液態物質,則包括可溶於水的物質,及不溶於水的非水相物質,許多有機液體即屬此類;氣態物質則為水蒸氣及其他氣體,其比例和大氣中各氣體比例並不相同,端視不飽和層中各物質的存在情形而定。目前許多文獻中多稱不飽和層為通氣層(Vadose zone),因為此層中的毛細水邊緣層(Capillary fringe),雖位於地下水位以上,但因毛細力作用,含水比近飽和,故以通氣層取代不飽和層更能清楚地描述其特性。

Davidson et al. [31] (1966)將「不飽和層」細分為三層:土壤水層(Soil water zone)、中間不飽和層(Intermediate vadose zone)、以及毛細水邊緣層,土壤水層與中間不飽和層係以土石風化狀況區別,土壤水層指的是最近地表的風化層,中間不飽和層則是由風化層至完全未受風化的土壤或岩層間漸變區域。許多情況下,中間不飽和層根本不存在,或二者無法仔細分辨,此二層中液體之流動,因水比重不同而變化,含水比愈高,導水度愈大,

水的流動速率愈快,土壤水層因最接近地表,這也是最早接受污染物的區域,其中各種物理、化學作用的發生機會較大、種類亦多,且因空氣充足, 好氧微生物作用強,污染物性質變化最大。

毛細水邊緣層的厚度乃依土壤粒徑大小而異,土壤顆粒愈小者,其顆粒間孔隙愈小,相當於毛細管的管徑較小,所以毛細水的高度較高,亦即毛細水邊緣層厚度較厚;反之,土壤顆粒愈大者,毛細水邊緣層厚度較小,在某些狀況下,例如降雨雨水入滲後,水滲入至毛細水邊緣層上,此時毛細水邊緣層厚度會比前述依土壤粒徑關係推估者大,乃屬短暫之情形,最後仍應達到勢能平衡,恢復應有厚度有機液體污染浮在毛細水邊緣層之上,也可能使整體毛細水邊緣層厚度變大,此時毛細層中之孔隙液體則包括水與有機污染物,毛細水邊緣層是不飽和層的底層,其下就是地下水位,緊接著地下水含水層。

無論含氣碳氫化合物的污染型態為何,在污染發生後立即遭受到污染的是不飽和層土壤,之後才可能繼續傳輸至地下水層。若污染源之排放量較小或屬於短暫性質,原污染物本身很可能無法達到地下水位,可能在過程中經物理化學生物反應改變,或必須經降雨或地表水入滲將之由不飽和層中帶至地下水位。

當 DNAPL 在土壤與地下水中移動時,自然的物理、化學、生物過程,使得在土壤和地下水中污染物因而減少數量、毒性、移動、體積、或濃度,這些就地發生的過程包括了污染物的生物降解、延散、稀釋、吸附、揮發、輻射衰減、化學或生物穩定、轉換、氧化還原等(圖 2-2)<sup>[32]</sup>,當 DNAPL 在土壤與地下水中移動時,因為這些過程作用會使得 DNAPL 之分佈與傳輸更難掌握(圖 2-3)。然而,也同時因為這些作用,可能會使得 DNAPL 的質量減少,減輕土壤和地下水的污染衝擊。

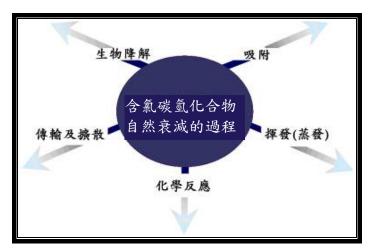


圖 2-2 土壤與地下水中含氯碳氫化合物的自然衰減作用

此外,在一些雜酚油污染場址發現 DNAPL 混合物的密度可能隨著時間改變,混合物中最易溶解的成分較先溶於水而散失,因而導致剩餘的 NAPL 混合物密度較水小,成分複雜的 NAPL 也可能出現在氣體製造工廠 (Manufactured Gas Plant,MGP)也會以半黏滯性的副產品型態存在,這些物質會漂浮在地下水位上,隨著地下水流動,更導致偵測 DNAPL 污染物之困難<sup>[33]</sup>。

與 DNAPL 一起出現污染物涵蓋了各種不同的鹵化或非鹵化揮發性或 半揮發性有機化合物,例如廢油脂、廢油、除鏽劑、防鏽劑等;也包括可 溶於 DNAPL 中的無機化合物,這些其他的化合物也很可能會改變 DNAPL 物化性質而影響在地表下之傳輸<sup>[34]</sup>。

如 2.1 節的統計資料顯示, DNAPL 很少以純物質的型態進入環境中, 多半是以廢溶劑或廢棄物成分的型態,混合其他的有機化合物,例如礦物 油或者 LNAPL,共同被釋放到地表下,這些其他的成分,也可能使得偵測 污染物的存在有所幫助,但也可能使得污染整治工作更為複雜。

潑灑於地面之汽油在移動至非飽和層中後,繼續由重力之作用以單獨一相(Separate phase)往下移動,其整體往下向地下水位移動,但有些則沿移動路徑滯留於土壤孔隙中,汽油之存在使得非飽和層被提升成為一三相液體共存之系統—水、汽油、空氣,在典型之土壤系統中,水是溼相流體(Wetting fluid),會佔據最小的孔隙,在一含水的兩相系統中,空氣或汽油為非溼相流體(Non-Wetting fluid),但在三相併存情況下,其溼潤能力(Wettability)系列依序為:水、汽油、空氣。此序列決定三流體在土壤孔隙中之位置,與其對滲流之影響。溼相流體,例如水,在非飽和層中於低飽和度時會佔據小的孔隙,以一土壤顆粒上之水膜(Thin film)狀態存在,而空

氣會存在於較大孔隙中,且於其間移動,而汽油則屬中間溼潤(Intermediate wetting),可能也以薄膜附在水膜之上,或以油粒狀態存在,相對於空氣而言,其為溼相流體。

在不飽和層中,在含水比相對很低的區域,DNAPL 相對於空氣是濕相流體,因此會優先佔據小孔隙或土壤顆粒的邊緣。在飽和層中,水是濕相流體,DNAPL 是非濕相流體,因此水會優先佔據小孔隙和土壤顆粒的邊緣。

DNAPL 往下進入和穿透含水層的能力是水頭、液體黏滯性、土壤毛細特性等的函數。在水頭夠高的情況下,例如是地表洩漏或者是薄層,DNAPL 液相的壓力超過含水層土壤孔隙中界面張力的作用,亦即足以克服進入壓力,進入土壤孔隙,並全部或部分取代孔隙中原有的水和空氣,DNAPL 往下移動的主要驅動力是重力梯度以及土壤和岩石分層之間的巨觀與微觀的性質。

如圖 2-3 所示,不論是在飽和層或不飽和層中,DNAPL 只要遇到了低透水性的地層或者是透水性顯著差異的地層界面就會循著阻力最低的路徑往側向移動,並有可能在這些界面上形成自由相 DNAPL 薄層。但是除非 DNAPL 是因為發生在化工廠製造過程中或儲槽或管線的大規模滲漏,否則污染場址極少會發現有自由相 DNAPL 存在。

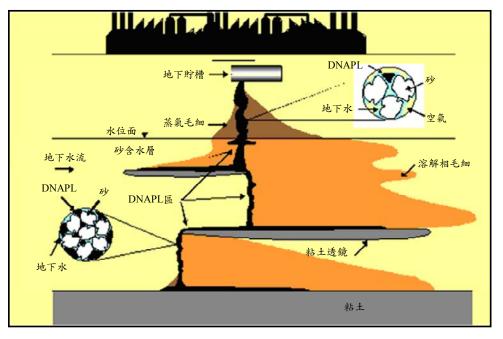
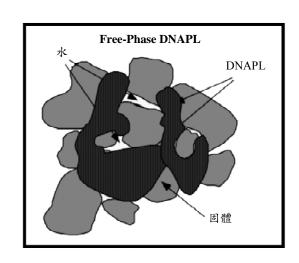
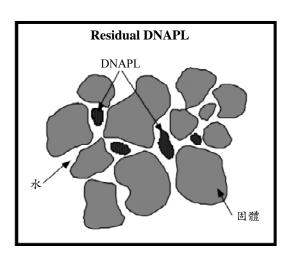


圖 2-3 DNAPL 在地表下傳輸之示意圖[35]

飽和度的定義是流體體積佔總孔隙體積之比例,以孔隙中同時存在水和空氣的例子來說,流體可以是液體也可以是氣體,以水和空氣為例,水的飽和度 $(S_w)$ 為土壤孔隙中水的總體積與土壤總孔隙體積的比例,其範圍可由乾土的0%至完全飽和土壤的100%。液相也可以包括多種不互相混溶的液體,例如水和DNAPL,DNAPL的飽和度(SDNAPL)就是孔隙中DNAPL的總體積與總孔隙體積的比例,在土壤中各流體的飽和度的總和為100%。在沈泥、砂、礫石等孔隙介質中殘餘態的DNAPL飽和度介於5%至20%之間。

當足夠 DNAPL 由污染源排放時,在土壤中可能佔據孔隙中較大的部分,而為自由相可流動之液體(圖 2-4(a)),DNAPL 進入地表下之後會在垂直向和側向移動,當原始污染源的 DNAPL 大都已經往下移動以致於幾乎消耗殆盡時,自由相 DNAPL 的壓力減小,在其遷移 DNAPL 團的尾端會形成互相不連接的液粒(Blob)或液團(Ganglia)因毛細作用力被牽制在土壤孔隙內,不易移動(圖 2-4 (b));此則為殘餘態的 DNAPL,成為地表下 DNAPL 二次污染源,持續溶解至流經過土壤孔隙的地下水中。這些液粒或液團的尺寸大約為土壤顆粒直徑的 1 至 10 倍,在不飽和層和飽和層中都可能存在,而且因 DNAPL 與水或空氣之間的界面張力所形成的毛細力作用被牽絆在土壤孔隙中,呈現受張力的狀態,一般狀況下,土壤孔隙中殘餘的 DNAPL 約佔 5~20%。在飽和層中與水相較之下 DNAPL 是屬於非濕相液體,DNAPL 殘餘飽和度通常較在不飽和層中高一些,約達 15~50%[36,37]。





(a) 自由相

(b) 殘餘相

圖 2-4 土壤孔隙中以自由相和殘餘相存在之 DNAPL

圖 2-5 (a)呈現了不飽和層孔隙介質中殘餘的 DNAPL,正如在飽和層的孔隙介質中一樣,DNAPL 形成獨立且互不連接的液粒或液團,在不飽和層中的 DNAPL 液粒或液團可接觸空氣和水,因此可以揮發形成氣相,亦可溶解至流經的入滲水中。

因為 DNAPL 的蒸汽壓頗高,因此在不飽和層中的生命週期遠較在飽和層中短,在比較乾燥和炎熱的地區,僅僅揮發就可以讓不飽和層中的殘餘態 DNAPL 如 TCE、PCE 在 5~10 年之間消失;但不飽和層中氣相、吸附相、溶解相的 DNAPL 會持續存在。

圖 2-5 (b)為殘餘 DNAPL 在飽和孔隙介質中的特寫, DNAPL 形成獨立且互不連接的液粒或液團。在部分孔隙介質中,即使在較高的水力梯度下,地下水流速較高,但也無法使得這些殘留相的 DNAPL 移動。

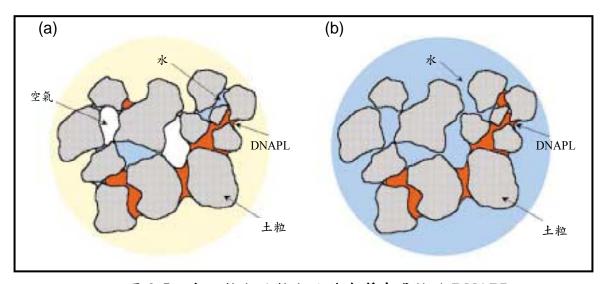


圖 2-5 在不飽和及飽和孔隙介質中殘餘的 DNAPL

當足量的 DNAPL 進入不飽和或飽和層,他們會在重力的作用下開始運動,其自由相(Free phase)最後會以不連續的液粒(Globules)或液團(Ganglia)的殘餘飽和態(Residual saturation)存在。在地表之下,他們的存在並不均勻,更不易被預測,而會因為土壤礦物、顆粒、組構所導致的孔隙變異有很大的變化。在正常的情況下,殘餘的 DNAPLs 會保持不動狀態,但是他們卻因而成為會持續溶解釋出污染物至流經過的地下水中的長期污染源。此外,若在 DNAPL 往下移動的過程中遇到了低透水性的土層,則會導致 DNAPL 的側向擴散或淤積,形成在不透水邊界之上的自由相 DNAPL 團或 DNAPL 薄層;但此一現象通常只會在當地表的污染是因為生產 DNAPLs 的工廠儲槽或管線滲漏大量的物質時才可能發生。因此,在大多數的現場調查鑽探取得的土樣中並不會發現有可以自由流動的自由相

DNAPL,也不會發現在監測井中有淤積的自由相 DNAPL。

在不飽和層或飽和層中的殘餘相 DNAPL 極不均勻且很難以預測存在的位置,主要原因就是因為土壤微觀的異質性影響太巨大了,土壤孔隙分佈、土壤質地、土壤構造、土壤礦物成分的些微變化都會影響 DNAPL 殘留和傳輸的特性。雖然殘餘相的 DNAPL 在正常的狀況下不易移動,但會成為二次污染源,將其成分釋放至水中或空氣中,孔隙中殘餘態的 DNAPL 液粒或液團持續緩慢溶解進入流經的地下水中,形成溶解態污染物的污染團。由於大多數 DNAPL 的溶解度頗低,而地下水的流速又極為緩慢,因此在自然狀態下 DNAPL 可能要經過幾 10 年才會完全溶解到地下水中。

DNAPL 一旦進入孔隙或裂隙,會傾向往較大尺寸之孔隙或裂隙移動,因其毛細阻力最小。換言之,DNAPL 不斷地尋找毛細阻力最小的路徑移動。若有足量的 DNAPL 進入地表下,則 DNAPL 穿過不飽和層,來到毛細緣層之上(或 DNAPL 穿過地下水含水層,來到有裂隙的岩盤之上),亦可能在其往下移動受阻時,形成 DNAPL 薄層,淤積在棲息含水層下的黏土區之上、地下水位以上的毛細緣層上、含水層底部的黏土阻水層或岩盤之上。

當 DNAPL 流入孔隙之後若沒有 DNAPL 持續供給,DNAPL 被阻擋無法繼續往下運動時,薄層就會形成;造成此阻擋的原因為所遇到的土層孔隙較小或已經被水飽和導致進入壓力提高,在這些薄層中,孔隙中的 DNAPL 互相連接,飽和度可能高達 70%。

若持續有 DNAPL 的供給,則當此薄層底部的壓力(毛細力)高於毛細緣層土壤孔隙或者岩石裂隙的進入壓力時,DNAPL 會穿入毛細緣層的土壤孔隙或岩盤裂隙,裂隙的方向、分佈密度、連通性主宰了 DNAPL 在裂隙網絡中的移動路徑,只有當 DNAPL 累積了足夠的量才可能克服進入壓力穿入較小的裂隙,在此時,地下水的流動對於 DNAPL 在裂隙中的移動影響很小<sup>[38]</sup>。

進入壓力與薄層淤積高度受毛細力(亦即界面張力)控制,而與DNAPL 的表面張力與土壤或岩石的孔隙大小相關,毛細力 $(P_c)$ 是非濕相流體絕對壓力 $P_w$ 和濕相流體絕對壓力 $(P_w)$ 之間的差值[5]:

$$P_{c} = P_{nw} - P_{w}$$

$$P_{e} = \frac{2\sigma\cos\theta}{\varepsilon}$$
(2.1)

一孔隙的進入壓力 $(P_e)$ 則為 Pankow and Cherry (1996)

式中, $\sigma$  = interfacial tension (N/m), $\theta$  = contact angle (degrees), $\xi$  = largest fracture aperture (m)。

將以上兩式結合,則 DNAPL 進入孔隙的最小淤積水頭(H),可表示為:

$$H = \frac{2\sigma\cos\theta}{(P_{nw} - P_{w})\gamma\varepsilon} \tag{2.3}$$

式中, $\gamma = DNAPL$ 的單位重。

圖 2-6 為雜酚油、煤焦油、含氯有機溶劑、混合 DNAPL 可在不同的 飽和土層上的淤積高度,DNAPL 與水之間的界面張力愈高、密度愈小、 土壤的孔隙愈小、透水性愈低,下滲必須克服的毛細阻力(進入壓力)愈 高,因而淤積高度愈高。含氯有機溶劑的淤積高度可達數公分至數 10 公分。

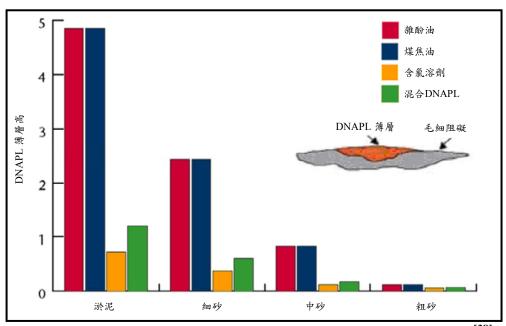


圖 2-6 在不同的土層上 DNAPL 薄層可淤積的最大深度<sup>[38]</sup>

DNAPL 釋放的空間和時間特性以及總量會影響其進入地下後的移動與分佈,若大量 DNAPL 連續釋放,例如由製造廠的管線或儲槽破裂滲漏,則 DNAPL 會在較侷限的範圍內以垂直方式透過幾條主要的偏好路徑往下移動。反之,若每次釋放的量都很小,且地點又不完全一樣,則其移動就會因地而易,循著各自阻力最小的路徑較不規則地往含水層移動。即便是在同一位置,每一次不同的釋放,DNAPL 也不會循著同樣的路徑移動<sup>[38]</sup>,DNAPL 在往下移動的過程中並不具有規律一致往下,而因為孔隙大小、形狀、連接性的變化,導致 DNAPL 形成不規則如樹枝狀、潑灑狀,以不連續的型態往下移動;導致 DNAPL 在地表下的分佈很難掌握。

根據經驗顯示, DNAPL 污染場址中,可以直接觀察到自由相 DNAPL 存在於地下水位以下者佔 5%, 在地下水中發現有機污染物但並未觀察到自由相 DNAPL 者佔 80%, 在地下水中只發現無機污染物者佔 10%, 而在地下水中未發現任何污染物者佔 5% [27]。

#### 二、DNAPL 於不飽和層中之相態平衡

DNAPL 無論是在不飽和層或是飽和層中的傳輸時,其最終宿命是由一系列的物化及生物機制所掌控,污染物在不飽和層中的傳輸比起在飽和層中更為複雜,主要是因牽涉到污染物與不飽和層中土壤、水、空氣各相間的轉換與平衡關係。

如圖 2-7 所示,DNAPL 主要以四種型態存在於不飽和層中,包括液相的自由相或殘餘相、溶解在土壤水份中之溶解相、吸附在土壤顆粒上吸附相、有機蒸汽相(Organic vapors)。

在各相存在的比例則是因為熱力學動態平衡(Thermodynamic equilibrium)的原則和質量傳輸動力(Mass transfer kinetic)因子決定;當各相中各種 DNAPL 成分各自的化學能(Chemical potential)達到相等時,系統即達到平衡。在此四相之間依不同之控制條件達平衡(圖 2-8),各有其控制方程式可供計算其平衡時之濃度或質量。例如 DNAPL 在液相及溶解相之間的分配取決於其本身的溶解度以及其在混合物中所佔的比例,氣相和液相之間的分配則由亨利定律控制。氣相與液相之間的關係是線性的,且為亨利定律常數的函數,並可以由該成分的蒸汽壓、分子量、液相溶解度計算得出。

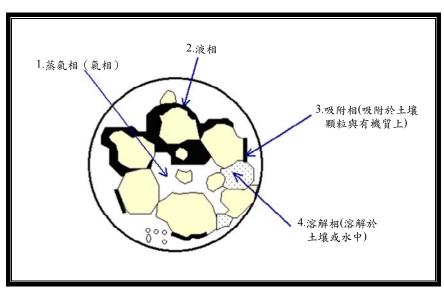


圖 2-7 DNAPL 在不飽和層土壤中之四種相態[4]

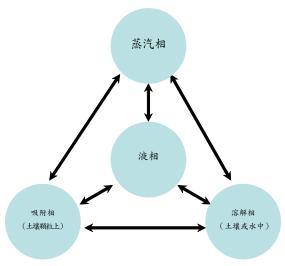
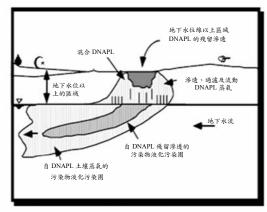
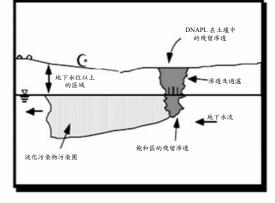


圖 2-8 不飽和土壤孔隙中 DNAPL 四相動態平衡示意圖[4]





自 DNAPL 土壤蒸氣的污染物液化污染團

DNAPL 釋放在地下水位以上及滲透區

## 圖 2-9 不飽和層 DNAPL 污染造成地下水含水層污染示意圖[39]

因此,在 DNAPL 污染的場址,也可能發現如圖 2-9 所示,僅有不飽和層遭到 DNAPL 污染或僅有一小區域的飽和層遭到 DNAPL 污染,卻因為不飽和層中氣相的 DNAPL 部分溶解至地下水中,導致淺層地下水受到 DNAPL 污染的狀況。

有機污染物在水-氣兩相之間的平衡,探討的就是溶解相中的溶解物質向大氣揮發的過程,以及大氣中的氣態污染有機物向水中溶解過程之間的平衡。可用亨利定律來表達這一種平衡關係:

$$K_H = \frac{C_g}{C_w} \tag{2.4}$$

式中, $K_H$ 為有機污染物的亨利常數, $C_g$ :有機污染物在空氣中的濃度(mole/L), $C_w$ :有機污染物在水中的濃度。亨利常數愈高,代表此有機化合物愈容易自水中揮發至氣相中。

有機污染物自地下水中消失的另一途徑是被水中的懸浮顆粒或水底沉積物吸附,有機物與固相的吸附機制遠比金屬離子與固相間的吸附作用複雜許多,其吸附的特徵與這些有機物的酸鹼性、極性、可極化性等有關,而這些性質又取決於有機物的化學結構,包括其所帶的官能基、取代基的性質與不飽合鍵的存在。涉及到這些有機物在固相表面的吸附作用有表面的物理吸附(Surface physical adsorption)、陽離子交換作用(Cation exchange)、陰離子交換作用(Anion exchange)、凡得爾瓦力作用(Van der waals force action)、氫鍵結合(Hydrogen linkage)和疏水吸附(Hydrophobic adsorption)等。疏水吸附發生的原因是由於低水溶性的有機物具有往土壤中天然有機物分佈的趨勢,此時土壤中的有機物將扮演吸附劑的角色[40,41]。

有機污染物在固相表面的平衡吸附,可以用分配係數(Partitioning coefficient)或稱吸附係數(Adsorption coefficient)來加以表示平衡時吸附物在固相和液相的濃度比例:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \tag{2.5}$$

式中, $K_d$ 為分配係數, $C_s$ 為達平衡時吸附在單位重量固體表面上的有機物含量,可視為固相濃度(M/M, mg/kg), $C_w$ 為該有機物在水相的濃度(mg/L)。

DNAPL 等含氯碳氫化合物於土壤中的吸附現象,通常是吸附在固相顆粒的有機物質上,所以吸附係數往往跟吸附劑上的有機碳含量密切相關。有機化合物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:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \tag{2.6}$$

式中,fc即為單位土壤重之有機物含量。

 $f_{oc}$ 與土壤的比表面積相關,土壤中的黏土含量愈高比表面積愈大, $f_{oc}$ 亦與有機物辛醇-水(Octanol)分配係數有關,其關係式如下。

$$K_{ow} = C_{oc \, tan \, ol} / C_{water} \tag{2.7}$$

式中, $K_{ow}$ 為辛醇-水分配係數, $C_{octanol}$ / $C_{water}$ 為污染物於辛醇中之濃度相對於液相水中之濃度比值。

辛醇-水分配係數為化學物質溶解在辛醇和水中之比率,較水溶性成分易分配在水中;而較脂溶性者反之。 $K_{ow}$ 值越大表示脂溶性越高;反之,其值越小則脂溶性越小,因此,若 $K_{ow}$ 愈大者,一旦進入生物體中,較易存於生物體脂肪中,而不易排出,其生物累積性較大。

### 2.4.3 飽和層之分佈與傳輸

#### 一、DNAPL 在飽和層中之傳輸

DNAPL 在飽和層中之傳輸與 LNAPL 或其他化合物不同,比水密度小的 LNAPL 在飽和層中,除了因為地下水位的升降導致部分 LNAPL 殘留相被牽絆在孔隙中不隨地下水流動,僅有溶解相隨地下水傳輸,其他化合物也僅有溶解在水中的成分隨地下水傳輸,但是 DNAPL 因為其密度較水高,因此液相的 DNAPL 在通過地下水位面之後,會繼續往下垂直移動(圖2-10);且在此過程中,會因為地下水的流動和地層狀況與土壤孔隙的變化導致其往側向移動,而在這些過程中,也持續溶解,因而其溶解相隨著地下水的流動傳輸。

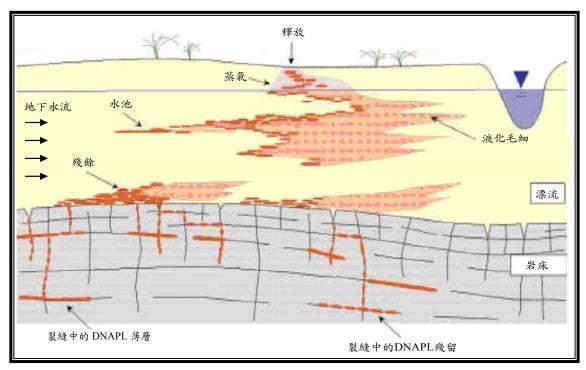
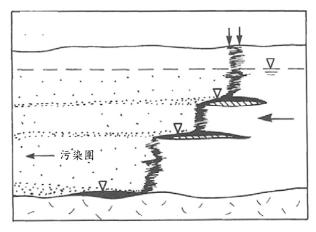
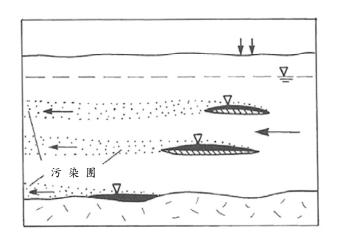


圖 2-10 在飽和層中的 DNAPL 二次污染源<sup>[5]</sup>

如圖 2-11 所示,進入含水層的 DNAPL 因低透水性土塊的阻擋形成棲息的小薄層或是在克服壓力進入後卻被牽絆在孔隙較小的土壤中,終將呈現如圖 2-5(b)之狀態持續存在於含水層土壤的孔隙中,成為長期的二次污染源。



(a)污染剛發生後不久

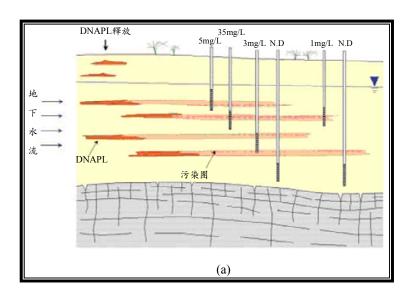


(b)污染發生多年後

## 圖 2-11 DNAPL 污染發生後成為地下水含水層二次污染源的狀況<sup>[5]</sup>

DNAPL 穿過地下水含水層往下移動的狀態並非如想像中單純,呈現連續狀態的下滲,Schwille [34] (1988)利用填滿玻璃珠透明箱研究染色 PCE 在其中的移動狀態,發現 PCE 並未形成連續狀態移動,而是被打散為極薄、線狀的方式沿著蜿蜒的路徑滲流。然而,實驗室中純物質狀態的 DNAPL 和廢溶劑狀態的 DNAPL 在地表下的移動方式可能有極大出入[34],實驗顯示 DNAPL 因在土壤中有機物之吸附與脫附過程或者在整治過程中混入界面活性劑或水,會造成其濕潤度(Moisture)隨著時間提高[27]。

因此圖 2-12(a)中顯示的 DNAPL 污染源區的剖面,並呈現了「實際」的溶解相污染團以及監測井的位置。反之,圖 2-12(b)則顯示依據監測井所得的 DNAPL 濃度所推斷的溶解態污染團,此假定單一污染團無法反應實際的狀況。



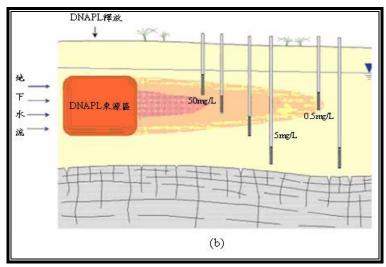
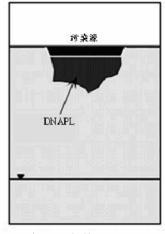
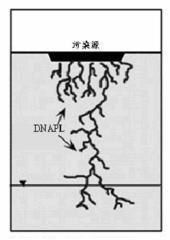


圖 2-12 DNAPL 穿過地下水含水層之移動狀態<sup>[4]</sup>

若污染場址下的含水層為岩層,在岩層中 DNAPL 主要經由節理、裂縫等次要孔隙(Secondary porosity)形成的偏好路徑移動。在一般的土壤地層中,DNAPL 也會經由樹根或齧齒、蛇類、昆蟲等動物形成的洞穴以及孔隙較大的土壤夾層形成的偏好路徑快速移動(圖 2-13)。這些較為特殊的地質條件往往使得 DNAPL 得以深入原本不易到達的深度,導致原本僅有約 1、2 桶這樣小量的 DNAPL 污染也有可能到達不飽和層以下數 10 公尺深的含水層。一般認為是良好阻水層的黏土層也可能因為其微觀異質性導致其阻擋 DNAPL 的效果不佳<sup>[42,7]</sup>(圖 2-14(a));因為風化形成的淺層土層或較堅硬的黏土層中之裂縫甚至於有可能使 DNAPL 穿透阻水層到達其下方的拘限含水層(圖 2-14(b))。在美國某處超級基金場址發現大量的 DNAPL隨著黏土和沈泥地質單元的次要孔隙在垂直方向移動了 15 公尺以上而在水平向移動了約 200 公尺以上<sup>[43]</sup>。

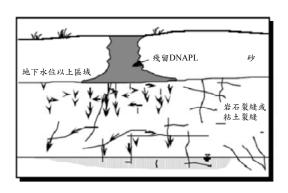


初始多孔細介質DNAPL的移動

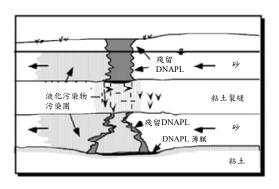


次要多孔細介質的移動特徵

圖 2-13 DNAPL 經由主要孔隙和次要孔隙傳輸之差異



(a)DNAPL 進入黏土層或岩層



(b)DNAPL 穿透黏土層

圖 2-14 黏土層與岩層次要孔隙對 DNAPL 垂直移動之影響[39]

此外,在污染場址的人為構造物往往形成 DNAPL 較易移動的偏好路徑,因此,使得 DNAPL 往下的運動更為快速,圖 2-15 顯示當 DNAPL 進入地下有不同設施或構造的人造地表時的狀況,從地下儲槽滲漏出來的 DNAPL 進入建築物基礎的礫石回填區,DNAPL 找到了礫石區成為偏好路徑(Preferential path),是因為礫石之間的毛細阻抗小,DNAPL 可以快速移動。之後,沿著礫石移動直到沿著基樁與土壤的界面往下穿透地層,因為這個界面上基樁與土壤之間以及土壤顆粒彼此之間經過擾動之後孔隙較大,毛細阻抗較小。

在地下水位以上淤積的 DNAPL 薄層則因可能會經過揮發、平流、擴散作用,穿透建築物的底板進入建築物內部,因此,若污染場址所在的工廠仍繼續營運,則應該進行室內空氣檢測,以瞭解 DANPL 在空氣中的濃度。

圖 2-15 中亦顯示 DNAPL 一旦遇到管線周圍回填礫石的狀況,這一層礫石層同樣因其低毛細阻抗,成為 DNAPL 可快速移動的偏好路徑, DNAPL 也會順著廢棄的抽水井穿透地層,亦即所謂的「短路」現象。

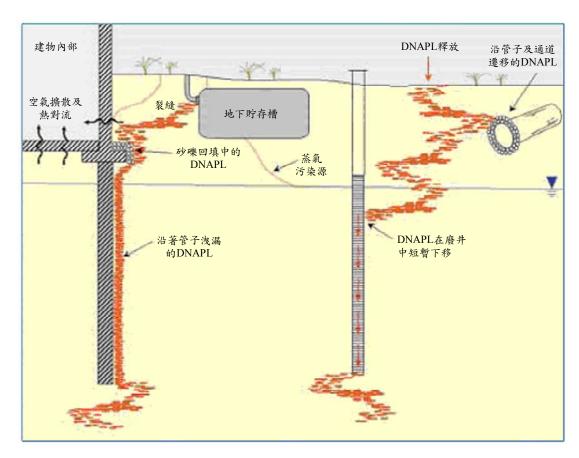


圖 2-15 人為構造物對於 DNAPL 移動之影響<sup>[4]</sup>

就 DNAPL 污染的偵測而言,除了圖 2-12 中顯示 DNAPL 層狀分佈可能影響污染狀況判斷之外,監測井本身設置的位置、深度、井篩長度都會影響到地下水取樣對於 DNAPL 污染狀況的判斷。

如圖 2-16 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。

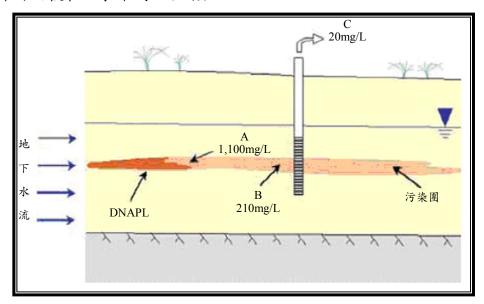


圖 2-16 地下水監測井取樣與 DNAPL 溶解相傳輸之關係<sup>[4]</sup>

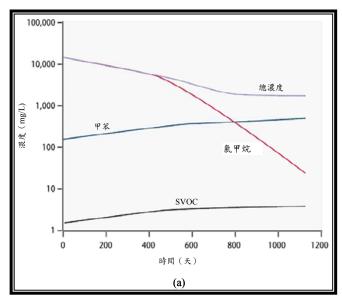
因此,根據過去許多現場採樣與實際狀況比較之後,一般採用的經驗準則(Rule of thumb)為只要採樣所得的地下水水樣中DNAPL 濃度達到溶解度的 1%,現場就可能有液相(自由態)的 DNAPL 污染源存在<sup>[7]</sup>。

另一方面,因為 DNAPL 經常以混合溶劑的型態被傾倒或棄置或者在同一工廠的污水池中同時儲存與洩漏的多種不同的有機化合物成分至地表下,因此同時有數種 DNAPL 的狀況實際上是常態。若同時有數種 DNAPL 同時存在,則他們不會以各自的溶解度值溶解至地下水中;而是各種成分會「競爭」溶解入地下水中的量。多種 DNAPL 同時溶解的比例可以用拉午爾定律(Raoult's Law)推估,各種 DNAPL 成分的有效溶解度是其莫耳分量(比例)和單一物種的溶解度的乘積。

$$C_i = M_i S_i \tag{2.8}$$

式中, $C_i$ 為成分i的有效溶解度, $M_i$ 為成分i在 DNAPL 混合物中的 莫耳分量, $S_i$ 為成分i單一物種的溶解度。

此一溶解的競爭效應對於 DNAPL 在地下水中的存在有相當重要的影響。例如圖 2-17(a)中顯示在緊鄰氯甲烷污染源下游處 1 公尺的地下水含水層中三種化合物的濃度變化。其中,氯甲烷的濃度隨時間而降低,但甲苯 (Toluene)和 SVOC 的濃度隨時間逐漸增加。氯甲烷濃度的降低是因為根據 拉午爾定律,其有效溶解度最高。當氯甲烷很快地溶解於水中,被地下水往下游傳輸,逐漸由污染源消失後,其他化合物的有效溶解度逐漸提高,因而水中的溶解度增加。此外,三種化合物的總濃度隨時間降低並不代表 DNAPL 不存在,而只是其中的高溶解度成分消失得比較快。



(a) 緊鄰 DNAPL 污染源下游地下水中溶解相濃度變化

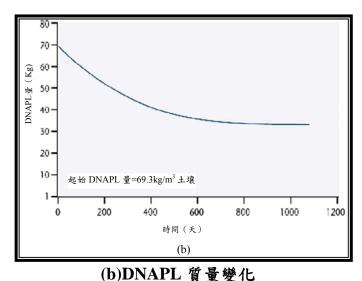


圖 2-17 拉午爾效應對於 DNAPL 質量變化與溶解相濃度之影響<sup>[4]</sup>

圖 2-17(b)則顯示在緊鄰污染源下游處 1 m³的地下水含水層中氯甲烷質量變化。在時間 t = 0 時,共有 69.3 公斤的氯甲烷,然後因逐漸溶解至水中,因此總質量隨時間遞減。但是在經過了 400 天之後,當氯甲烷已經接近完全溶解之後,遞減的速度顯著地緩慢下來;且與圖 2-17(a)中氯甲烷濃度逐漸降低的狀況是相符合的。

簡言之,混合 DNAPL 之成分溶解進入地下水的狀況是由初期時混合 DNAPL 中溶解度最高的化合物成分控制。溶解度較低的化合物成分總量 隨時間遞減的速度較為緩慢,其水中濃度隨時間遞減的速度也較為緩慢,甚至於可能出現濃度隨時間微幅增加的狀況。就 DNAPL 混合物總量而言,遞減的速度在初期最快,逐步減緩。

拉午爾定律的前提是混合物中各成分化學物彼此會競相溶解至水中。然而,弱勢 DNAPL 混合物中亦存在共溶劑(Cosolvents),例如低分子量的醇類等,則將導致拉午爾定律不再適用,且使得各種成分化合物提高在水中的溶解度。這種共溶劑的效應通常在共溶劑濃度較高時(例如在DNAPL 混和溶劑中約佔 20%以上)較為顯著,而且作用的時間頗為短暫,因為共溶劑本身會在初期就頗為快速地從 DNAPL 混合物中消失。

#### 二、飽和層中溶解相污染物之傳輸

含氯碳氫化合物在飽和層中的分佈與傳輸的狀態遠不及在不飽和層中複雜,在飽和層中 DNAPL 有兩種形式,一為溶解態,一為吸附態。但是,若發生地下水位變動,使得部分液態的 DNAPL 以殘餘飽和度被困在地下水位面以下的土壤孔隙中,則 DNAPL 就以三態存在。但卡在孔隙中的液態 DNAPL 液粒(Globule)被毛細力牽引並不會因為地下水的流動而移動,除非地下水的流速因為有抽水井抽水(例如在污染整治時的抽水),使得困住的油粒的動能大到足以掙脫毛細力的牽絆而隨水流動,或者採用界面活性劑(Surfactant)或以熱蒸汽灌注降低毛細力作用,讓油粒可以隨水流動,否則這些油粒的作用就是二次污染源,將污染物成分不斷地溶解至地下水中。因此,污染傳輸的機制仍是以溶解於地下水中的 DNAPL 為主。

飽和層係指在地下水面以下的區域,在地下水流通性良好且厚度夠高的地層中即為所謂的「地下水含水層」(Aquifer),亦即為鑿井取水之水源。地下水的流動可利用達西定律(Darcy's Law)來描述:

$$q = K \cdot i \cdot A \tag{2.9}$$

式中,q為滲流率(Flow rate,  $L^3/T$ ),K為水力傳導係數(Hydraulic conductivity, L/T),i為水力梯度或稱為水力坡降(無因次),即為沿滲流路徑

地下水位的降低( $\frac{dh}{dl}$ ), A為滲流截面積( $L^2$ )。

流動的速度和地下水的水力梯度(i,或稱為水力坡降)成正比,孔隙愈大的地質材料其水力傳導係數較高,水的流動也愈容易。台灣地區的地下水含水層的材料通常為礫石性或砂性土壤其水力傳導係數約在  $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-3}$  m/s 之間。地下水的滲流速度通常可利用達西定律得到:

$$v_x = \frac{q}{n_e A} = \frac{v}{n_e} = \frac{k \cdot i}{n_e}$$
 (2.10)

式中,n。為土壤之有效孔隙率。

一般地下含水層中水流的速度約為  $1 \times 10^{-9}$  m/s~ $1 \times 10^{-5}$  m/s 之間,亦即約 0.001 m/day~10 m/day 之間。

溶解在地下水中的污染物傳輸的方式包括:平流(Advection)、機械延散(Mechnical 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,污染物隨著水分子由高地下水位往低地下水位方向運動;擴散是污染物分子因濃度差異而驅動,污染物從較高濃度往較低濃度區域移動;機械延散則是因為地下水流動時,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。上述3個機制扼要說明如下:

#### (一) 平流(Advection)

平流係指溶解之污染物隨著地下水中水分子的流動而移動;換言之,污染物分子和水分子以同樣的方式移動,因而只要以水流的控制方程式來描述污染物分子的運動即可。如前所述,地下水流動可經由達西定律來描述,地下水的平均線性速度(Average linear velocity)就是式 2.9 中之地下水滲流速度 $\nu_x$ 。平流所造成的污染物通量(Mass flux),則為:

$$F_{r} = v_{r} n_{e} C \tag{2.11}$$

式中, $F_x$ 為每單位面積每單位時間溶解物之質量通量;C為污染物濃度。

#### (二) 擴散(Diffusion)

擴散之全稱應為分子擴散(Molecular diffusion)係指物質在介質中因為濃度的差異導致分子由高濃度往低濃度區域運動,以達到濃度平衡的機制。物質在水中擴散的通量可用費克定律(Fick's Law)來描述。費克第1定律(Fick's first law)敘述了物質在溶液中傳輸的通量:

$$F = -D_d(\frac{dC}{dx})\tag{2.12}$$

式中, $D_d$ 為擴散係數( $L^2/T$ ), $\frac{dC}{dx}$ 為濃度梯度(質量/體積/距離)。 式中的負號表示從較高濃度移至較低濃度的情況。一般水中主要之陰 陽離子 $D_d$ 值範圍介於  $1 \times 10^{-9} \sim 2 \times 10^{-9}$  m²/s 之間。此外,費克第二定 律則描述了在溶質濃度隨時間之變化情形:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \tag{2.13}$$

式中, $\frac{\partial C}{\partial t}$ 為濃度隨時間之變化。在孔隙介質中,溶質傳輸的路徑並非如在一般的溶液中一樣是直線的,而是隨著孔隙連接而成的蜿蜒路徑傳輸,導致實際上的傳輸路徑較長,所以傳輸的速度較慢、時間較長,因此必須針對擴散係數做一修正。在孔隙介質中的有效擴散係數 $(D^*)$ 可由下式得出:

$$D^* = \omega D_d \tag{2.14}$$

式中, $\omega \le 1$ ,為與曲折性(Tortuosity)相關之修正因子,可經由相關試驗求出。一般來說,其值約介於  $0.5 \sim 0.01$  之間。

### (三) 機械延散(Mechanical dispersion)

當一污染物分子隨水在孔隙介質中移動時,以微觀來看所有的水分子並非以相同速度和方向流動,因而導致了沿著水流方向或稱為「縱向」(Longitudinal)的機械延散,此一作用造成了污染物分子在縱向有速度不一的狀況,很類似在縱向因擴散作用導致的濃度稀釋情形。橫向延散(Transverse)係因在含水層的土壤孔隙中實際的滲流路徑並非直線,水分子和污染物即使在水頭差異驅動下往低水頭方向前進,仍須循著蜿蜒的路徑前進。此一狀況導致污染物與水流垂直方向的散佈,造成污染物在橫向上有類似擴散作用的稀釋狀況。

機械延散作用的大小可用延散係數來量化:

縱向機械延散係數 
$$D_{mL} = \alpha_L v_r$$
 (2.15)

横向機械延散係數 
$$D_{mT} = \alpha_T v_x$$
 (2.16)

式中, $v_x$ 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,二者之差異隨導水度之異向性增大而增加。由式中除了可以看出因水流速度愈快時導致速度差異愈大,使得延散係數隨速度增加之外,延散度本身也隨傳輸路徑增加而提高,其主要原因是因

為當空間尺度增大時,孔隙介質的均質性降低、異向性增加,孔隙大小差異擴大、導水度差異隨之提高,導致滲流速度變異增加、縱向和橫向延散都隨之加劇。

## (四) 水動力延散(Hydrodynamic dispersion)

污染物於地下水中傳輸時,分子擴散與機械延散二者是同時發生的,由於機械延散的作用造成污染物濃度分佈和分子擴散類似,因此通常將此兩項作用合併為延散作用來描述,並且以水動力延散係數 (Hydrodynamic dispersion coefficient)來將這擴散係數與延散係數併入同一項,以利數學分析計算。在二維地下水流場中,縱向與橫向水動力延散係數, $D_t$ 與 $D_T$ 可分別表示為:

$$D_L = \alpha_L v_x + D^* \tag{2.17}$$

$$D_T = \alpha_T v_x + D^* \tag{2.18}$$

而二維地下水流場中,若以 x 方向代表水流方向(縱向),則污染物傳輸之水動力延散控制方程式則為:

$$D_{L} \frac{\partial^{2} C}{\partial x^{2}} + D_{T} \frac{\partial^{2} C}{\partial v^{2}} - v_{x} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t}$$
(2.19)

若因地質條件或水流狀況導致橫向之水動力延散作用較為複雜必 須考慮三維之流場時,則控制方程式為:

$$D_{x} \frac{\partial^{2} C}{\partial x^{2}} + D_{y} \frac{\partial^{2} C}{\partial y^{2}} + D_{z} \frac{\partial^{2} C}{\partial z^{2}} - v_{x} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t}$$
(2.20)

式 中 之 ,  $D_x$  ,  $D_y$  ,  $D_z$  分 別 為  $D_x = \alpha_x v_x + D^*$  、  $D_y = \alpha_y v_x + D^*$  、  $D_z = \alpha_z v_x + D^*$  。

在圖 2-18 中顯示了當污染物為一次瞬時排放時在地下水含水層中傳輸的二維剖面。若傳輸的機制僅有平流,則污染物不會擴散,僅以和水流相同的速度前進,如圖 2-18 (a)所示。若污染傳輸的機制僅有分子擴散,則污染物會逐漸擴散,但是污染團的中心,也就是污染濃度最高之處會固定在原地不動,如圖 2-18 (b)所示。圖 2-18 (c)則為包括了平流、分子擴散、機械延散 3 種機制共同作用下的污染團,水動力延散使得污染團的中心以水流速度前進,而狹長型的污染團則代表污染物的分佈則在水流方向分佈較廣、在與水流垂直的方向延散作用較小。

在圖 2-19 中顯示了當污染物為連續排放時在地下水含水層中傳輸的二維剖面。若傳輸的機制僅有平流,則污染物不會擴散,污染物僅以和水流相同的速度前進,污染團實際上為一直線,如圖 2-19 (a)

所示。若污染傳輸的機制僅有分子擴散,則污染物會逐漸擴散,但是污染團的中心,也就是污染濃度最高之處會固定在原地不動,如圖2-19 (b)所示。圖2-19 (c)則為包括了平流、分子擴散、機械延散三種機制共同作用下的污染團,因污染物連續排放,因此污染團的中心還是固定在排放點,但水動力延散使得污染團的溶質鋒(Solute front)在水流方向上以較水流速度更快的速度前進,而狹長型的污染團則代表污染物的分佈則在水流方向分佈較廣、在與水流垂直的方向延散作用較小。另一方面,雖然分子擴散作用緩慢,但是仍會使得少部分污染物往與水流相反的方向擴散,污染團也局部往與水流方向擴大。

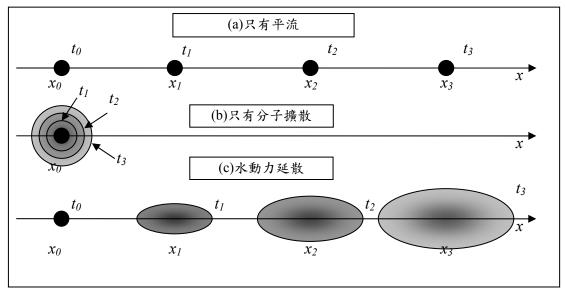


圖 2-18 污染物瞬時排放時水動力延散傳輸示意圖

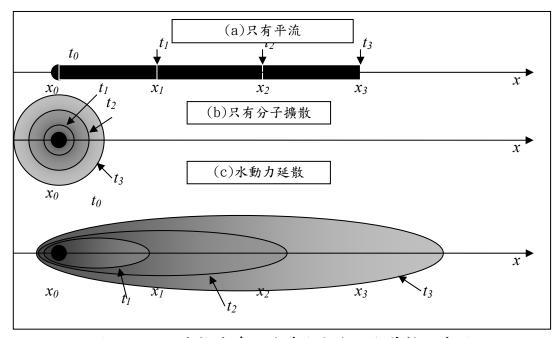


圖 2-19 污染物連續排放時水動力延散傳輸示意圖

## (五) 遲滯效應(Retardation)

如 2.3.1 節中所述,溶解在地下水中的溶質可能會因為不同的物理或化學作用吸附在土壤或者是有機質上而從水中消失,不再透過地下水散播。對於重金屬類污染物來說,主要的吸附機制為陽離子交換作用,重金屬透過離子交換和含水層土壤中的少量黏土成分上的陽離子(主要為鈉、鉀、鈣等低電荷價數、低原子序陽離子)交換。對於有機污染物來說,主要的吸附作用是吸附於土壤中的有機質上,極少部分則也會透過陰離子或陽離子交換作用吸附在黏土成分上。有機污染物在地下水中以電中性的狀態存在,但不同的物種其極性(Polarity)相異,因為水分子具有高極性,因此有機物極性愈高者於水中的溶解度愈高;但在傳輸過程中這些有機污染物易被極性較水低的固體表面吸引,但這些有機污染物分子吸附在土壤顆粒上者相當有限,反而較易吸附於土壤中的有機質上。不論是重金屬污染物或有機污染物的吸附作用,都可以用 K<sub>d</sub>來描述在固相與水溶液相之間的平衡關係。

地下水中的污染物之溶質鋒定義為 $(C/C_0=0.5)$ 的位置,在沒有任何遲滯效應影響下,溶質鋒移動的速度等於平均線性速度。因為吸附會使得一部分的污染物分子在傳輸過程中被留置在固相,因此以純粹平流的觀點來看,在特定的位置污染物濃度增加的時間拉長,換言之就好比是污染物的移動隨水流動的速度減緩而受到延滯。因此就所謂污染物傳輸的「外觀速度」(Apparent velocity)來看,就好像是受到某種阻力而減小。前人以這樣的觀點定義出了遲滯係數(Retardation factor, $r_t$ )來描述速度降低的比例:

$$r_f = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \tag{2.21}$$

式中, $\rho_b$ 為土壤乾體積質量密度 $(M/L^3)$ , $\theta$ 為土壤體積含水比(無因次), $K_d$ 為土壤與地下水中溶質之分配係數 $(L^3/M)$ 。

污染物傳輸之直觀速度,亦即為延滯速度(Retarded velocity),則可以表示為:

$$v_c = \frac{v_x}{r_f} \tag{2.22}$$

式中 $v_x$ :在x方向(水流方向)之平均線性速度( $L/T_y$ ), $v_c$ 為溶質鋒的速度(L/T)。

簡言之,含氯碳氫化合物在地表下傳輸與轉換機制相當的複雜, 受到許多因素的影響,但本章中已將主要變化機制和傳輸機制做了介 紹,足以掌握污染物之宿命與傳輸的基本原理,並可以針對污染類型 對於污染擴散狀況和整治手段做粗略的評估。然而,污染的種類繁多 ,且自然界的物理、生物化學作用變化萬千,因此,任何一種污染在 土壤與地下水中的變化和傳輸都還有深入研究的需要。

## 參考文獻

- 1. Lerner, L, HISTORY: Dense Non-Aqueous Phase Liquids, in DNAPLs in Groundwater, 19 August, 2008, <a href="http://www.dnapl.group.shef.ac.uk/main.htm">http://www.dnapl.group.shef.ac.uk/main.htm</a>.
- 2. ATSDR, Interaction Profile for 1,1,1-Trichloroethane, 1,1-Dichloroethane, Trichloroethylene,andTetrachloroethylene,2004,<a href="http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/IP-vocs/ip02-c1.pdf">http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/IP-vocs/ip02-c1.pdf</a>.
- 3. Rivett, M. O. Lerner D. N. and Lloyd J. W., "Chlorinated Solvents in UK Aquifers," Journal of IWEM, pp.242-249, June 4, 1990.
- 4. Environment Agency UK, An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface, 2003.
- 5. Pankow, J.F., and J.A. Cherry (Eds)., Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater, Waterloo Press, Portland, OR, pp.522,1996.
- 6. Feenstra, S. and J. A. Cherry, Subsurface contamination by dense non-aqueous phase liquid (DNAPL) chemicals. Proceedings, IAH International Symposium on Ground Water, Halifax, NS., 1988.
- 7. U.S. Environmental Protection Agency, Estimating Potential for Occurrence of DNAPL at Superfund Sites. OSWER Publication 9355.4-07FS., 1992.
- 8. ASTDR, CERCLA Priority List of Hazardous Substances, 2007, <a href="http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html">http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html</a>.
- U.S. Environmental Protection Agency, Evaluation of the Likelihood of DNAPL Presence at NPL Sites - National Results, EPA 540R-93-073, Office of Solid Waste and Emergency Response, Office of Emergency and Remedial Response Hazardous Site Control Division, Washington, D.C. 20460, 1993.
- 10. 經濟部工業局工業廢棄物清除處理與資源化輔導計畫,2007。
- 11. 孟維德,公司犯罪影響因素及其防治策略之實證研究---以美國無線電公司 (RCA)污染事件為例,中央警察大學/犯罪防治研究所博士論文,第430頁,1999。
- 12. 桃園縣環保局, 96年10月至97年3月重要工作執行概況報告,2008。
- 13. 行政院環保署,土壤污染管制標準,2008。
- 14. 行政院環保署,地下水污染管制標準,2002。
- 15. 行政院環保署土壤及地下水污染整治基金管理委員會,土壤與地下水污染全

- 國列管場址統計表,2008, <a href="http://sgw.epa.gov.tw/public/site\_chart.asp">http://sgw.epa.gov.tw/public/site\_chart.asp</a> (資料時間 2008.08.13)。
- 16. 行政院環保署土壤及地下水污染整治基金管理委員會,【環保署調查 13 處廢棄工廠土地遭受污染】, 2008, <a href="http://sgw.epa.gov.tw/public/news-link.asp?m\_no">http://sgw.epa.gov.tw/public/news-link.asp?m\_no</a> = P00404, 2008.06.13 新聞稿。
- 17. 行政院環保署,「監測井管理及高污染潛勢地區地下水質調查計畫」,計畫編號 EPA-96-G102-02-202,2008。
- 18. U.S. Environmental Protection Agency, Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. 51 FR 33992-34003, 1986.
- 19. IARC, Carcinogen Classification., 2008, <a href="http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php">http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php</a>, August 15, 2008.
- 20. NTP, Official Citation: Report on Carcinogens, Eleventh Edition; U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program, 2005.
- 21. IARC, Overall Evaluations of Carcinogenicity to Humans, 2008, <a href="http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/crthall.php">http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/crthall.php</a>, Last updated: April ,28 2008.
- 22. CMR, Chem Mark Report 229(6): 54, 1986.
- 23. NTP. Toxicology and Carcinogenesis Studies of Dichloromethane (Methylene Chloride) (CAS No. 75-09-2) in F344/N Rats and B6C31F Mice (Inhalation Studies). Technical Report Series No 306. NIH Publication No. 86-2562. Research Triangle Park, NC: National Toxicology Program. 208 pp, 1986.
- 24. 行政院環保署, 1,1,1-三氯乙烷(1,1,1-trichloroethane)公共衛生聲明書,2007, <a href="http://www.epa.gov.tw/ch/aioshow.aspx?busin=324&path=1908&guid=4f4534dc-aa2d-4d97-9c1b-9e3c9a9212e4&lang=zh-tw">http://www.epa.gov.tw/ch/aioshow.aspx?busin=324&path=1908&guid=4f4534dc-aa2d-4d97-9c1b-9e3c9a9212e4&lang=zh-tw</a>, 更新日期: 2007.12.27。
- 25. 行政院環保署, 五氯酚(Pentachlorophenol) 公共衛生聲明書, 2007, <a href="http://www.epa.gov.tw/ch/aioshow.aspx?busin=324&path=1900&guid=0f113f7e-801a-4195-9845-8af0aab8e48e&lang=zh-tw">http://www.epa.gov.tw/ch/aioshow.aspx?busin=324&path=1900&guid=0f113f7e-801a-4195-9845-8af0aab8e48e&lang=zh-tw</a>, 更新日期: 2007.12.27。
- 26. 行政院環保署 , 1,4 二氯苯(1,4 Dichlorobenzene)公共衛生聲明書 , 2007 , <a href="http://www.epa.gov.tw/ch/aioshow.aspx?busin=324&path=1878&guid=6edb1d29">http://www.epa.gov.tw/ch/aioshow.aspx?busin=324&path=1878&guid=6edb1d29</a> -fa5c-46f7-be48-1bf45c03f392&lang=zh-tw , 更新日期: 2007.12.27。
- 27. Cohen, R. M., and J. W. Mercer, DNAPL Site Evaluation. C.K. Smoley-CRC Press, Boca Raton, Florida, 1993.

- 28. Mackay, D., Shiu, W.Y. and Ma, K.C., Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Vol. 3 Volatile organic chemicals. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. ISBN 0873719735, 1993.
- 29. 單信瑜、黃進富,「土壤中水/有機液體之貯留特性」,第三屆地下水資源及水質保護研討會,桃園(NSC84-2611-E009-003),1999。
- 30. U.S. Environmental Protection Agency, Presumptive Response Strategy and Ex-Situ Treatment Technologies for Contaminated Groundwater at CERCLA Sites. OSWER Directive 9283.1-12, 1996.
- 31. Davidson, J. M., Nielsen, D. R., and Biggar, J.W., "The Dependency of Soil Water Uptake and Release on the Applied Pressure Increment," Soil Science Society of America, Proc. Vol. 30, No. 3, pp.298-304, 1966.
- 32. U.S. Environmental Protection Agency, "Monitored Natural Attenuation of Petroleum Hydrocarbons," U.S. EPA REMEDIAL TECHNOLOGY FACT SHEET, EPA/600/F-98/021, 1999.
- 33. ITRC, DNAPL Source Reduction: Facing the Challenge Prepared by Interstate Technology and Regulatory Council Dense Nonaqueous Phase Liquids Team, April, 2002.
- 34. Dwarakanath, V., Jackson, R. E., and Pope, G. A., "Influence of Wettability on the Recovery of NAPLs from Alluvium," Environ. Sci. Technol. Vol. 36, No. 2, 2002.
- 35. Jackson, R. E., "The Migration, Dissolution, and Fate of Chlorinated Solvents in the Urbanized Alluvial Valleys of the Southwestern USA," Hydrogeol. J. Vol. 6, pp.144-155, 1998.
- 36. Mercer, J.W. and R.M. Cohen A Review of Immiscible Fluids in the Subsurface: Properties, Models, Characterization and Remediation, J. of Cont. Hydrology, Vol. 6., 1990.
- 37. Schwille, F., Dense Chlorinated Solvents in Porous and Fractured Media: Model Experiments. Translated from the German by J. F. Pankow. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla., 1988.
- 38. ITRC, An Introduction to Characterizing Sites Contaminated with DNAPLs September Prepared by The Interstate Technology & Regulatory Council Dense Nonaqueous Phase Liquids Team, 2003.
- 39. Waterloo Centre for Ground Water Research. Dense Immiscible Phase Liquid Contaminants in Porous and Fractured Media, University of Waterloo Short

- Course, Kitchener, Ont, 1989.
- 40. Schwarzenbach, R. P., and Westall, "Transport of Nonpolar Organic Compounds from Surface Water to Groundwater," Environmental Science and Technology, Vol. 15, pp.1360-1367, 1981.
- 41. Chiou, C.T., Kile, D.E., Malcolm, R. L., "Sorption of Vapors of Some Organic Liquids on Soil Humic-Acid And Its Relation to Partitioning of Organic-Compounds in Soil Organic-Matter." Environmental Science & Technology 22 ,pp.298-303, 1988.
- 42. Waterloo Centre for Ground Water Research. Dense Immiscible Phase Liquid Contaminants in Porous and Fractured Media, University of Waterloo Short Course, Kitchener, Ont, 1991.
- 43. Connor, J.A., C.J. Newell, and D.K. Wilson. Assessment, Field Testing, and Conceptual Design for Managing Dense Nonaqueous Phase Liquids (DNAPL) at a Superfund Site, Proceedings of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water Conference, NWWA, Houston, Texas, 1989.
- 44. 行政院環保署, 97 年版列管毒化物危害資料, http://www.eric.org.tw/。
- 45. American Conference of Governmental Industrial Hygienists/TLVs(ACGIH), http://www.safe.nite.go.jp/english/help/help eng acgih.htm.

# 第三章 含氯碳氫化合物土壤及地下水污染預防與監測

土壤及地下水污染事件不但會使企業的形象與商譽受損,且極易引起民眾抗爭並要求損害賠償等糾紛,為避免土壤及地下水污染事件發生,必需確實做好污染預防工作,建立良好的環境管理系統,定期進行土壤及地下水環境品質監測,並配合有效之地下環境污染防治設施,以斷絕污染源,達到有效預防土壤及地下水污染之目標。土壤及地下水污染主要成因包括:製程反應槽洩漏、管線破裂、地上或地下儲槽洩漏、地下輸儲管線破裂、油品與化學品裝卸滿溢等,因此做好操作演練、儲槽及管線系統設備維修與檢測,並落實廠區工安管理以避免意外事故,加強土壤及地下水的品質監測,阻斷污染物進入土壤及地下水的途徑,就能有效達到污染預防的目標。本章將分別就廠區內環境管理及土壤及地下水有機化學物質污染評估、污染預防措施、土壤及地下水環境品質監測計畫及土壤及地下水污染緊急應變計畫等4個部分,說明如下。

## 3.1 廠內環境管理及污染評估

## 3.1.1 環境管理

土壤及地下水污染事故和災害所導致的公害事件,不僅易引發民眾的嫌惡心理因素,圍廠抗爭,亦可能危及勞工健康,進而影響工廠的運作。如工廠經環保機關公告為土壤及地下水污染場址時,對企業經營的影響與衝擊更大,妨礙土地利用,減低銀行融資意願。為謀求事業永續發展,企業宜建置環境管理與查核系統,並納入土壤及地下水污染預防與整治,以長期、持續有系統的監督並考核企業內部環境管理績效。

#### 一、環境風險管理

企業應自行評估工廠運作所可能產生之環境風險,建立環境風險管 理機制,企業可參考下列原則評估工廠發生土壤及地下水污染之風險:

#### (一) 高風險

- 1. 缺乏有效控制污染物滲漏與洩漏至環境的基礎設施,如:
  - (1) 地上儲槽未設置防溢設施、截流溝、緊急應變設備等。
  - (2) 未設置收集或防止危害性物質污染地下水體與土壤之設備或措施,如未於油品或化學品可能洩漏地區或逕流水易含有油污之雨、排水系統處,設置陰井或油水分離系統。
  - (3) 危害性物質之專門貯存場所未能避風、擋雨、地面堅固及設

置二次阻絕設施。

- 2. 無法預防與偵測污染物滲漏或洩漏至地下環境,如:
  - (1) 危害性物質運作時直接接觸土壤,液態物質未貯存於二次阻 絕系統內。
  - (2) 未於危害性物質運作或貯存區周圍設置測漏設備或地下水 監測井。

#### (二) 中度風險

- 1. 在工廠運作管理上,環境風險管理責任不明確,如:
  - (1) 防溢設施、截流溝未指派專人負責巡視、檢視及定期保養維修。
  - (2) 洩漏物未指定專人負責清理。
- 2. 管理上未有效提供最新工業標準與法令規定。

由於我國土壤及地下水污染防治相關法規之施行期間較之歐美國家為短,企業之實務經驗亦較為欠缺,廠內環境管理措施若無法有效執行及落實往往成為土壤及地下水污染事故高度風險之因素。

- (三) 低風險:不符合良好工業實務(good practice),但導致環境危害之可能性低。
- 二、土壤及地下水污染預防及監測設施介紹
  - (一) 地下儲槽二次阻隔設施:

地下儲槽設置二次阻隔層形式,設計應符合下列要求:

- 1. 外層阻隔高度需超過地下水位高度,以防止儲槽區沒入水中。
- 2. 滲透係數小於 10<sup>-6</sup> 公分/秒,厚度足夠且需與儲存物相容。雙層槽符合 UL、JIS 認證或採用混凝土外牆者可符合上述要求,若採用防漏襯墊可參考事業廢棄物貯存清除處理方法及設施標準中人造不透水材料單位厚度應為 0.2 公分以上。

#### (二) 地上儲槽污染預防及監測設施:

地上儲槽於設置若配置適當的污染預防及監測設施可及早發 現儲槽底板洩漏,並防止洩漏之有機化學物質污染土壤及地下水, 以即時採取緊急應變措施及減少損失。

地上儲槽污染預防及監測設施包括[2]:

- 儲槽底板洩漏防治設施:如電子式揮發性有機氣體感知器、集油坑及導流管。
- 2. 儲槽基礎不透水設施:如於儲槽基礎夯實砂層中舖設彈性不透水膜,以防止有機化學物質洩漏污染土壤。
- 3. 土壤氣體監測井(亦常被稱為測漏管)。
- 4. 排水集油設施。
- 5. 防溢堤及洩漏偵測設施。

#### (三) 地下儲槽及管線系統污染監測設施:

於地下儲槽及管線系統區域設置土壤氣體監測井(Vapor monitoring well),簡稱測漏管,可藉由定期檢測,及早發現土壤中揮發性有機氣體濃度的異常變化,據以研判地下儲槽及管線系統是否有滲漏的可能,進而採取必要的因應措施,以避免土壤及地下水污染的發生。

土壤氣體監測井之設置如圖 3-1 所示,需符合下列各項原則:

- 1. 開挖區之回填物質必須為孔隙介質,能使滲漏物之蒸氣在其中 擴散。
- 2. 地下儲槽及管線系統中之儲存物或追蹤劑須為揮發物質。
- 3. 監測設備必須能克服量測滲漏物之蒸發時,因為地下水、降雨、 土壤濕度或其他的影響,而導致滲漏發生超過30日無法偵測得 知之限制。
- 4. 開挖區中之背景濃度不能影響其滲漏偵測。
- 5. 土壤氣體監測井應能及早偵測土壤中儲存物或追蹤劑超出背景 之濃度。
- 6. 偵測設備應設於開挖區中或儘量接近開挖區。

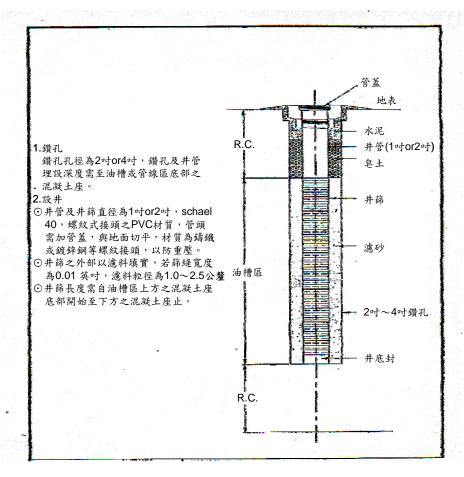


圖 3-1 土壤氣體監測井測漏管規格示意圖[1]

三、儲槽與管線防漏管理及監測方法、技術

## (一) 土壤氣體監測[3]

方法概要:依據標的污染物易揮發之特性,量測設置於地下儲槽系統周圍之土壤氣體監測井中揮發性有機物濃度,藉以研判土壤(或地下水)是否遭受污染以及地下儲槽或管線是否有發生滲漏。

監測作業:整體監測作業流程如圖 3-2,主要項目包括:「土壤 氣體監測井功能檢測作業」及「揮發性有機物檢測作業」。

土壤氣體監測井功能檢測作業程序如下:

- 收集土壤氣體監測井配置圖,並依各土壤氣體監測井既定編號 填寫紀錄表。
- 2. 以適當之開啟工具打開土壤氣體監測井蓋,若有不能開啟者將 其記錄於表單中,改善後再做後續追蹤。

- 3. 將量尺(或油水界面儀)緩慢伸入測漏管內,碰觸測漏管底部後, 記錄測漏管之深度。
- 4. 取出量尺(或油水界面儀),檢視表面受水或污染物質自由相浸濕的痕跡,記錄積水之水位深度及是否有自由相污染物質;如有自由相污染物質應將量尺確實清洗乾淨,以利後續檢測使用。
- 若有積水或自由相污染物質累積現象時,則應先抽除後再進行 檢測作業。
- 6. 透氣度(透氣真空度)檢測為使用附有真空/壓力錶之 1/8HP 真空泵,配合塑膠管、濾水瓶和圓錐形橡皮塞,使真空泵與測漏管間形成密閉系統後開始進行抽氣,抽氣時間需達 15 秒以上,並觀察真空錶之真空度變化,並將結果記錄於紀錄表上。

#### 揮發性有機物檢測作業程序如下:

- 1. 作業前依偵測器之操作手冊,確實進行儀器校正。
- 2. 使用偵測器量測揮發性有機物初始濃度值。
- 3. 土壤氣體監測井自然通氣 15 分鐘。
- 4. 以中間開孔之錐形橡皮塞塞住土壤氣體監測井口。
- 5. 將偵測器之集氣管插入開孔之橡皮塞內約 15 至 30 公分深,應注意集氣管頭不可接觸自由相污染物質或水,測定揮發性有機物濃度值並加以記錄之。
- 6. 取出集氣管,待歸零後再繼續量測其他土壤氣體監測井。

#### 監測數據判別

- 1. 若地下水位距地表 2 公尺以上之一般地區,透氣度(透氣真空度) 檢測結果若抽氣負壓力值高於 500mmHg 即視為阻塞,所謂阻塞 亦為土壤氣體監測井功能不彰,必需採取適當的清理措施或更 換土壤氣體監測井;抽氣負壓力值介於 150~500mmHg 間表示土 壤氣體監測井略有阻塞情形,可能需疏通或更換土壤氣體監測 井。
- 2. 若地下水位距地表小於 2 公尺之高地下水位地區,透氣度檢測 結果若抽氣負壓力值高於 150mmHg 就視為阻塞,必須採取適當 的清理措施或更換土壤氣體監測井。

- 3. 測爆器檢測值(%LEL)若大於25%,顯示有揮發性有機物污染滲漏之虞,建議查明可能原因。
- 4. PID、FID 測值應與背景值之前後測值比較評估;若大於 500 ppmV 顯示有揮發性有機物污染滲漏之虞,建議查明可能原因。

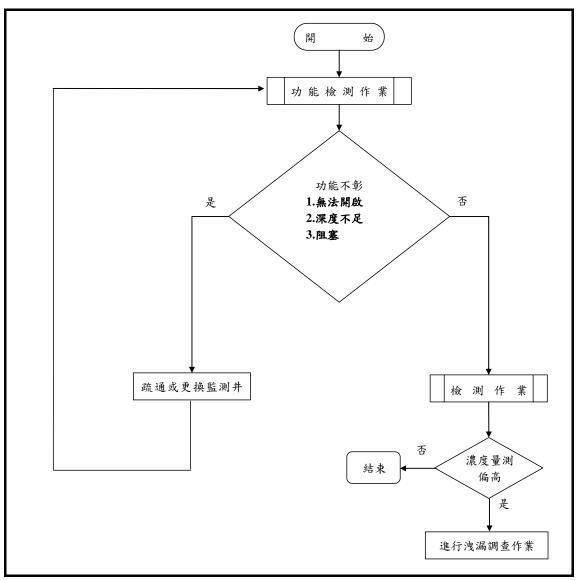


圖 3-2 土壤氣體監測作業流程[3]

# (二) 地下儲槽密閉測試(氮氣加壓測漏法)[4]

方法概要:於儲槽中注入氮氣,加壓至 0.21~0.35 kg/cm²壓力, 測量儲槽 1 小時內之壓力變化,以判定儲槽之密閉性。

適用範圍:本方法適用儲槽之體積應不大於100公乗。

#### 監測作業及方法步驟:

## 前置作業:

- 1. 與受測單位確認測試時間、作業程序及測試人員相關訓練合格 證明文件。
- 確認測試時使用之機具數量及各規格之盲封材料材質,現場並 先以可燃性氣體檢測器進行工安檢測確認作業環境安全無虞。
- 3. 調閱相關紀錄與檢測報告,應調閱之資料包括:
  - (1) 儲槽構造圖。
  - (2) 管線配置圖。
  - (3) 歷年檢測紀錄。
  - (4) 存量分析報告。
- 4. 安全措施設置及工安防護區劃設
  - (1) 設置安全警戒區域,於警戒區域內設置施工看板,說明檢測 目的、項目、預定期間、檢測單位、緊急通報人與電話,並 放置至少2支以上之滅火器。
  - (2) 於隔絕密閉作業開始至復原作業完成期間,以可燃性氣體檢測器進行揮發性有機物濃度全程監控(尤需注意陰井內部),若發現濃度高於 25 % 爆炸下限值,則應立即停止測漏作業並進行緊急應變措施。
- 5. 確認受測儲槽內之液位高度低於自動液面計偵測之最低限度。 若以量尺量測儲槽液位,液位高度須低於10公分。

## 隔絕密閉作業:

暫停與待測試儲槽相連之所有機械作業,若為沉水式設計須同時關閉沉水泵電源。

- 2. 打開儲槽陰井蓋,陰井內若有積水或雜物時須先行清除。
- 3. 拆卸與儲槽相接的管線、排氣管線、卸料管線等。
- 以盲板、氣密栓塞進行盲封作業或關閉管線與儲槽間既設之閘閥、逆止閥、球閥或洩壓閥等,以密封前述與儲槽相通之各開孔。
- 5. 前述應拆卸之各類設施或配件,若因管線設計或現地因素導致確實無法拆卸時,可利用關閉閥門組件獨立受測儲槽,進行測試作業,並應於後續檢測作業中隨時以泡沫劑噴灑於前述設施或配件上以檢查是否有漏氣情形。若無法獨立受測儲槽則應停止測試作業。

#### 測漏作業:

- 1. 於儲槽為空槽的條件下灌入氮氣施壓,施加於儲槽內部之壓力 區間為 0.21~0.35 kg/cm² (3~5psig)為原則。
- 2. 待加壓至所要求之壓力區間(0.21~0.35 kg/cm² (3~5 psig))後,附掛自動壓力記錄器(須直立擺設)及圓盤圖,記錄至少1個小時之壓力變化情形。
- 3. 加壓過程中須隨時以泡沫劑噴灑於儲槽之各開孔密封處、尚未 拆卸的設施或配件及法蘭蓋等處,若發現有泡沫劑之氣泡產生 或壓力下降,則應立即進行壓力洩漏處之修復及確認隔絕作業 之完整性。

#### 復原作業:

- 1. 卸除儲槽內之氣體壓力。
- 2. 拆除盲板或氣密栓塞,並進行墊片更換。
- 3. 重新連接相關管線。
- 4. 開啟所有先前關閉的閘閥、逆止閥、球閥或洩壓閥等開關。
- 5. 逐一啟動與本儲槽相關之機械設備,並檢視是否正常運作。
- 6. 蓋上陰井蓋,撤除安全警戒區域內之安全錐、警示帶、滅火器 及施工看板等。

#### 儲槽密閉測試試壓結果判定:

1. 判定正常:

- (1) 1 小時測漏結果壓力錶無壓降變化(小數點下第2位數值無變更),且自動壓力記錄器所繪製之圓盤圖須閉合。
- (2) 或 1 小時測漏結果電子式壓力計小數點下第 2 位數值無變更,且自動壓力記錄器所繪製之圓盤圖須閉合。
- 判定洩漏:1小時測漏結果壓力錶(計)有壓降變化或自動壓力 記錄器所繪製之圓盤圖無法密合。

## (三) 地下管線密閉測試檢測(氮氣加壓測漏法)[5]

方法概要:於管線中注入氮氣,加壓最大壓力以管線正常操作壓力值之1.5倍且不大於3.5 kg/cm²(50 psig)壓力為原則,測量管線1小時內之壓力變化,以判定管線之密閉性。有關管線密閉測試之原理及方法步驟與前述地下儲槽密閉測試(氮氣加壓測漏法)相似,不在此詳加敘述。

## (四) 其他相關監測方法及技術[6]

除了上述各項在我國已訂有標準作業程序、方法之監測技術以外,工廠管理者於規劃、執行儲槽與管線防漏管理及監測作業時,亦可參考歐美各國常用之簡易監測方法及技術,如利用手動儲槽存量量尺做為工具,進行手動儲槽存量監測(Manual tank gauging)以評估儲槽是否洩漏;另歐美各國監測業者及研究機構為監測儲槽與管線較微量洩漏(可測出 0.1 加侖/小時以上之洩漏),已研發出多種各式各樣較為精密之密閉測試(Tightness testing)、存量控制監測(Inventory control)及自動儲槽存量監測(Automatic tank gauging)等監測方法及技術,並通過各國環保主管機構之測試、驗證後提供商業化之應用與服務,相關監測方法、技術及管理模式,值得工廠管理者參考及採用,以提升防漏管理品質與效益。

# 3.1.2 污染評估

工廠運作可能造成的污染物種類,工廠所處地理位置的水文地質特性及可能的污染傳輸途徑,均是污染評估的重要考量,包括監測井設計與環境調查評估的程序。

#### 一、污染源

工廠要執行土壤及地下水污染預防工作,首先需由工廠本身之運作特性、潛在污染源及土地使用情形開始瞭解,進一步針對廠內可能具污染潛勢之區域,於平時特別注意並予記錄,以減少可能污染之產生。工

廠可能的土壤及地下水污染源,包括:

- (一) 製程反應槽洩漏、管線破裂。
- (二) 地上或地下儲槽洩漏。
- (三) 地下輸儲管線破裂。
- (四)油品與化學品裝卸。
- (五) 廢污水集水池、污水坑與廢水處理場。
- (六)雨、排水系統。
- (七) 有害事業廢棄物暫存區。
- (八) 有害事業廢棄物非法棄置、掩埋。
- (九) 化糞池。

#### 二、工廠水文地質特性

利用地質鑽探及設井所取得的資訊,可以瞭解及描述工廠水文地質的特性,包括工廠的地質與地層特性,以及定義水文地質特性,如地下水坡降與流向。於進行初步污染評估或調查時,如廠區內未曾進行地質鑽探或設井工作,可參考政府機關調查之區域性水文地質或鑽探資料,如表 3-1 所示。為進一步瞭解工廠的水文地質特性,亦可透過土壤鑽孔及監測井設置可取得工廠基本的水文地質資料,設置監測井時可取得土壤柱狀圖及化學分析採樣資料。

含水層中砂及黏土的組成、層面及接觸面的關係是影響污染物傳輸的重要因素,薄層黏土會使地下水水流分離、減緩或改變其方向,進而使污染團向水平及垂直方向延伸。地下水水質因流過污染區域或不同質地的地層有所改變,而未受污染的工廠,可能會因上游工廠的污染源而污染地下水。污染物的移動與擴散的時間愈長,污染的範圍愈大,污染評估或調查的範圍也變得更大、更複雜、更昂貴[7]。

項目	資料內容	來源				
地質	<ul><li>場址所在地地質圖</li><li>地質狀況描述</li></ul>	<ul><li>經濟部中央地質調查所鑽探資料</li><li>經濟部中央地質調查所網站(區域性地質)</li><li>水利署「水文水資源資料管理供應系統」水資源資料查詢</li></ul>				
地表水水文	• 所屬河川流域、水位、流速、流量	<ul><li>台灣河川流域圖</li><li>水利署「水文水資源資料管理供應 系統」水資源資料查詢</li></ul>				
地下水水文	<ul><li>附近區域水文地質剖面圖</li><li>地下水流向之季節變化</li><li>地下水水位面之季節變化</li><li>地下水流速、導水係數、孔隙率</li><li>含水層型態、厚度、範圍</li></ul>	<ul><li>水利署「水文水資源資料管理供應 系統」水資源資料查詢</li></ul>				
地下水使用	• 附近民眾使用地下水情形	• 水利署「水文水資源資料管理供應				

● 附近其他地下水抽水井汲取狀況 │ 系統」水權資料查詢

表 3-1 政府機關水文地質資料內容及來源

若欲取得場置性地下水水力坡降及流向之資料,則至少須設置3口地下水監測井,其中1口監測井須設於地下水之上游,另2口設置於地下水之下游。

#### 三、工廠監測井設置方式

情形

一般而言,工廠內事業受限於經費因素,規劃建置監測井網之井數通常不會太多,惟若考量監測涵蓋範圍之均勻性或未來觀測地下水流向之需,則應以「周界4點、中央1點」或「周界三角形3項點」之方式進行配置(如圖 3-3),並建議採前者為佳。至於實際設置時,則可於考量場址內高污染潛勢區(如設有儲槽管線之製程區、廢水處理廠、廢棄物貯存場等)之分佈位置,或場址外是否有工廠既設之監測井及所在位置等因素後酌予調整(如圖 3-4)。

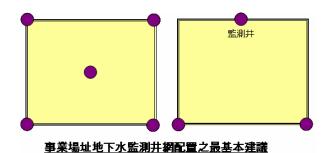


圖 3-3 工廠監測井建置之規劃井網



圖 3-4 工廠內既設監測井及所在位置

### 四、場址污染評估

企業對瞭解其工廠、作業活動及併購案有關環境議題之興趣日益提高。這些環境議題與相關商業活動結果可藉由使用場址與組織環境評估 (Environmental assessment of the site and organization,EASO)<sup>[8]</sup>或場址環境污染評估(environmental site assessment,ESA)之標準方法評估。該等評估可於商業活動中,或於資產併購或撤資(divestiture)時進行,並可作為更廣泛商業評估的一部分,以釐清及保護企業本身的權益。近年來,因 RCA 的案例,部分國內金融機構對不動產之抵押貸款有了「污染預防」的考量與要求,以避免抵押之不動產因污染問題而失去抵押之價值[9]。

#### (一) 污染評估之目的

執行土壤及地下水污染評估與調查之目的,包括:

- 1. 背景調查。
- 2. 潛在污染源調查及確認。
- 3. 污染確認調查。
- 4. 污染範圍調查。
- 5. 基本調查。
- 6. 特殊目的(如環保機關/民意之考量)。
- 7. 早期預警系統。

#### (二) 污染評估之方法

初步污染評估旨在確認可能之污染源、污染物種類、傳輸途徑 及潛在受體,以作為工廠後續污染預防措施、污染調查、早期預警 或監測系統規劃之用。

参考美國材料及試驗協會(American Society for Testing and Materials,以下簡稱 ASTM)第 1 階段場址評估(ASTM E1527)<sup>[10]</sup>,初步污染評估之調查,至少須包括下列工作:

- 1. 工廠之土地使用歷史及目前使用狀況。
- 2. 污染物移動路徑評估。
- 3. 場址所有人及員工訪談。
- 4. 區域地質及水文地質調查。
- 5. 敏感受體調查。
- 6. 工廠及其周圍土地使用狀況勘察。
- 7. 相關環境報告之審閱。
- 8. 場址相關紀錄之審閱。

執行工廠初步污染調查工作之人員需有豐富的土壤及地下水 相關知識及實務經驗,否則調查結果可能無法明確評估工廠本身及 附近地區之潛在污染源,進而誤導後續工作的規劃,或因誤判場址 的污染狀況,而造成企業本身的損失。

## 3.2 工廠污染預防措施

由於國內各項環保法規已趨完整,環保觀念亦趨於成熟,再加上民眾環保意識高漲,近年來除了少數不肖業者故意棄置或排放污染物,絕大部分的 土壤及地下水污染事件均為在業者不知情的狀況下,或因工廠發生意外事件 所發生,其中又以地下儲槽或管線洩漏最常發生。

一般而言,工廠要執行土壤及地下水污染預防工作,首先需由工廠本身 之運作特性、潛在污染源及土地使用情形開始瞭解。本節將分別就污染預防 管理原則與污染預防措施等2個部分,說明如下。

## 3.2.1 污染預防管理原則

土壤及地下水污染事件,如未妥善處理,容易造成環境污染。事業宜依工廠之運作特性,將土壤及地下水污染預防管理納入工廠之環境管理系統中。

## 一、污染預防基本原則

土壤及地下水污染預防管理之基本原則如下:

- (一) 承諾採購(Affirmative procurement):使用替代品、安全與可回收之 原物料。
- (二) 減少水的使用,或使用乾式製程。
- (三) 減少或避免雨、排水系統流過廠區、貯存區或高污染潛勢區。
- (四) 廢棄物回收、利用。
- (五) 隔離潛在污染源傳輸至土壤、地下水之途徑。
- (六) 污染預防與緊急應變之職工訓練。

#### 二、污染預防自我體檢

土壤及地下水污染預防應先經過妥善的規劃,以便認識問題之本質,研擬對應的對策和方案,工廠可依下列程序自我體檢,並研擬對策與方案:

- (一) 瞭解有關污染防治之環保法令與相關規定。
- (二)自評:工廠執行土壤及地下水污染預防工作,首先需由工廠本身之 運作特性、潛在污染源及土地使用情形開始瞭解,進一步針對廠內 可能具污染潛勢之區域,於平時特別注意並予記錄。
  - 1. 依97年度「產業綠色技術輔導與推廣計畫」所研提之工廠土壤

及地下水污染潛勢評量表如 3-2 所示<sup>[11]</sup>。此表單除事業基本資料外,共分環境背景評量、原物料產品特性評量、空氣污染物處理評量、廢水及廢液處理評量、廢棄物處理評量、操作管理評量及過去運作歷史評量等 7 項,事業可委由熟悉廠內運作情形及項填寫表中各評量事項。

- 2. 評量事項分為一般及特殊評量事項,由填寫人員依據運作情形 勾選欄位之「是」、「否」或「不知道」擇一勾選;如事業一般 評量事項勾選「是」越多者,表污染潛勢越高,其中環境背景 評量勾選「是」越多者,表如發生污染對環境影響較大。特殊 評量事項勾選「是」者,表廠內可能已遭受污染。事業可參考 處理建議欄之建議及時改善,並應進一步評估土壤或地下水污 染之程度。
- (三)納入工廠環境管理系統。
- (四)研判污染問題的防治方案。
- (五) 防治方案評估與衡量成本效益。

#### 三、洩漏預防與管制計畫

工廠自行評估廠內運作有污染洩漏之虞時,宜針對廠內潛在污染源制定洩漏預防與管制計畫,計畫內容包括:

- (一) 設備設計:如儲槽及管線材質規格,鋪設 Epoxy 防漏。
- (二) 操作程序:如化學品置放、貯存及運作作業管制。
- (三)預防保養技術。
- (四) 建造技術:明管、防震設計。
- (五) 職工訓練。
- (六) 洩漏應變能力。
- (七) 替代品與替代製程。
- (八)新技術的應用。
- (九) 調整廠區或設備配置。
- (十) 洩漏預防管制措施與計畫。
- (十一) 有害事業廢棄物應變計畫。
- (十二) 地面逕流與入滲管制系統。
- (十三) 工廠地理位置與使用分區。

# 表 3-2 工廠土壤及地下水污染潛勢評量表

		事	業	基	本	資	料		
事業	場所名稱:								
事業	場所地址:								
事業	所屬業別:								
	人員姓名:								
職稱									
評量	日期:		-						
迢	原料種類/原料使用量(	公噸/月)	)						
竹資料	產品種類/產量(公噸/月	)							
米	製程種類								
土	展房面積(平方公尺)								
地資料	也 廢址面積(平方公尺)								
米	解房舖面類型								
	評 量 事	項				连	運作情形	勾選	處理建議
1.環	<b>環境背景評量</b>								
	1.1 工廠是否實際從事工業 者非工業使用)	使用?(1	堇供辨	公室使	用□	是	□否	□不知道	_
	1.2 是否為土污法第8條第事業類別?	1項及第	9條之	上指定公	告□	是	□否	□不知道	注意是否依土污法第 8、9 條規 定於土地移轉、設立、停業及 歇業前檢具土壤污染檢測資料
— 40	1.3 毗鄰是否有住宅?	3 毗鄰是否有住宅?				是	□否	□不知道	應注意廠內運作物質是否影響 毗鄰住戶
般 -	1.4 毗鄰是否從事農林漁牧	.4 毗鄰是否從事農林漁牧或養殖?				是	□否	□不知道	應注意廠內運作物質是否影響 毗鄰農林漁牧或養殖
	1.5 毗鄰是否有飲用水取水	口或為水	く源水	質保護	區? 🔲	是	□否	□不知道	應注意廠內運作物質是否影響 毗鄰飲用水取水口或為水源水 質保護區
	1.6 是否使用地下水?					是	□否	□不知道	應定期檢測廠區地下水品質
特殊	1.7 地下水井水質是否曾經	超出管制	]標準:	?		是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢測 廠區土壤及地下水
	2.原物料產品特性評量								
	2.1 原物料、添加物及產品內質?(如果是,請說明之)	是否含	污染管	制項目	物□	是	□否	□不知道	含污染管制項目物質,應注意 其運作及可能流布情形
般	2.2 工廠內是否有地下儲槽	或儲油管	· 京線?			是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期對地 下儲槽或儲油管線進行測漏試 驗

# 表 3-2 工廠土壤及地下水污染潛勢評量制度(續 1)

評 量 事 項			運作情形	勾選	處理建議			
特	2.3 原物料、添加物及產品儲存狀態是否有逸散、 洩漏、貯存不當情況?	□是	□否	□不知道	找出逸散、洩漏點、貯存不當 位置,儘速改善			
殊	2.4 原物料、添加物及產品運作添加是否有滴落地面與土壤接觸情形?	□是	□否	□不知道	應加以阻絕及改善運作方式避 免與土壤接觸			
3.空	氣污染物處理評量							
一般	3.1 是否屬空氣污染防治法第24條第1項指定公告 之固定污染源?	□是	□否	□不知道	-			
	3.2 工廠熱處理源、鍋爐及揮發性溶劑操作區之排煙道或排氣口是否未設置空氣污染防治設施?	□是	□否	□不知道	未設置者建議應定期檢測廠區 土壤及地下水			
	3.3 工廠內是否曾有露天焚燒情形?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢測			
	3.4 空氣中是否有惡臭或肉眼可見的粉塵或煙霧?	□是	□否	□不知道	廠區土壤及地下水			
特殊	3.5 前項空氣污染防治設施產生之集塵灰或灰渣是 否未妥善處理?	□是	□否	□不知道	建議應清運處理集塵灰或灰渣			
4.廢	水及廢液處理評量							
	4.1 是否有製程廢水或廢液產生?	□是	□否	□不知道	_			
	4.2 是否屬水污染防治法第 13 條第 2 項應檢具水 污染防治措施計畫之事業	□是	□否	□不知道	_			
	4.3 製程廢水中是否含污染管制項目物質?(如果 是,請說明之)	□是	□否	□不知道	廢水含污染管制項目物質,應 注意其運作及可能流布情形			
般	4.4 廢水/廢液是否以地下管線輸送?	□是	□否	□不知道	應注意地下管線有無洩漏破損 處,並定期進行測漏試驗			
	4.5 廢水/廢液貯槽是否為地下型貯槽?	□是	□否	□不知道	應注意地下型貯槽有無洩漏破 損處,並定期進行測漏試驗			
	4.6 廢水處理方式是否採自行處理後放流?	□是	□否	□不知道	應注意放流水是否影響鄰近承 受水體或土壤			
特殊	4.7 廢水/廢液之設施、管線、放流口、儲存/放區 與排放溝渠是否未定期維護?	□是	□否	□不知道	應注意檢查區有無洩漏破損處			
殊	4.8 前項檢查區是否曾有破損或滲漏情形?	□是	□否	□不知道	有破損或滲漏處應儘速修補並 定期檢測土壤及地下水			
5.廢	5.廢棄物處理評量							
一般	5.1 是否屬廢棄物清理法第 31 條第 1 項第 1 款應 檢具事業廢棄物清理計畫書之事業?	□是	□否	□不知道	_			
	5.2 是否有有害事業廢棄物產出?	□是	□否	□不知道	應注意有害事業廢棄物貯存情 形			
	5.3 廢棄物中是否含污染管制項目物質?(如果有, 請說明之)	□是	□否	□不知道	廢棄物含污染管制項目物質,應 注意其運作及可能流布情形			
	5.4 有害事業廢棄物是否未固定包裝材料或容器 密封盛裝?	□是	□否	│	建議改以固定包裝材料或容器密封盛裝			

# 表 3-2 工廠土壤及地下水污染潛勢評量制度(續 2)

評 量 事 項			運作情形	勾選	處理建議	
特殊	5.5 有害事業廢棄物貯存地點是否未分類貯存並 加設舗面?	□是	□否	□不知道	建議貯存地點應加設舗面並分類貯存	
	5.6 作為廢棄物處理、處置的坑孔、水塘或污水塘 是否未定期維護?	□是	□否	□不知道	應注意檢查區有無洩漏破損 處,並定期維護	
	5.7 前項檢查區是否曾有破損或滲漏情形?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢 測廠區土壤及地下水	
6.操	作管理評量					
一般	6.1 工廠是否排放廢水至雨水下水道中?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢 測廠區土壤及地下水	
	6.2 工廠內是否有任何排氣管、排放管或其他通路 埋設地底下?	□是	□否	□不知道	建議應定期檢查埋設地底下 排氣管、排放管或其他通路	
	6.3 場址內雨水渠、排放渠或井是否遭受污染或有 異味?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期清 理雨水渠、排放渠或井	
特殊	6.4 工廠內是否曾有廢電池、農藥、油漆或其他化學物質存放桶,因儲存、置放或使用造成危害或洩漏?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢 測廠區土壤及地下水	
	6.5 前項貯放區是否未設置貯漏設施及維護?	□是	□否	□不知道	未設置並定期維護者建議應 定期檢測廠區土壤及地下水	
7.過-	7.過去運作歷史評量					
一般	7.1 工廠內是否曾有工業用桶槽、太空包放置於場址內?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢 測廠區土壤及地下水	
	7.2 工廠內是有任何不知來源的回填土?	□是	□否	□不知道	建議應了解回填土來源或進行回填土檢測	
	7.3 工廠內是否曾經有土壤被棄置、掩埋或焚燒?	□是	□否	□不知道	建議應調查了解成分及掩埋範圍	
	7.4 工廠內是否曾有廢棄物於空地堆置?(包括:建築 工事殘餘、冶鍊、採礦活動之廢棄物[如鎔渣、 礦渣或邊材等]、屋頂材料之廢棄物[可能含石 綿]、廢皮革渣、鍋爐、焚化爐或其它熱功能設 備之廢棄物、引擎、機械工具/設備維修廢棄物、 溶劑、機動車輛清洗、維修之廢棄物等)	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢 測廠區土壤及地下水	
	7.5 工廠是否曾經被環保主管機關稽查且違反環保 法規之情形?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢 測廠區土壤及地下水	
	7.6 工廠內原料、產品廢料等相關貯放區是否曾因 雨水沖刷或其他自然作用而造成貯放物質漫流 至鄰近地區?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢 測廠區土壤及地下水	
特殊	7.7 工廠內是否有任何來自污染土壤場址的回填土?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應檢測廠 區土壤	
	7.8 工廠內是否曾有潑灑、洩漏、災害發生處及因 化學物品/油品儲存不當而發生滲漏情形?	□是	□否	□不知道	有前述情形者建議應定期檢 測廠區土壤及地下水	

#### 3.2.2 污染預防措施

廠內建立明確的污染預防措施,是達成土壤及地下水污染預防目標最簡單且最有效的作法,業者可朝物料管理、有害事業廢棄物貯存、儲槽管線定期維護與檢測、預防儲槽與管線洩漏管理措施與預防水質污染擴散等方向著手,分述如下:

#### 一、物料管理

由於各行各業工廠本身所使用的原物料種類多,且多數化學品原物 料本身即具毒性或危害性,所以有效管理化學品原物料,是降低環境污染的關鍵。針對廠區內的原物料管理上,提供下列管理要點以供參考:

- (一) 廠區內化學品的存放,應有特定的場所或貯放方式,室外避免放置 化學原料、廢棄物、空桶及閒置設備。
- (二) 化學品包裝應完整,且應有適當的標示(品名、保管人、危害性等), 並備妥相關之物質安全資料表(MSDS)資料文件。
- (三)人行通路不得置放化學物質,尤其是具危害性化學物質、危害性氣體及易燃易爆物質等。
- (四)氣體鋼瓶應予固定放置,尤其是危害性氣體鋼瓶或高壓性氣體鋼瓶,宜加強管理。
- (五) 開封過的原料應加蓋或袋口捆束,防止粉塵、原料逸散或揮發等。
- (六)應注意原物料庫存量管理,原物料庫存時間應於有效時間內使用, 以減少有害事業廢棄物產出。
- (七) 化學品貯存應注意相容性問題,不相容物質不可放在一起,以避免 發生爆炸、火災等意外事故;易燃物質應遠離火源。
- (八)除正常情況外,應考慮在異常狀況發生時,原物料有傾倒、破裂、 撞擊、振動等之可能性,以及發生該等情事時對環境可能的影響。 在工廠作業面的管理上,提供參考如下:
- (一) 工作場所應力求整潔, 地面上不可有散落的原物料、油污及廢棄物。
- (二) 工作場所內,原物料、廢棄物及中間產品應區隔放置,並進行妥善標示。
- (三)工作場所內各類設備或裝置應能適當的維護,以防止異常操作,並 避免不正常的廢氣、廢機油或其他污染情事發生。

#### 二、有害事業廢棄物貯存

在廢棄物貯存方面,有害事業廢棄物與一般事業廢棄物必須分開貯 存,且所有的貯存設備都要有明顯的中文標示,貯存的容器與廢棄物必 須相容,以防容器發生破裂或廢棄物溢出的情形。貯存設施必須考慮如 何防止地表水的入滲。如果貯存設施不可避免會有廢水、廢氣、惡臭等 污染的產生,必須妥善的收集並處理以防止對於環境的污染發生。且有 害事業廢棄物應注意該項廢棄物貯存期限以2年為限,如果貯存時間超 過期限必須取得地方主管機關同意。廢棄物的分類與貯存方式應該依照 其特性與資源回收與清理的方法來決定貯存的容器,並考量廢棄物的相 容性。在內襯的材質選擇上,必須依照廢棄物的性質使用合適之容器或 儲槽之材質。如果為大型儲槽,則須考慮周圍環境與受撞擊、地震等外 力時可能造成的傷害,來決定儲槽之設計與材料。防止廢液之洩漏也是 十分重要之課題,大型的儲槽應設有液位量測、液位計與防止洩漏等裝 置,以便能即時察覺異常或於意外發生時切斷廢液繼續流入。為了預防 儲槽發生洩漏時所造成的環境污染,一般都會於儲槽外加設洩漏液收集 設施及超過總容量10%以上的暫存系統,且必須定期量測儲槽之壁厚, 以防止洩漏之發生。

#### 三、儲槽管線定期維護與檢測

工廠應訂定管理規則、規定及要點,由現場單位執行定期維護與檢測廠內所有儲槽管線。

#### (一) 儲槽

- 定期檢查槽體是否有洩、滲漏之情形;發現洩漏、腐蝕或功能 降低時,應考量修護,必要時更換儲槽。
- 檢查槽體基座、連接處、被覆或塗層、防溢堤壁體與管線系統, 定期維護相關零件、閥門與設備,避免失去功能。
- 3. 暴雨、地震或大量洩漏時(後),檢查露天儲槽擋油堤或防溢堤沖 刷與溢流的情形。
- 4. 監測:定期巡查、自動檢查、監測系統,如漏油偵測器、閉路 電視監視系統(CCTV)等。
- 5. 定期進行非破壞檢測如陰極防蝕接點檢查、試壓等。

#### (二) 管線

#### 1. 地面管線

- (1) 避免機械性損壞,地面管線應有適當的支撐與標示。
- (2) 為降低破裂所造成洩漏之影響,可裝置低壓偵測器 (Low-pressure sensor)與安全停機閥門(Safety shut-down valve)。

#### 2. 地下管線

- (1) 任一段管線可目視時,應檢視其外觀是否有損壞之情形,如 有鏽蝕時,應進行檢測或進行矯正。
- (2) 管線新建、修改、重遷或更換時,應進行檢查、測漏與試壓。
- 3. 腐蝕預防(含內部及外部)

陰極防蝕電位量測、緊密電位檢測、智慧型 PIG 檢測、管線更新與紀錄保存。

#### 4. 巡查

- (1) 注意管線週邊地形、地物之變化。
- (2) 廠內施工時,應確認管線位置是否在施工範圍內並告知施工單位。

#### (三) 研訂測漏計書

工廠應針對廠區儲槽與管線配置情形擬訂測漏計畫,包括定期檢查及重點監測,藉由例行定期檢查,及早察覺儲槽系統是否發生變形、腐蝕等問題,並重點監測,期能於洩漏初期即能迅速得到洩漏訊息,以有效掌握阻止污染擴大及處理之契機。有關工廠測漏計畫之範例如圖 3-5 所示。

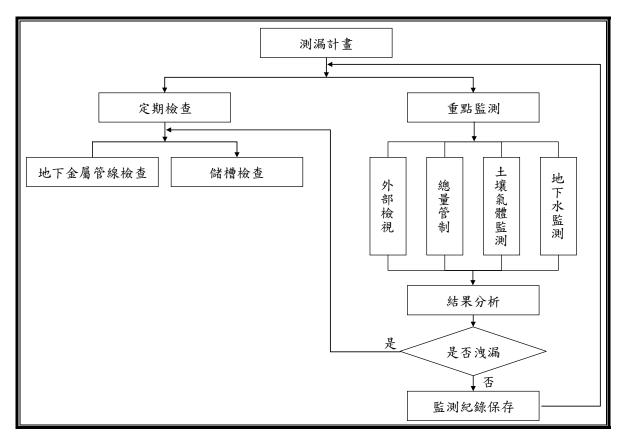


圖 3-5 工廠儲槽管線測漏計畫範例

四、預防儲槽與管線洩漏之管理措施[12]

#### (一) 建立管線管理資訊系統

- 建立管線空間座標圖資及一般屬性資料,讓工廠管理者利用個人電腦即可即時查取管線相關資料。
- 2. 經由儲槽與管線屬性資料可查詢有關儲槽與地下管線之名稱、長度、口徑、完工年度、輸送物質種類、檢測報告、陰極防蝕電位、巡檢管理、異常應變、維修保養、管線故障排除等管線資料,協助工廠管理者隨時掌握相關資訊。

### (二) 實施管線風險管理

各工廠無論是管理單位或操作維護單位,甚至工安環保單位均 應了解管線之風險,並依風險高低,實施各種保護、防範、改善措 施,進而降低管線風險,維持管線輸送暢通、保障工廠自身的安全、 減少對工廠鄰近居民的潛在危害,間接降低工廠本身的營運成本。

#### (三) 落實儲槽、管線洩漏之防範管理

各工廠營運單位應做好儲槽與管線之維護與監測工作,期能有效防範儲槽與管線洩漏所造成之環境污染以及原物料的損失,避免 工廠之財物損失、環境污染與健康危害賠償問題。

### 五、預防水質污染擴散

國內農田污染多導因於受污染地區附近的工廠,透過地區灌溉渠道之引水所造成。工廠雨污水或廢水排放水體若為農田水利會管理之灌溉渠道或與灌溉渠道相通,應考量液態化學品(含氯碳氫化合物)大量洩漏時,於廠內污、排水渠道適當地點設置截流溝,導入油水分離系統,分離後再排放至廠外排水溝中。避免當廠內污染物(如含氯有機溶劑、鍋爐重油)洩漏後,經由廠內雨、污水排水渠道與廠外灌溉渠道,直接污染附近農田土壤。此外,油水分離系統應定期巡期,經分離、收集之污染物應適時清除並妥善處理。

## 3.3 土壤及地下水品質監測計畫研擬

當洩漏情形發生於地下環境時,初期不易察覺污染,俟發現時,通常污染情形已達相當嚴重程度。因此,工廠為確切瞭解及掌握廠內地下環境品質與做好進行土壤及地下水污染防治工作,可委託專業顧問或檢測機構辦理土壤及地下水品質監測計畫。

#### 一、計畫目標

工廠為執行土壤及地下水品質監測計畫之目標如下:

- (一)藉由監測結果,及早瞭解廠區水文地質特性、土壤及地下水可能污染現象。
- (二) 釐清及界定工廠與周圍工廠間之土壤及地下水污染權責。
- (三)建立長期監測調查系統,作為預警與查核之依據。

#### 二、工作內容

工廠土壤及地下水品質監測計畫之主要工作內容如下:

- (一) 基本資料之蒐集與研判。
- (二) 地質調查與建立水文地質概念模型。
- (三) 土壤可能污染源調查分析。
- (四) 水質監測井之規劃與設置。
- (五) 地下水水質定期採樣與分析,如於每年豐、枯水期各1次。

- (六) 土壤及地下水環境品質狀況綜合研判分析。
- (七)後續工作規劃與建議。

工作計畫執行一般分為2階段,第1階段為瞭解地下水位狀況及土壤污染潛勢之普查,第2階段則依第1階段現場調查結果進行詳細調查,並進行土壤及地下水環境品質狀況綜合研判分析,最後提出後續工作規劃與建議。土壤及地下水品質監測計畫工作流程之範例,如圖3-6所示。

有關土壤採樣點及地下水監測井的配置、深度與頻率之規劃、採樣 工具選擇、分析方法、快速篩試工具的應用與專業機構的聘請等,請參 考本手冊第四章之說明。

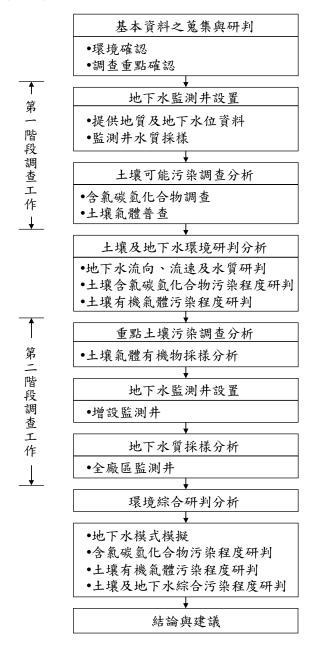


圖 3-6 工廠土壤及地下水品質監測計畫工作流程範例

#### 三、監測項目與週期

工廠土壤及地下水品質監測計畫之監測項目與週期應依據相關環保法令規章,設定監測之項目,定期檢討目標、監測項目的符合性,並依據場址特性及監測項目需求,擬訂合理監測週期,並據以實施;為確保監測數據之可靠性,應定期校驗檢測儀器。

## 四、監測方法及檢測人員要求

有關監測方法及檢測人員,若政府法規已公告監測之標準方法,應依據法規要求辦理,委託專業機構辦理之監測項目,須確認委託單位為政府認可合格公司或專業機構並採用公告規定之標準方法進行監測,若工廠自行辦理土壤及地下水品質監測,檢測人員亦應依監測項目,符合相關環保法令規章對於專業證照的要求。

## 五、監測結果處理與分析

工廠土壤及地下水品質監測結果應與環保署發布之「土壤污染監測基準」、「地下水污染監測基準」、「土壤污染管制標準」與「地下水污染管制標準」之相關項目之基準值或標準值進行比較分析,相關法規、標準可參考環保署網站(網址:http://www.epa.gov.tw)。

## 3.4 緊急應變計畫

## 3.4.1 土壤及地下水污染事件分級與緊急應變措施

由於比水重之非水相液體(DNAPL,如含氯有機溶劑)有機溶劑類污染物質,多具有易爆炸燃燒、影響人體健康等危害特性及風險。故土壤及地下水污染事件發生後,根據國外目前之觀念與做法,通常藉由風險評估之觀念評估其衝擊與危害程度、風險,並予以分級,進而據以執行相關配套之風險基準矯正行動(Risk Based Corrective Action,簡稱 RBCA)或緊急應變措施。亦即藉由迅速掌握各污染場址之特徵(Contaminated site specific characterization),進行危害及人類健康風險度評估(Hazard and human health risk assessment),並同步採取適當之矯正行動或緊急應變策略與措施,以降低污染場址之風險,保護現場工作人員及場址附近相關居民,並改善地下環境之污染狀況。

風險評估之初步結果將可逐步協助釐清原始污染來源、二次污染來源(何種受污染之環境介質有二次傳播污染之慮)、傳輸機制、暴露途徑及受體等特性,以作為提出改善之矯正行動的依據,同時藉由矯正行動、緊急應變措施之進行,達到降低污染場址安全危害、人體健康、及保護環境等目的;表 3-3<sup>[13]</sup>所示為摘錄自美國材料及試驗協會(ASTM)有關地下環境石油化學物質污染事件之分級與相關緊急應變措施。

## 表 3-3 地下環境石油化學物質污染事件之分級與相關緊急應變措施

#### 相關標準及情境

#### 應變行動

- 1.1 對人體健康,安全或其他敏感性環境 1.2 通知管理機構、業者及可能受影響者 受體構成立即性威脅
- ▶ 住宅區或其他建築物內之污染物氣體濃度 已達爆炸範圍,或可急速造成健康危害。
- ▶ 地下公用設施之蒸氣濃度已達爆炸範圍, 但建築物或住宅區尚未受到波及。
- 浮油大量出現於地面、地面水體或地表逕流。
- ▶ 使用中之公共供水井、供水管線或公共蓄水設施已遭到影響或立即性威脅。
- ▶ 周界空氣或微粒濃度已超出容許暴露或安 全觀點之濃度。
- ▶ 敏感性自然生態保育地、稀有或瀕臨絕種動植物等受到衝擊與影響。

▶ 疏散民眾並進行改善工作,如促進地下通

風量及建物內加壓措施。

- ▶ 鄰近地區立即疏散,同時開始減少量測通 風量的工作。
- ▶ 以適當的侷限方法,避免浮油進一步擴大,開始回收浮油,劃定限制通行之範圍。
- ▶ 通知使用者,提供替代供水之水源,以水 力法控制受污染水體,或於取水口處加設 水處理設備。
- ▶ 設置控制氣體逸散之屏障(如隔離蓋、泡沫等)。
- ▶ 將污染源移除,或限制通過污染地區。
- 以適當的侷限方法將污染的延伸範圍控制 或縮小,同時進行生態管理以降低暴露量。
- 2.1 短期內(2 年以內)對人體健康、安全或 敏感性環境受體構成威脅
- ▶ 住宅區或其他建築物內之污染物氣體濃度 可能會達到爆炸範圍或對人體健康具潛在 危害性。
- ▶ 接近地面之淺層污染土壤因開挖而暴露於鄰近 150 公尺範圍內之公共通道、寓所、公園、遊戲場、幼兒園或學校等。
- ▶ 非自來水源供水井之水質已受影響。
- 地下水受影響,而有公共或家庭用水井位於2年內可能被污染之地下水含水層之下游地區。
- 地下水質受影響,而有公共或家庭用水井 位於與現有污染含水層之不同層者。
- ▶ 暴雨或地下水、地表水已受影響,而敏感性自然生態、地面水體位於飲用水水源地 150公尺內範圍。

- 2.1 短期內(2年以內)對人體健康、安全或 2.2 通知管理機構、業者及可能受影響者
  - ▶ 藉監測或模擬評估揮發蒸氣的飄移可能性,如有必要則抽除土壤蒸氣,或按裝屏障防止擴散飄移。
  - ▶ 移除土壤、覆蓋土壤或限制接近。
  - 通知業者/使用者評估是否必須於取水口 安裝淨水設施或以水力法控制污染,或尋 求其他替代水源方案。
  - ▶ 開始進行監測,然後評估「自然衰減法」 是否滿足要求或需要進行水力控制。
  - ▶ 監測地下水井之水質,並評估是否必須控制垂直方向污染供水井之含水層。
  - ▶採取侷限措施,在接近出水口處限制通行,並評估出水口處遭到污染的影響程度。

## 表 3-3 地下環境石油化學物質污染事件之分級與相關緊急應變措施(續)

## 相關標準及情境

#### 應變行動

- 3.1 長期(兩年以上)可能對人體健康、安全或敏 3.2 通知管理機構、業者及其他可能受 感性環境受體構成威脅。
- ▶ 裏土(地表下 0.9 公尺以上者)已受到明顯影 > 監測地下水,並判斷污染物未來可能 響,且受影響之土壤距第一含水層在 15 公尺 以內者。
- ▶ 地下水已受影響,且飲用水源之供水井位於 2 年以上可能被污染團擴散影響之範圍。
- ▶ 地下水已受影響,且非飲用水供水井位於2年 以上可能被污染團擴散影響之範圍。
- ▶ 地下水已受影響,而非飲用水供水井位於污染 範圍內,但與受污染之含水層分屬不同含水 層。
- ▶ 受影響地表水、暴雨或地下水位於敏感性自然 生態或地面水體作為飲用水水源區 450 公尺範 圍內。
- 接近地面之淺層污染土壤因開挖而暴露於鄰近 150 公尺內之公共通道、寓所、公園、遊戲場、 幼兒園或學校等。
- 4.1 尚沒有證據顯示對人體健康、安全或敏感 性環境受體具長期性威脅,即上述1、2、 3分類皆未包含者
- ▶ 非飲用水含水層受到影響,但目前並未使用。
- ▶ 位於超過地表以下 0.9 公尺之土壤已受影響, 且距離最近之含水層超過15公尺。
- ▶ 地下水已受影響,非飲用水之水井位於污染團 下游以外地區,且抽取之含水層為尚未受到污 染之含水層。

- 影響者
- 影響含水層的可能性。
- ▶ 監測溶於地下水中的污染團,同時評 估自然降減的潛力,探討是否必須進 行水力控制。
- ▶ 確認井水用途,評估可能影響之程 度,監測污染團,評估自然降減或水 力控制是否為適當的控制方法。
- ▶ 監測溶解於地下水中的污染團,判斷 垂直方向飄移的可能性, 通知使用 者,並判斷任何可能的影響。
- ▶ 調查敏感性生態環境或地面水受到的 影響,若有必要則於供水地區限制人 員進出,並評估監測/控制污染的必要
- ▶ 限制進出土壤已受污染之地區。
- 4.2 通知管理機構、業者及可能受影 響者
- ▶ 監測地下水,且評估污染團於土壤淋 溶過程中自然降減之效果。
- ▶ 監測地下水,且評估地下水中污染團 飄移過程中之自然降減效果。

# 3.4.2 因應緊急事件之準備

一、成立應變工作小組

視工廠規模大小成立適當規模應變工作小組,並指定專人負責,以 處理意外污染事件及污染預防等相關事宜。

二、通報體系

意外污染事件之通報應納入工廠工安、環保通報系統中,於緊急事件發生時,現場員工應快速通報。同時,平時應建立與環保工安與警政單位聯繫之管道。

### 三、應變或搶救器材及設備

- (一)工廠應自行檢視其作業特性與需要配置土壤及地下水污染應變或 搶救器材及設備。
- (二)工廠應設置應變或搶救器材及設備之種類與數量清單,並辦理定期 檢查及保養維護。

## 四、訓練及演習

- (一)工廠應將污染物洩(滲)漏污染事件列入年度應變演習計畫,且每年 應至少辦理應變演習及教育訓練1次。
- (二) 工廠應參考歷次污染物洩(滲)漏污染事件與應變演習情形檢討缺失,並作有效的矯正及預防措施。

# 3.4.3 緊急應變

土壤及地下水意外污染緊急事件發生時,第1步驟應儘速掌握狀況,包括外洩量或滲漏量、滲漏物質與特性調查、污染源水文地質特性、地理及地形特徵等。此外,評估洩漏與滲漏物質的可能傳輸途徑,迅速找出發生洩漏或滲漏之儲槽、管線或機具設備等,並停止其運作,以有效抑制洩(滲)漏源之持續外洩。同時,於污染擴散與傳輸途徑儘速設置攔截與回收設備,避免污染擴散至廠區外,造成環境公害事件。於土壤或地下水檢測結果發現有超過管制標準值時,應評估是否須進一步進行整治。

緊急應變流程如圖 3-7 所示,工作內容如下:

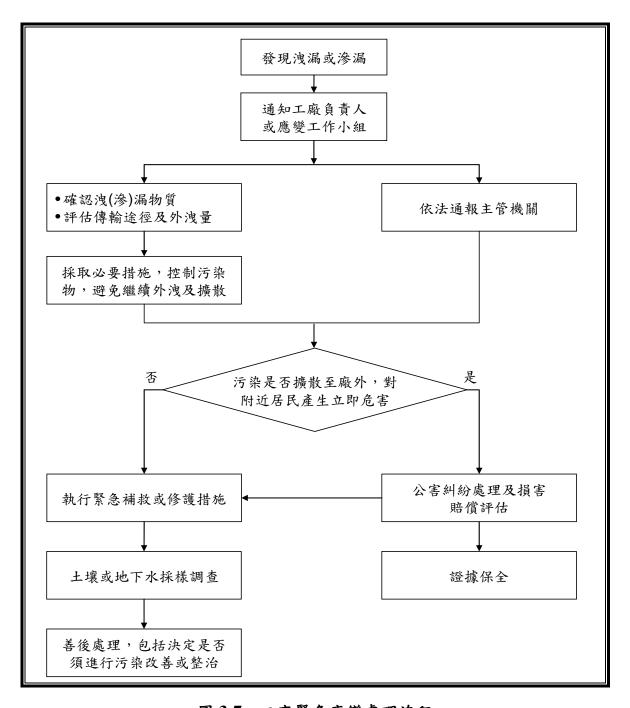


圖 3-7 工廠緊急應變處理流程

## 一、現場勘查及初步調查

意外污染事件發生後,應儘速成立應變工作小組並完成現場勘查及 初步調查,必要時可聘請專業顧問或顧問機構協助進行,工作的重點包 括:

(一)取得污染區域之廠區配置圖及工廠鄰近場址之地圖,必要時於現場 繪製。

- (二)審視工廠運作紀錄,包括固定污染源監測紀錄、廢水處理設施監測 及運作紀錄、廢棄物清理計畫書及毒性化學物質運作等相關資料, 以及土壤及地下水品質監測紀錄。
- (三)檢視環境管理計畫評估之高污染潛勢區名單,藉由人員現場勘查、 或適當儀器之檢測予以確認。除非有明顯證據確認出污染源,後續 調查工作不應中斷。另外,洩漏或滲漏可能係1個以上污染源所造 成。
- (四)依初步調查結果、現場測定儀器或樣品檢驗結果研判污染情形,如 需進一步執行污染調查,應訂定調查計畫或採樣計畫書並進行採樣 分析。
- (五) 當污染屬實,如有立即危害人體健康及破壞生態環境之虞時,應及 早採取緊急應變必要措施。

## 二、採取緊急應變措施之時機[14]

土壤及地下水意外污染事件發生時,應變工作小組應先判定污染情 形是否會威脅到人體健康或生態環境,並採取適當緊急必要措施,以降 低、減小、安定、緩和或排除污染物之排放、洩漏或滲漏,或潛在污染 物排放、洩漏或滲漏之威脅,或來自兩者之危害結果。採取緊急處理必 要措施之時機,包括:

- (一) 污染擴散至廠區外,飲用水供應系統(如污染場址附近居民使用地下水做為飲用水來源)已遭受污染或有污染之虞時。
- (二)鐵桶、儲槽或容器中之毒性化學物質、有害廢棄物、油品或污染物, 有持續洩漏或滲漏之虛時。
- (三) 地面上有高濃度之毒性化學物質、有害廢棄物、油品或污染物,且 有移動、影響作業人員健康之虞時。
- (四) 遇到會導致毒性化學物質、有害事業廢棄物、油品或污染物移動或 排放之氣候條件時(如颱風、豪雨、洪水等)。
- (五)經由測爆器檢測疑似污染源附近之地下公共管線系統,測爆值 (Explosive level)超過25%,有造成火災或爆炸之威脅時。
- (六) 中央或地方環保機關政策性決定應採取緊急應變之其他可能的污染物排放時。
- (七) 其他可能危害人體健康或破壞生態環境之情況或因素發生時。

#### 三、緊急應變措施

在發現洩漏、滲漏或監測結果超過污染監測基準後,即刻展開緊急應變,主要為收集洩(滲)漏物質、控制污染源、防止繼續擴散的發生, 以減輕污染對人體健康與環境的影響。

### (一) 污染減輕措施

- 1. 控制洩漏污染源,如停止疑似洩(滲)漏儲槽或管線之使用,或抽除化學品或油品。
- 2. 設置障礙物(如攔油索、土堤)或土壤表面設置覆蓋物以阻絕污染 物擴散及保護環境敏感點。
- 3. 停止抽用地下水。
- (二)污染物移除作業:移除廠區內高污染土壤,以減少該地區的污染擴散。
- (三) 如地下水污染擴散至廠區外有影響飲用水水質之虞時,應提供居民 替代飲用水。
- (四) 其他相關措施,包括:
  - 1. 污染區以警示帶隔離。
  - 2. 使用吸油棉、吸油索(如圖 3-8)、吸附化學品或油品。
  - 3. 築堤防護。
  - 4. 設置截水溝或攔污索。
  - 5. 管制截排水、污水、廢水系統。
  - 6. 儲槽或管線密閉測試。
  - 7. 覆蓋或遮蓋污染物。

工廠緊急應變所採取的緊急必要措施應講求時效性及機動性,現場工作人員或應變工作小組日常即應加以演練、檢查及熟悉計畫內容,以加強對緊急狀況之應變能力及正確的處理程序,並熟練安全防護器材的使用。



圖 3-8 吸油(有機化學物質)棉與吸附索及於污染場址使用狀況

### 四、善後處理

- (一)儘速檢討發生污染原因與檢討矯正預防之改善對策,包括進一步調查證實土壤及地下水檢測結果超過管制標準值時,應考量選定後續污染改善與整治方案,以避免殘留污染物的擴散。
- (二)追蹤管制矯正預防之改善對策辦理情形,防範類似污染事件再度發生。
- (三) 污染事件經妥善應變處理後,應即行恢復工廠運作之相關行政程序。
- (四) 應變處理所衍生的廢水、油污、廢棄物或受污染土壤應妥善處理。

#### 五、公害糾紛處理及損害賠償評估

- (一) 依環保署「公害糾紛處理法」之規定辦理。
- (二)污染事件發生時,應立即拍照蒐證並確實掌握污染現況及實際損害 狀況。
- (三)必要時委託國內學術研究機構進行污染現況調查及損害賠償評估。

## 參考文獻

- 1. 台灣中油公司油品行銷事業部,環境保護手冊,2002.10。
- 2. 台灣中油公司,新(改)建儲槽底板洩漏防治設施要點,2005.08。
- 3. 環保署,地下儲槽系統土壤氣體監測作業程序,2006.11。
- 4. 環保署,加油站地下管線密閉測試檢測方法-氮氣加壓測漏法,2006.11。
- 5. USEPA, Code of Federal Regulations (CFR)-40CFR, Part 280.40 Subpart D, Release Detection, 1990.
- 6. USEPA, Ground Water Issue Light Nonaqueous Phase Liquids, July 1995.
- 7. 中國國家標準,環境管理-場址與組織之環境評估, CNS 14015, 2003.11。
- 8. 環保署,環境場址評估作業行政指引建制計畫,2003.04。
- 9. ASTM, Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase I Environmental Site Assessment Process, E 1527-05, 2005.
- 10. 經濟部工業局,96年度「產業綠色技術輔導與推廣計畫」專案計畫期末檢討報告,2007.11。
- 11. 鄧兆章,儲槽管線維護與監測實務,經濟部工業局環保技術輔導計畫「土壤 及地下水應用技術講習會講義」,2004.05.26。
- 12. ASTM, Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites, E1739-95, 2002.
- 13. 環保署,土壤及地下水污染整治工作之規劃及技術支援計畫—第三冊 土壤 及地下水污染事件應變處理參考手冊,2004.04。

# 第四章 含氯碳氫化合物土壤及地下水污染調查

調查受含氯碳氫化合物污染之土壤及地下水時,常因地下環境之地質結構的 非均質化(Nonuniformity)及水文地質化學(Hydrogeochemistry)與水文的複雜性, 造成在界定場址污染特性時的不確定性,對於污染源(Contaminant source)的特 性無法確實掌握。特別是含氯碳氫化合物溶劑具揮發性,可在污染場址的土壤氣 體中發現,而溶解態含氯溶劑具一定溶解度且移動性高,容易於地下水被偵測到。

當場址確定有污染情形時,污染行為人、土地使用人、管理人或所有人(以下簡稱事業)應依據土污法之相關規定進行場址之污染範圍調查。本章節就含氣碳氫化合物污染場址之污染範圍調查之觀念與準則進行說明,以利事業進行含氣碳氫化合物場址污染調查有所依循,當調查工作複雜時,則可考慮聘請在此領域具有專長及經驗之專業機構提供協助。

## 4.1 採樣調查應考慮事項

事業在執行受含氯碳氫化合物污染之土壤及地下水調查時,有許多應考慮的因素,如採樣的目的、樣品的代表性、採樣的限制等。而針對污染場址污染範圍調查之作業流程中,事業需進行水文地質調查、土壤及地下水調查或現場即時性快速調查,藉此獲得充足之污染調查數據及水文地質參數等,才可建構完整之場址概念模型,以利後續污染整治之進行。

## 4.1.1 採樣目的

#### 一、一般採樣目的

理想的採樣設計務必於採樣時建立某些目的與假設,或建立含氯碳 氫化合物污染場址概念模型。一般採樣目的可歸納為:

- (一) 追查污染源的污染特徵。
- (二) 瞭解污染場址之污染特性及其污染範圍。
- (三) 判斷污染事件其污染層面是否已超過環境涵容能力之閾值 (Threshold value)。
- (四) 確認高污染區(Hot spot)之位置或污染團之記敘。
- (五) 估算採樣母體的平均污染特性或具有某些污染特性的比例多寡。
- (六) 監測環境污染狀況改變之趨勢。

## 二、符合法規規定

依土污法相關規定,與工廠有關之土壤及地下水污染採樣、調查工作大致可分為場址背景調查及污染範圍調查2種,茲說明如下:

## (一)場址背景調查

土污法第8條第1項規定:「中央主管機關指定公告之事業所使 用之土地移轉時,讓與人應提供土壤污染檢測資料。」。土污法第9 條規定:「中央主管機關指定公告之事業於設立、停業或歇業前,應 檢具用地之土壤污染檢測資料,報請所在地主管機關備查後,始得 向目的事業主管機關申辦有關事宜。」。因此中央主管機關指定公告 之事業所使用之土地移轉時,或事業於設立、停業或歇業前,應進 行場址土壤污染調查工作,以及早發現工廠內可能之污染來源及污 染狀況。此外,事業為避免不慎購入污染土地,或於租用受污染土 地後捲入污染糾紛,或出售土地後發生污染責任問題,於租賃、買 賣土地前宜進行土壤污染調查,以釐清污染責任。工廠開發時的相 關地質水文資料,及工業區開發時執行環境影響評估時之環境背景 資料均有助於場址背景調查。

### (二)污染範圍調查

土污法第 11 條規定:「控制場址未經公告為整治場址者,所在地主管機關得依實際需要,命污染行為人提出污染控制計畫。」,同法第 12 條規定:「整治場址之污染行為人或污染土地關係人,得於各級主管機關進行調查評估前,提出土壤、地下水調查及評估計畫」,及第 16 條規定:「整治場址之污染行為人應依第 12 條之調查評估結果,訂定土壤、地下水污染整治計畫」,因此,於環保機關完成查證及場址公告列管後,污染行為人需進行場址土壤或地下水污染調查工作,研判污染來源及調查評估污染範圍,以作為後續整治作業規劃之參考。

## 4.1.2 採樣的代表性

所採集到的樣品應具有實質上的證據,以及考量採樣過程之周全性。包括:

- 一、何處採樣:採樣位置的經緯度。
- 二、何時採樣:採樣的起始時間和終止時間,以及採樣時間的時段間隔。
- 三、採多少樣品: 需採多少個樣品及多少量的樣品。

## 4.1.3 採樣的限制

採樣設計選擇可能之限制有5種:

- 一、採樣/分析的限制:包括量測儀器於現場或實驗室技術的靈敏度及選擇性的要求,以及現場技術執行於低溫、高濕度,或於某個季節或天氣形態的樣品採集能力。
- 二、時間/進度的限制:包括季節性的限制,如溫度與季節的關係。
- 三、地理的限制:包括如可能無法採樣,及任何可能妨礙準確識別採樣位置的地理障礙(如河川、圍籬等)。
- 四、經費的限制:需考量整體資料收集程序,如:從野外樣品採集、運送、保存,至分析樣品、資料輸入及確認等整體成本之支出。
- 五、水文地質不均質性的限制:不同特性的污染物於環境介質中,有不同的 傳輸特性,事業進行污染評估時,應先瞭解場址污染物的特性及其在環 境介質中的傳輸特性。

## 4.1.4 水文地質不均質性

由於含氣碳氫化合物有低溶解度、高密度及低黏滯力的特性,於土壤中具有相當大的流動性。在取代水時,水相對為低密度、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,即所謂黏滯性指狀現象(Viscous fingering)。如圖 4-1(A)所示,少量的含氣碳氫化合物侵入會以指狀(Fingering)型式穿透不飽和層,在到達殘餘飽和度之前留滯於不飽和層中,其間入滲水會將溶解物質帶到地下水中,其蒸氣也會存在於土壤孔隙中。更多含氣碳氫化合物滲漏會使其累積在毛細層中,待其厚度足夠抵抗水和土層之間的毛細力時,便會繼續流入含水層中,直到其殘餘飽和度時才停止(如圖 4-1(B))。在滲透期間,若含水層中有一不透水的薄夾層,含氣碳氫化合物會在該不透水層上側向流動,累積形成一薄層(Pool)。若含氣碳氫化合物持續滲透(如圖 4-1(C)),含氯碳氫化合物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[1]。

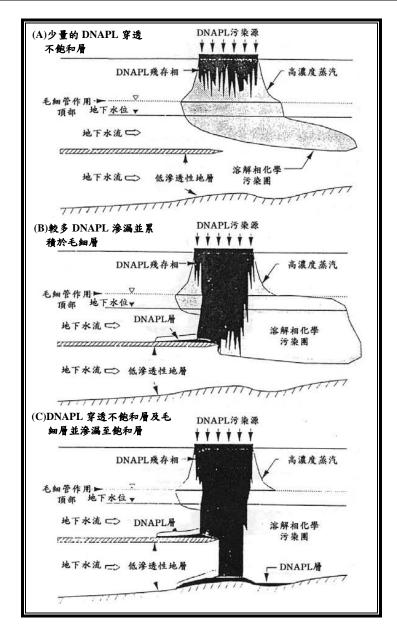


圖 4-1 DNAPL 於地下流動情形

含氯碳氫化合物在地層中的污染行為可以依含氯碳氫化合物在未飽和層及飽和層的兩種情況加以討論。當含氯碳氫化合物移動至未飽和層中便會以四種相體(Phase)存在。分別為(1)溶於孔隙水分中的溶解相(Dissolved phase);(2)揮發於孔隙空氣中的蒸汽相(Vapor phase);(3)殘留在土壤孔隙中的不可移動相,不可移動相又稱為殘留相(Residual phase);及(4)以連續體移動在孔隙之中的移動相(Mobile phase)。至於含氯碳氫化合物傳輸至飽和層地下水位以後,會繼續向下移動,直到所有含氯碳氫化合物受到毛細作用,被侷限於含水層之土壤孔隙中形成殘留相為止,如圖 4-2 所示。

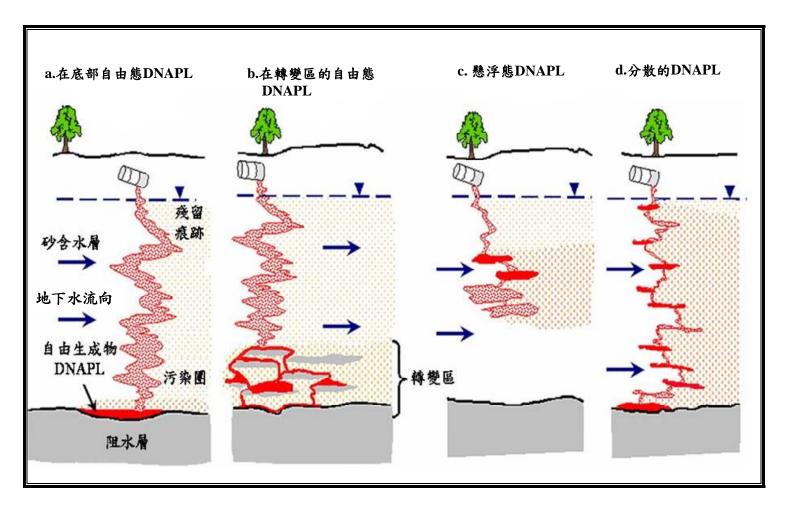


圖 4-2 含氯碳氫化合物於地下土壤及地下水之類型

## 4.2 土壤及地下水污染調查規劃

研擬初步土壤及地下水污染調查計畫時,必須建立場址概念模型(Site Conceptual Model, SCM),以作為擬定土壤及地下水污染調查計畫之依據。 事業進行工廠地下環境調查前,可先建立場址概念模型,瞭解工廠內之潛在 污染物、傳輸途徑與受體間之關係,做為後續地下環境調查與採樣佈點之依 據,並以最具成本效益之採樣分析方式,確認污染物之存在。

## 一、場址概念模型內容與應掌握重點

## (一) 場址概念模型之內容

場址概念模型之內容包括場址之地質、地下水流向、污染源、 傳輸途徑與受體之圖解與說明等,並含定性與定量的資訊,以作為 測試模式與假設的正確性。場址概念模型不斷地透過建立、測試及 依調查資料更新與對場址進一步瞭解,所構成的互動過程,並隨著 污染場址概念模型的成熟,可增進對場址概念模型的了解。

## (二) 建立場址概念模型應注意事項[2]

- 1. 避免過於複雜。
- 2. 透過測試及調查資料之更新,可能發現所採用的假設是錯誤的。
- 3. 相關假設與不確定性應被清楚的描述與界定。
- 4. 由於可取得的資料有限,污染場址概念模型不可能完整地描述場址 的實際情形,僅為摘要、概念式地描述場址的污染情形。
- 5. 部分資訊可能會產生相互衝突的情形,需進一步蒐集資料或進行檢測,予以驗證。

## 二、場址概念模型之類型

場址概念模型之類型,依所彙整資料之情形可分為敘述、圖示與關聯圖等 3 種方式<sup>[3]</sup>,來展現個別污染場址概念模型。摘要說明各類型場址概念模型如下:

#### (一) 敘述(Narrative description)

依資料彙整與研析之結果,以文字敘述的方式,說明場址的污染狀況,內容因資料彙整程度之不同,詳細程度亦有所不同,敘述內容將摘要說明污染源與受體間相互關係與可能產生的影響。對於污染狀況非常單純的場址,以敘述方式即可說明場址污染物傳輸之概念。

## (二) 圖示(Pictorial presentation)

以圖示方式展現污染場址概念模型,應包括污染場址概念模型主要的構成要素:污染源、受體、污染源與受體間之相關性(如污染傳輸途徑與機制)。污染場址概念模型以圖示方法展示,容易讓人們瞭解場址污染物傳輸的概念。以污染場址水文地質剖面圖,展現土壤、地下水污染與水文地質關係之水文地質概念模型,如圖 4-3 所示。

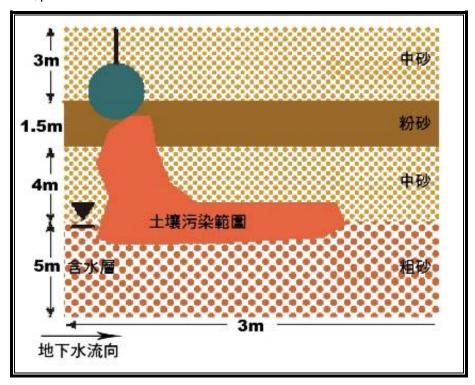


圖 4-3 以水文地質剖面圖展示污染場址概念模型

## (三) 關聯圖(Graphical presentation)

關聯圖可以簡要地呈現出完整與不完整的污染暴露途徑,圖 4-4 為單一土壤污染源、污染暴露途徑(人類為受體)之場址概念模型。調查過程中可能會確認出間接污染源(Secondary source)或間接污染途徑(Secondary pathway),可依實際資料蒐集與彙整情形,該等污染源與污染途徑加入關聯圖中。此類型污染場址概念模型常用於人體健康風險評估作業。

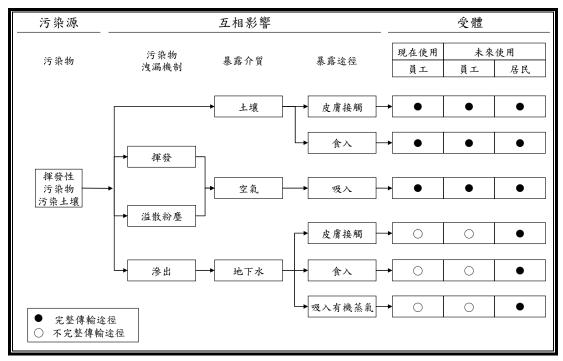


圖 4-4 污染暴露途徑(人類為受體)之場址概念模型

## 三、場址概念模型之效益

## (一) 確認資料缺口,做為後續調查工作方向

由於調查初期取得的資料有限,在初步場址概念模型建立後, 尚有許多資料須進一步蒐集與釐清,須透過進一步的文獻資料蒐 集,及(或)擬定土壤及地下水採樣分析計畫,以取得調查所需的場址 相關資料。

### (二) 研判污染流佈與污染範圍

由資料蒐集至完成現場初步調查後,調查工作人員除可建立工廠初步的污染場址概念模型外,並完成場址配置圖及採樣分析作業,建立調查初期污染場址概念模型,隨著土壤、地下水污染調查計畫的完成,可進一步更新場址概念模型。將場址配置圖、地下水等水位線、污染物等濃度線與水文、地質剖面圖等予以結合,協助研判污染流佈與污染範圍,以及土壤及地下水採樣點的規劃。

#### (三) 提供降低或阻斷污染對環境或人體健康危害之因應措施規劃構想

於完成場址初步現勘、調查後,建立污染暴露途徑場址概念模型如圖 4-4,由污染源、傳輸途徑、受體之關聯圖可了解場址目前、近期與可預見未來土地的使用情形,當確立污染源、傳輸途徑、受體間的關係時,可評估污染會立即或短期內對受體造成影響時,則

應採取切斷污染源與受體間傳輸途徑之必要因應措施或進行整治工程,以降低污染對環境或人體健康的危害。

## 4.3 土壤及地下水採樣與檢測方法及品保品管制度

採樣為環境分析工作第1階段,最先也是最重要的工作項目之一,所有環境介質最終檢測結果的判定,端賴採樣時是否得到代表性的樣品。土壤及地下水採樣計畫之訂定可以分成下列幾個部分:

- 一、採樣計畫「目的」之確定:採樣計畫目的之確認,可以避免不必要之採 樣,進而擬定有效的採樣計畫。
- 二、現場勘查:包含現場勘查之時間、參與人員、所需工具及如何記錄等, 現場勘查之判斷及所獲得之資料,可以有效降低不必要之採樣數目,降 低執行計畫之費用,達到採樣目的。
- 三、擬定採樣計畫書:以現場勘查之結果,進行採樣計畫之規劃及計畫書之 擬定,採樣計畫書之內容需包含採樣目的、執行方式、工作內容、現場 工安衛生及預期進度等部分。
- 四、經費需求之估算:採樣經費主要包含採樣工具使用、車輛運輸、樣品運送、樣品保存等,而這些費用會受到樣品數量及分析項目之影響。
- 五、簽約:確定採樣之數量,並確定採樣分析進度。
- 六、採樣前之準備:顧問機構或環境檢驗室採樣人員之準備項目須包含採樣工具、地圖、車輛、路線安排及採樣記錄等。
- 七、現場採樣及前處理:進行現場採樣必須詳細記錄樣品之名稱、採樣時間、 採樣人員等,所採集之樣品必須依規定加以保存(如4℃冷藏),並進行必 要之品管作業(如野外空白、設備空白及運送空白),樣品之清點及移交必 須確實,樣品之前處理須注意受污染干擾之問題。土壤及地下水採樣流 程分別如圖 4-5 與圖 4-6 所示。
- 八、檢測項目:得視場址污染情形擇定土壤或地下水污染檢測項目,因地層 遭含氯碳氫化合物污染時,可能同時分佈於土壤或地下水中,故於調查、 整治或驗證階段土壤或地下水宜進行補充檢測,以瞭解有無遭受污染。
- 九、實驗室分析:實驗室的品保及品管程序亦是影響檢測結果最終判斷的重要工作。因此,唯有從採樣運送、接收至分析各個階段皆依據採樣計畫之品保規劃書運作,才能得到正確的檢測數據及調查結果判斷。與數據品質相關的事項包括:
  - (一) 依特定目的擬定採樣計畫。

- (二) 採集代表性的樣品。
- (三) 樣品妥善處理及保存。
- (四) 樣品標示及交接監視紀錄。
- (五) 現場採樣品保品管措施。
- (六) 合格人員使用適當的採樣工具。
- 十、數據處理與分析研判:利用品保規劃及統計分析等工具,確認分析數據 之可信度。
- 十一、撰寫調查報告書及污染評估:利用分析之結果可協助評估是否達到調查目的,得知調查場址之污染情況,並依此結果進行後續調查或整治規劃工作。

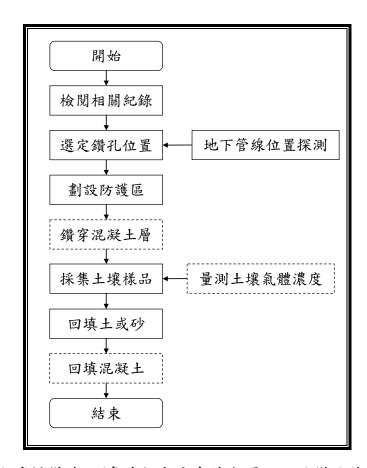


圖 4-5 土壤採樣流程(虛線部分代表隨各場址而改變施作方式)

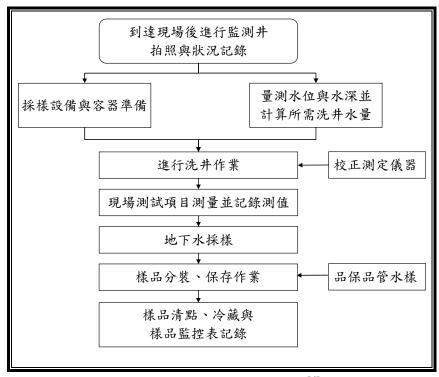


圖 4-6 地下水採樣流程[4]

## 4.3.1 土壤地下水採樣位置及深度規劃原則

## 一、土壤採樣點配置

依據場址特性、污染情況,常用的土壤污染調查之採樣點配置方式包括:主觀判斷採樣、分區採樣、系統及網格採樣、應變叢集採樣與混合採樣,各種土壤採樣配置方式之比較如表 4-1 所示。詳細規劃設計可參考環保署環檢所公告之「土壤採樣方法」與「環境採樣規劃設計」,相關資料可於環檢所網站(網址 http://www.niea.gov.tw)下載。國內工廠土壤採樣以主觀判斷採樣(或環境場址評估)與系統及網格採樣之應用案例較多。

表 4-1 土壤採樣配置方式比較表

採樣方法	執行方式	適用條件
主觀判斷採樣	須由對場址狀況及欲採集 樣品性質非常清楚之人 員,依據專業判斷選擇採 樣。	1.小區域污染範圍或確知污染源位置。 2.少樣品數(小於20個樣品)選擇性採樣。 3.有歷史資料可供研判。 4.供研究使用有時間及經費之限制。
簡單隨機 採樣	將調查區域劃分成許多小 單位,依序給於連續編 號,再依亂數表隨機採 樣。	1.調查區域內污染分佈均勻。 2.樣品數至少20個以上。 3.結果具統計意義。 4.方法簡單。 5.採樣準確度及精確度較高。
分區採樣	廢棄物污染性質明顯地分成數層,將調查區區分成數個均質小分區,以各分區面積權重分配採樣數,再進行各小區之(隨機)採樣。	<ol> <li>1.因土壤地質、風向或地下水等變異,造成污染物分佈影響時。</li> <li>2.已充分了解污染物分佈情形,其分層現象明顯。</li> <li>3.若每調查區內之差異越小,精確度越高。</li> <li>4.可求得各層之估算值。</li> </ol>
系統及網 格採樣	隨機取出第1個樣品,其後 在一定時間或空間間隔 下,依序取出其他樣品。	<ol> <li>1.污染物質任意分佈或有模糊層化現象時。</li> <li>2.屬週期性或定期性採樣作業。</li> <li>3.系統/網格採樣依序採樣,故較方便。</li> <li>4.污染物分佈均勻時,可得較高精確度。</li> </ol>
應變叢集 採樣	利用初步大範圍的系統調查結果,再逐步趨向高污染區作較細密的採樣,適用於界定污染範圍。	<ol> <li>1.可決定污染物範圍。</li> <li>2.較能專注於高污染源區域。</li> <li>3.可額外提供觀測特性,增加研究的整體價值。</li> </ol>
混合採樣	對個別樣品等量均勻混 合,再由混合樣品取出待 分析樣品。	1.綜合簡單隨機採樣及階段式採樣優點。 2.較節省人力經費。

#### 二、地下水監測井配置

由於標準式監測井設置費用高,無法配置太多採樣點,規劃採樣時應視場址之地下水水文、地質特性、規劃監測井之設置分佈,以充分掌握地下水污染狀況。一般工廠監測井配置方式包括於潛在污染源(如地上型儲槽、地下儲油槽、廢水處理場、有害事業廢棄物貯存設施等)上游設置監測井,以瞭解地下水水質之背景濃度,下游監測井則以瞭解污染物洩、滲漏情形,可檢測出污染物時,則須進一步評估污染狀況,再依污染團分佈情形與地質條件,規劃設置地下水監測井配置位置及設置井篩深度。地下水監測井配置範例,如圖 4-7 所示。

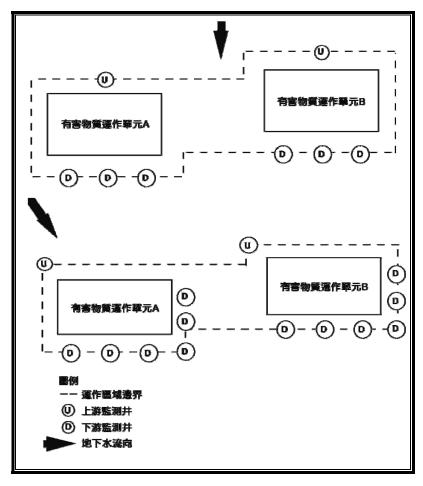


圖 4-7 工廠地下水監測井配置範例[5]

#### 三、採樣深度

含氯碳氫化合物污染場址由於污染物的傳輸特性,其分佈往往並不均勻,造成污染物調查時的最大困擾。以圖 2-12 為例,含氯碳氫化合物在上游洩漏後,由於重力關係而向下移動,遇到透水性較差之夾層(Lens)會產生局部累積,到達一定體積後又繼續向下移動,至下一個夾層,在同一含水層中可能會形成數個局部之薄層(Pool),這些含氯碳氫化合物薄層會釋放溶解相污染物,造成地下水中溶解相濃度增加,且越接近含氯碳氫化合物薄層之濃度越高,將會產生許多困擾,造成污染範圍評估時的誤解。如圖 2-12 所示,最左側之監測井近含氯碳氫化合物薄層,更下游之濃度為 3mg/L,ND 之後升高為 1mg/L,最後再度降為 ND。調查評估人員獲得這些調查數據後,可能會覺得非常困擾,下游之濃度較低,而較深地層之濃度也未必較高,欲判斷含氯碳氫化合物在何處、多少深度,成為相當棘手的工作。

進行地下水採樣時,監測井之井篩長度若過長,如圖 2-16 所示,則

所採得之水樣可能被稀釋。以圖 2-16 為例,在含氯碳氫化合物薄層附近之地下水 TCE 溶解相濃度接近飽和溶解度為 1,100mg/L;到地下水監測井附近降為 210mg/L;由於監測井篩過長,經過洗井後污染物被稀釋,所採得之地下水濃度可能僅有 20mg/L。調查評估人員可能因此誤判,認為地下水中 TCE 濃度未達飽和溶解度 1%,故無含氯碳氫化合物存在,造成未來整治工程之困擾及延誤。

從上述說明也可瞭解,井篩較長(超過3公尺)之監測井所測得之污染物可能造成地下水質被稀釋過。故此類監測井測得 TCE 測值為 1 mg/L 時,地下水中實際濃度可能已超過數倍,間接顯示地下水層中可能有含氯碳氫化合物存在。監測井井篩過長,監測井周圍之回填孔隙較大,毛細作用較小,使得監測井附近之殘餘含氯碳氫化合物重新開始移動,可能造成含氯碳氫化合物流入井內,並向下降造成更深處含水層之污染。

綜合上述討論,針對查證階段之土壤及地下水採樣深度,有以下原 則供參考:

- (一) 先進行土壤鑽探,研判土壤質地,並以可攜式光離子化偵測器(Photo Ionization Detector, PID)進行土壤氣體之篩試,土壤氣體濃度較高之樣品進行實驗室分析,可依據「土壤採樣方法」之規範進行。
- (二) 若 PID 無法篩試出污染樣品,或各段土壤之 PID 濃度近似,則建議 在地下水位上之土壤進行採樣。
- (三)由於含氯碳氫化合物污染團的位置在含水層的各深度都有可能,建議先以薄膜界面探測器(Membrane Interface Probe, MIP),量測地層中之揮發性有機氣體濃度,掌握較高濃度之深度位置後,使用直接貫入法在該深度採取即時(Real time)之地下水樣品。
- (四)若需進行標準監測井之設置時,亦建議先以薄膜界面探測器,量測 地層中之揮發性有機氣體濃度,掌握較高濃度之深度位置後,在該 深度設置井篩,且井篩長度建議少於3公尺。
- (五) 若地層屬於卵礫石層,無法使用直接貫入式鑽機或中空螺旋鑽機時,可採用氣循環鑽機(Air rotary)進行地下水監測井設置,設置位置在地下水含水層之底部,且開篩長度以少於3公尺為原則。

## 4.3.2 樣品保存與分析方法

土壤及地下水樣品最少需要量與保存及檢測方法,可參照環檢所公告之標準方法。茲彙整常見含氯碳氫化合物之樣品保存與檢測方法,分別如表 4-2

及表 4-3 所示。惟事業在整治過程中僅欲了解初步整治成效或污染情形時,可採用一些現場快速篩試工具協助了解,在完成整治待驗證階段之自行檢測或委託檢測時就應該注意選用之檢測方法,是否符合環檢所所公告之標準方法,以避免環保單位進行驗證時因檢測方法之不同,造成檢測結果數值上的誤差產生,各事業如欲查詢環保署環檢所公告之標準方法可於環檢所網站(網址 http://www.niea.gov.tw)下載查詢公告之標準檢測方法,以免誤用。

表 4-2 揮發性和半揮發性含氯碳氫化合物樣品最少需要量與保存方法

檢	測項目	最少樣品量	容器	保存方法	最長保存期限
土	揮發性 有機物	250g (mL)×2	250 mL直口玻璃瓶附 鐵氟龍墊片	4±2°C冷藏	14天(採樣至分析)
壤	半揮發性有機物	250g (mL)×2	250 mL直口玻璃瓶附 鐵氟龍墊片	4±2°C冷藏	14天(採樣至萃取) 40天(萃取至分析)
地下水	揮發性有機物	40 mL×2	以40 mL褐色玻璃瓶 或以鋁箔紙包裹等避 光方式處理之玻璃瓶 盛裝樣品,並須附鐵 氟龍內墊之蓋子。	不得以擬採之水樣預洗,暗處,4°C冷藏(若水樣中含有餘氣,則需添加80毫克硫代硫酸鈉/L)。	14天
	半揮發性有機物	1,000 mL	以500 mL褐色玻璃瓶 或以鋁箔紙包裹等避 光方式處理之玻璃瓶 盛裝樣品,並須附鐵 氟龍內墊之蓋子。	不得以擬採之水樣預洗,加鹽酸使水樣之 pH < 2,裝樣後不得含 有氣泡,暗處,4℃ 高,若水樣中含有餘 氣,則於每瓶水樣中添 加 25 毫克抗壞血酸。	水樣應於7天內完 成萃取,萃取後40 天內完成分析。

註: 其他檢測項目樣品最少需要量及保存方法請上環檢所網站(網址 <a href="http://www.niea.gov.tw">http://www.niea.gov.tw</a>),查閱最新公告之檢測方法。

<b>农工</b> 5 占款							
檢測類別	檢測項目	檢測方法					
土壤	四氯化碳、氯苯、氯 仿、氯甲烷、1,4-二氯苯、1,1-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、1,1-二氯乙烯、反-1,2-二氯乙烯、四氯 乙烯、三氯乙烯、二氯乙烯	<ul> <li>揮發性有機物檢測方法-氣相層析質譜儀 偵測法(NIEA M711.01C)</li> <li>半揮發性有機物檢測方法-毛細管柱氣相 層析質譜儀法 (NIEA M731.00C)</li> </ul>					
地下水	四氯化碳、氯苯、氯 仿、氯甲烷、1,4-二 氯苯、1,1-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、 1,1-二氯乙烯、灰- 1,2-二氯乙烯、 反- 1,2-二氯乙烯、 四 乙烯、三氯乙烯、 乙烯	<ul> <li>水中揮發性有機物檢測方法—吹氣捕捉-填充管柱氣相層析法(NIEA W780.50T)</li> <li>水中揮發性有機化合物檢測方法—吹氣捕捉毛細管柱氣相層析法/串聯式光離子化偵測器及電解導電感應偵測器檢測法(NIEA W784.51C)</li> <li>水中揮發性有機化合物檢測方法—吹氣捕捉/氣相層析質譜儀法(NIEA W785.54B)</li> <li>水中半揮發性有機化合物檢測方法—氣相層析質譜儀法(NIEA W801.50B)</li> </ul>					

表 4-3 含氯碳氫化合物土壤及地下水檢測方法

註: 其他檢測項目之檢測方法,請上環檢所網站(網址 <a href="http://www.niea.gov.tw">http://www.niea.gov.tw</a>),查閱最新公告之檢 測方法。

## 4.4 現場篩試工具之應用

## 4.4.1 直接貫入採樣

直接貫入技術(Direct Push Technology, DPT)於 1990 年代中期開始發展, 目前已開發出多種相關之應用技術,大幅提高污染場址調查之效率、也降低 調查經費,成為即時量測技術(Real time measurement technologies)之主要調查 技術。

目前市場上之直接貫入鑽機有許多種類,以大小而言,從具有 33,000ft-1b下壓力之戶外鑽機,到室內低於1公尺高之小型鑽機都相當齊備。因此可以在戶外進行不擾動土壤採樣達30公尺深,或是在室內進行土壤氣體、土壤採樣,甚至地下水採樣。這些都是過去使用傳統鑽機所無法達成的工作。

#### 一、原理

直接貫入技術之核心部分,在於其鑽探設備可採用連續性之未擾動鑽法,搭配不同之附屬設備,可提供即時性之土壤質地研判、土壤採樣

、地下水採樣、土壤氣體監測及污染物偵測等工作。直接貫入技術之鑽探平台可提供圓錐貫入(Cone penetrometer)之鑽進方式或旋轉錘鑽(Rotary hammer),圓錐貫入法於1934年開始研發,到1960年代廣泛應用於大地工程之土壤質地調查。

至 1990 年代開始應用圓錐貫入法於場址環境調查,其原理是使用下壓方式將鑽桿及採樣器壓入地層中,所產生之鑽探土方(Drilling cuts)非常少,減少許多因調查工作時所需處理之廢棄污染土壤,由於使用下壓式鑽進方式而非敲擊式,因此所採得之土壤樣品可視為未受擾動土壤。在鑽探過程中又不需加水,因此所採得之土壤及地下水樣品較具有代表性,故逐漸為環境工程師所採用。

直接貫入技術所提供之調查項目包括:地層導電度(Electrical conductivity)、孔隙壓力(Pore pressure)、土壤採樣、地下水採樣、薄膜界面探測器、鹵化物感測器(HaloProbe)及可撓式鋪面地下偵測技術(Flexible Liner Underground Technologies, FLUTe)等,對於含氯碳氫化合物污染場址之調查評估工作有相當助益。

地層導電度及孔隙壓力之原理是在鑽桿前端裝置探測器,探測器之傳輸線位於中空鑽桿內,隨鑽桿向下壓入地層時,紀錄探測器所遇到之地層阻抗、摩擦、導電度及土壤中孔隙水壓之消散情況,可與不同土壤形態建立起關聯性。由於不同土壤性質之導電度有所不同,黏土之導電度較高,砂質土壤之導電度則較低,而土壤中孔隙水壓則以黏土較高、砂較低,因此由地層之導電度及土壤中孔隙水壓之連續紀錄,可粘路判別地層中之土壤粒徑分佈。因此在進行土壤及地下水採樣前,可先以此探測器進行地層之導電度及孔隙壓力之連續紀錄,隨後再決定土壤及地下水採樣之深度,由於這些紀錄是完全連續的,可提供地層之組成資訊,對於研判含氯碳氫化合物之深度位置有所助益。然而欲由導電度及孔隙水壓力紀錄,進而研判土壤組成,仍需要借重粒徑分析及專業判斷,否則恐有誤判之虞,反而造成日後整治之困擾。

使用直接貫入法進行土壤採樣,最普遍之作法是將採樣觀管 (Sampling liner)連接內鑽桿,置於中空鑽桿內,藉由鑽機之下壓力量將採 樣觀管壓入採集預定地層深度之土壤,土壤採樣作業程序介紹如後。

#### 二、土壤採樣作業程序

採樣方法係採用直接貫入雙管法(Direct push dual tube sampler)作業 ,以直接貫入鑽機採取各層未受擾動之土壤樣品,可參照環保署所公告 之「土壤採樣方法(NIEA S102.60B)」之相關規範。採樣方式分述如下:

- (一) 鑽桿為雙管式(Dual tube),外管口徑一般為 2.125 或 3.25 英吋,內管口徑 1.0 或 1.25 英吋。
- (二) 將襯管(取樣管長 1.2 公尺)置於外鑽桿(中空鑽桿)內,以液壓動力直接壓力方式將鑽桿由地表處下推,以外鑽桿前端切口切削土層,並使土層在不受擾動狀況下進入襯管。
- (三) 將襯管自外鑽桿取出,編註採樣編號,完成第一層採樣。
- (四) 將內鑽桿裝上鑽頭再置入外鑽桿內,以液壓動力將鑽桿繼續壓至預 定深度,準備採取第二層土樣。
- (五)取出鑽頭及內鑽桿,再於內鑽桿前端旋接取樣襯管後,置入外鑽桿內。以直接壓入方式將外鑽桿連同內附之取樣襯管壓至地表下預定深度,取得第二層土樣。
- (六) 採樣觀管內所取得之土樣,可立即於現場以光離子化偵測器(Photo Ionization Detector, PID)量測土壤氣體濃度,記錄於土壤採樣現場記錄表,可作為污染物垂直分佈之參考。

### 三、土壤採樣作業品保及品管

- (一)土壤鑽取之採樣方法為乾鑽且不擾動土壤,採樣機具均未使用任何添加物、水、泥漿。採樣過程係以採樣桿連續取樣,並未間斷或擾動土層。
- (二)每鑽完一孔後均使用高溫高壓水柱,將鑽桿沾附土屑清洗乾淨,以確保鑽具清潔及除污,避免交互污染。
- (三) 等待一段時間後,應立即以皂土回填復原。

#### 四、地下水採樣作業程序

- (一) 嵌入式井篩(Telescoping screen)
  - 1. 利用直接貫入法將外鑽桿、外套管及採樣器推至預定採樣深度。
  - 2. 採樣器到達預定深度後,將外套管向上提高約15公分至1公尺不等,視井篩長度而定。使採樣器之井篩暴露於地層中,地下水流因而流進採樣器,採樣器之上方有逆止閥,因此地下水不會漫過採樣器而進入鑽桿內。
  - 3. 等待一段時間後,當地下水樣充滿採樣器後,將採樣器抽回,採樣器的下方也就是井篩的上方也有逆止閥,因此採樣器被向上提時, 地下水樣不會因此而流出。
  - 4. 目前市面上類似的採樣方式包括 HydroPunch® II、Geoprobe® Screen

Point 15。每次採樣之體積由 35 毫升至 500 毫升不等,依據不同採 樣器型號而不同。

## (二) BAT<sup>®</sup>採樣法

BAT 系統(BAT® System)是利用直接貫入法,具有專利的地下水採樣器,常用於含氯碳氫化合物污染場址之調查工作,由中空樣品管、雙向注射針頭、過濾器等組成,其採樣程序如下(圖 4-8):

- 1. 使用直接貫入鑽機將外鑽桿鑽至預定採樣深度。
- 2. 刺入真空採樣管之隔片(Septum),以手動真空幫浦抽除樣品管之空氣,通常可達 95%之真空度。
- 3. 將採樣器連接至捲尺及重量鍊上,連同捲尺置入外鑽桿內,緩緩降下至預定採樣深度。不可採以自由落體方式降下採樣器,以免採樣器損壞。
- 4. 當採樣器下緣之雙向注射針頭碰觸到過濾器後,注射針頭會穿過上下兩個隔膜,因此地下水將由過濾器通過針頭而進入中空樣品管(採樣體積為35至500毫升)。
- 5. 依據不同地層特性,採樣時間有很大差異,在透水性良好之砂層中,水流速度可達 80mL/min,僅需數分鐘即可充滿採樣管。但在黏土層中(K<10<sup>-10</sup> m/s),流速僅有 0.02mL/min,往往須費時數小時才能完成一次採樣。
- 6. 採樣完成後將採樣器拉回,地下水樣應已充填於採樣管內。可再重 新組裝採樣器,進行下一深度之採樣。本工法可在同一鑽孔內,進 行多深度層次之地下水採樣。

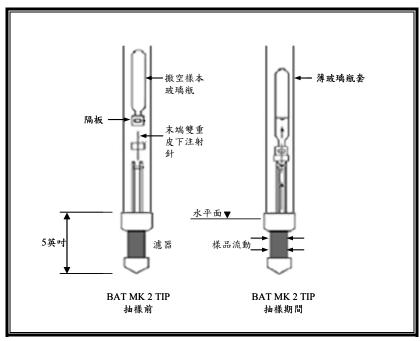


圖 4-8 BAT®地下水採樣器

#### 五、地下水採樣作業品保及品管

- (一) 鑚進過程中乾鑽,採樣機具均不使用添加水、泥漿。
- (二) 鑚進過程中所使用之鑽頭應與外鑽桿一樣。
- (三) 每完成一個鑽孔採樣後,進行設備空白樣品之分析,瞭解過濾器在 重複使用後之殘留污染濃度。
- (四) 完成採樣點採樣工作後,應立即以皂土回填復原。

#### 六、適用時機

在查證階段時,使用直接貫入技術進行土壤及地下水採樣之時機包括下列情況:

- (一)含氯碳氫化合物污染場址之土壤採樣,應使用直接貫入技術,因為 其具有不需要加水、鑽液及不擾動土壤之特性,可取得具代表性之 土壤樣品。
- (二) 場址污染程度不確定,需進行篩選測試,評估是否有污染狀況。
- (三) 查證經費有限,需以較節省方式進行多量之地下水採樣。
- (四) 需進行定點定深度之地下水採樣,採得即時之地下水樣品。
- (五) 需瞭解污染區之垂直污染分佈,以研判是否有含氯碳氫化合物存在 及其深度位置,可進行不同深度之土壤及地下水採樣。

## 七、限制

- (一)直接貫入技術僅適用於屬於砂土、坋土、黏土之地層,在含有卵礫 石層中(如林口、桃竹苗台地、台中地區),由於直接貫入鑽機無法鑽 進,因此無法採用。
- (二)在含氯碳氫化合物污染場址,由於含氯碳氫化合物可能沿鑽孔而向下移動,因此不應在裸孔情形下進行地下水採樣。進行任何土壤或地下水採樣動作,均應有外套管存在。亦不建議設置簡易地下水井,除非可事先證明該區域無含氯碳氫化合物存在。
- (三) 嵌入式井篩及 BAT<sup>®</sup>系統均僅能提供單次之地下水採樣,若欲進行長期定點監測,仍須設置標準水質監測井。
- (四) 嵌入式井篩及 BAT<sup>®</sup>系統所採得之水樣體積不多,且通常較為混濁。 在透水性差之地層中,可能需數小時才能完成一次採樣。

#### 八、成本分析

直接貫入技術運用於各項現地調查工作之單價分別為:

- (一) 地層導電度及孔隙壓力之量測價格按照進尺費計價,為新台幣 2,000 元/公尺。
- (二) 土壤採樣之價格亦是按照進尺費計價,為新台幣 1,500 元/公尺。
- (三) 地下水採樣使用嵌入式井篩,進尺費為新台幣 1,000 元/公尺。

## 4.4.2 攜帶式氣相層析質譜儀(GC/MS)

#### 一、原理

氣相層析是一種物理分離的技術,樣品由惰性氣體作為載流氣體,將欲分析化合物傳輸經過分離管柱,由於低分子量及高揮發性的化合物流動速度較高分子量及低揮發性的化合物快,可藉此將混合物分離,由後端的偵測器將反應訊號經由記錄器與電腦予以記錄與顯示,建構一組層析圖譜(亦即偵測器反應對樣品的滯留時間),攜帶式氣相層析質譜儀如圖 4-9 所示,實際上是由兩種功能不同的儀器組成:其一為氣相層析儀,是將混合物分離為純物質的設備,質譜儀為偵測器之一種,可測定出被分析物之分子量和結構,在質譜儀的游離室中樣品受電子撞擊,於是,化合物即產生帶正電荷的碎片或離子,經電場加速、磁場作用影響,可得一質譜圖。



圖 4-9 攜帶式 GC/MS

## 二、適用時機與限制

目前常用於含氯碳氫化合物分析的現場氣相層析儀包括可攜帶型氣相層析儀(Portable GC)與可運送式氣相層析儀(Transportable GC)兩種。其運作原理幾乎相同,但由於形式的差異,在應用上的適用時機與範圍亦有差異。

可攜式氣相層析儀具耐用、體積小及重量輕等特色,具有內藏式電 池與載流氣體供應系統,故其具有可攜帶性。亦造成電源與氣體供應上 的限制,導致溫度上升條件設定上的限制,其管柱通常是等溫(Isothermal) 。而可運送氣相層析儀其操作需要外部電源與氣體供應系統,可以快速 改變管柱溫度,不會受限於定溫條件下操作。

可攜式氣相層析儀的主要優勢是其容易攜帶至現場,且分析時間一般均較可運送式氣相層析儀短。由於氣體供應的限制,常用於可攜式氣相層析儀的偵測器以 PID 為主,因為不需要氫氣,故許多脂肪族化合物無法使用可攜式氣相層析儀進行分析。而可運送式氣相層析儀因其所使用的管柱較長的優勢,故可提供較佳的化合物分離。

#### 三、成本分析

對於攜帶式氣相層析質譜儀之計價方式以日數計算,不計分析次數,以美國為例單價約為 1,500 美元/天(約新台幣 46,000 元/天)。

## 4.4.3 薄膜界面探測器

### 一、原理

薄膜界面探測器(Membrane interface probe, MIP)由美國 Geoprobe 公司所發展,可以由土壤及地下水中測定揮發性有機物,進行現地即時偵測。同時 MIP 探測器具有土壤導電度(Soil conductivity)偵測之功能,因此可以協助現場工程師進行土壤質地研判。

MIP 探測器需由直接貫入鑽機予以鑽進地層,一般鑽進速度為每分鐘 0.3 公尺,通常可鑽進至 20 公尺深。當 MIP 探測器鑽進土壤時,電流會加諸於偶極導電度偵測器上,並紀錄所接觸土壤之電壓反應,並換算得到土壤之導電度。其偵測範圍大約在 5 mS/m 至 400 mS/m 之間。通常低導電度表示土壤組成為砂層,高導電度表示土壤組成為坋土或黏土。

薄膜探測器之原理如圖 4-10 所示。薄膜是由金屬及有機聚合物所組成,當探測器與土壤接觸時,土壤或地下水中之有機物將被薄膜聚合物 (Polymer membrane)所吸收,因此不論有機污染物是在土壤吸附相、地下水溶解相、土壤孔隙中之氣相或是污染物有機相,都可被薄膜聚合物所吸收,故 MIP 技術可用於未飽和或飽和土層中。且土層中氣相或有機相污染物不會直接進入探測器內,可大幅降低儀器干擾之程度。

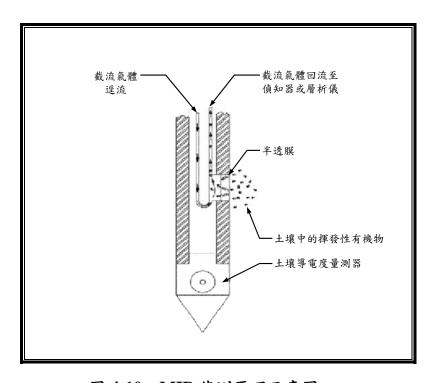


圖 4-10 MIP 偵測原理示意圖

當污染物被薄膜吸收後,藉由擴散效應而穿過薄膜,由於薄膜被加熱至 100~120°C,因此污染物將很快通過薄膜,被控制器中載流氣體 (Carrier gas)一起帶至地表之污染物偵測器。若污染物需傳輸 30 公尺長至地面,大約需要 35 秒,也就是偵測訊號將約有 35 秒之延遲,但這可在記錄資料時進行校正,以確實反應地層深度之污染濃度訊號。

地表之污染物偵測器可視場址污染物搭配具火焰離子偵測器(Flame Ionization Detector, FID)、光離子化偵測器(Photo Ionization Detector, PID) 或電子捕捉偵測器(Electron Capture Detector, ECD)之氣相層析儀等使用。但對於含氣有機物,使用 FID 或 PID 進行偵測,其濃度大約需在 5ppm以上,方可有效測得數值,因此或多或少限制了 MIP 之使用範圍。

#### 二、作業程序

- (一) 架設地錨固定鑽機,確保 MIP 探測器可垂直貫入地層。若地表有混凝土層,需先使用圓孔切割機將地表切割 10 公分(4 英吋)之圓孔。
- (二)架設地錨的同時,監測車上之氣相層析儀開始熱機,一般需時30分鐘,並開啟電腦軟體,設定點號、氣體傳輸時間、鑽桿深度等參數資料。
- (三) 開啓 MIP 控制器之加熱開關,將探針上之薄膜加熱至 120°C。工作人員進行透氣性測試(Sanity test),使用標準液(丁烷(Butane))進行測試,MIP-FID 讀值需在 106μV 以上,且流量之變化幅度在 3mL/min以內,以確認薄膜之滲透性正常,否則需更換薄膜<sup>[7]</sup>。
- (四) 開始進行 MIP 探測器之貫入,其鑽入速度應小於每分鐘 30 公分。鑽機旁之定位弦(String port)可即時量測探測器之貫入深度,並記錄貫入速度。
- (五) 在 MIP 探測器貫入同時,地表下揮發性有機污染物進入 MIP 內部,並隨攜帶氣體至地表之偵測器,經由電腦軟體之數值轉換,即可在現場讀取偵測數據。

## 三、作業之品保品管

- (一) MIP 作業屬於半定量工作,無法直接量測個別污染物之濃度。但為瞭解偵測器訊號對於污染物濃度之關係曲線,應製備訊號/反應曲線圖。若污染場址之潛在污染物為含氣有機溶劑,可用 TCE、PCE、四氣化碳作為滴定樣品,儲備溶液(Stock solution)則以甲醇作為溶劑,滴定樣品濃度為 50mg/mL。
- (二) 以標準溶液製備不同濃度之滴定溶液,至少需3個不同級數之濃度,

例如分別為 1mg/L、10mg/L、100mg/L, 最終滴定溶液體積為 500mL, 以便 MIP 探測器可浸入滴定溶液內。

- (三)分別使用上述之滴定溶液,將 MIP 探測器浸入滴定溶液內,記錄其 反應時間及偵測器訊號。進行現場偵測時,工作人員可依據這些曲 線圖研判場址內污染物到達地表偵測器所需之時間、及其可能濃度 範圍。
- (四)每鑽完一孔後均使用高溫高壓水柱,將鑽桿沾附土屑清洗乾淨,以確保鑽具清潔及除污,避免交互污染。
- (五) 採樣點完成鑽探採樣工作後,應立即以皂土回填復原。

#### 四、適用時機

在環保單位進行查證階段時,使用 MIP 技術進行土壤質地及污染程度量測之時機包括:

- (一) 場址之土壤質地組成不清楚,需進行初步探勘。
- (二) 場址污染程度不確定,需進行篩選測試,評估是否有污染狀況。
- (三) 查證經費有限,需以較節省之方式進行多量之量測,並進行污染範圍評估。
- (四)需進行定點定深度之污染程度研判,作為後續土壤或地下水採樣位置及深度之依據。
- (五) 需瞭解污染區之垂直污染分佈,以研判是否有含氯碳氫化合物存在 及其可能深度位置。

### 五、限制

- (一) 由於 MIP 技術仍須依賴直接貫入技術,因此僅適用於屬於砂土、纷 土、黏土之地層。在含有卵礫石層中(如林口、桃竹苗台地、台中地 區),由於直接貫入鑽機無法鑽進,因此無法採用。
- (二) MIP 用於通氣層中,可能有高估污染程度之可能性;然而在黏土中, 又可能低估污染程度。
- (三)對於污染程度嚴重之場址建議採用低敏感性之探測器,以防止探測器受到污染,影響其他孔位之偵測。

#### 六、成本分析

MIP 之計費方式採以公尺計費,國內之報價約為新台幣 2,000 元/公尺。

## 4.4.4 鹵化物感測器

#### 一、原理

鹵化物感測器(HaloProbe)是美國 Dakota Technologies 公司目前研發狀態中之即時量測技術,其商標名稱為 HaloProbe。其原理是利用 MIP 探測器再進行改裝,於 MIP 探測器上端安裝鹵化物層析偵測器(Halogen specific GC detector, XSD),而成為 HaloProbe。此為目前相當創新之舉,將污染物偵測器直接安裝於探測器內,隨探測器而深入地層中,因此屬於真正即時偵測之技術,而無污染物傳輸至地表所耗費之延時問題。且 XSD 為專門針對鹵化物之偵測器,因此偵測極限低,可更為有效獲得含氯有機溶劑之濃度垂直分佈資料。

鹵化物層析偵測器 XSD 之原理,是在偵測器反應室內進行有機物之氧化反應。由氣相層析管(GC column)而來之污染物,在偵測器反應室內進行熱裂解反應(Pyrloysis),反應室內之溫度保持在 800°C~1100°C 之間,污染物分子內之鹵素被氧化並釋放出成為原子態或氧化態,隨後與陰極之活化鹼金屬作用產生熱離子,包括電子及鹵素離子,使陰極電流增加,從而轉換為電壓訊號被測得<sup>[8]</sup>。

如同 MIP 探測器,當土層中污染物被 HaloProbe 探測器上之薄膜吸收後,將藉由擴散效應而穿過薄膜,進入 XSD 被偵測到,其對於鹵素有機物相當敏感,偵測極限比 MIP-FID 低許多,地下水中 DNAPL 濃度達 0.1mg/L 即可被偵測出<sup>[9]</sup>;但以 MIP-FID 而言,地下水濃度可能需 5mg/L 才可被偵測到。同時由於偵測器直接安裝於探測器中,污染物不需經過傳輸管路至地面,而可在地層中直接被偵測,因此沒有延時問題,所得到之訊號數據均為即時之現地量測資料。

目前 Dakota 公司正研究如何將 XSD 所輸出之電壓訊號,與土壤或地下水污染濃度做比對,以利污染程度之判別,如同 FID 及 PID 一樣,可將偵測器訊號轉換成 ppm。Dakota 公司現正進行許多測試,在不同土層及污染物濃度下,與 XSD 所測得之訊號進行關係比對,未來 HaloProbe產品之讀值將為總鹵素濃度(Parts per million halogen equivalents, ppmh),現場工程師將可立即研判地層中之含氯碳氫化合物污染程度及所在深度位置。

## 二、適用時機

未來在環保單位進行查證階段時,使用 HaloProbe 技術進行土壤質地 及污染程度量測之時機包括:

- (一) 場址污染程度不確定,需進行篩選測試,評估是否有污染狀況。
- (二)查證經費有限,需以較節省之方式進行多量之量測,並進行污染範圍評估。
- (三) 需進行定點定深度之污染程度研判,作為後續土壤或地下水採樣位 置及深度之依據。
- (四)需瞭解污染區之垂直污染分佈,以研判是否有污染物存在及其可能深度位置。

### 三、限制

- (一) 由於 HaloProbe 技術仍須依賴直接貫入技術,因此僅適用於屬於砂 土、坋土、黏土之地層。在含有卵礫石層中(如林口、桃竹苗台地、 台中地區),由於直接貫入鑽機無法鑽進,因此無法採用。
- (二) HaloProbe 技術目前仍屬於研發階段,對於偵測數據之品保品管尚未 有相關作業手冊可參考。

## 4.4.5 可撓式鋪面偵測

可撓式鋪面地下偵測技術(Flexible Liner Underground Technologies, FLUTe)是由美國 Flexible Liner Underground Technologies 公司於 1989 年所開始發展之地下污染物快速偵測技術,簡稱為 FLUTe,該公司並擁有 FLUTe之商標著作權。其主要功能在於提供調查人員於現地快速偵測污染物,特別是屬於純相產物(Pure product)之 DNAPL 地下深度位置。

## 一、原理

FLUTe 之組成為可撓式鋪面及鋪面上之染色劑及疏水性 (Hydrophobic)有機物,染色劑被吸收於疏水性有機物內,可撓式鋪面的外側塗有黑、紅、藍等不同顏色的染色劑。當地下污染物接觸到鋪面上之疏水性有機物,疏水性有機物將被這些污染物所溶解,並隨之滲入可撓式鋪面的內側,而染色劑也隨之帶入可撓式鋪面的內側,因此在鋪面內側產生程度不一的染色效果,但顏色較淺,調查人員可經由目視判別地層中是否存在 DNAPL 污染物。因此 FLUTe 之特點除了可以辨別 DNAPL 物質是否存在,尚可研判其污染深度、污染形狀,若在場址鑽設多孔 FLUTe,則可研判 DNAPL 分佈之範圍。

FLUTe 之設置是使用直接貫入式(Direct push)鑽機進行施工,FLUTe 被填裝於鑽機之鑽桿內,並隨鑽桿進入地層。當達到預定設置深度,將

水注入並將鑽桿抽出,使 FLUTe 留置於鑽孔中,故 FLUTe 外側鋪面即可接觸到裸露之地層。

當 FLUTe 外側鋪面接觸到地層中之 DNAPL 污染物,便會將染色劑溶解並帶入鋪面內側,使鋪面內側染色,調查人員即可判別 DNAPL 之存在。

### 二、適用時機及環境介質

- (一) 當經過初步現場調查,認為地層中可能存在含氯碳氫化合物,但地下水樣品中無法找到或高度懷疑存在含氯碳氫化合物物質,但不確定其位置及深度時,即可採用 FLUTe 進行確認。
- (二)由於FLUTe是在鑽孔中設置,因此進行土壤鑽探後亦可在原鑽孔使用FLUTe進一步辨別含氣碳氫化合物之位置、深度及可能分佈範圍。
- (三)本技術所適用之環境介質,包括:土壤質地屬於砂質、均質或黏質 土壤之未固結土壤通氣層、含水層等。但對於卵礫石層、固結岩層、 破碎岩層等地質條件,由於直接貫入鑽機無法鑽進,可能有所限制; 若卻採用其他鑽進工法,則需注意避免造成含氯碳氫化合物沿鑽孔 上下交互污染之可能性。

#### 三、設備要求

本技術需與直接貫入鑽機搭配,先進行調查點之鑽孔,才可設置 FLUTe,且另需捲輪、水位計、量尺、皂土等現場工具。

## 四、限制

使用 FLUTe 技術,可能有下列限制因子:

- (一) 卵礫石層中(如林口、桃竹苗台地、台中地區),由於直接貫入鑽機無 法鑽進,因此無法採用 FLUTe 技術。若欲在裸孔內設置 FLUTe,則 可能有坍孔之危機。
- (二) 在湧砂情形嚴重之地層中(如台南沿海),可能也無法設置 FLUTe,因為在此類地層中,鑽桿一旦抽離,鑽孔很快會被湧砂填滿。
- (三) FLUTe 之染色效果隨污染物種類、污染物接觸時間而有相當大之差 異性,目前無法藉由 FLUTe 之染色效果辨別污染物種類。
- (四) FLUTe 僅可供辨別含氯碳氫化合物存在與否,但無法進行含氯碳氫化合物之定量分析。且除非含氯碳氫化合物以連續之污染團形式呈現,否則無法估算含氯碳氫化合物之污染體積。
- (五) 在設置 FLUTe 過程中必須加水,是否會對地下水污染物分佈造成影

響,目前尚無定論。

## 五、作業程序

FLUTe 之設置作業程序說明如下:

- (一) 以直接貫入式鑽機將鑽桿壓入地層
- (二) 將 FLUTe 置入鑽桿中。FLUTe 內側之底部有連接軟管連接至地面之 捲輪,捲輪可逐漸將 FLUTe 深入地層中。
- (三) 將鑽桿拉起,為防止 FLUTe 同時被揭起,此時必須加入乾淨水於鑽 孔中,此步驟也是最關鍵之處。
- (四) 鑽桿全部拉出後,FLUTe 暴露於鑽孔中,FLUTe 內側則充滿先前加入之乾淨水,因此外側可緊貼著鑽孔壁。
- (五) FLUTe 於鑽孔中靜置約一小時,使含氣碳氫化合物充分與 FLUTe 外側之疏水性有機物及染色劑接觸,並將染色劑滲入 FLUTe 內側。
- (六) 最後轉動地面之捲輪,將連接管拉起,順勢將 FLUTe 拉出。此時 FLUTe 之內側將被外翻,若內側有紫色現象即表示該處深度有含氣 碳氫化合物存在。

## 六、成本分析

目前在美國設置 FLUTe 之成本為每設置 100 公尺需 20,000 美元(約新台幣 64 萬元),其中 FLUTe 之材料費為每公尺 20 美元(約新台幣 640元),其他則為人工設置及設備租用費用。

## 4.4.6 地球物理方法

美國環保署之技術文件「Site Characterization Technologies for DNAPL Investigations, EPA542-R-04-017」<sup>[10]</sup>,將各種不同之地球物理技術運用於DNAPL污染場址之調查技術,可助其瞭解場址之地質狀態。運用地球物理調查技術,可於場址地層中瞭解污染團之優先傳輸路徑,並可調查場址大範圍面積或是描繪鑽孔壁內、外小尺度之地質條件,且量測出土壤母岩及地下水之物理性質。國內目前較常應用於污染場址之地球物理調查技術,包含透地雷達(Ground Penetrating Radar,GPR)、電磁波探測(Electromagnetic Methods,EM)、地電阻影像剖面探測技術法(Resistivity Image Profiling,RIP)等。

#### 一、透地雷達

#### (一) 原理

透地雷達簡稱 GPR,為一應用雷達波射入場址地層內,屬於一

種高頻的電磁波,其頻率通常介於 1 MHz~1,000 MHz 之間,藉由量測反射波的強度,以了解場址地下環境的狀況,如圖 4-11 所示。此入射波經地下具不同電磁性質的地層界面與埋藏體反射或地層內管線、空洞及結構體內鋼筋等繞射至地表,即可由接收到各波抵達地表時間的不同,來推測地表下地層的起伏、描繪地表下的形貌及偵檢地表下人為的構造體,如瀝青路面厚度、地下管線或空洞等;或非金屬構造體內部結構,如水泥混凝土牆版內的鋼筋等。雷達波剖面展現的反射訊號,是由地下地層間的物性差異所造成,由於沉積岩層隨著地層的界面延展,形成一個連續的反射面。反射面基本上可代表同一時間面,由於地層常有水平方向的相變,同一反射面的強弱也隨著變化。所以反射面的波形可反映地層界面的岩性差異。自然地層層面的反射形貌大致上較平緩、少變化;而地下污染物或一些特殊的地質狀況,則呈現一些變形的反射形貌。

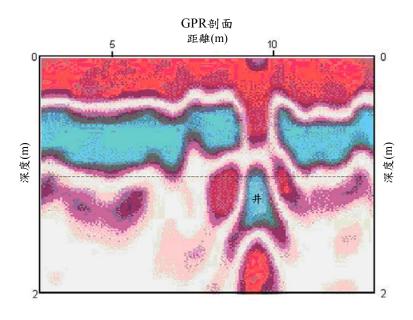


圖 4-11 透地雷達橫斷面圖

對於場址內含氣碳氫化合物之偵測,則是在 1990 年代隨著污染場址案例增多及含氣碳氫化合物污染物位置確認之複雜性等因素,而開始應用透地雷達對含氣碳氫化合物污染位置偵測之方法展開研究,目前已有相當之研究成果[11]。然而使用透地雷達之數據直接判讀含氣碳氫化合物存在之位置,需要與無污染前之場址深測結果相互比對,才可得到較為正確之成果。

#### (二) 適用時機及環境介質

GPR 為非破壞性的調查方法,勘測儀器輕巧,攜帶方便,測線

易於展開。測勘時雷達天線不需插入地下,故現場勘測時較其他場 址調查常用之地球物理法,如地電阻法或震測法迅速,由於雷達波 頻率甚高,對淺地層可提供具高解析度的描繪。

運用透地雷達勘測進行污染場址調查時,可描繪土壤或岩石地層帶,並幫助確定地下掩埋桶槽之位置,進而可能預測出含氯碳氫化合物之污染源。於其他調查工作方面,亦可應用於地下管線探測、河道淤積探測及已封閉廢棄物掩埋場之掩埋量推量推估等相關應用。

### (三) 設備要求

透地雷達系統設備要求主要分為五大部分:主機、雷達天線、 螢幕顯示器、電源供應器(鉛蓄電池)及傳輸線等,如圖 4-12 所示。 其功能如下所述:

- 1. 主機功能包括控制天線發射和接收訊號之時機、設定介電常數、施 測軌跡的間隔、訊號的增益大小、濾波範圍及取樣速度等。
- 2. 雷達天線經由傳輸線與主機連接,收、發電磁波訊號都是透過主機 本身設定賦予其功用。
- 3. 螢幕顯示器為附著於主機上之彩色液晶螢幕顯示器,可從螢幕顯示器上及時看出天線所接收到之訊號,其解析度一般為 800×600 pixels。
- 4. 電源供應器一般為 12 伏特的可充式鉛蓄電池。
- 5. 傳輸線連接雷達主機和天線,是主機和天線之間的訊號連絡橋樑。



圖 4-12 透地雷達裝置

### (四) 限制

由於使用高頻率電磁波,受到地層衰減效應與電滋波能量過低的影響,探測深度成為透地雷達技術的主要限制之一,有效探測深度以不超過 10 公尺為原則<sup>[10]</sup>,對於深層之含氯碳氫化合物污染探測無法適用;若地表即有黏土層存在,其探測深度甚至無法超過 1 公尺。

此外利用透地雷達探測時,若地質與含氯碳氫化合物之介電常 數差異性大,就容易分辨,但若含氯碳氫化合物與原本之電性地層 介電常數差異不大情況下,就應輔以其他地球物理探勘方法測勘。

## (五) 成本分析

透地雷達之計價方式以探測距離計算,範圍在新台幣 200~400 元/公尺不等,視工作量之多寡及場址地物複雜性而異。

### 二、電磁波探測

## (一) 原理

電磁波法應用電磁感應原理,在地表發射線圈(Transmitter coil)中通以可變頻率之交流電(通常其頻率為聲頻範圍),造成隨時間變動的原生電磁場(Primary electromagnetic method field),由於地層導電程度的差異,依據愣次定律(Lenz's Law),此變動的原生電磁場會引發強度不同之變動渦電流,再引發次生(Secondary)電磁場;在地表離發射線圈不遠處,以一接收線圈(Receiver coil)記錄次生電磁場強度,可藉以獲得地下地層導電率分佈情形。電磁波探測可用以瞭解具電傳導性污染物的存在、廢棄物掩埋與場址地質分層的情形。常應用於地下地質、礦產資源及掩埋物調查等方面。EM 方法是量取自然或人工的電磁場,此量測之電磁場一般均隨時間改變的時變場(與地球靜磁場不同),亦或隨頻率不同之頻變場。經由這些量測的資料,依據麥斯威爾(Maxwell)方程式,可以求出地表下不同深度的電性參數(如電阻率或導電率等)。

## (二) 適用時機及環境介質

電磁波法主要應用於地下水、海水入侵、斷層破碎帶、地層構造及地下管線探測等方面。探測深度與使用的電磁波頻率大小及線 圈間距有關;一般而言,頻率愈低、線圈間距愈大者,其探測深度 愈深;反之,頻率愈高、線圈間距愈小者,探測深度愈淺。

在電磁波探測法中有許多方法可以提供地質特性資訊,在含氣

碳氫化合物之物性描述方法中具高潛力,但並非能直接尋找到含氣 碳氫化合物污染源,而是藉由電磁波探測地層中之砂質及黏質土壤 交界位置及破碎岩床位置等,進而推估含氯碳氫化合物之所在<sup>[10]</sup>。

EM 有多種不同運用之技術,其中包括頻率域電磁法(Fixed source frequency domain electromagnetics)、時間域電磁法(Fixed source time domain electromagnetics, TDEM)、電磁波支距井測法(Electromagnetic offset logging)、甚低頻電磁法(Very low frequency electromagnetics, VLF-EM)<sup>[10]</sup>。

時間域電磁法具有野外量測便利,但訊號/雜訊比(Signal to Noise Ratio)則嫌太低;頻率域電磁法雖然操作比較繁雜,但卻具有訊號/雜訊比高的優點。在含氯碳氫化合物污染場址調查中,甚低頻電磁法(VLF-EM)經常用來確認岩床破裂帶之位置,其調查結果可提供未來侵入性採樣之參考依據。部分方法有其限制性,如頻率域電磁法,並無法滿足含氯碳氫化合物之調查。

## (三) 設備要求

電磁波探測儀器系統大致分為以下5種:

- 1. 大地電導度量測系統(Ground conductivity measurement)
- 2. 金屬探測器(Metal detection)
- 3. 電磁波接放/發射器(EM receiver and transmitter)
  - (1) 電磁波 PROTEM 接收器(PROTEM receiver)
  - (2) 電磁波發射器(TEM transmitter)
- 4. 孔內電磁波量測(Borehole conductivity measurement)
  - (1) 孔內時間域電磁波探測器(Borehole TDEM probe)
  - (2) 孔內電導度探測儀(Borehole conductivity EM)
  - (3) 孔內自然咖嗎射線探測儀(Borehole natural Gamma)
  - (4) 孔內磁化率探測儀(Borehole magnetic susceptibility)
- 5. 極低頻電磁波探測儀(VLF transmitter/receiver)

#### (四) 限制

本探測技術操作簡易,且靈敏度相當高,即使 5%的差異量也可以被儀器量測出來。操作者可以選擇使用連續量測(Continuous measurement)或者逐站量測(Station-by-station measurement)方式。測線長度過短常是造成探測作業疏失的主要原因,因此規劃現場探測

時,需儘可能擴大探測範圍,以便能量測背景的地層電性資料。

## (五) 作業程序

測點間距是一項重要的測勘參數,而其大小決定於地層側向變 化的幅度,因此在設定測點間距時,需考慮探測目標的可能大小。 一般而言,可以在正式進行探測作業前,先沿著測線方向連續觀察 儀器讀值,做為決定測點間距的參考。

理論上在同一地點施測時,儀器線圈的方向並不會影響量測值,故操作者並不需要刻意在量測過程中使儀器朝向某一固定方向。但在地層具有側向不均質性時,則可能導致量測值隨儀器方向不同而異,若該差異性很大時,此時最好能在每一測點以操作者為軸心,量測該測點不同方向最大與最小的讀值,並以其平均值做為該測點的量測值。

本技術對埋藏金屬物(如:管線、地下儲槽、鐵桶等)的反應相當強烈。若要確認這些金屬物或電力設施對量測結果的影響程度,操作者可以將儀器平行與垂直該物體,觀察儀器讀值是否有顯著變化來加以鑑定,若對量測值產生影響,則現場量測時應盡可能地遠離至不受影響的範圍外。

在夏天中午過後常因局部或遠地閃電的電磁輻射影響,使儀器 讀值變得不穩定,如果儀器讀值一直在某一範圍內來回變動,建議 最好暫停量測作業,一般在中午過後便能恢復。若通過大的高壓電 線時也可能造成前述的情況。

本技術對地層導電度的解析度非常高,且因屬於非接觸式探測,故沒有傳統安置電極的困擾,其操作又非常簡單且快速,現場調查的效率極高。

此外,電磁波法野外探測所需的時間非常短,平均一天最少可以施測50個測點以上。

#### (六) 成本分析

電磁波探測之計價方式一般以探測面積為基準,每公頃之探測 費用約為新台幣 200,000 元,但隨場址地物之複雜性及測點間距而有 所變化。

#### 三、地電阻影像剖面探測技術

## (一) 原理

地電阻法由於地層組成材料及膠結狀況不同,會表現出不同的

導電特性,一般以電阻率(Resistivity)代表物質的導電性質。因此, 由探測地層電組率在垂直方向及水平方向的變化情形,可間接瞭解 地層構造。在電阻影像剖面探測中,常使用雙極排列法,其電阻探 測原理仍類似四極配置,只不過其中一電流極 C2 及另端的一電位極 P2 放置於無窮遠處。鄰近電流極 C1 與電位極 P1 之間的距離,將決 定這兩電極間中心點下的測量點深度。由輸入的電流及量得的電 壓,可計算出地下某一測點的視電阻值,再經電腦處理,以影像剖 面的形式展示地層結構。一般在地表上佈置 4 根電極,在電極上以 低頻(約 1Hz~10Hz)的交替直流電通入地下,同時使用電流計量測電 流強度,當電極展開在某一距離時,電流將會通過某一相對深度的 地層,如果在此範圍內地層的導電程度有差異情形,則由電位極量 測此時的電位差,可反映該導電差異的特性,並據以測定地下地層 的導電物性。直流電阻法(Direct-current resistivity method)仍是利用地 層的電阻率,因其組成的礦物、顆粒大小、組態、含水量及水之鹽 度等不同來區分地層及其構造。直流電阻法施測時有多種電極排列 方式,常用的有溫奈排列法(Wenner array)、施蘭卜吉排列法 (Schlumberger array)、雙極排列法(Pole-pole array)等[12],這些方法各 有其地形及施測環境的使用限制,結果也各有優劣。

目前國內運用地電阻探方法已相當豐富,如台灣某一石化工業 廠區內外,以地電阻影像雙極排列法施測,調查含氯碳氫化合物污 染情形,以地層未受污染及受污染之電阻率影像剖面,來說明地電 阻影像法調查含氯碳氫化合物污染的可行性。

## (二) 適用時機及環境介質

地球物理測勘技術特別是地電阻法,具有測勘成本低及探測快速等特性,常被應用於污染調查或監測<sup>[13,14]</sup>,以了解地層受污染情況及有效的獲得土壤或地下水內污染團之分佈情形,迅速獲得地層受污染之空間分佈。

地電阻影像剖面探測技術除可有效應用於地下管線滲漏調查、 污染團範圍界定及整治成效評估等方面外,由於含氯碳氫化合物的 電阻比地下水高,因此利用二者的不同,可繪製出顯示含氯碳氫化 合物位置之二維或三維電阻分佈圖。直流電阻法主要應用於含氯碳 氫化合物污染團調查、地質描繪、地下水測勘、活動斷層調查、海 水入侵及地下空洞等。

#### (三) 設備要求

地電阻探測全套設備如下:

- 1. 電極棒:不極化材質的金屬棒當作電極棒。
- 2. 主機:應包括電流供應器及電壓量測器。
- 3. 電源供應器使用 12 伏特的可充式鉛蓄電池。

## (四) 限制

地電阻法測勘過程中通入地下的電流之頻率變化不大,其探測深度除受地層導電性質影響外,探測之深度也與電極展距成正比,但是展距之大小也影響著探測的解析度,兩者須同時兼顧。此地電阻法之探測屬於幾何探測(Geometric sounding),依據測勘的目標與地質狀況等來安排合適的電極排列方式,一般常用溫奈排列與雙偶極排列等。

施蘭柏吉排列與溫奈排列常應用於地層平緩區域做垂直測深 (Sounding),雙偶極排列常應用於剖面測勘(Profiling)。應用於地層探測時,垂直測深受限於測點分佈,對於構造之解析能力稍嫌不足;而剖面探測則對於垂直方向的解析能力較弱。因此若能綜合這兩種基本探測方式之優點,必能提高地層探測之可行性。

地電阻影像剖面法便是兼具垂直與側向解析能力的一種測勘方法,其現場施測配置與反射震測法類似,係沿著一既定的測線安排電極,除了能達到垂直測深的目的外,加上沿著測線方向的測點數較密,所以容易反應出地層之側向變化,因此得到的是一個沿著測線下的縱向剖面。簡而言之,地電阻影像剖面法以電阻率(Resistivity)代表物質的導電性質,由探測地層電阻率在垂直方向及水平方向的變化情形,有助於間接瞭解電性地層構造。

地電阻法探測時若污染源為高電阻,污染場址地層及管線皆為 低電阻,可輕易將污染範圍確立,但若污染與原本之電性地層差異 不大情況下,就會增加探測之困難。

#### (五) 作業程序

- 1. 現場探勘:由測線里程與間距,計算測站座標在量測其高程以供地形 效應修正之用。
- 2. 電極棒佈置:根據測線里程與間距,計算測站座標後,放樣至現場並量測其高程,以供地形效應修正之用。為能使電流通入地下,量測到較強之訊號,需將電極棒之接地電阻降至最低。
- 3. 電極配置依據使用之探勘式,佈置遠電極、電流極、電位極,且將

電極、電纜、控制器、電探儀連接成一系統,並檢查各電極之接地 電阻與聯通狀況。

4. 資料反算成影像:輸入施測程序,根據現場狀況調整施測參數,並將 資料於現場轉錄至電腦並做初步之檢視。野外量測資料需經過二維 逆推(2D inversion)才能獲得地層真正的電阻率分佈,方能用於解釋 地層下結構。

## (六) 成本分析

地電阻影像剖面法之費用以探測距離計算,約為新台幣 300~500 元/公尺,依據施作測點間距而異,間距1公尺者價格較高;亦可採用2公尺間距,其費用較低,但解析度較差。

## 4.5 土壤及地下水污染調查案例介紹

某工廠內水井遭受三氯乙烯(TCE)污染濃度為 5 mg/L ,場址附近之土地 多為農田 ,用於種植稻米及水果等 ,而附近居民設置多口地下水井 ,抽取地 下水進行農田灌溉。該場址之含氯碳氫化合物污染調查工作係於廠區內及鄰 近地區 ,應用直接貫入法採樣並配合分析土壤及地下水調查 ,以掌握污染源 , 以利於後續進行廠區土壤及地下水整治工作。

藉由全面性的環境調查與監測,以了解污染源、污染分佈及污染可能擴散方向,其進行方式如下:

- 一、利用薄膜界面探測器(MIP)進行地下環境偵測,藉由輸出之電壓訊號及土壤導電度、深度之變化,於場址內高污染區域及下游邊界區域,共進行 10點土壤氣體探測工作,瞭解TCE污染可能分佈範圍。
- 二、進行地下水流向判定,並於疑似污染源上方及下方處設置監測井共 11 口。
- 三、進行微水試驗及地下水位量測分析,了解場址水文地質初步概念。
- 四、進行土壤連續取樣及分析,污染調查主要依場址空間均勻網格分割(每10公尺1點)佈設,共施作17點土壤氣體即時偵測,而每一點位分別針對不同土壤深度10公尺(淺層)及20公尺(深層),進行土壤氣體即時偵測。
- 五、地下水取樣分析,進行地下水分層即時取樣,以 GC/MS 分析地下水樣。 六、建立污染概念模式。

場址內地下水流動方向大致上與地形走勢幾乎一致,由場址西南側流向

東北。由土壤連續取樣的結果繪製之土壤剖面圖顯示,場址內在地表下 0.5 公尺左右,有一層回填土石;在回填土石底下則是坋土及砂質坋土互層偶夾雜礫石,厚度約 2~4 公尺不等;在底下 5~14 公尺則是黑色砂夾礫石層;黑色砂夾礫石層底下則是粗砂夾礫石層,深度在 14~20 公尺。

利用氣壓式微水試驗儀所進行的微水試驗結果,其水力傳導係數 K 值約在  $1.6\times10^{-2}$  cm/sec  $\sim 3.28\times10^{-3}$  cm/sec 之間,大致上也符合坋砂質土壤至中粗砂質土壤的水力傳導係數範圍。

由土壤氣體調查結果顯示,不論深層或淺層污染團皆分佈於污染源(廠區內飲用水井)周圍,由於 TCE 污染物比重比水重的特性,其在地層中會受重力影響而逐漸向下移動,其中深層之污染濃度較淺層之污染濃度高且較為集中,而由淺層之即時偵測技術發現 TCE 濃度有擴散跡象,推測可能因抽水而導致此一情形發生。

根據場址地下水歷次檢測結果,地下水主要污染物以 TCE 為主,其餘污染物僅 trans-1,2 DCE 測得微量濃度。在多次地下水採樣及檢測分析結果顯示場址內 TCE 污染物濃度有回升情形,且場址內除污染源水井外,亦有多口地下水監測井檢測出 TCE 污染物,其濃度均已超過地下水污染管制標準第二類管制標準值。

該廠依據調查結果將進行污染源擴散控制作業,針對污染源持續向下游擴散現象進行防治作業,並擬定整治計畫。

## 参考文獻

- 1. Palmer, C. J., and Johnson, R. L., "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, 1989.
- 2. UK Environment Agency, Groundwater Protection: Policy and Practice Part 2—Technical Framework.
- 3. USACE Engineer Manual, Conceptual Site Models for Ordnance and Explosives (OE) and Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste (HTRW) Projects (EM 1110-1-1200), 2003.
- 4. 環檢所,水質檢測方法總則,2005。
- 5. USEPA RCRA, Superfund & EPCRA Call Center Training Module—Introduction to : Groundwater Monitoring (40 CFR Parts 264/265, Subpart F) , EPA530-K-02-010I , 2001.
- 6. UK Environment Agency, An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface, Section 4, 2003.
- 7. USEPA, 2007, http://www.clu-in.org/char/technologies/mip.cfm.
- 8. OI Corporation, 2007, <a href="http://www.oico.com/">http://www.oico.com/</a>.
- 9. Dakota Technologies, Inc., HaloProbe Direct Push Logging Tool, 2007, <a href="http://www.dakotatechnologies.com/">http://www.dakotatechnologies.com/</a>.
- 10. USEPA, Site Characterization Technologies for DNAPL Investigations, EPA542-R-04-017, 2004.
- 11. Johnson, R.H., Poeter, E.P., Insights into the use of time-lapse GPR data as observations for inverse multiphase flow simulations of DNAPL migration, Journal of Contaminant Hydrology, 89(1), pp.136-155, 2007.
- 12. Sheriff, R.E., Encycloedic dictionary of applied geophysics (4th ed.), Society of Exploration Geophysicists, 2002.
- 13. Schneider, G.W., and Greenhouse, J.P., Geophysical detection of perchloroethyience in a sandy aquifer using resistivity and nuclear logging

techniques. Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems, Society for Engineering and Mineral Exploration Geophysicists, pp.619-628, 1992.

14. Daily, W., A. Ramirez, and R. Johnson. Electrical impedance tomography of a Perchloroethy lene release. Journal of Engironmental & Engineering Geophysics 2(3), pp.198-201, 1998.

## 第五章 含氯碳氫化合物土壤及地下水污染整治

### 5.1 概論

長久以來,含氣有機溶劑如三氯乙烯(Trichloroethylene, TCE)、四氯乙烯(Tetrachloroethylene, PCE)或氯乙烯(Vinyl chloride, VC)等含氯脂肪族碳氫化合物(Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons, CAHs)是地下水污染中最常見受關切之化學物質(Chemicals of Concern,以下簡稱 COCs)。1980年代至今約20多年來,在美國約有百分之八十(80%)的超級基金場址(Superfund sites)及3,000多個美國國防部隸屬單位之場址,皆可在其土壤或地下水等地下環境介質(Subsurface environmental medium)中發現這類污染物之蹤跡。

在台灣,近10年來如台灣美國無線電公司(RCA)原桃園廠、高雄縣大寮 鄉義仁村赤崁福德爺廟、台灣塑膠工業股份有限公司林園廠等,地下水遭含 氯有機溶劑污染之場址陸續被發現,前述 CAHs 污染場址相較於實際可能已 發生之污染場址應尚猶如冰山一角。地下環境受污染場址一般常見之含氣有 機溶劑包含:三氯乙烯、四氯乙烯、氯乙烯、二氯乙烯、二氯乙烷、三氯乙 烷等類化學物質。含氣有機溶劑(如三氯乙烯) 因比重大且不易溶於水,屬 DNAPL,當 DNAPL 自污染源釋出,侵入地下後,會先穿過所謂之通氣層 (Vadoze zone)土壤,滲流經過通氣層時一部分揮發成氣相,一部分微溶於水 中,其餘則受重力影響向下沈陷。滲入過程中,部分會殘留在移動路徑上, 且因 DNAPL 比水重之特性,會穿過地下水位面而進入到含水層中,會形成 殘留相。DNAPL 溶於水部分形成溶解相之污染團(Plume),會隨著地下水移 流擴散持續污染地下水,當 DNAPL 在含水層中自粗顆粒或較高滲透性地層 中移動至細顆粒或較低渗透性地層中時,而形成 DNAPL 薄層(Pool)。由於 DNAPL 溶解度低以及地下水流動緩慢的特性,此類污染物可能殘留在地下 達數十年至數百年之久,往往形成持久性污染源,一般很難找出其確切的位 置及污染總量,在處理上困難程度往往更高。欲去除前述地下水中之含氣有 機污染物,將地下環境回復至符合國家管制標準所需耗費的資金、人力及時 間往往令人聞之咋舌,以美國累計至目前所處理之案例估算,單一場址之總 經費往往高達數千萬至數億美金。

污染場址整治的方法很多,依整治技術所使用之機制歸屬可以分為物理、化學、生物、熱處理等方法;依污染物濃度與區域而言,又可分為污染源整治技術、污染團中心區整治技術、污染團邊緣區整治技術等。在過去累積之案例與經驗顯示,離地(Ex-situ)之「地下水抽出處理法(Pump & treat)」已證明並不能經濟、有效地處理 DNAPL 類之地下水溶解性污染團或高濃度

沉油團(Residual oil phase 或 DNAPL)污染問題。若考慮現地整治技術,針對不同污染物濃度與強度之整治技術可以整理分類如下:1.在污染源區域整治方法,主要是應用物理化學或熱處理方法加強回收或現地破壞之方法,包括有油液回收(Free product recovery)、界面活性劑或共溶劑淋洗回收(Surfactant or cosolvent recovery)、蒸氣注入回收(Steam flushing recovery)、熱加強回收(Heat enhanced recovery)以及化學氧化法(Chemical oxidation);2.在污染團中心區的整治方法,則包括有空氣注入法(Air sparging)與土壤氣體抽取法(Soil vapor stripping)、工程生物整治法(Engineered bioremediation)、化學氧化法、化學還原法(Chemical reduction)等;3.污染團邊緣區的整治方法則包括有監測式自然衰減法(Monitored natural attenuation)、工程生物整治法、化學氧化法、化學還原法以及透水性反應牆法(Permeable reactive barrier)等。本章將就上述其中幾種方法進行介紹。

## 5.2 物理處理技術

## 5.2.1 土壤開挖 [1~4]

### 一、技術介紹

開挖處理技術早於 1984 年以前就已經被廣泛應用於清除廢棄物場址,而且被視為所有污染場址離地處理的第一步。土壤開挖 (Soil excavation)即是將現場受污染的土壤,經確認範圍後,直接以開挖設備(挖土機、推土機),將受污染土壤直接由現地挖除,並將其運送至適當之掩埋場或其他的離地處理設施(如土壤淋洗與生物堆積)進行後續處理(如圖 5-1)。若處理後之土壤可達乾淨土壤之標準,則可將原移除之土壤再回填至開挖處,此稱之為回填(Backfilling)。如果是自其他地方取得乾淨土壤填補開挖處,則稱之為客土回填。在完成回填之後,可於地表進行植栽或鋪面,以避免回填區域的風化或做為其他土地利用的準備。



參考資料: 美國 ITST 公司網站:http://www.itsi.com

圖 5-1 土壤挖除現場作業及防護示意圖

## 二、技術適用性與優缺點

開挖處理可適用於廣泛且完整的污染物族群,並未有特定的應用對象。但開挖處理一般而言並不是經濟的整治技術,甚至有時候考量工作安全或後續處置的限制,採用開挖處理是不被允許的作法。其應用時機大致可歸類為以下3點:

- (一) 開挖處理雖可適用於各類型之土壤污染,但整體而言,若配合開挖 過程中嚴密的環境監測、工安管理及相關污染防治措施,再加上後 續之離地處理、處置及回填或客土費用,其或許不是最經濟的整治 技術。但若考量欲於短時間內快速移除土壤污染,減輕對環境及人 體健康所造成危害時,以開挖法作為第一時間之污染物移除工作可 優先列入評估考量。
- (二) 開挖處理通常不適用於地下水污染整治,但若經過妥善之規劃設計,亦可透過鋼板樁打設阻絕及點井抽水方式,挖除較深層飽和含水層污染土壤,並配合實施開挖區下方之現地化學氧化或施放釋氣劑、釋氫劑等,同樣可達地下水污染整治之效果。
- (三)一旦發現範圍較大之「純相」,不論搭配何種整治技術組合 (Treatment train),一般均建議優先進行純相移除工作,如場址特性 經評估可採行開挖處理者,通常亦建議優先開挖移除高污染來源, 俾降低後續整治之困難度。

此外,土壤開挖後,於地面上加以處置或處理經常是處理對環境或人體有立即危害性污染物最快之方法,所以於緊急應變時亦可考慮開挖處理。然開挖處理通常僅適用於土壤污染的處理,無法完全應用於處理地下水。

整治時程上,開挖處理受污染土壤所需時間從1天至數個月都有可能,與開挖面積及數量有關,而處理受污染土壤可能需要更長的時間。對於污染場址而言,如果僅考量開挖回填的時間,則開挖法比其他整治技術所需時間短,所以可以快速回應必要的緊急應變處置需求,此為其優勢之一。如果將後續處理一併考慮,則整個開挖處理的時間就會拉長,而此處理方式取決於有害化學物質的種類與濃度、受污染區域的大小、污染深度、土壤種類以及土壤含水量。

整治成本上,一般開挖處理的開挖與處置成本約在每公噸300至510美元之間,其費用高低取決於土壤的污染特性與開挖方法。前述之費用範圍包含開挖、搬運與僅送至有害廢棄物最終處置場處置之費用。但如果後續是以土壤處理與再利用為標的,則費用可能更高。此外,開挖前的初步場址調查工作費用,會因調查需求而有高低,因此未包含於上述之成本計算中。

### 三、系統架構、特性及設計

一般而言, 土壤開挖處理所需的設備或設施至少包括下列項目:

- (一) 重型開挖機具設備(如挖土機、推土機)。
- (二) 土壤載運工具(如重型卡車)。
- (三) 測爆器。
- (四) 現場土壤氣或揮發性有機物偵測器(如 PID/FID)。
- (五) 防治揚塵之設施(灑水系統)。
- (六) 暫存場。
- (七)後續處置設施(如合法廢棄物掩埋場)。

開挖處理通常可以非常安全且快速的將受污染之土壤自場址移除,避免使人體產生立即的危害,例如若遭含氣有機致癌性高之污染物,如:氯乙烯或遭具有爆炸性污染物,如:TPH值高之油類等污染物質污染時,可立即的將受污染之土壤移除,避免污染範圍擴大。於開挖同時對於部分有害物質必須特別注意工作安全之預防規劃,例如含氣有機污染物質極易揮發至空氣中,要避免這種狀況所產生的影響,現場工作人員可考量將揮發氣體導入集氣井中,避免開挖過程造成人員的傷害。若遇酸液與爆炸物,則必須規劃讓工作人員穿著適當之安全防護衣與防護裝備,以降低操作之危險性;但若污染場址含多種複雜有機物,則不適合開挖處理。

開挖過程可採用適當的現地量測儀器篩選挖除之土壤,並以適當的

量測頻率確認土壤移除之必要性(如每 10 立方公尺進行一次土壤氣體檢測)。開挖完成後,應於開挖區域底部進行土壤採樣分析,所有的樣品應確實標示基質、採樣點、採樣深度等,同時應提供相關之平面圖,以清楚顯示樣品與開挖區域的相對關係。開挖處理法的整治效能取決於土壤受污染的程度,當土壤中有 DNAPL 存在且未在開挖過程中移除,則可能成為地下水的持續污染源,因此在規劃設計過程中應將 DNAPL 移除考慮在內。此外,開挖的速度取決於多項因素,包括車載數量與卡車的運作等。一般而言,18,200 公噸的污染土壤約需 2 個月的時間才能完成清運。

土壤開挖可能造成污染擴大的途徑包括揚塵與逕流,因此於防止污染擴大之控制措施上,至少應設置揚塵控制系統(例如灑水系統、暫存與運送時的遮罩等)以及逕流控制系統。於逕流控制部分,可於暫存場週界設置截流溝並設置遮蔽棚,並以暫存槽收集截流水,依水中碳氫化合物之濃度高低再進行處理(如氣提設備)或逕行放流。

## 5.2.2 地下水曝氣法

## 一、技術介紹

地下水曝氣法又可稱空氣注入法(Air sparging)被視為最常用的現地處理技術,主要針對吸附於土壤或溶解於地下水中的揮發性或半揮發性有機物進行處理,將未受污染的乾淨空氣注入地下水污染區(通入含水層)中,藉由水中曝氣作用,使得有機物質從溶解的液相中吹出移除,當其到達不飽和層之土壤層中,可藉由土壤氣體抽除設備(SVE)抽除。此法經評估對於遭受含氣有機物污染的地下水,有相當良好的效果。空氣注入法之設備單元如圖 5-2 所示,本技術適用性之查核表如表 5-1 所示。

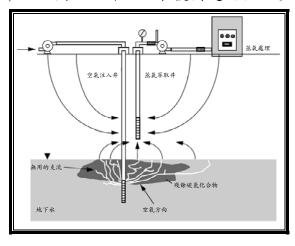


圖 5-2 地下水曝氣法現地示意圖[5]

## 表 5-1 空氣注入法技術適用性查核表[4]

1.0 污染物氣相與溶解相分開(Partitioning)之因素:	是	否
1.1 污染物亨利定律常數是否大於 0.01?		
1.2 污染物沸點是否低於 300°C		
1.3 污染物蒸氣壓是否大於 0.05mm Hg?		
2.0 土壤渗透性因素:		
2.1 土壤渗透性是否大於 10 <sup>-9</sup> cm <sup>2</sup> ?		
2.2 有無不透氣層或其他可能阻斷氣流之地質狀況?		
2.3 場址亞鐵離子濃度是否<10mg/kg?		
3.0 空氣注入技術之設計評估:		
3.1 注氣井有效半徑是否介於 1.5 至 30 公尺(5 呎至 100 呎)?		
3.2 有效半徑是否依據場址各類土壤之特性加以計算?		
3.3 測量流速,確認各注氣井流速是否分別符合原分開污染物氣相與		
溶解相之設計值?		
3.4 測量流速,確認各注氣井壓力是否分別符合所設定克服水頭與毛		
細管力之設計值?		
3.5 井的數量與位置是否恰當,所有井之有效半徑是否涵蓋整個污染		
整治區域?		
3.6 井開篩位置是否符合場址地下水污染團分佈情形?		
3.7 井的配置型式是否適用於污染場址?		
3.8 鼓風機或空壓機的型式是否可以達到設計的注氣壓力?		

參考資料: "How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites-A guide for corrective action plan reviewers", USEPA, EPA 510-R-04-002, May 2004.

## 二、技術適用性及優缺點

地下水曝氣法之選用,地質狀況為最主要考量因子,並不是所有地質條件均適用,最好能於土壤間隙較大的地質條件下進行。一般而言,以砂質、礫石等渗透性高的場址以及沸點較低之污染物效果較佳(如圖5-3 所示)。此技術適用之污染物種類包括含氯有機物(PCE、DNAPL、DCE等)及油品污染物(汽油、柴油及燃料油)。有關空氣注入法之優缺點整理如表 5-2。

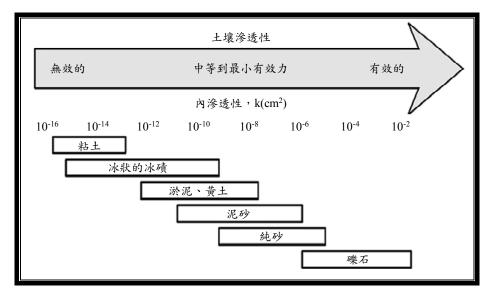


圖 5-3 地下水曝氣法之處理效率與地質條件關係[5,6]

表 5-2 空氣注入法優缺點比較表[4]

7K = 1 7K(12) = 1	
優點	缺點
■ 容易取得工具器材與設置。	■ 若有DNAPL純相存在,不能同時處理,
■ 操作空間較小。	必須先移除純相部分。
■ 較短的處理時間,在特定條件操作下,	■ 不能處理遭特殊地質侷限之污染團。
整治期程小於1至3年。	■ 一些化學性、物理性、生物性的交互作
■ 不須移除、處理、儲存、處置遭受污染	用尚不清楚。
的地下水。	■ 缺乏實場及實驗室數據支持設計考量
■ 能以SVE加強處理效能。	因子,場址差異性影響參數,不能通用。
	■ 會造成組成物的移動須細部設計模場
	試驗,確認氣體揮發之控制。

參考資料: "How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites - A guide for corrective action plan reviewers", USEPA,EPA 510-R-04-002,May 2004.

## 三、系統架構、特性及設計

一個完整的地下水曝氣系統加上土壤氣體抽除設備(SVE)之組成設備/設施如下:

- 垂直式/水平式注氣井。
- 土壤氣體抽氣井。
- 管線系統。
- 鼓風機。

- 氣體流量計。
- 儀控設備。
- 地下水抽水泵浦。
- 尾氣處理設備。

地下水曝氣法的監測注意事項為 SVE 系統。為能監控 SVE 系統之處理成效,應針對 SVE 系統進行監測,其監控設備需求如表 5-3 所示。 SVE 系統運轉與監測時,應注意下列重點:

表 5-3 氣體抽除系統監控設備需求[4]

監測設備	監測位置	設備範例
	■ 每個井頂	■ 皮托管
流量計	■ 管線系統至鼓風機	■ 浮子流量計
加里可	■ 鼓風機排氣口	■ 孔口板
		■ 文氏管或流量管
	■ 每個井頂或管線分歧點	■ 壓力計
壓力(真空)錶	■ 鼓風機上游之過濾設備	■ 壓力讀數錶
生7 (共工) 3	前後端	■ 真空錶
	■ 氣體處理前後端	
	- But it was a second the	■ 雙金屬指針式溫度計
氣體溫度感測器	■ 鼓風機排氣口(氣體處	
	理前)	
	■ 每個井頂或管線分歧點	■ 軟管接頭
採樣口	■ 管線系統至鼓風機	■ 塞墊
	■ 鼓風機排氣口	
	■ 每個井頂或管線分歧點	■ 氣體採樣袋(Tedlar bags)
氣體採樣收集設備	■ 管線系統至鼓風機	■ 吸附管
(透過採樣口)	■ 鼓風機排氣口	■ 吸附罐
(近近怀保口)		■ GC 直接注射用之聚丙
		烯(PP)材質管
控制設備		
	■ 每個井頂或管線分歧點	■ 球閥
流量控制閥	■ 於至鼓風機前之管線設	■ 閘/球型閥
	置稀釋閥	■ 蝶型閥

参考資料: "How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites —A Guide for Corrective Action Plan Reviewers", USEPA, EPA 510-R-04-002, May 2004.

## (一) 初期運轉

SVE 系統初期運轉 7 至 10 天內應進行系統功能之調整,以使 污染物之抽除效率達到最佳化。每日進行流量、真空度、氣體濃度 等監測項目量測及記錄。

## (二) 長期運轉

長期監測則包括流量平衡、流量與壓力之量測、氣體濃度檢測等,監測頻率可每兩週或每月量測1次。經由 SVE 系統了解污染

土壤中污染物之減少量亦為監測重點項目之一,而長期運轉所移除之污染物質量可藉由抽氣量與氣體中污染物濃度進行估算,計算公式如下:

$$M = C \cdot Q \cdot t \tag{5.1}$$

其中, M 為污染物累計移除量(kg)

C為抽出氣體中之污染物濃度(kg/m³)

Q為抽出氣體流量 (m³/hr)

t為運轉時間 (hr)

## 5.2.3 DNAPL 純相回收<sup>[14~18]</sup>

當 DNAPL 自污染源釋出而侵入地下環境後,首先到達通氣層土壤,此 層之土壤孔隙中,同時含有空氣及吸附水,DNAPL 在通氣層時可能揮發成蒸 氣相、溶解於水中形成溶解相、殘留於所通過之路徑而形成殘留相(Residues) 或受重力影響而形成向下沉降的移動相(Mobile phase)。當 DNAPL 受毛細作 用穿透至地下水位面,進入飽和含水層後,由於飽和含水層的土壤孔隙完全 被水所充滿,因此 DNAPL 無法揮發成氣相,而以溶解相、殘留量及移動相 存在於此飽和含水層中,並且持續向下沈陷。此外,雖然 DNAPL 密度比水 大,但當 DNAPL 與其他 NAPL 污染混合,使得整體比重小於水時, DNAPL 仍會浮在地下水面,而不會有往下沉陷的現象。事實上,DNAPL在往下沉降 的過程中,於不飽和層及飽和層的移動方式並不相同, DNAPL 在不飽和層中 可能以一均勻之鋒面向下移動;但是當 DNAPL 由不飽和層進入飽和層時, 由於 DNAPL 的黏滯度比水高,因此 DNAPL 與水間的介面並無法保持穩 定,故其在飽和層移動是如同指狀(Fingers)般地向下移動,而無明顯之鋒面 存在。此外,地質異質性會使 DNAPL 之移動過程產生不穩定流,亦能夠造 成 DNAPL 在飽和層以指狀般地向下移動。另一方面,當 DNAPL 在移動過 程中碰到顆粒較細的黏土層(Clay lens)或岩盤(Bedrock)時,可能因無法貫穿細 質土壤,而堆積並形成停滯的 DNAPL 薄層,此時 DNAPL 會緩慢溶解於地 下水中,需數百至數千年才可完全溶解,然而,連續狀的 DNAPL 移動相在 通過土壤孔隙時會不斷被截留,而在土壤孔隙中形成無數不連續的獨立狀之 殘留相,此殘留相一旦形成後,幾乎不可能被地下水驅動(故殘留相又稱為不 可移動相),並在含水層中緩慢溶解,形成持久性之污染源,需數年至數 10 年方能可能完全溶解。

事實上,對於非水相溶液回收是意外事件發生後緊急應變程序中最重要

的一環,地面的作業包括液相的有機化合物及土壤的緊急處置,而地下層處理作業則首重污染範圍控制及純相回收。通常,區域性的地下水 DNAPL 整治在採用純相回收方法時,尚需配合該區域之污染成因、種類、分佈範圍、水文特性及地表特徵為考量,目前已知 DNAPL 純相回收方法較稀少,茲針對這些方法加以分析。

DNAPL 純相回收工法一般可區分為被動式及主動式抽除工法。就純相回收機制而言,隔膜式幫浦法在回收技術之歸類上偏屬於被動式抽除技術,主要係因該技術主要機制在於利用抽除系統(例如:幫浦等機械)抽除自行流入或被導入回收井井管內、溝渠(Trenches)或是開挖的凹槽(Excavations)中非水相溶液之抽除。在實際污染場址中,此法係以防爆型之回收幫浦置於回收井內,將比水重之非水相液體溶液抽除,達到回收之目的。被動式抽除技術在現地實場執行上有經費、水電設施等因素之限制,無法長時間運用於現地,加上通常存在於回收井井管、溝渠或是開挖的凹槽外的非水相溶液,才是該區域污染團整體體積較大的部分,倘若再考慮土壤吸附作用及補注效應,使用被動式抽除工法的效率是相當低的,且還有因為現地大量抽取 DNAPL 而造成地下水位洩降過大之潛在危機。

傳統式純相回收機制對於在緊急情況初期,利用幫浦等機械抽除確實可以應急,所以該方法目前仍被使用。但若想提昇回收速率,則必須採用主動式抽除工法,例如蒸氣回收法、注氣回收法及攔截回收法等。

蒸氣回收法、注氣回收法用於回收因洩漏、滲漏或溢漏的揮發/半揮發性 有機物,係先以機器設備來增加化合物的揮發,隨後利用蒸氣冷凝,達到純 相回收之目的,缺點則是污染物種必須具有相當高的揮發度,因此,一般而 言,其回收量偏低、設備及操作成本高,如果沒有配合其他整治工法,工期 將相當長。

近年來所改良之攔截回收法,原係一傳統的回收法,是利用工程構築壕溝、截流牆的方式,對地下水層的非水相溶液加以攔截並回收。由其中衍生出來的技術包括:補注井的設置可藉由水力梯度的增加,使得地下水流速加大,再配合適當的抽水井場,加速純相回收的作用;另外,也可以設置截流設施(例如壕溝、截流牆),再配合適當的水力控制,加速移除污染團。

目前圍堵系統(Containment)與觀念的建立極受重視,正是現地實施欄截回收技術的絕佳契機。圍堵截漏措施主要目的在能提供迅速的純相回收,以防止或減緩其對周圍土壤及地下水品質的衝擊,且配合周密的邊界監測井網(包括地下水水位、水質與沉陷監測)進行整體性的設計規劃。以效能及經濟面考量,除截流牆體材料及深度必須經過詳細評估,其設置的方法、材料與污染物的相容性及對地下水流的影響也必須加以注意。

# 5.2.4 地下水抽出處理法 [19~23]

## 一、技術介紹

地下水抽出處理法(Pump and Treat, PAT)是將受污染地下水抽取至 地面上進行處理之一種整治方法。PAT 技術在地下水污染整治方法中, 已經是相當成熟且廣泛被應用於遏制或移除地下水中溶解性污染物的 整治技術之一。大約有 3/4 的超級基金(Superfund)污染場址採用此法進 行受含氯溶劑污染之地下水整治,抽出處理法在 80 年代中期被廣泛的 應用於地下水整治。而在 90 年代初期,美國 EPA 發現抽出處理系統的 一些問題。一般"失敗"的抽出處理系統,被認為它無法在5到10年內達 到預期的"整治目標"(即污染物濃度減少至符合健康標準要求)。造成無 法達成整治目標的因素甚多,其中以拖尾和反彈(Tailing and rebound)為 主要原因(如圖 5-4)。處理地下水污染問題時,PAT 傳統上應用於處理飽 和含水層中之溶解相污染物,即將受污染之地下水抽出並予以適當的處 理與處置。然而此方式在初期整治階段,可移除達到水中最大溶解度之 污染物;而後續階段的移除效率會快速下降,其原因乃污染物進入液相 或氣相之質量傳輸速率減緩所致;最後整治階段將會觀測到殘餘之污染 物以極低濃度及其移除速率拖尾之現象。然而,在某些污染區域,特別 是低渗透度之土層,當監測到污染物濃度降低,有時並不足以判斷污染 物之有效移除,而乃是由於地表下之低滲透係數所導致之低污染物擴 散。由此可知,在整治過程中可能影響污染物移除速率之因子包含污染 物於水相及氣相中之濃度、質量傳輸 (溶解或氣化)、低滲透區域之擴散 及脫附速率等,以熱處理之土壤及地下水整治技術則可克服或減少傳統 整治方式之限制因素。儘管如此,PAT 至今仍為許多地下水污染場址之 整治技術之一,主要原因是 PAT 系統具有藉由抽出地下水之動力而使污 染團受到控制或遏制而減少遷移、DNAPL 抽除及溶解性污染物之去除 等功能。

PAT 需要許多機械設備,因此設置及維修花費相當可觀,並且是一種相對較慢的整治程序,屬於長期性之整治技術,一般至少需要 5~10年,通常可持續 10 年以上,影響其整治時間主要有 3 個因素:1.污染物質的種類及數量、2.地下水受污染範圍及深度、3.污染區土壤地質特性 [21]。此種處理方式對地下水污染物之去除,在短期內可獲得較明顯的成效,但在停止抽水後,污染物濃度往往因含水層中 NAPL 的存在而再度升高。PAT 系統屬於長期性的整治技術,且受地質特性影響甚大,因此選擇 PAT 系統為整治技術時,必需詳細的調查場址污染情形、污染物特性、地質等項目來判定是否適合以 PAT 系統整治(表 5-4 所示)。

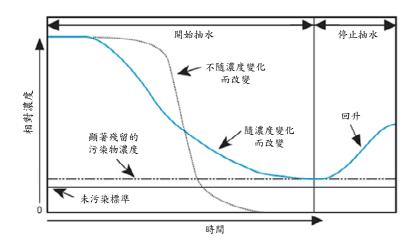


圖 5-4 在不同抽出工法操作階段污染物之濃度變化[21]

表 5-4 PAT 系統所需之調查資料[20]

資料種類	目的	來源/方法
水力傳導及地下儲存物質(地質)	決定地下水抽出處理法之可能 性及是否適用PAT系統整治	(Pumping test,抽水試驗)、 (Slug tests,微水試驗)、 (Laboratory permeability tests,實驗室渗透試驗)
污染物濃度及範圍	決定污染程度,NAPL是否存 在、適宜性及效能評估	土壤及地下水性質資料
污染物/土壤性質(密度、水溶解度、K <sub>ow</sub> (辛醇-水分配係數)、K <sub>oc</sub> (有機碳-水分配係數)、土壤有機碳含量吸收作用之參數	了解污染物之移動特性與是否 適用PAT系統整治	參考資料或實驗室測試
飽和層與不飽和層物質的種類、厚度及寬度	提供初步之設計概念,適用性及 是否符合執行之要件	水文地圖、地質圖或報告、 鑽井紀錄、地球物理學
含水層/地下水深度	設置適當的抽出系統、是否符合 執行的要件	水文圖、觀測井、鑽井記 錄、水壓計
地下水流向及垂直/水平坡降	決定適當的設井位置及間距、是 否符合執行的要件	水位資料、等壓線圖 (Potentiometric maps)
各季節地下水位的高度	設井位置及遮擋距離、是否符合 執行的要件	長期水位觀測
NAPL密度/黏度/溶解度、地下 水位上及飽和層含量	預測濃度的垂直分佈,考慮是否 執行及評估效能	參考資料、實驗室測量
地下水/地表水連接處	測定地表水之干擾	渗漏测量 (Seepage measurements)、河道測流量 (Stream gaging)
沉澱/再溶出	計算水力平衡、考慮是否執行及 評估效能	NOAA reports、當地氣象站、現地測量
場址、遮擋區與開放區之間隔 及抽水井抽水速率的影響	測定影響或干擾程度、考慮是否 執行及評估效能	井編號、抽水泵浦使用年限 記錄

### 二、抽出處理法之功能

PAT 系統主要之功能包括水力遏制(Hydraulic containment)及處理 (Treatment)等兩大功能,水力遏制主要是控制受污染地下水的移動及預防污染區的持續擴張。圖 5-5 說明了 3 種主要遏制水力之結構配置,其中,包括單一的抽出井、抽出井配合地表下流出及抽出井配合阻隔牆。而處理功能是指使地下水中溶解性的污染物濃度降低至含水層水質標準或經處理後可應用到有利用途。水力遏制和處理淨化代表著兩種不同的目標,例如,如果恢復水源之清淨是不可行的,其主要的目標也許是遏制污染物擴散;反之,在污染源尚未確認前淨化之程序則必須持續不斷進行。

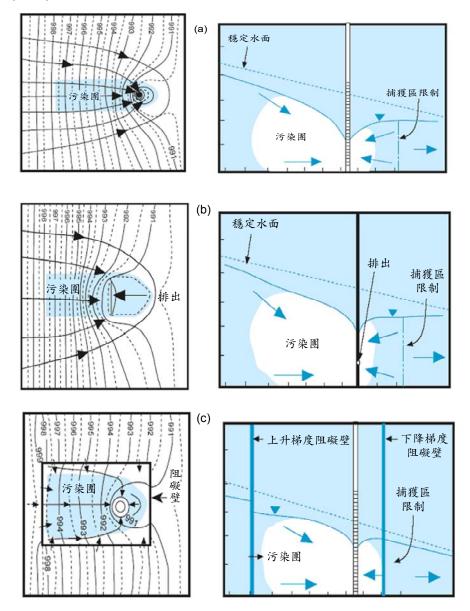


圖 5-5 抽出處理技術三種主要水力遏制的結構配置:(a)單一的抽出井,(b)抽出井 配合地表下流出,(c) 抽出井配合阻隔牆系統<sup>[21]</sup>

## 三、技術適用性及優缺點

目前應用於 PAT 系統中之處理部分之方式如表 5-5 所示。

表 5-5 應用於 PAT 系統中之地下水污染物處理技術<sup>[20]</sup>

污染物	中立狀態	沉澱	共沉澱/凝結	紫外線輻射/臭氧	化學氧化	還原	蒸餾	空氣提除	蒸氣提除	活性碳	蒸發	重力分離	漂浮	薄膜分離	離子交換層	過濾	生物製程	電氣化學
金屬																		
重金屬	×	•	•	×	×	0	×	×	×	0	•	•	×	•	•	•	×	
六價鉻	×	•	×	×	×	•	×	×	×	$\circ$	•	×	×	0	•	×	×	•
砷	×	0	•	0	0	×	×	×	×	0	×	0	×	•	•	•	×	×
汞	X	•	•	×	×	•	×	×	×	•	×	$\circ$	×	0	•	•	×	×
氫化物	×	×	×	•	•	×	×	×	×	×	•	×	×	•	•	×	0	$\circ$
腐蝕劑	•	•	×	×	×	×	0	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
揮發性有機物	×	×	×	0	•	×	•	•	•	•	×	×	×	0	0	×	0	×
酮	×	×	×	0	•	×	•	•	•	×	×	×	×	×	×	×	•	×
半揮發性有機物	×	0	0	•	•	×	•	×	•	•	0	0	0	•	•	×	•	×
殺蟲劑	×	0	0	•	•	×	•	×	$\circ$	•	$\circ$	0	0	•	•	•	0	X
多氯聯苯	×	•	•	•	•	×	•	×	×	•	•	•	•	•	•	•	0	X
戴奥辛	×	•	•	•	0	×	•	×	×	•	•	•	•	•	•	•	0	×
油及潤滑油脂/漂浮產品	×	•	•	×	×	×	•	×	×	×	•	•	•	•	•	$\circ$	$\circ$	×

<sup>●</sup>適當 ○潛在適當的 ×不適當

## (一)優點:

- 1. 控制污染團於捕捉區內,使其不再擴散。
- 2. 可配合其他多種整治方法進行處理。
- 3. 若能確認 DNAPL 的位置,可快速移除大部分污染物。
- 4. 技術成熟具有較多經驗與案例可供參考。
- 5. 受污染地下水抽至地表,其處理程序容易進行。

#### (二)缺點:

- 1. 隨污染物特性而有不同的去除效率。
- 2. 受地質的影響極大。
- 3. 設備操作維護成本高。
- 4. 若污染物不易被捕捉則效率降低(如污染物為移動相)。

<sup>\*</sup>此技術包括幾種程序:反滲透作用及超過濾

- 5. 操作 1~3 個月後,處理效率可能會降低。
- 6. 整治期程長(如果吸附作用強也許需要數十年)。
- 7. 場址通常無法恢復至以健康為基礎之標準值。
- 8. 啟動抽水後 DNAPLs 會釋出並污染含水層。

## 四、系統架構、特性及設計

PAT 系統主要是在污染場址中利用一或多口抽水井(Pumping well) 抽取受污染地下水至地表上的儲水池,再將其輸送至處理系統中,利用 氣提法、生物處理法、活性碳吸附法、逆滲透法、熱處理或其他方法加 以處理後,排放於自然水體、廢水處理廠、公共下水道或經由回灌井 (Injection well)注入地下水體,圖 5-6 及圖 5-7 為 PAT 系統之示意圖。

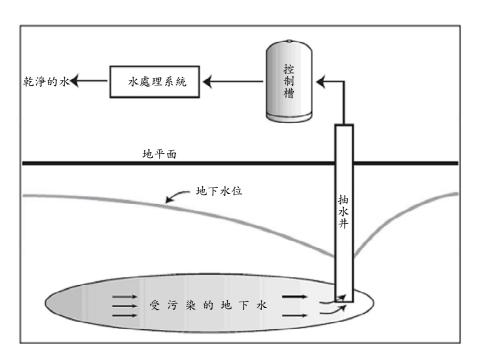


圖 5-6 典型抽出處理系統示意圖[21]

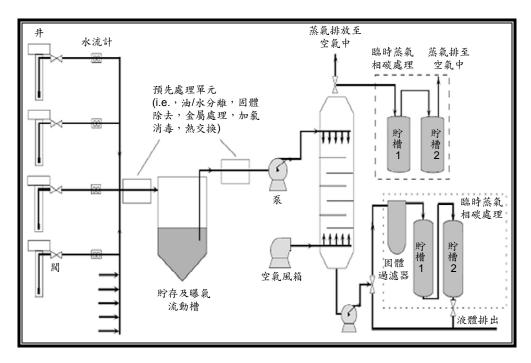


圖 5-7 現地抽出處理系統示意圖[21]

運用抽出 DAT 系統之整治技術,在污染場址出現含氣有機溶劑時, 其整治處理的困難度往往隨之上升(表 5-6),過去的經驗亦證實 PAT 系 統並無法迅速完全的處理含氣有機溶劑污染場址。其原因主要是由於含 氯有機溶劑在地下的傳輸受地質條件之影響而使其分佈十分複雜,可能 分佈於低透性之區域或侷限於土壤之孔隙中。而含氣有機溶劑污染範圍 亦較水溶性或 LNAPL 的污染範圍廣。舉例來說,屬水溶性的甲醇及屬 LNAPL 的汽油主要分佈於含水層上緣,而屬含氣有機溶劑之四氯乙烯 分佈則可能涵蓋整個含水層。此外,對於偵測含氣有機溶劑之存在位置 亦相當困難。

PAT 系統因受上述種種因子限制而無法迅速完全的處理含氣有機溶劑污染,但應用 PAT 系統在含氣有機溶劑污染場址的整治並非就此排除,如當有詳細且完整的污染場址調查時,偵測定位含氣有機溶劑可能存在之位置,加上場址地質特性單純時,即可設置深層井將含氣有機溶劑抽出回收或進行處理,以移除大部分之污染源。近十年來,新興的許多整治技術對於含氣有機溶劑污染整治有良好之成效,如界面活性劑或乙醇沖排法(Surfactant or alcohol flooding)及現地熱處理法(In-Situthermal treatment),亦須配合 PAT 系統方可達整治成效。

	(1表最容易去除,4表最難去除)											
污染物化學												
水文地質學 Hydrogeology	移動性, 溶解 (降 解/揮發)	移動性, 溶解	吸附強, 溶解(降解/ 揮發)	吸附強, 溶解	DNAPL	LNAPL						
破裂面 Fractured	3	3	3	3	4	4						
多樣異質層 Heterogeneous, multiple layers	2	2	3	3	4	3						
單一異質層 Heterogeneous, single layer	2	2	3	3	4	3						
多樣均質層 Homogeneous, multiple layers	1	1~2	2	2~3	3	2~3						
單一均質層 Homogeneous, single layer	1	1~2	2	2~3	3	2~3						

表 5-6 各種污染物性質及地質條件下相對較易去除之污染物[21]

# 5.2.5 熱處理技術[24~30]

## 一、技術介紹

熱處理技術已廣泛應用於現地或離場整治受污染土壤或地下水技術之一,其處理程序主要是經由兩項機制:以脫附為主要機制,其次為燃燒,而質量傳輸(Mass transfer)及熱量傳送(Heat transfer)則為在脫附過程中,脫附速率之限制步驟(Rate-limiting step)。早期熱處理程序大多應用於離場處理,亦即將污染場址所挖掘出之受污染土壤,以焚化程序達到熱脫附釋放或直接破壞分解污染物。然而,當受到污染影響之土壤面積廣大或當污染擴及深層土壤時,實際開挖移除受污染土壤,在經濟或技術層面考量上,將有所限制。此外,開挖受污染之土壤,亦可能提高污染物之曝露及擴散風險。因此,當污染土壤離場處理之方式不可行時,現地熱處理為處理技術,則為一可考慮之整治方式。在美國許多整治案例評估中,曾提及相較於開挖移除/焚化處理之離場整治方式,現地熱處理整治法在經濟效益上,為一較佳之熱處理技術為整治土壤及地下水污染選項。此外,可注入熱水或熱蒸氣於整治井中,去除地下水中之DNAPL(如含氯碳氫化合物),如圖 5-8 所示。

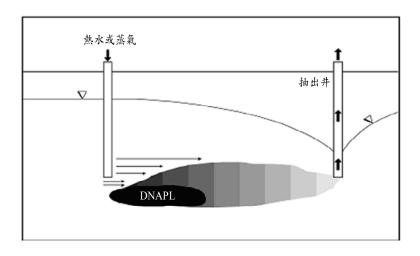


圖 5-8 注入熱水或熱蒸氣移除地下含水層中之 DNAPL

## 二、熱處理基本原理

### (一) 污染物之特性分析

污染物於地表下可以下列形態存在:DNAPL、溶解於水中、 氣相形態存在於土壤孔隙中、吸附於土壤有機質及土壤礦物質。污 染物存在與各形態間之相對濃度與污染物本質特性有極大關係,一 般而言,影響污染物於地表下分佈之重要特性為土壤中有機物質 (SOM),其存在及含量為控制親脂性或疏水性有機污染物吸附之重 要因素。表 5-7 列舉常應用現地熱處理法整治揮發性及半揮發性有 機污染物之物理特性,表中大部分之物質皆為疏水性物質,除丙酮 及甲醇外。表中許多物質皆具有低黏滯力,因此具有流動擴散之潛 力,大約有一半物質之密度較水為小,另一半則比水重。污染物與 水之間的相對密度決定其垂直移動之潛力, LNAPL 易漂浮於地下 水飽和層之上緣, DNAPL 則會向下移動通過含水層直至停滯在透 水性極低之土層或岩石。表 5-7 係依據物質之沸點由低至高排列, 可看出低沸點物質具有較低之蒸發潛熱,但具有較高之蒸氣壓,因 此具低沸點物質較易揮發;反之,物質之沸點較高則具有較高之蒸 發潛熱及較低之蒸氣壓,因此具高沸點之物質需較高之熱能才得以 使其由液相轉換成氣相。稀釋之污染物質溶液,其界面氣液濃度平 衡關係通常可利用亨利係數予以推估:

$$P_{A} = X_{A} K_{H} \tag{5.2}$$

P<sub>Δ</sub>:污染物 A 之分壓(atm)

X<sub>A</sub>:污染物 A 於水溶液中之莫耳分率(mole fraction)

K<sub>H</sub>: 亨利係數(atm/mole fraction)

亨利係數為水中溶解度及蒸氣壓之函數,較大之亨利係數即表示污染物較容易由液相轉換成氣相,表 5-7 所列之亨利係數為一無單位之常數(亦即污染物於氣相中之濃度相對於液相中之濃度比值, C<sub>air</sub>/C<sub>water</sub>)。當水中含有疏水性有機污染物時,污染物於平衡時濃度之分佈可利用 2.7 式辛醇-水分配係數(K<sub>ow</sub>)予以推估,相關定義詳見第二章第 51 頁。

一般而言,有機污染物之疏水性較強者,其分配係數較大,並 且較容易吸附土壤中之有機質。

污染物之吸附現象可經由液態直接吸附於固體或經揮發後由 氣相吸附於固體土壤,因此,一旦有機污染物吸附於土壤或土壤有 機質時,吸附作用將會降低物質之蒸氣分壓。研究結果證實,吸附 於土壤之有機污染物,例如三氯乙烯所釋放出之蒸氣分壓,比純三 氯乙烯之蒸氣壓大約小 10 倍。此外,當土壤存在時,液態之有機 污染物揮發速率大約較純質之揮發速率小 100 倍。

土壤孔隙中污染物之擴散係數(Diffusion coefficient)為土壤之孔隙率及孔隙中水或空氣含量之函數。對於物質在土壤孔隙間之擴散,研究指出當含水量增加時,有效之擴散也會隨之增加,大約為在水中擴散之 4~30%。污染物於水溶液中之擴散係數 (D<sub>o(aq)</sub>) 可由Hayduk 及 Laudie 學者(1794)所提出之公式求得:

$$D_{o(aq)} = 13.26 \times 10^{-5} / (\eta_w^{1.4} \times V_B^{0.589})$$
 (5.3)

D<sub>o(aq)</sub>為擴散係數(cm²/sec)

ηw 為水黏滯度(cP)

 $V_B$ 為 LeBas 污染物之莫耳體積(cm $^3$ /mole)。

污染物於土壤水相中之擴散係數(D<sub>(aq)</sub>\*)則為:

$$D_{(aq)}^{*} = w D_{o(aq)}$$
 (5.4)

			表 5-7 污	<b>5染場址常</b>	見之有機>	<b>5染物其</b> 物	か化特性 <sup>[28]</sup>				
有機污染物	沸點 ℃	密度 g/cm³	黏滯度 cP@25℃	水溶解度 mg/L	蒸氣壓 mmHg T₁,℃	蒸氣壓 mmHg T <sub>2</sub> ,℃	亨利常數 dimensionless 25℃	辛醇-水 分配係數	水中擴散 係數 cm²/day	空氣擴散 係數 cm²/day	蒸發熱 kJ/mol@ 25℃
二氯甲烷 Methylene Chloride (Dichloromethane)	40	1.3182 25°C	0.413	20,000 20℃	260.9 10℃	>760 50°C	0.105±0.008	17.78	_	_	28.82
反-1,2-二氯乙烯 1,2-Dichloroethylene(trans)	49	1.2444	0.317	600 20℃	198.7 10℃	>760 50°C	_	_	ı	1	_
丙酮 Acetone	56.3	0.7899	0.306	$\infty$	121.7 10℃	622.4 50°C	0.000842	1.74	1.106 <sup>b,p,h</sup> 25°C	9,417.6 0°C	30.99
1,1-二氯乙烷 1,1-Dichloroethane	57.4	1.17	0.464	5,500 20°C	125.8 10°C	608.6 50°C	0.234±0.008	30 或 61.7	-		30.62
順-1,2-二氯乙烯 1,2-Dichloroethylene(cis)	60	1.2649 25°C	0.445	800 20°C	104.8 10°C	580.0 50°C	_	_	_	_	_
三氯甲烷 (氯仿) Trichloromethane	61.2	1.49	0.537	8,000 20°C	98.6 10℃	541.3 50°C	0.153±0.012	90 或 79.4 或 93.3 或 91.2	_	7,862 0°C	31.28
1-己烯 1-Hexene	63.5	0.675	0.252	50 20°C	90.0 10°C	485.3 50°C	16.87± 0.40	2,455	_	6,212 20°C	30.61
甲醇 Methanol	64.6	0.791	0.544	∞	58.5 10℃	400 50°C	_	0.151~0.219	1.11 15°C 1.6 25°C 1.43 25°C	14,688	37.43
正己烷 n-Hexane	68.7	0.659	0.300	9.5 20℃	80.8 10℃	407.5 50°C	68.6±10.1	10,000 或 12,883	ı	6,143 20°C	31.56
1,1,1-三氯乙烷 1,1,1-Trichloroethane	74.1	1.3303 25℃	0.793	4,400 20°C	67.4 10°C	360.1 50℃	1.13±0.016	309 或 300 或 147.9	_	_	32.50
四氯化碳 Carbon tetrachloride	76.8	1.5833 25°C	0.908	800 25℃	58.3 10℃	332.8 50°C	0.807±0.161	676.1 或 436.5	-	1	32.43
丁酮 2-Butanone	79.6	0.7994 25°C	0.405	26,800	52.6 10℃	314.3 50℃	0.0010 或 0.00112	1.820	_	_	34.76

# 表 5-7 污染場址常見之有機污染物其物化特性[28](續 1)

有機污染物	沸點℃	密度 g/cm³	黏滯力 cP@25℃	水溶解度 mg/L	蒸氣壓 mmHg T₁,℃	蒸氣壓 mmHg T₂,℃	亨利常數 dimensionle ss 25℃	辛醇-水 分配係數	水中擴散 係數 cm²/day	空氣擴散 係數 cm²/day	蒸發熱 kJ/mol@ 25℃
苯 Benzene	80.1	0.88	0.604	1,770 25℃	47.8 10℃	307.8 50℃	0.22±0.11	134.90	0.881 20°C 0.501 2°C	7,460 7,819.2 20°C 6,653 0°C	33.83
環己烷 Cyclohexane	80.7	0.7731 25℃	0.894	58 25℃	50.5 10℃	272.3 50℃	7.27±0.81	2,754	0.726 20°C 0.397 2°C	7,430.4 45°C 6,212 20°C	33.01
1,2-二氯乙烷 1,2-Dichloroethane	84	1.257	0.779	8,700 20°C	40.0 10℃	278.6 50℃	0.044±0.004	30.2	_	_	35.61
三氯乙烯 Trichloroethylene	87.3	1.4578 25°C	0.545	1,100 25°C	37.6 10℃	256.7 50℃	0.397 或 0.38 或 0.372	195 或 200 或 339	0.830	7,030	34.54
甲苯 Toluene	110.6	0.8647 25°C	0.56	515-540 25°C	14.3 10°C	579.1 100℃	0.27±0.014	537 或 490 或 447	0.734 20°C 0.389 2°C	6,566 0°C 7,119.4 20°C 7,430 26°C 7,603 30°C 7,949 59°C	38.01
4-甲基-2-戊酮 4-Methyl-2-Pentanone	116.6	0.802	0.545	19,000	4.3 10℃	381.0 100°C	0.0063	_	_	_	40.61
四氯乙烯 Tetrachloro-thylene	121.3	1.613 25℃	0.844	150 25℃	9.0 10℃	400 100°C	0.928±0.161	400 或 407	_	_	39.68
正辛烷 n-Octane	126	0.6986 25℃	0.508	0.7 20℃	6.5 10℃	368.7 100°C	121±20	104,700 或 151,356	_	4,910 或 5,166.7 20℃ 4,363 0℃	41.49
氯苯 Chlorobenzene	131.7	1.1007 25℃	0.753	490 25°C	6.9 10℃	323.7 100°C	0.14±0.02	691.8 或 955	_	6,394 26°C 6,480 30°C 7,776 59°C	40.97

# 表 5-7 污染場址常見之有機污染物其物化特性[28](續 2)

有機污染物	沸點 ℃	密度 g/cm³	黏滯力 cP@25℃	水溶解度 mg/L	蒸氣壓 mmHg T₁,℃	蒸氣壓 mmHg T <sub>2</sub> ,℃	亨利常數 dimensionless 25℃	辛醇-水分配 係數	水中擴散 係數 cm²/day	空氣擴散 係數 cm²/day	蒸發熱 kJ/mol@ 25℃
乙基苯 Ethylbenzene	136.2	0.8654 25°C	0.631	160 25℃	6.0 10℃	295.7 100℃	0.323±0.028	1,412.5 或 1,349	0.700 20°C 0.380 2°C	6,333 20℃	42.24
二甲苯 Xylenes	138.4~ 144.4	0.8577~ 0.8764 25°C	0.608~ 0.802	160~180 25°C	4.5~5.6 10°C	238.9∼ 280.8 100°C	0.2 或 0.202~ 0.286 或 0.214	1,412~1,585 588.8~1,584.9 1,349~1,585	_	5,980 5,771.5 20°C	42.40~ 43.43
正癸烷 n-Decane	174.2	0.73	0.838	0.052	3.0 25℃	77.7 100℃	282.5±121	_	_	_	51.38
二氯苯(三種異構 物)Dichlorobenzene (3 isomers)	173~ 180	1.2988 25°C (ortho isomer)	1.044~ 1.324	80~150 25°C	2.2 25℃	67.1 100°C	0.048~0.073	2,399~3,981 2,399~2,455	_	_	36.18~ 49.00
十二烷 Dodecane	216.5	0.75	1.383	0.0034	_	19.5 100℃	302.7±100.9	1,537	_	_	61.51
茶 Naphthalene	218	0.97	_	32 25℃	_	22.7 100℃	0.02 0.05 0.017±0.002	2,239 或 2,344.2 或 1,738	_	4,432 0℃	_
1-甲基萘 1-Methyl naphthalene	244.8	1.020	_	28.5	_	$0.043 \text{ kg/m}^3$	0.0182± 0.0016	7,413	_	_	_
正十六烷 Hexadecane	286.9	0.773	3.032	0.0063	<1	<1	_	_	_	_	81.38
菲 Phenanthrene	340	0.98	_	1.18	_	_	0.0016 0.0016± 0.00032	28,840 37,154	_	_	72.50
汽油 Gasoline	_	0.73 0.7182 20°C	0.45 0.4~0.6 20°C	100~300 30~120	_	_	_	_	_	6,272.6 20°C	_

$$w = \alpha (\theta_w - b) \tag{5.5}$$

α 為孔隙曲折性(Tortuosity)(一般約為 0.6~0.7)

 $\theta_w$  為水充滿孔隙之比率(飽和含水層  $\theta=1$ )

b 為阻塞孔洞比率(一般約為 0~0.25)

污染物於氣相中之擴散係數(D<sub>AB</sub>) 則可由 Fuller 等學者(1966)所提出之方法所求得:

$$D_{AB} = \frac{10^{-3} T^{1.75} (1/M_A + 1/M_B)^{1/2}}{P[(\sum_A V_i)^{1/3} + (\sum_B V_i)^{1/3}]^2}$$
(5.6)

D<sub>AB</sub> (A:污染物,B:空氣) (cm<sup>2</sup>/sec)

T 為溫度(K)

M<sub>A</sub>、M<sub>B</sub> 為莫耳重(g/mole)

P:壓力(atm)

 $V_i$  為污染物之莫耳體積  $(cm^3/mole)$ 

污染物於土壤氣相中之擴散係數 (D(g)\*) 則為:

$$D_{(g)}^* = \alpha \theta_A D_{AB} \tag{5.7}$$

其中,θA為空氣充滿孔隙之比率。

## (二) 熱處理之污染物移除作用機制

一般而言,有機污染物於加熱過程中,其密度會下降,而蒸氣壓會增加,污染物吸附於土壤顆粒或土壤有機質之量會降低,分子於液相或氣相中之擴散會加速,且污染物液體之黏滯度也會隨著溫度之上升而下降,但氣相之黏滯度則會上升。通常溫度每上升 1℃會使液態有機污染物約膨脹 0.1%的體積,因此上升 100℃將可使得體積增加約10%。因為氣體之體積變化是相對於溫度單位(°K),因此溫度上升100℃將使得氣相體積增加約 30%。但是如此之體積變化相較於由液相轉化成氣相之體積變化是相當些微的。舉例來說,當水加溫至 100℃時,其氣相之體積相較於液相之體積約增加 1.600 倍。

液態有機污染物隨溫度上升所造成之體積膨脹會減少分子間之

交互作用,而造成彼此間之黏滯度下降。通常每上升 1℃會使黏滯度 約下降 1%。一般氣相之黏滯度約比液相低 10 至 100 倍,由於溫度升 高將造成氣相分子間之移動速度加快並增進分子間之交互作用,因此 隨著溫度升高,氣相分子間之黏滯力也將隨之升高,溫度上升 100℃ 將可使得氣相黏滯力增加約 30%。

溫度變化對污染物水中溶解度之影響是依污染物本身之特性而定。溫度上升通常會降低水與水、水與溶劑及溶劑與溶劑間之相互作用,所以溫度變化對水中溶解度之淨影響(Net effect)是根據介質之間相互影響程度不同而有不同之水中溶解度變化。

蒸氣壓之變化通常隨著溫度之上升而升高,表 5-7 所列之物質, 其沸點低於 100°C者,當溫度從 10°C增加到 50°C時,蒸氣壓通常增加 5 至 7 倍。然而對於具有沸點大於 100°C的物質,當溫度從 10°C增加 到 100°C時,蒸氣壓通常增加 40 至 50 倍。此外,研究指出當溫度增 加時,吸附於土壤中之有機污染物因脫附所提高之蒸氣壓,通常會呈 指數成長。

溫度上升雖然只會造成水中污染物溶解度些微的變化,但卻能促使蒸氣壓快速上升,此合併現象將造成亨利常數隨著溫度上升而增加。前人曾針對不同之溫度變化,探討三氯乙烯 H。值之變化情形,研究結果顯示,當溫度從 20℃上升至 90℃,將使亨利常數增加約 10 倍;然而,對於一些水中溶解度較大之物質,例如二氯甲烷或 2-丁酮,以及與水互溶之物質,例如丙酮或甲醇,其亨利常數並不會隨著溫度之上升而有太大之變化。

一般而言,吸附作用為放熱反應,因此,當溫度增加時,土壤吸附污染物之能力將會下降,然而溫度變化對於吸附機制之影響實際上是依據許多因素而定,例如污染物本身特性、土壤形態、土壤含水量等。當溫度從 20°C上升至 90°C,水中溶解之污染物吸附於土壤之容量約降低 2.2 倍,氣相污染物吸附於乾土壤通常具有較高之吸附熱(Heat of sorption),因此溫度變化對於氣相污染物吸附之影響較大,以三氯乙烯為例,當溫度從 20°C上升至 90°C,氣相之三氯乙烯吸附於乾土壤之能力約降低 10 倍。對於分子量較大之污染物,例如多氯聯苯,在常溫下大部分將吸附停留於土壤中,為使其脫附,必須使用較高之溫度,

例如:300~400°C。

總而言之,溫度之提升可提昇遭有機污染物污染土壤之整治效能,加溫過程所造成之液體膨脹及伴隨黏滯度降低將可使得加熱之液體於地表下較易流動;對於氣體而言,雖然體積膨脹會造成黏滯度增加而降低其移動性,但相較之下,氣體之黏滯度比液體之黏滯度約小於100倍之差異,因此藉由加熱過程使液相轉換成氣相後,將可增加污染物之移動。並且隨著溫度之增加所伴隨之污染物液相或氣相擴散之加速,更可幫助污染物自低滲透度之區域移向高滲透度之區域,如此可提高污染物之移除率。

一研究針對溫度變化對三氯乙烯污染物於土壤介質中,其在各相間之分佈進行探討,結果列於表 5-8。由表 5-8 可得知,當溫度由 20℃升高至 90℃時,三氯乙烯於高及低有機質土壤中,氣相間之分量均較為升高,其變化隨著吸附於土壤中之污染物量減少而增加,此時於 90℃只剩小部分之三氯乙烯殘留於水中。由此可知,隨著溫度之增加,氣相中之三氯乙烯回收量將隨之增大。由於溫度升高對於污染物水中之溶解度並不會造成太大影響,因此加熱過程對於傳統之抽出處理法其助益並不大。當使用熱處理為基礎輔助之各項整治方式,對於表 5-7 所列之揮發及半揮發污染物,加熱所造成之蒸氣壓上升及揮發速率加速是熱處理輔助回收污染物之重要機制。由前人研究可知,揮發性較高之物質,例如三氯乙烯、苯、甲苯等,只需採用真空萃取方式,即可從砂質土壤中有效移除此類污染物,另有研究也指出加熱對於較不具揮發性之物質,其影響並不顯著,然而,對於存在於黏土層土壤中沸點較高之污染物,加熱處理輔助之整治方式可顯著地提高污染物揮發,以加強真空萃取污染物之效能。

表 5-8 污染物於高及低有機質土壤中之分佈[28]

項目	高有機	質土壌 (f。	<sub>c</sub> = 2%)	低有機質土壤 (foc = 0.1%)				
	空氣	水	土壤	空氣	水	土壤		
三氯乙烯(20℃)	1.6%	4.6%	93.8%	14%	35%	52%		
三氯乙烯(90℃)	30%	7%	63%	73%	16%	11%		

註: foc = 土壤中有機含碳量(fraction of organic carbon in soil)

#### 三、適用性及優缺點

以下因素可能會影響熱處理程序的適用性及效能:

- (一) 土壤中瓦礫或其他大型物體導致操作上困難。
- (二) 萃取某特定污染物,處理程序中所設定之最高溫度將影響處理效果。
- (三)緊密度高或高含水量土壤對於空氣之滲透性較低,可能阻礙熱輔助蒸氣萃取的進行,通常須供給較多能量,以提升溫度和萃取真空壓力。
- (四) 滲透性不均勻的土壤異質性或異向性,可能導致受污染區域氣體流動 不均勻現象。
- (五)有機物含量高土壤對於揮發性有機物有極大吸附容量,會導致移除速率下降。
- (六) 氣體排放必須列入考量,避免對環境可能造成的傷害。增設氣體處理 的二次污染防治設備將使成本提高。
- (七) 殘留污染液體和使用過之活性碳須進一步處理。
- (八) 加熱蒸氣萃取法對於飽和含水層之污染較不適用,然而對於比水輕之 非水相液體污染物(LNAPLs),可藉由降低含水層使蒸氣接觸的介質表 面積增加。
- (九) 使用熱空氣注入將受限於空氣本身極低的熱容量。

#### 四、系統架構、特性及設計

目前普遍應用加熱土壤及地下水之技術共有 2 種,分別為熱蒸氣或熱空氣注入、熱水注入及熱脫附法(Thermal desorption)等。早期,地表下加熱技術為石油工業研發用於開採原油之技術,近年來被應用在土壤及地下水污染整治,此 2 類技術分別陳述如下:

(一) 熱蒸氣或熱空氣之注入及熱水注入

將熱空氣或蒸氣由受污染之土壤底層注入,使污染區域受熱,促進污染物從土壤中釋出。熱空氣或蒸氣注入地表下之方式如圖 5-9 所示。揮發性和半揮發性有機物質因加熱改變其物理特性而經由 SVE 帶離污染區域。在土壤管柱實驗中發現,注入熱空氣可加速污染物的移除,但在實場的應用上,可能會受限於空氣極低之熱容量(約  $1 \, \mathrm{kJ/kg^{\mathbb{C}}}$ )。蒸氣超過  $2,000 \, \mathrm{kJ/kg}$  的蒸發熱已證實並成功地被應用於加熱土壤、地下含水層,以促進污染物的移除。然而,使用蒸氣注入法,

將會殘留水分於土壤孔隙,如此可能使某些易溶於水之污染物殘留於 水中,在此類受水溶性污染物污染的狀況下,熱空氣注入法可能較為 適用。

不論是注入蒸氣、熱空氣或熱水,都必須仰賴注入之流體與污染 源的接觸,以進行熱轉換作用。蒸氣注入後,蒸氣團移動之前緣將取 代上壤中移動相之污染物,並促使殘餘之污染物揮發,因此,可一併 移除液相和蒸氣相之揮發性污染物。至於熱空氣注入法一般只用於移 除蒸氣相污染物,熱水注入則只對移除液相污染物較有效。因此,蒸 氣注入法可應用於不溶於水之揮發性或半揮發性有機污染物;熱空氣 則用於可溶於水之揮發性或半揮發性有機物;而熱水注入適用於低揮 發性和低水溶性之有機污染物,其主要作用機制在於降低污染物之黏 滯度,而土壤中相對滲透度之改變以及土壤中殘留污染物飽和度之減 低對於回收低揮發性有機污染物亦有所幫助。當污染物主要以非水相 形式存在時,注入熱水為最有效的方法,其主要機制是經由物理置換 的方式,當熱水由地下水位以下注入,由於熱水密度較低,將使熱水 能夠上升至地下水面,藉此移除有機污染物。對於在常溫下密度大於 水的有機污染物,可藉由注入熱水來加熱地表下,使有機污染物密度 降低,浮出地下水面。但相較於熱水注入法,蒸氣注入有一項明顯的 優勢,即當污染物沸點低而又不溶於水時,可注入蒸氣提高溫度,加 速污染物揮發。經由實場試驗證實,蒸氣注入法於地下水位以上或以 下位置均可進行。

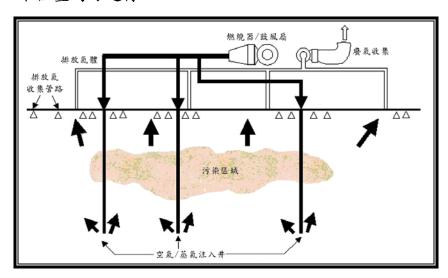


圖 5-9 現地熱空氣/蒸氣注入法示意圖[26]

#### (二) 熱脫附法

此法的主要原理為加熱受污染的廢棄物,使其水分及污染物質揮發,並使用攜帶氣體或真空系統來傳輸蒸散之水分,以及揮發的有機物到後段的處理系統;熱脫附法是一種利用物理原理將污染物質分離的過程,它並不會破壞其污染之有機物質,在運用此法的過程當中,熱脫附床的溫度及停留時間必須加以考慮,否則會將土壤或廢棄物中之有機質氣化增加處理的困難度。就熱脫附床的熱脫附器操作溫度,可分為高溫熱脫附法及低溫熱脫附法兩大類,分述如下:

1. 高溫熱脫附法 (High temperature thermal desorption, HTTD)

HTTD 技術中,是將脫附床的溫度提高至 320°C~560°C 之間。研究指出,此技術可將欲去除之目標污染物濃度降至低於 5 mg/kg 的水準之下。

2. 低溫熱脫附法(Low temperature thermal desorption, LTTD)

LTTD 技術中,是將脫附床的溫度提高至 90°C~320°C 之間。研究指出,此技術可以成功地處理受石油或碳氫化合物污染之各種類型的土壤,去除的目標污染物破壞效率已達大於 95%的去除效率,且淨化後的土壤保持原來的物理特性,除非被加熱至高於 LTTD 溫度範圍的溫度,否則土壤的有機化合物並不會被破壞,如此,可保持土壤中的生物活性。

#### 五、污染處理對象

低溫熱脫附法主要處理之污染物族群為非鹵化的 VOCs 及燃料,而HTTD 主要處理之污染物為 SVOCs、PAHs、PCBs 及殺蟲劑,同樣也可處理受 VOCs 及燃料污染的土壤,只是較不符合經濟效益,另外,具揮發性的金屬污染物質也可以利用高溫熱脫附法加以去除,但必須考慮氯的存在會影響某些金屬的揮發性,如鉛等;高溫熱脫附法亦可應用在石油精煉廠之廢棄物、煤焦油之廢棄物、木材處理之廢棄物、受木餾油污染之土壤、受碳氫化合物污染的土壤、混合性污染物(放射性及有害性)、橡膠合成廢棄物、殺蟲劑及油漆廢棄物。

蒸氣和熱水注入法主要是運用物理替換的原理,移除溶於水中的非揮發性污染物,例如鹽類,在此情況下,熱能對移除此類污染物的貢獻並不大。熱處理技術無法運用於金屬污染土壤,但汞除外。在常溫下汞即具有

極高的蒸氣壓,當溫度上升時,其蒸氣壓會隨之增加。研究指出,當汞吸附於土壤時,其蒸氣分壓將大幅地降低,因此於乾土壤中,當加熱至100℃時,仍然無法達到汞金屬的移除;若將溫度提高至200℃以上,即可偵測到大量的汞自土壤中移除。

#### 六、結論

每一種以熱處理為基礎的整治技術皆只適用於某個特定的污染場址, 因此熱處理技術之選擇,有一項重要之準則:即必須依據地表下地質的特 性而選用適當加熱方式,並考量所需移除污染物之性質。蒸氣、熱空氣注 入法或電熱法通常適合用於處理表 5-7 所列舉之有機污染物。無論是土壤 滲透性、土壤異質程度、污染物吸附或污染物溶解度,皆為選擇處理技術 時必須考量的項目。舉例而言,當土壤滲透性低,或是土壤高度異質時, 熱脫附法通常較為適用;對於處理較高溶解度之污染物,由於脫水為一必 要之程序,因此注入熱空氣或是以無線電波加熱較為恰當;若污染物吸附 量極大,而脫附速率又相對較低時,即必須以更高的溫度或更長的時間來 進行整治工作。

# 5.3 化學處理技術

# 5.3.1 現地化學氧化法 [31~42]

### 一、原理及機制

現地化學氧化法(In-situ chemical oxidation, ISCO)最早在 1980 年代開始使用,近年來已經有愈來愈多的場址開始使用此方法。其原理係將氧化劑送入到地下,以轉換目標污染物,並降低其質量、移動性及/或毒性的方法<sup>[39]</sup>。而現地化學氧化法中,常用的化學物質包括臭氧、Fenton 試劑、過氧化氫、過硫酸鹽及高錳酸鉀,而目前又以高錳酸鉀的運用較為頻繁<sup>[41]</sup>。以現地化學處理法處理 DNAPL 之化學反應原理及機制如下所述。

# (一) 過氧化氫(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)

典型的  $H_2O_2$  通常伴隨著  $Fe(\Pi)$  一同使用,亦即 Fenton 試劑,可產生高氧化性的 OH 自由基 $(OH\cdot)$ ,其反應如下 $^{[60]}$ (Yin and Allen, 1999):

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH \cdot + OH^-$$

而在酸性的環境下,伴隨著過量的  $Fe^{2+}$ 存在,則  $OH \cdot$  會促使  $Fe^{2+}$ 轉換成  $Fe^{3+}$ ,其反應如下:

$$Fe^{2+} + OH \cdot \rightarrow Fe^{3+} + OH^{-}$$

但 Metelitsa 在 1971 年也同時提出了, $Fe^{3+}$ 可藉由再添加  $H_2O_2$  使 其還原回  $Fe^{2+}$ 的概念,其反應式如下:

$$Fe^{3+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + HO_2 \cdot + H^+$$

# (二) 高錳酸鉀(KMnO<sub>4</sub>)

KMnO4被廣泛運用在飲用水以及廢水的化學氧化處理已有50餘年的歷史。而近年來KMnO4的水相及固相傳輸反應,以氧化水中有機物或色、臭味問題,其可容許之pH環境範圍甚廣,但以pH值7~8為最佳。近年來,以KMnO4為氧化劑之化學氧化法最常被用在整治含水層中之污染物,如含氯碳氫化合物(TCE和PCE等)與石油碳氫化合物。在較早的實驗室與小型模場之研究顯示,高錳酸鉀足以快速地氧化存在於飽和含水層中液相溶液或不飽和含水層中固相土壤之TCE與PCE。此外高錳酸鹽具有顏色,因此對於監測上也具有優勢,其氧化力並不受pH值之影響。通常傳輸的過程被證實包括深層的土壤混合、水力的混合、多點垂直混合、水平井的再循環以及垂直的再循環。而在含有DNAPL或是高濃度殘餘污染物場址的現地處理上,KMnO4為一快速且合乎經濟成本的選擇。KMnO4氧化TCE的反應式如下:

$$2KMnO_4 + C_2HCl_3 \rightarrow 2CO_2 + 2MnO_2 + 2K^+ + 2Cl^- + HCl$$

利用 KMnO<sub>4</sub> 氧化 TCE,是藉由自由基氧化的機制(Free-radical oxidation mechanisms)來破壞 TCE 裡的碳雙鍵,並產生固態的二氧化 錳、鉀及氣,而這些副產物皆是無害性的。

# (三) 臭氧(O<sub>3</sub>)

如同  $H_2O_2$  與  $KMnO_4$ , $O_3$  也是強氧化劑,它可以快速的氧化有機質。而臭氧也可以在現場利用電力的方式由空氣中產生,使用臭氧概念相似於土壤排氣的程序(Soil venting process),而不論是在水平或是垂直注入井中都可以注入臭氧。在現場的操作上,臭氧不但掌握性佳,而且在臭氧注入井的過程中所發生臭氧衰減也是極小的,其氧化的化學相關反應式如下<sup>[41]</sup>:

在酸性環境中直接反應:

$$O_3 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow O_2 + 2H_2O$$

在接觸到無機物(OH 及 Fe<sup>2+</sup>)的情況下:

$$O_3 + OH^- + 2e^- \rightarrow O_2 + \cdot HO_2$$

與 TCE 的反應:

$$C_2HCl_3 + O_3 + H_2O \rightarrow 2CO_2 + 3HCl$$

### (四) 過硫酸鹽(Persulfate)

利用 Persulfate 當做氧化劑,是較新發展出來的現地化學處理程序,應用實場的經驗較少,現今仍停留於實驗室開發為主的階段。目前已知利用 Persulfate 及硫代硫酸鹽(Thiosulfate)配合  $Fe^{2+}$ 的使用,可形成氧化還原偶,對於 TCE 水相的去除率可達到 99.6% [pers./thios./ $Fe^{2+}$  = 20/5/1;  $Fe^{2+}/TCE$  = 5/1 (莫耳比)],在泥漿相中也有 96%的去除率[pers./thios./ $Fe^{2+}$  = 20/5/1;  $Fe^{2+}/TCE$  = 10/1 (莫耳比)]。由上述結果可知,Persulfate 與 Thiosulfate 所形成的氧化還原偶加上  $Fe^{2+}$ 的催化作用,可使 Persulfate 變成具有高氧化能力的硫酸根自由基,並藉著 Thiosulfate 的還原能力將  $Fe^{3+}$ 再度還原回  $Fe^{2+}$ 。同時 Liang 等人也在 2004 年提出,在上述的配比中加入適量的螯合劑對於 TCE 會有更快更有效率的去除效果[35]。有關 Persulfate 作為氧化劑之化學反應機制如下:

Persulfate 的個別反應<sup>[33]</sup>:

$$S_2O_8^{2-}$$
 + 光或熱  $\to 2SO_4^{-}$ .

$$S_2O_8^{2-}+M \rightarrow 2SO_4^{-}\cdot + M\cdot (M$$
 代表有機質)

Persulfate 加上 Fe<sup>2+</sup>的反應<sup>[34]</sup>:

$$2Fe^{2+} + S_2O_8^{2-} \rightarrow Fe^{3+} + 2SO_4^{2-}$$

$$Fe^{2+} + S_2O_8^{2-} \rightarrow Fe^{3+} + SO_4^{2-} + SO_4^{-}$$
.

$$SO_4^- \cdot + Fe^{2+} \rightarrow Fe^{3+} + SO_4^{2-}$$

Thiosulfate 與 Fe<sup>3+</sup>的反應<sup>[34]</sup>

$$Fe^{3+} + S_2O_3^{2-} \rightarrow Fe^{2+} + S_4O_6^{2-}$$

$$S_2O_8^{2-}$$
+ 錯離子  $\rightarrow SO_4^{-} \cdot + SO_4^{2-} + Fe^{3+} + 殘留物$ 

氧化反應中各種氧化劑氧化電位勢能的大小,將決定化學反應所需的時間(表 5-9)。一般而言,氧化電位越高者對於污染物的去除具有較高的活性。可以預見,硫酸根自由基對於污染物的去除將會發生極大效果,因此 Persulfate 結合  $Fe^{2+}$ 這種類似過氧化氫結合  $Fe^{2+}$  (Fenton試劑)的氧化方法,勢必為往後現地化學氧化欲突破的趨勢[33,34,41]。

氧化劑	氧化電位(Volts)
氫氧自由基	2.8
硫酸根自由基	2.6
臭氧	2.07
過硫酸根	2.01
過氧化氫	1.78
過錳酸根	1.7

表 5-9 常用於現地處理氧化劑的氧化電位

### 二、優缺點

以過氧化氫、Fenton 試劑及臭氧為氧化劑之化學氧化法為一般常使用 且非常有效的方法。如今,高錳酸鈉及高錳酸鉀也已經被使用,並且在一 些大型研究和現地測試下有不錯的效果,但是經驗上這些化合物也較容易 受到限制,表 5-10 為化學氧化法主要之優缺點。

表 5-10 化學氧化法之優缺點

優點	缺點
污染物可現地處理。	初設費用較高。
迅速的破壞/降解污染物(數月或數週)。	低滲透性之污染土壤,化學氧化劑可能 不容易接觸污染物,而造成處理效果降 低。
沒有顯著的廢棄物產生 (VOC 氣體產量少),但 Fenton 試劑除外。	Fenton試劑能生產大量的爆炸氣體。需 其他適當的系統(例如:SVE系統)與 Fenton試劑/過氧化氫共同實施。
一些氧化劑(Fenton試劑除外)能使 MTBE完全氧化 (但是產生之副產品可 能造成問題)。	經化學氧化處理後,污染物團成份可能 改變。
可降低操作和監控成本。	易造成健康和安全疑慮。
促進自然衰減和剩餘碳氫化合物之好氧 和厭氧的生物分解。	技術上不易將污染物分解為背景值或更低的濃度。
氧化技術之現場施工,對整個環境影響 不大。	當化學氧化劑與土壤/基岩等物質起反應時,會造成化學氧化劑明顯損失。

# 三、影響因子

對於現地化學氧化的操作而言,除了基本的化學性質之外,實場的地質條件及水文特性也是對於整個現場使用化學氧化的成功與否的必要條件。在面對低滲透性以及異質性多的地質條件時,將氧化劑傳輸至 DNAPL 薄層,會需要極大量的藥劑。同時,在實場的運用中,由於土壤中富含的有機質也將增加氧化劑的消耗量。而在使用 Fenton 試劑或是過氧化氫時,由於需要酸性的環境,若現地中含有碳酸鹽類或是可溶解態的酸性混合物將會成為維持合適 pH 值的障礙。一般認為,氧化劑的傳輸適用於飽和的滲透性介質中,其水力傳導係數以大於 10<sup>-4</sup> cm/s 者較佳。總而言之,破壞DNAPL 的限制因子在於如何將氧化劑傳輸至 DNAPL 薄層以及質量轉換的限制<sup>[32]</sup>。

# 5.3.2 現地化學還原處理

## 一、原理及機制

美國能源部(Department of Energy)太平洋西北國家實驗室(Pacific Northwest National Laboratory),發展一種新穎地下水整治技術,稱為現地化學還原技術(In-situ redox manipulation,ISRM)。該技術機制如圖 5-10 所示,由於地下水環境中經常屬還原性環境,若於現地地下水中添加還原性物質如硫代硫酸鈉及三價鐵時,三價鐵經硫代硫酸鈉還原成二價鐵,當二價鐵與污染物接觸後,則產生還原或脫氯作用,將污染物反應成無毒之生成物或氫氧金屬沉澱物,進而達成整治目標。由於反應中 pH 呈鹼性,因此應以碳酸根/重碳酸根系統作為緩衝,降低地下水環境之衝擊[43-45]。

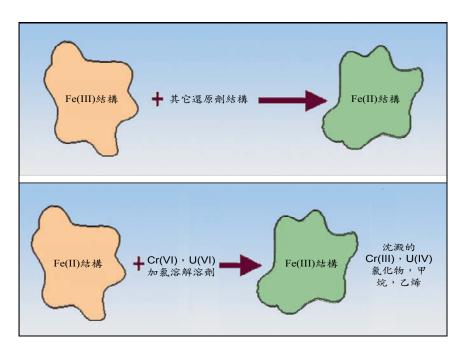


圖 5-10 ISRM 反應機制<sup>[43]</sup>

ISRM 技術反應方程式如下所示:

$$S_2O_4^{2-}_{(aq)} + 2Fe^{(3+)}_{(s)} + 2H_2O \rightarrow 2SO_3^{2-}_{(aq)} + 2Fe^{(2+)}_{(s)} + 4H^+$$
 當 Fe(II)與鉻反應式如下:

$$HCrO_{4^{-}(aq)} + 3Fe^{(2+)}(s) + 4H^{+} \rightarrow Cr(OH)_{3(s)} + 3Fe^{(3+)} + H_{2}O$$
 當  $Fe(II)$  與三氯乙烯反應式如下:

$$C_2HCl_{3(aq)} + 3Fe^{(2+)}_{(s)} + 3H^+ \rightarrow C_2H_2 + 3Cl^- + Fe^{(3+)} + H_2O$$

## 二、優缺點

由於現地地下水環境皆呈還原狀態,且反應後之三價鐵及亞硫酸鹽對環境無害。故化學還原作用較生物還原作用更具效率,在整治技術評估上更具競爭力。而該技術通常搭配透水性反應牆,經反應後可持續維持地下水環境於還原狀態。惟反應後形成三價鐵及亞硫酸鹽,且反應環境成鹼性,因此三價鐵與氫氧根離子易形成氫氧化金屬沉澱物,造成井篩阻塞[43]。

# 三、影響因子

對於 ISRM 而言,其影響因子與現地化學氧化法相同,皆須考慮現地水文地質條件及地下水傳輸情形。此外,該技術最佳操作 pH 條件為鹼性,因此,反應中碳酸/重碳酸根緩衝控制 pH 值 11 時具有較佳之處理效率,而使用鉀鹽之碳酸緩衝系統可防止緩衝濃度於整治牆內或土粒之間流失<sup>[43]</sup>。

# 5.3.3 透水性反應牆[47~60]

## 一、原理及機制

透水性反應牆法(Permeable reactive barrier, PRB)特別被拿來處理某些值得注意之污染物,例如含氣有機溶劑,因為其污染團容易形成比水重之非水相液體 DNAPL,進而長時間的留存於水中<sup>[49]</sup>。目前應用於現地的示範計畫相當的多,其中大多數是處理有機物之工程。至 2001 年為止至少有 38 個零價鐵的實場場址,其中有 26 個連續式反應牆、9 個漏斗閘門反應牆、3 個現地反應器,絕大多數是處理含氯污染物,部分處理重金屬,並有處理硝酸鹽的例子。

現地透水性反應牆為近幾年來所發展之新技術,由於大眾逐漸認知到 抽出處理法及其他傳統上須於地面上處理污染物之系統無法在現地環境中 執行之限制,因此現地透水性反應牆技術廣受矚目。現地透水性反應牆之 設計主要在地下水污染團下游設置一不透水的障壁,藉由此不透水障壁將 污染團引導至位於其內之滲透性、半滲透性或可置換的柵欄。在此反應(處 理)柵欄中,會進行目標污染物之處理。處理過後之地下水流出柵欄後,再 沿著其自然水流方向行進。由於水流是藉由地下水水力坡降流經柵欄,因 此此系統亦稱為被動式處理牆(Passive treatment walls)。若污染團非常狹 窄,可設置與污染團等寬之滲透性反應渠,如此便不用設置非滲透相障壁 引導水流。現地反應牆所需用到的機械系統非常少,甚至不需要,因此可減少長時間操作及維修之花費,降低許多整治計畫之費用<sup>[46]</sup>。

現地透水性反應牆的應用可視為抽出處理系統的替代方案,反應牆可設置在污染團邊緣之下游作為阻絕系統,以防止污染團的移動超過原先預期的程度。在透水性反應柵欄內可設置不同的材料,進而處理不同的有機或無機污染物,常見的反應牆可分為吸附、吸收、沉澱及降解性等。降解性的反應牆包括生物降解及非生物降解兩種,前者使用氧氣釋放物質增加水中溶氧達到降解水中污染物,或利用固定態微生物達到去除水中污染物的方法;後者最常見的是使用零價鐵降解水中含氯有機化合物,亦有研究顯示零價鐵可用於還原水中硝酸鹽,其可處理之污染物種類及反應物材料如表 5-11 所示<sup>[58]</sup>。

表 5-11 透水性反應牆可處理之污染物種類及反應物材料[58]

	污染物	反應型態	反應物質
有	E - 1×		零價鐵
	二氯乙烯		鐵(II)ト硃[Iron(II) porphyrins]
	三氯乙烯	降解	固定化微生物
	四氯乙烯		釋氧化合物
1.46	BTEX		亞二硫磺酸鹽(Dithinoite)
機	硝基苯		沸石
	二氯乙烷		界面活性劑改良矽酸鹽
	三氯乙烷	吸收/吸附	(Surfactant modified silicates)
	多氯聯苯		有機性皂土
物	多環芳香烴		活性碳
無			泥煤(Peat)
	重金屬(鎮、		氫氧化鐵
	鉛、銅、鉻、		皂土
	釠、汞)	吸收/吸附	沸石及改良式沸石
			氫氧化鐵
機	放射性元素		聚葡萄胺糖(Chitosan beads)
	(鈾、鐳、銫、		氫氧基磷灰石(Hydroxyapatite)
	鍶、鎝)	y→ yan.	零價鐵
		沉澱	亞二硫磺酸鹽
	硝酸鹽		石灰或石灰石
物		降解	木屑

利用現地透水性反應牆進行地下水整治時,可在污染源的下游設立一道垂直於地下水水流方向之溝渠(Trench)或反應牆、一排垂直式或水平式之整治井(Remediation well)或一個漏斗式集水處理系統(Funnel-and-gate system),溝渠、整治井或漏斗式集水處理系統內置反應物質(Reactive materials),這些系統皆稱被動式現地透水性反應牆。當受污染地下水流過此透水性反應牆時,污染物與反應牆內之反應物質發生生物、化學或物理反應而被分解或移除,而流過反應牆之地下水即為整治後之地下水,圖 5-11 至圖 5-13 是三種現地透水性反應牆系統之示意圖。[51,50,52,55,54,56,49]

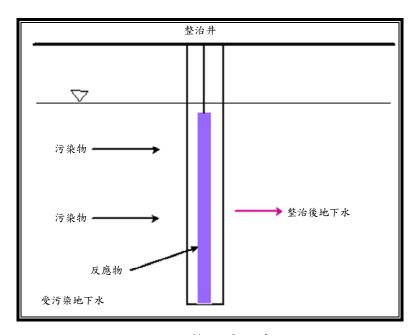


圖 5-11 整治井示意圖

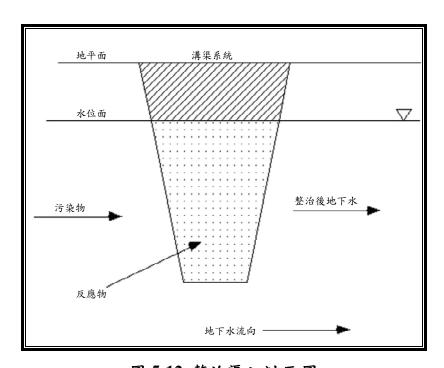


圖 5-12 整治渠之剖面圖

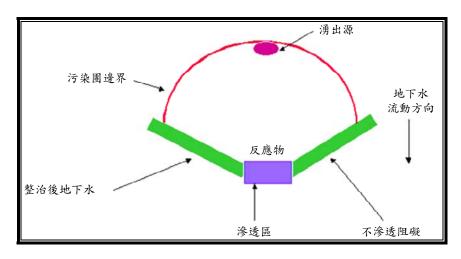


圖 5-13 漏斗式集水處理系統之平面圖

漏斗式集水處理系統原先是由 University of Waterloo, Canada 發展出來處理含氣有機溶劑 (例如 PCE/TCE)污染之地下水。他們將零價鐵 [Zero-valent iron, Fe(0)]放置在透水性之反應牆中,並與地下水中之 PCE/TCE 反應,利用化學氧化還原反應去除 PCE/TCE 所含之氣,此法已在許多場址進行現場測試及整治,而處理之污染物亦由 PCE/TCE 擴大為其他有機物及重金屬。雖然漏斗式集水處理系統對許多含氣有機溶劑具有去除效果,但對某些含氣芳香族有機物如氣酚 (Chlorophenol)及氣苯 (Chlorobenzene)等,卻較不具明顯成果。反應牆除了可對有機物去除,也被用來以吸附和沉澱等方式去除地下水中重金屬及營養鹽等物質 [51,52,55,54,56,49]。因此,現地反應牆整治技術並不侷限在某一種反應,廣義來說,任何在現地以被動方式造成污染物濃度降低之方法均可稱為現地反應牆技術。由於反應牆是符合經濟效益之整治方式,因此受到美國環保署之推動和鼓勵 [51,50,55,47,56,54,49]。

#### 二、優缺點

反應牆可直接設置於污染現址,當地下水流與污染物通過時,污染物質與反應物接觸,進而產生降解之作用。另外,本方法最大的優勢在於採用地下水自然流過的方式,無須消耗掉能源,且無須將地下水抽出,無廢水處理的問題,但必須考慮監測費用及系統使用期限問題。

透水性反應牆具有下述幾項優點:

(一) 建造成本比傳統之抽出處理法低。

- (二) 安裝設置及圍容污染物較其他處理技術快。
- (三) 安裝設置過程簡單,只和該地區土壤型態有關。
- (四) 低操作成本,不需要連續額外輸入能量。
- (五) 低維護成本,設置後只需定期監測地下水及更換處理單元。
- (六) 較少之場址表面破壞及人力成本。
- (七) 現地處理,沒有廢水排放問題。
  透水性反應牆之缺點包括:
- (一) 反應材料有反應容量限制,需要定期更換材料。
- (二) 透水性可能因為金屬鹽類沉澱或生物活動副產物增加而降低。
- (三) 可能因為現行施工技術與成本,而使反應牆深度與寬度受限。

### 三、影響因子

反應牆設置之影響因子,包括下列項目:

- (一) 地表建築物及地下埋設物和埋設管線需進行調查,以決定場址是否適 合進行反應牆之設置。
- (二) 反應牆之設置方式及反應牆形式。
- (三)污染物種類、特性、濃度及污染團分佈。
- (四) 地下水流速及流向。
- (五) 反應牆內之停留時間及反應區的大小(配合更換期限)。
- (六) 含水層之地質、化學、微生物及水文特性。
- (七) 反應物之選擇。

由於反應牆之整治方式是屬於被動式整治,因此反應牆設置位置應在污染團的流動路徑中,且不影響地下水之自然流動坡度。上述第七項反應物之選擇必須由實驗室批次及管柱實驗之可行性研究結果來決定,可行性研究結果將可提供反應物種類、反應速率、反應牆大小等設置參數。

# 5.3.4 零價鐵還原[60~71]

#### 一、原理及機制

零價鐵金屬對含鹵素有機物之去除機制,主要係藉由電子轉移之氧化

還原,造成含鹵素有機物的轉化作用(Transformation),但是對於無機物而言,除了轉化作用之外,固定化作用(Immobilization)亦佔有重要的因素<sup>[67]</sup>。以下分別說明兩種機制:

# (一) 轉化作用(Transformation)

轉化主要指不可逆之還原氧化反應,以零價鐵反應牆而言,污染物會被反應牆內之鐵元素還原降解,如 TCE 降解脫氣為乙烯及乙烷或 Cr<sup>6+</sup>還原成毒性較低之 Cr<sup>3+</sup>,其中轉化機制發生的驅動力,係為零價鐵金屬的氧化還原能力。因此,以下將依序討論零價金屬與污染物之間的氧化還原反應及污染物與零價金屬表面的電子轉移行為與途徑。

由零價鐵金屬與污染物氧化還原電位關係可發現零價鐵被氧化成二價鐵的半反應如下,其標準還原電位為 0.44V,零價鐵屬於還原劑,容易釋放出電子,形成氧化態之鐵離子。此外,含氯的烷基化合物(RCI),可以被鐵還原,在可供給質子存在的水環境下,含氯的烷基會進行脫氯反應(Dechlorination),以 TCE 為例還原電位為 0.52V,故TCE 與零價鐵的氧化還原反應之淨電位為 0.96V,表示此反應在一般狀況下,可自發性的發生。

$$Fe^{0} \rightarrow Fe^{2+} + 2e^{-}$$
  
+ )  $RCl + 2e^{-} + H^{+} \rightarrow RH + Cl^{-}$ 

全反應  $Fe^0 + RCl + H^+ \rightarrow Fe^{2+} + RH + Cl^-$ 

鐵腐蝕的反應行為在靠近中性 pH 值時,會導致金屬的氧化性溶解。在好氧的環境下,溶解性的氧會快速的氧化零價鐵,產生溶解性的  $Fe^{2+}$ , $Fe^{2+}$ 會進一步氧化成氫氧化鐵沉澱物。然而在厭氧的環境下,水本身也可以單獨當作是氧化劑,發生鐵腐蝕反應,產生  $Fe^{2+}$ 及  $H_2$ ,溶解性的  $Fe^{2+}$ 進一步產生氫氧化亞鐵沉澱物,會讓金屬在水中產生自發性腐蝕反應[69]。

$$2Fe^{0} + O_{2} + 2H_{2}O \rightarrow 2Fe^{2+} + 4OH^{-}$$
 $Fe^{3+} + 3OH^{-} \rightarrow Fe(OH)_{3(s)}$ 
 $Fe^{0} + 2H_{2}O \rightarrow Fe^{2+} + H_{2} + 2OH^{-}$ 
 $Fe^{2+} + 2OH^{-} \rightarrow Fe(OH)_{2(s)}$ 

零價鐵脫氣還原機制,大致可分為三方面,(1)Fe<sup>0</sup> 直接與含氣有機物進行氧化還原反應,其中 Fe<sup>0</sup> 被氧化,釋放出溶解性 Fe<sup>2+</sup>,所放出的電子供給氯化有機物進行脫氣反應,而產生 Cl<sup>-</sup>;(2)Fe<sup>0</sup> 與水反應,生成氫氣和溶解性 Fe<sup>2+</sup>,Fe<sup>2+</sup>而再一步被氧化成 Fe<sup>3+</sup>,所放出的電子供給氯化有機物進行脫氯反應,再度釋放 Cl<sup>-</sup>;(3)零價鐵在水溶液中進行腐蝕作用所釋放的  $H_2$ ,若透過適當觸媒的催化,亦有可能與TCE 產生氫化反應,而使 TCE 脫氯並釋放  $H^+$ (圖 5-14)。

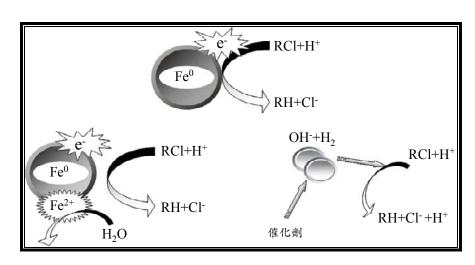


圖 5-14 Fe<sup>0</sup>-H<sub>2</sub>O 系統中含氯有機物還原脫氯之反應途徑 [71]

## (二) 固定化作用

固定化機制主要以無機污染物為主,意指將污染物吸附至零價金屬反應介質,並將污染物從溶解相中去除。以六價鉻為例,當六價鉻被還原成三價鉻後,三價鉻繼續與氫氧根或三價鐵產生氫氧化物沉澱物,達到三價鉻去除之目的<sup>[67]</sup>。污染物吸附作用,主要利用靜電吸引(Electrostatic attraction) 與表面複合(Surface complexation)2 種機制。金屬污染物的吸附是以靜電吸引及表面複合機制為主,而無機營養鹽的吸附,則是透過靜電吸引<sup>[66]</sup>。

#### 二、優缺點

零價鐵通常作為透水性反應牆整治技術之填充材料,因此也屬於被動式整治技術,零價鐵還原技術之優點如下[62,60,63,64]:

### (一) 現地污染物降解。

- (二)被動式整治,不需額外能源消耗,操作維護費用低。
- (三) 處理效率高。
- (四) 可處理濃度範圍廣。
- (五) 不需添加其他化學藥劑。
- (六) 最終產物為低分子量之碳氫化合物對生物及環境之危害較小。
- (七) 鐵容易取得且價廉。
- (八) 不需地面設備,只需設置監測井。
- (九) 避免抽出整治時所造成受污染水與乾淨水互相混合。
- (十) 對地下水流況干擾較小。
- (十一)整治過程不會產生廢棄物,沒有廢棄物處理及最終處置之困擾。 其缺點如下:
- (一) 整治對象僅為溶解相污染物。
- (二) 可能產生更具毒性之降解產物。
- (三)污染團位置需經完整調查及確定。
- (四) 實場操作及監測之相關資料有限。
- (五) 反應牆長期操作之透水性及反應性仍須進一步確認。
- (六) 反應牆深度受開挖設備之限制,目前大約可挖深至15~22.5公尺。

#### 三、影響因子

零價鐵表面性質會因製造過程的不同、所處環境而有所變化,以下將 探討幾項重要參數對零價鐵還原速率之影響。

#### (一) pH 值

零價金屬降解污染物之可行性評估,如圖 5-15 所示。由圖 5-15 可知,零價鐵與溶解性二價鐵在有氧的環境之下,容易被氧化,相對地,TCE、ArNO<sub>2</sub> 及 Cr(VI)等物質所呈現之實線,位於零價鐵與鐵離子的位置之上,因此零價鐵具有還原這些環境污染物的能力<sup>[66]</sup>。

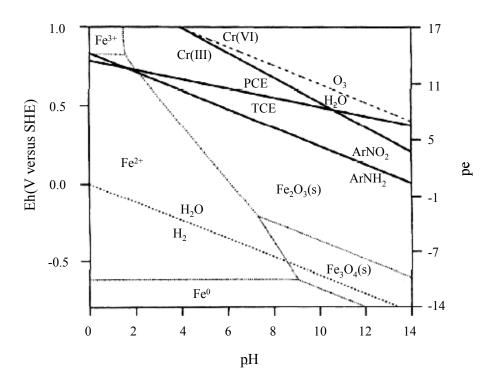


圖 5-15 水與鐵及污染物之 Eh、pH 平衡圖[67]

## (二) 零價鐵與污染物濃度之關係

零價鐵對污染物的還原作用,已被證實是表面傳遞 (Surface-mediated)程序,同時可參與的反應位址是有限的,由此推斷 濃度高於一定值時,濃度對反應速率常數之影響會趨於定值,相對地,處理相同濃度污染物時, $Fe^0$  劑量增加可加速污染物的去除 $^{[70]}$ 。 Matheson and Tratnydk 在零價鐵去除 TCE 之反應速率利用假一階反應來模擬,結果發現去除 TCE 之反應速率與 TCE 初始濃度成正比關係 $^{[61]}$ 。

$$\frac{dC}{dt} = -KC \tag{5.8}$$

K: 假一階速率常數,  $hr^{-1}$ 

C: TCE 反應濃度, mg/L

t: 反應時間,hr

## (三) 零價鐵比表面積

零價鐵降解污染物過程中,必須將污染物吸附至零價鐵表面再進

行電子轉移,所以對於零價鐵而言,吸附污染物能力是相當重要的。然而攸關於吸附能力優劣,則在於零價鐵的比表面積大小,Wang and Zhang 指出奈米級零價鐵金屬因具有較大比表面積,其反應速率大概是一般商業化金屬鐵粒的 10~1,000 倍<sup>[68]</sup>。Ponder 等人利用奈米零價鐵降解六價鉻與二價鉛的實驗中發現,奈米零價鐵的降解速率比鐵粉或鐵屑快 30 倍<sup>[65]</sup>。

### (四) 無機鹽類

零價鐵降解污染物主要能力是利用零價狀態氧化成二價或三價時,所釋放之電子來還原污染物,但當水中有其他電子接收者(O<sub>2</sub>、NO<sub>3</sub>、NO<sub>2</sub>、SO<sub>4</sub>-2)存在時,則會使零價鐵降解主要污染物的效果變差。

# 5.3.5 界面活性劑與共溶劑<sup>[73~86]</sup>

#### 一、原理及機制

近年來界面活性劑廣泛運用於各種行業中,包括農、工、藥、食品業等,為具備相當用途一系列化學藥劑,常被用來作為清潔劑,其可改變溶液的界面特性。界面活性劑分子可分為親水基(Hydrophilic group; head)、連結基與親油基(Hydrophobic group; tail)等 3 部份,溶於水後可視親油部分解離成陰離子、陽離子、兩性離子(因水溶液之 pH 而解離成陽或陰離子)或不解離成離子,而分為陰離子性界面活性劑、陽離子性界面活性劑、兩離子性界面活性劑和非離子性界面活性劑等四大類,其必須具有下列之基本性質:(1)表(界)面吸附性;(2)表(界)面膜形成性及排列性;(3)表(界)面張力降低性;(4)微胞(Micelle)形成性<sup>[84,80]</sup>。

界面活性劑的英文名詞—Surfactants,是表面活性劑(Surface active agents)的縮寫,其物化特性為當其在水中之濃度超過臨界微胞濃度(Critical Micelle Concentration,CMC)時,界面活性劑分子中的親油基部分會同時朝內,而使親水基朝外與水接觸形成微胞的結構。微胞可提供疏水性有機物分配或溶入,並可與土壤競爭有機污染物,使水溶液中的污染物表觀濃度(Apparent concentration)大幅增加<sup>[85]</sup>。一般用於土壤淋洗液的界面活性劑為非離子性或陰離子性的,因陽離子性的界面活性劑易與土壤表面進行吸附作用<sup>[83]</sup>。

對已受 DNAPL 污染場址之土壤/地下水污染的整治,於近年來運用新穎的現地淋洗技術處理,是指使用界面活性劑、共溶劑注入或入滲到受污染的土壤或地下水中,其淋洗的原理主要是要降低污染物的界面張力 (Interfacial tension)及增加親油性有機化合物之溶解性及移動性,並配合溫度增加的控制以促進處理效率。反應機制包括有溶解、移動或化學性破壞 (Chemical destruction)等三種,以利污染物隨著地下水流動的方向而向下游移動,並結合抽出處理系統抽取地下水中淋洗液與污染物之混合液,然後在地面上處理後再行排放或再注入,即進行回收(Recovery)與再注入之循環處理技術[79,74],並可避免造成二次污染的風險。圖 5-16 為一典型的現地淋洗系統,一般使用垂直井(Vertical wells)當成注入井(Injection wells)將溶劑注入至受污染的區域,此區域可能位於通氣層、飽和層(Saturated zone)或是以上兩者。另外,於下游處設有一些抽出井。

界面活性混合劑為含有兩種以上界面活性劑,也可以與醇類或鹽類(一般皆使用氯化鈉)混合在一起,以得到最佳反應相。污染物移動性可視地質的渗透性、聚合物(Polymer)(增加黏性減緩流速)使用或是泡沫(Foam)(降低非均勻性的影響,且僅需要空氣的注入)來加以控制<sup>[74]</sup>。常用的共溶劑Cosolvents 主要有醇類(如甲醇、乙醇及丙醇)、酯類與酮類<sup>[83,85,78,81]</sup> 等。如同界面活性劑之淋洗原理一樣,同樣可以透過一般所知的共溶效應(Cosolvent effect),達到多種有機污染物溶解性增大,並可改變污染區塊的特性。當較大量的醇類被使用時,醇類可分配至DNAPL與水相兩者當中,且可降低 DNAPL 與水兩者間的界面張力達到零點,因此降低毛細力(Capillary forces)並可促進其移動性。另外,添加共溶劑於界面活性劑淋洗液中,也常被使用來提升淋洗的效率,其可降低界面活性劑因吸附作用所造成的損失,改變界面活性劑的操作黏度,並可預防限制性的現象發生,如液相結晶的形成等<sup>[73,74,80]</sup>。共溶劑的存在亦會降低污染物在土壤上的吸附量,而使得污染物更易於移動<sup>[75]</sup>。

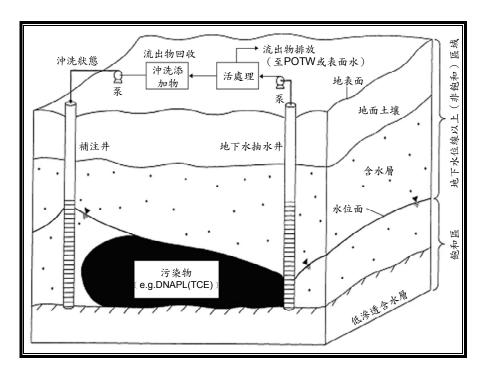


圖 5-16 現地淋洗系統示意圖[79]

#### 二、優缺點

現地淋洗技術之優缺點如下[79,78]:

- (一) 現地處理技術,可排除需要挖掘、翻動與運輸大量的原污染物種。
- (二) 加強傳統式的抽出處理系統,以縮短污染場址的整治期限。
- (三) 可應用的範圍相當廣,包括通氣層與飽和帶兩者,皆可運用該技術以 進行整治。
- (四) 可以與其他技術結合運用或適用於複雜案例之整治工作。
- (五) 現地淋洗技術,可提供較快速且更有效的土壤或地下水整治處理方法。
- (六)污染物與淋洗劑混合液經抽出後之離場處理或是淋洗劑循環回收再注入之處理方式,可節省成本與有效控制,為安全可靠的處理程序。 技術缺點與使用限制性如下:
- (一) 由於液相極慢的擴散速率,以致需要較長整治時間。
- (二) 在水平或垂直捕捉區可能延散的污染物,如果無法設計適當或是建置 妥當之抽出系統,其水力條件不易被控制,或是捕捉來自處理區之地 下水排放(建置物化屏障的設施,如泥漿牆),將可縮小其影響性。
- (三) 限制性管理接受度,由於污染物的延伸作用與考慮淋洗劑溶劑注入至

地表下,可能會殘留的量。

- (四) 執行成效之預測及整治目標之達成所需的時間具不確定性。
- (五)人工設置物(如輸送管)之存在,限制整治的效率性,特別是含地下貯槽的場址。
- (六) 場址地質分佈情況,如低/中渗透性、高黏土質或有機含量、非均勻度 高及鄰近敏感排放區或是蓄水層等因素,皆會受到限制性的影響。
- (七) 淋洗劑的使用可能會黏附在土壤上,加速生物的生長、產生沉澱或與 周圍的土壤及地下水發生反應,因此減少土壤的孔隙率。
- (八) 考量注入井與抽出井設置位置、深度、數量與經費分配等。
- (九) 缺乏對各類淋洗劑(如:共溶劑、界面活性劑)處理 DNAPL 物化特性影響之評估。
- (十)無法從淋洗液中分離出淋洗添加劑,可能造成淋洗添加劑的高消耗量 與成本運用上的限制。

### 三、影響因子

整治前需考量之因子包括有場址特性[如:孔隙度、滲透性、物化特性(溫度、鹽度、導電度、酸鹼值、鹼度、土壤表面積、碳含量、緩衝力、陽離子交換力)、水力坡降、地質條件(黏土質含量、岩層裂縫)]、含水層厚度、污染物性質(黏度、密度、溶解度、蒸氣壓、辛醇-水分配係數)、分佈區域大小與真實的位置及注入界面活性劑的種類與濃度等<sup>[79,80]</sup>。以上皆關係反應時的狀況,必須於事前經過審慎的調查與評估後,才有利於選擇最適用性之整治方案。至於反應時間的長短,可藉由實驗室或是現場小型模廠之試驗,事先求得所需的反應時間與環境條件,取得最佳的反應結果。通常能於第一時間以最快速且有效的將污染物收集、抽取階段的水量減至最低、減低界面活性劑的用量,為目前所期望之目標。一般而言,抽水量應至少為注入體積量之3倍,以回收大部分注入的反應物及水溶液中之產物[83,85]。其他因子如:吸附、沉積及淋洗劑乳化(Emulsion)的形成,也需併入考量,預防淋洗劑的損失與一些限制性的現象發生。淋洗劑整治回收後,需定期追蹤部分殘留在地表下淋洗劑的降解與其毒性的影響<sup>[80]</sup>。表 5-12 為現地淋洗法之重要適用因子與條件<sup>[79]</sup>。

# 表 5-12 現地淋洗法之重要適用因子及條件[79]

場址相關的成功因子	達成可能性(Likelihood of Success)		Success)		
(Critical Success Factor Site Related)	較小之可能性 Less Likely	臨界點 Marginal	較大之可能性 More Likely	基礎(Basis)	資料需求(Data Needs)
主要污染物相及平衡分配係數 (Dominant Contaminant Phase and Equilibrium Partitioning coefficient*)	水蒸氣	液體	溶解	污染物偏愛分離(Contaminant preference to partition to extractant is desirable.)	土壤與沖洗時污染的平衡分離因子(Equilibrium partitioning coefficient of contaminant between soil and flushing solution.)
水力傳導係數 (Hydraulic Conductivity*)	大Low (<10 <sup>-5</sup> cm/sec)		\tagh \tagh \tag{High} (> 10^{-3} \text{ cm/sec})	優質的傳導性可使沖洗流體傳遞移動(Good conductivity allows efficient delivery of flushing fluid.)	地質描述(水力傳導係數大小)(Geologic characterization (hydraulic conductivity ranges).)
土壤表面 (Soil Surface Area*)	大High (>1 m²/kg)	† Medium(0.1~1 m²/kg)	/J·Small (<0.1 m²/kg)	高表面區域增加在土壤中的吸附(High surface area increases sorption on soil.)	土壤表面特性(Specific surface area of soil.)
碳含量 (Carbon Content)	多High (>10% wt.)	中Medium (1~10% wt.)	少Small (<1% wt.)	典型的沖洗較有效於低土壤有機含量的沖洗 (Flushing typically more effective with lower soil organic content.)	土壤總有機碳(TOC)(Soil total organic carbon (TOC).)
土壤pH值和緩衝能力(Soil pH and Buffering Capacity*)	NS	NS	NS	可能影響沖洗的添加劑及建造物質的選擇(May affect flushing additives and construction material choice.)	土壤pH值,緩衝能力(Soil pH, buffering capacity.)
陽離子交換能力及黏土含量 (Cation exchange capacity (CEC) and clay content*)	多High (NS)	中Medium (NS)	少Low (NS)	增加金屬的黏合,吸附及禁止污染物移動 (Increased binding of metals, sorption and inhibit contaminant removal.)	土壤CEC,成分,結構(Soil CEC, composition, texture.)
岩石破裂面 (Fractures in Rock)	Present		Absent	次要渗透性特性使得沖洗流體接觸更為困難 (Secondary permeability characteristics render flushing fluid contact more difficult.)	地質特性(Geologic characterization.)
污染物相關的成功因子 (Critical Success Factor Contaminant Related)	達成可 較小之可能性 Less Likely	能性(Likelihood of 臨界點 Marginal	Success) 較大之可能性 More Likely	基礎Basis	資料需求(Data Needs)
水可溶性* ( Water Solubility*)	低Low (<100 mg/L)	† Medium           (100~1,000 mg/L)	高High (>1,000 mg/L)	藉由沖洗可移除溶解混合物(Soluble compounds can be removed by flushing.)	污染物可溶性(Contaminant solubility.)
土壤可溶性(Soil Sorption)	高High (>10,000 L/Kg)	中 Medium (100~10,000 L/Kg)	低Low (<100 L/Kg)	高容量的污染物吸附於土壤會減少沖洗效能 (Higher capacity of contaminant to sorb to soil decreases flushing efficiency.)	土壤吸收容量(Soil sorption constant.)
蒸氣壓(Vapor Pressure)	大High (>100 mm Hg)	中Medium (10~100 mmHg)	小Low (<10 mmHg)	易揮發混合物(Volatile compounds tend to partition to vapor phase.)	溫度控制的土壤蒸氣壓(Contaminant vapor pressure at operating temperature.)
液體黏性(Liquid Viscosity)	大High (>20 cPoise)	中Medium (2-20 cPoise)	小Low (<2 cPoise)	流體流經過土壤有較低的黏度(Fluids flow through the soil more readily at lower viscosity.)	溫度控制的流體黏度(Fluid viscosity at operating temperature.)
液體密度(Liquid Density)	大Low (<1 g/cm³)	†Medium (1~2 g/cm³)	小High (>2 g/cm³)	稠密不溶有機流體可經由沖洗被取代和搜集 (Dense insoluble organic fluids can be displaced and collected via flushing.)	溫度控制的污染物密度(Contaminant density at operating temperature.)
辛醇-水分配係數* (Octanol/Water partitioning coefficient*)	NS	NS	10~1,000 (dimensionless)	藉由水沖洗液可移除較多親水性碳氫化合物 (More hydrophilic compounds are amenable to removal by water-based flushing fluids.)	辛醇-水分配係數(Octanol/water partitioning coefficient.)

<sup>&</sup>quot;NS"表示無相關數據; "\*"表示較優先的因子

# 5.4 生物處理技術

# 5.4.1 植生復育[86~115]

# 一、技術介紹

植生復育(Phytoremediation)之整治應用興起自 1980 年間,當時環工業界及學界觀察植物對於重金屬具有超強的容忍能力,可以吸收重金屬而達到清除的效果,因而引發對植物除污能力的高度興趣,進一步研究發現,某些植物品種也可吸收有機污染物,而加以分解。

植生復育是利用植物本身可進行多種新陳代謝反應,同時具有相當顯著之吸附容量及與土壤間離子選擇性之傳輸系統等特性,調整適應生長於重金屬及有機污染物存在之環境中。植物有此代謝能力,是因為植物及其根部物理及化學條件,可使土壤微生物之活性得到改善或提昇,植物根部組織提供大量之比表面積,植物可藉由根部降解有機污染物而減緩其移動,故汲取土壤中污染物多由此區域開始,而使污染物的移除或分解加速進行,進而達到去除污染物之目的[114]。簡單來說,該方法主要是運用植物及其附近或附加生物的力量以達到移除、濃縮、溶解環境污染物及促成生物復育等功效。生物復育的作用主體是生物,要促成生物復育,必須促進生物的反應機制,生物復育的機制包括:1.促進作用(Stimulation);2.接種(Inoculation);3.酵素處理(Enzyme treatment)及4.植物促進作用來說,其意義是用植物的加強能力,來將土壤之污染物移除、分解、吸收或穩定。此外,樹根圈(Rhizosphere)微生物也被發現分解污染物的能力極強,前述條件組合之下,使得植物對污染現地整治的可行性大幅提升。

研究與調查結論認為植生復育的除污功能來源包括:1.植物能改變受污染土壤的物理和化學特性;2.植物滲出根部釋出液,可增加土壤的有機碳;3.植物可增加土壤的多孔性,改進土壤通風,可直接對根區域輸出氧氣;4.植物能攔截和減低化學品的移動;5.植物能促進植物和微生物酵素的改變,增強它們對頑強化合物的代謝或共代謝[113];6.植物可改變地下水水力梯度,減少污染物的垂直和水平遷移。因此,所有受植物影響且有助於污染物清除之生物、化學、物理程序均可稱為植生復育。

植生復育需於現場培植一定面積的樹木或樹林,使得本來外表不良的地區成為美觀的綠地。因此,植生復育在實務應用上亦有下列效果: 1.種植的植物可以是景觀植物或經濟作物;2.樹林可以創造、恢復或促進生物棲息地;3.可增進水土保持,其效果及於地區本身及水域下游; 4.可改良土壤品質,以免土質陷入惡性循環;5.樹林或綠地可美化景觀, 進而增進地區及民眾的和諧氣氛(避免環保抗爭)。

由於植生復育是1種價廉、安全及非破壞性的技術,因此植生復育的研發工作近來已轉投入到一般土壤及地下水污染整治之領域中 [94,107],使其成為1項新興的整治技術。

#### 二、作用及機制

植生復育的外部構造非常簡單,然而植物如何得以去除污染物,其作用機制極為複雜,學理上尚有很大的調查及研究空間。綜合來說,植生復育的作用包括:1.植生萃取(Phytoextraction);2.植生揮發(Phytovolatilization);3.分解(Phytodegradation);4.根域過濾(Rhizofiltration);5.植物安定化(Phytostabilization)等機制。這些機制發生在植物的各部位及/或其相鄰的土壤中;圖5-17表示植生復育作用發生的位置及其主要的處理對象。

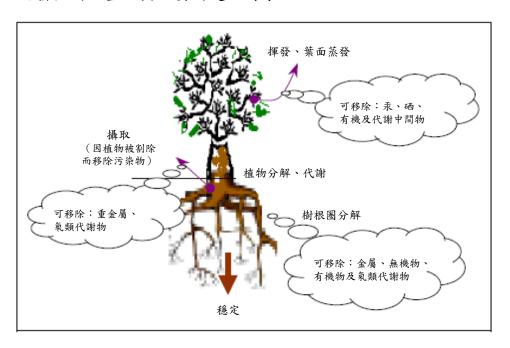


圖 5-17 植物進行植生復育各部位作用示意圖

有關植生復育作用機制及其應用等,如表 5-13 所示,並就其基本作用分述如下:

#### (一) 吸水作用

經由植物的蒸發(Transpiration)作用,植物可大量輸送水份。 吸水動力可提昇地下水的水力梯度,減少污染物的垂直和水平遷 移。地表水或地下水流過樹根,其成份可被吸收,不被吸收也可得到一定程度的「根域過濾」。

### (二) 植生揮發

植物從土壤及其含水中吸取污染物,將之氣化後排出;這個機制可以吸取固態或液態污染物,蒸發的氣體或經由植物代謝後的產物,也可能包含原本的污染物,揮發處理的污染物包括無機物(如汞、鉛和硒等)及有機物(如 TCE)。

# (三) 植生萃取

吸水作用把水份帶入植物內,也隨之帶入有機及無機物。吸收有機化合物和無機營養素,通過代謝系統代謝;不能使用的重金屬通常被隔離在植物的葉子和/或根部,成為累積(Phytoaccumulation)。植物吸收及累積的對象可以是毒性微量元素,包括重金屬、鉛、鎘、和硒等。

### (四)穩定

植物在根域釋放出各種有機物質(Rhizosecretion),為根部釋出物(Root exudates),它可改變土壤環境條件,是穩定機制之重要因素。其可使污染物在土壤中遷移受到限制,減少污染物的生物可及性。穩定機制比累積(Accumulation)較優,後者需要進行含金屬污染物植物體的最終處置,前者則可保留污染物在原地<sup>[93]</sup>。

# (五)分解

植物本身就處於毒害的情境下,故植物必須要有解毒的機能。植物的解毒功能可能是天生的,也可能是誘導而得者。植物解毒的主要機制是引發產生解毒酵素,進行代謝作用分解毒性物質;對於不可分解者,常以包覆方式處理;人造污染物(Xenobiotics),如殺草劑,也屬植物可解毒的化合物範圍中<sup>[93]</sup>。

#### (六) 樹根圈作用:

植物根部範圍內,有樹根、土壤、真菌、細菌及其他階層生物, 這些單位組成樹根圈生態系統,具有不可忽視的力量。植物根部釋 出物質,對土壤中有機及無機的物質或條件加以改善,營造有利本 身生長的條件,並且支持許多細菌或是真菌在樹根圈中活躍生長 [107,87],有助污染物的分解[97,114,113]。樹根圈污染復育的可行性,比 一般現地復育所採用的方法,如外加生物、物料或抽出處理等,更 加價廉,且獲得處理更完全[88,89]。植物釋出物質包括溶解性酚類, 可以馴化微生物,對於苯環類有機物如 PAHs 等,預先達到馴化的效果;樹根圈有大量的微生物族群,對於 C-Cl 鍵的破解有十數種以上途徑 $^{[93,97,114,113]}$ ;樹根圈分解一般殺草劑(如 2,4-二氯苯氧基乙酸(2,4-dichlorophenoxyacetic acid,2,4-D))、有機氯(如五氯酚、DDT) $^{[103]}$ 及  $TCE^{[112,113]}$ 等效果極佳。

樹根圈微生物包含菌根真菌(樹根與真菌是一種共生生態),菌根真菌對有機物的分解能力優異,包含長鏈、苯環、多苯環碳氫化合物<sup>[114]</sup>及氯化有機物(如 TCE、TNT、PAH 及 2,4 二氯酚<sup>[103,114]</sup>、殺草劑(Chlorpropham)<sup>[105]</sup>及多氯聯苯<sup>[95,99,98]</sup>。此外,菌根與植物共生增進植株及真菌二者對重金屬污染的容忍能力<sup>[106,100,101]</sup>,對於重金屬與有機物雙重污染的土地,如重工業或採礦場址等,是最為理想的復育工具<sup>[115]</sup>。菌根共生的優點除了一般植物及樹根圈所有者之外,還可加強:(1)對污染物強度的忍受能力;(2)對苯環污染物質已作預先馴化;(3)可固定化污染物物質,使污染不會/不再擴散;(4)加強樹根吸水率,促進污染物流向分解菌體;(5)分解機制多是胞外酵素,非外加物質。

表 5-13 植生復育作用機制及其應用

方法/機制	作用	應用現場	可處理對象
根域過濾	植物根部攔截	地表水或抽	重金屬、有機物、氡類
(Rhizofiltration)	/吸收重金屬	出之地下水	里亚闽 " 月 ′ 似 ′ / 0 ′ 、
轉換 (Phyto- transformation)	植物吸收及分解有機物	地表水或地 下水	火藥污染物(DNT、HMX、硝基 苯、硝基乙烷、硝基甲烷、硝基 甲苯、苦味酸(picric acid)、 RDX、TNT)、草脱淨(atrazine)、 氯化溶劑(三氯甲烷、四氯化 碳、六氯乙烷、四氯乙烷、三氯 乙烷、二氯乙烷、乙烯基氯、三 氯乙醇、二氯乙醇、三氯乙酸、 二氯乙酸、DDT)、 四溴乙烷、氯和磷基殺蟲劑、多 氯聯苯、酚、甲基溴
促進作用 (Stimulation)	樹根圈微生物 分解能力增進	土壤及樹根 圈可及的地 下水	多環芳香族、碳氫化合物、 BTEX(苯、乙苯、甲苯和二甲 苯)、石油碳氫化合物、草脫淨、 拉草、多氯聯苯、四氯乙烷、三 氯乙烷、其他有機物

方法/機制	作用	應用現場	可處理對象
植生萃取 (Phytoextraction)	植物吸收及累 積重金屬,後 植物移除	土壤	編、鉻、鉛、鋅、硒、其他重金 屬、氡種、BTEX、五氯酚、短 鏈脂肪族化合物、其他有機物
穩定 (Phyto- stabilization)	植物釋出物使 重金屬沉澱減 低生物可及性	土壤、地下水及礦區	重金屬(礦場場址)、酚、氯化溶劑(四氯甲烷、氯仿)
植生揮發 (Phyto- volatilization)	植物葉蒸揮發 硒、汞及揮發 性有機物	土壤及地下水	氯化溶劑(四氯乙烷、氯仿、四 氯甲烷)、汞及硒
植物空污處理	樹葉吸收揮發 性有機物	空氣	_
植被覆蓋	阻擋雨水滲透 輸出污染物	土壤	_

### 三、優缺點

植生復育的限制因素包括:場地專屬性(如土壤和氣候),即在某個地方所得的數據不一定能適用到其他地區。植物的生長要與其他生物(如昆蟲、害蟲和病原生物等)相處融洽,並且互相影響,而將植物暴露在污染物之中常會破壞這種和諧,復育時若植物得不到這種和諧生態,即會影響復育原訂的目標。此外,污染物必須接近植物的吸收組織(即根系統),因此現地復育必須要在適合植物生長的現場進行,而且污染物必須位在植物的根域之內。

以上限制因素,並不能抹去植物在環境污染清理的特點及高度潛力。因為能源和建設費用之減低(因為植物使用太陽能),以及天然資源保存的優點功不可沒。植物能夠適應多種不同的環境,甚至可以在某種程度上改善環境的情況,使得植生復育自動設定在有利的情境。

植生復育的優點與缺點歸納如下[92]:

#### 優點為:

- (一) 植生復育是現地復育。
- (二) 現場景觀優美, 易為民眾所接受。
- (三) 所需的動力由日光提供。
- (四) 對金屬及疏水性有機物亦有效。
- (五) 植物根域的分解能力強大,復育效果大幅增強。

- (六) 二次污染低,排出之空氣及水污染量少。
- (七) 相對價廉,費用約為機械方式處理的 20~40%。
- (八) 所種的植物可收成利用,若不能有所利用,則以焚化處理,焚化後 其污染固體(灰燼)約為原土壤的千分之一。
- (九) 污染埸址有植物覆蓋,減低土壤受雨水沖刷。
- (十)可作間隔植樹,地面可以保持表土完整。缺點為:
- (一) 只能用在植物能夠生長的土地。
- (二) 污染處理速度緩慢,要經過數個植物生長季節才能見到效果。
- (三)對土壤深層的處理不足,樹根深度不及地方,除了不能發揮效果, 還會有遺漏之險,欲改善這種缺失需耗費可觀的工事。
- (四) 一般植根不會伸入液態水中,對水層下方的 DNAPLs 處理效果恐有缺失。
- (五) 對疏水性物質無法萃出。
- (六) 植物吸收毒性物質之後,可能會污染食物鏈。
- (七) 植物蒸發可能使地下污染轉變成空氣污染。
- (八) 本項技術目前之許可手續繁複且成效待評估,行政單位尚感懷疑。 四、工程設施

植生復育的基本工程設施是種植某種特定植物在受污染的場址上。植物對污染物的作用大致分為攝取累積及現地轉變分解,因此,使用本法不須抽出污染物。種植的植物留在當地生長的時間很長,即使砍伐移除處置者亦然。植生復育細部工程除了植物栽培之外,現場的額外措施包括:水文工程及土壤侵蝕防範等,這些工程都是為了提高植物生長度及提高樹林對污染物吸除的速度。植生復育工程的施工方法包括[91]:

- (一) 植物在土壤上種植,如同一般農作方法相似。植物種類的選擇,主要標準是植物根域能夠伸展的範圍(深度),務必要達到受污染區域的範圍內,如樹木根部深度可達3~5公尺、灌木可達1~2公尺。
- (二)植物以水耕型態種植,受污染地下水用機械抽出,流過植物根部完成反應,再流回地下。
- (三) 植物在土壤上種植,根部以下建築深井,以便樹根伸入較深的含水層,如圖 5-18 所示。

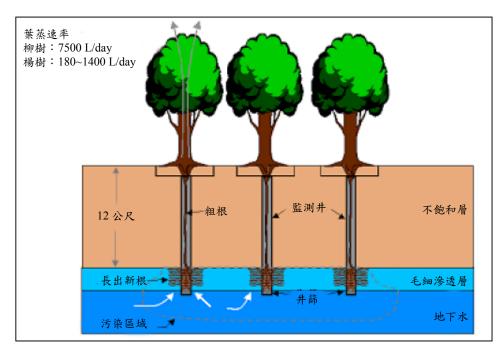


圖 5-18 植生復育 (深植法) 處理地下水之機制示意圖

由於植生復育技術的新穎,工程應用上各項數據尚未確實建立完成,有關工程應用參數及基本設計考量,多在現場或實驗室實驗階段。植生復育具有各種潛力,但是這項技術目前尚在研發及測試階段,需要投入的研發能量還很多,目前大部分的研究是在實驗室內和相對受控制條件下進行短暫研究[108]。

此外,許多植物可以衍生獨特的生化系統,以利攝取營養、解毒、和控制地區的化學情形,增加植物在營養貧瘠土壤的生存能力,進而變換和去除污染物。植物在地下含水層濾滲控制上扮演一個重要角色,也成為調控地下水污染物遷移的要角。植物的根部可提供氧氣、刺激微生物活動及滲出液提供營養來源等,對提高土壤中生物分解能力,有很大的貢獻。植生復育提供一個美觀的污染處理技術,它在污染場址復育上具有可觀的潛力,值得我們重視。

# 5.4.2 地下水生物整治處理[116~140]

#### 一、技術介紹

由於含氣有機溶劑比重較水重,且溶解度亦較低,當洩漏至地下水後,常無法完全溶解,並形成一分離之液體,對地下水水質造成長期的危害,因此亦被稱為比水重之非水相液體(DNAPL),受污染的場址整治

工作往往不易執行且須相當龐大的經費。而地下水生物整治是一種可以促進現地微生物生長及繁衍的技術,此項技術可在飽和層區域針對污染物進行加強式的生物降解。近年來許多研究亦顯示,現地地下水生物復育能有效的降解與溶解地下水及吸附在含水層中的有機成分[132,134,135,136,137]。

生物整治技術是經由管理或自然發生的過程中,以微生物將污染物 降解或轉移成較低毒性或無毒性的型態,藉此降低或排除環境污染物。 換言之,生物處理乃是利用微生物將污染場址中的污染物(尤其是有機污染物)予以轉化分解,以控制污染源並防止污染擴散及降低污染危害的一種處理程序。生物處理注重的不完全是污染物的去除,而是希望原有的污染場址可以恢復成原本的功用。相對於物化處理技術來說,生物處理對環境的破壞較小,但速率較慢,若能加以改善、強化其反應速率已達到工程的需求,仍是一種很好的處理方法[133]。

微生物轉化有機物的程序大致可分為降解(Degradation)、礦化 (Mineralization)、去毒(Detoxification)及活化(Activation)等作用。當初始的化合物消失時,即為降解;礦化是指將有機物完全轉化成  $CO_2$ 、 $H_2O$ 或 CI等無機型態的物質;去毒是指將化合物轉換成較低毒性或不具毒性之中間產物;而活化是指形成毒性中間產物或毒性最終產物的過程。微生物分解毒性物質的機制包括有脫氣反應(Dechlorination)、水解 (Hydrolysis)、斷鍵(Cleavage)、氧化(Oxidation)、還原(Reduction)、脫氫 (Dehydrogenation)及取代(Substitution)等[127]。

依電子接受者的不同,可以將生物處理概分為好氧、無氧及厭氧等三種型態。典型的好氧生物處理須有自由氧(O2)做為反應的電子接受者,一般而言,油品污染物在好氧環境下有較快的分解速率。無氧環境是指在無自由氧存在時,以硝酸根(NO3)做為電子接受者,以油品污染物而言,大部分的污染物可在無氧環境下被分解利用,但亦有部分物質(例如苯),在無氧環境下的降解極為緩慢。第三種型態是厭氧環境,厭氧狀態大部分是指甲烷化,而較少單純的以硫酸鹽做為電子接受者。部分污染物質,其結構中的碳原子已是較安定之氧化態,因此不易再以氧化的方式釋出電子,故較適合以厭氧方式處理,如四氯乙烯。亦有少數的含氣有機溶劑(最典型的是 TCE)可在好氧環境中,以共代謝的方式予以分解去除,在此特殊條件下,須以酚、苯或甲烷等有機物為基質,以促使系統中的好氧微生物(例如酚分解菌或甲烷氧化菌)之氧化酵素在代謝原基質時共代謝去除 TCE。

生物處理工程的施作可採現地(In-situ)、現場(On-site)及離場(Off-site)等不同的地點進行。所謂的現地是指整治復育工作是在原污染位置進行,現地整治技術的優點主要是降低暴露的風險,且對場址的破壞干擾較低;現場整治技術則是將污染物及其所處的介質(如地下水或土壤),由原污染位置抽(移)除,但卻仍在原場址範圍內加以整治;而離場則是指將已抽(移)除後的物質(包括污染物及其所處的介質)以輸送工具送至原污染場址外的另一處進行整治。

生物處理系統依添加物質的方式也可做為簡單的分類依據,一般大致可分為直接注入、地下水循環、透水性反應牆及生物通氣法等,其工程技術簡要說明如下:

- (一)直接注入系統:將微生物、營養鹽、電子供應者或是電子接受者直接注入受污染的地下水體中,以增強生物分解作用。當然將所需要的物質加入之後,均勻分佈或適當接觸則是影響整治成敗的另一關鍵。
- (二) 地下水循環系統:地下水循環系統可將受污染的地下水抽至地表,添加營養鹽(或其他物質)或加以處理後,再回注於污染區的上游端,也可在地表下形成一個內部循環,將所必須加入之物質直接加到此循環系統中。
- (三) 透水性反應牆處理系統:透水性反應牆是在地下水污染區下游設置 一人工的回填物(例如釋氫劑或釋氧劑或營養鹽等),當地下水流經 該區時,污染物質即被去除。
- (四) 生物通氣法:生物通氣法可將空氣加注於地下水體或土壤通氣層中,其目的是提供氧氣作為電子接受者,促進生物分解,但附帶亦有可能以氣提的方式促使低沸點物質揮發而被去除。

#### 二、作用及機制

生物處理可分為以污染物導向及環境因子導向等兩種。所謂污染物導向乃是以所欲分解去除的污染物為目標,於整治系統中添加(或環境中已存在者而再加以馴化)對此污染物具特別分解能力的菌株(或族群)。而此特定的菌株則可以購自商業化的生物製劑,或是將取自該污染場址的菌株加以馴養、分離、鑑定及增殖。前者理應為具有特定分解能力的菌株,對該污染物的分解能力應不會是限制因子,但卻因該菌株並非直接取於污染場址現場,因而對現場環境的適應往往會是一限制因子。若屬後者,利用取自污染現場的現地原生菌經馴養增殖後,再加入污染場址

中,此種生物添加方式,由於原菌株是取自污染場址,對現場的適應力較外來添加者為佳。但此原生菌該特定的污染物的分解能力則不一定是最佳,因此,雖然可適應現場環境,但分解速率可能並不是最快的。而環境因子導向者是指污染場址中已存在著具降解能力的原生菌,但卻因環境因子不適當,而阻滯了生物分解作用的進行,例如氧氣不足,含水量不當等。待將不當的環境因子確認,並以工程技術克服不當的環境因子後,生物處理即可進行。

生物處理一般需要一些機制來刺激和維持微生物的活動。該機制通常是一種釋放系統來提供一項或多項的條件,供給微生物運用,如下列幾項:電子接受者(如氧氣、硝酸鹽)、營養鹽(氮、磷)及能量來源(碳)。一般而言,電子接受者及營養鹽為釋放系統中,最主要的兩個組成。

微生物分解 DNAPL 之主要機制為好氧共代謝及厭氧還原脫氣反應,好氧及厭氧直接代謝僅發生於含氣數較低之 DNAPL 如 VC 或 DCE上<sup>[127]</sup>。進行好氧共代謝反應時,DNAPL 等化合物並非主要基質,通常須提供另一額外的碳源,當微生物分解這些碳源時,其產生的酵素正可分解 DNAPL,達到生物處理之目的。許多 DNAPL 如 TCE、DCE 及 CT等,皆可藉由微生物的共代謝反應去除,但含氣數較高之 PCE 無法以此方式去除<sup>[127,121]</sup>。常見的 TCE 共代謝菌種包括甲苯氧化菌、甲烷氧化菌及酚氧化菌,這些菌種可在甲苯、甲烷及酚等碳源的添加下,將 TCE共代謝去除 <sup>[126]</sup>。此外,亦有研究利用丙烷氧化菌及氨氧化菌在丙烷及氨的添加下共代謝去除 TCE<sup>[130,131,123]</sup>圖 5-19 為甲烷氧化菌共代謝 TCE之途徑。共代謝的最初步驟為甲烷氧化菌產生甲烷單氧氧化酶(Methane monooxygenase)以氧化甲烷,由於此酵素並不具專一性,因此在 TCE 及甲烷共存時亦可共代謝 TCE,隨後的代謝程序即由其他微生物執行或在某些情況下由甲烷氧化菌執行<sup>[125]</sup>。

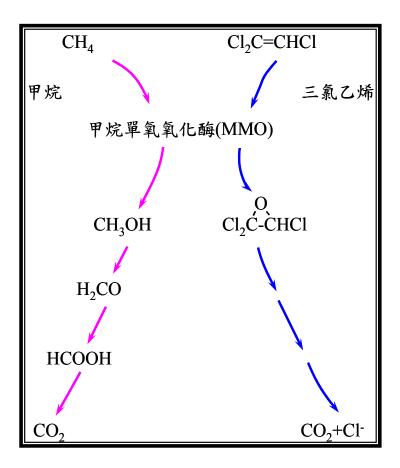


圖 5-19 甲烷氧化菌共代謝 TCE 之途徑[125]

脫氣反應進行時,必須添加額外碳源做為電子供給者,此時含氣有機化合物為一電子接受者,氣原子會被氫取代而移除,含氣有機化合物最終會礦化成  $CO_2 \times H_2O$  或  $C\Gamma$ 等無機型態的物質  $^{[127]}$  。醋酸鹽、甲烷、葡萄糖、酚、烷基苯(Alkylbenzenes)、甲基胺(Methylamines)及苯甲酸鹽 (Benzoate)等有機物皆可當做還原脫氣之電子供給者  $^{[122]}$  。可利用脫氣反應去除之化合物包括 PCE、TCE、DCE、VC 及 CT 等。以 PCE 為例,其反應機制如下  $^{[121]}$  :

$$C_2Cl_4 + H^+ \rightarrow HC_2Cl_3 + Cl^-$$

在厭氧條件下,硫還原菌、硝酸還原菌及甲烷菌皆可對 PCE 及 TCE 進行還原脫氣,其中甲烷化條件下具有最高的脫氣速率<sup>[127]</sup>。PCE 脫氯 時產生之副產物包括 TCE、DCE 及 VC,若完全脫氣則會產生乙烯及乙烷等產物。PCE 及 TCE 還原脫氣途徑如圖 5-20 所示,脫氣速率隨含氣數減少而降低<sup>[127]</sup>。

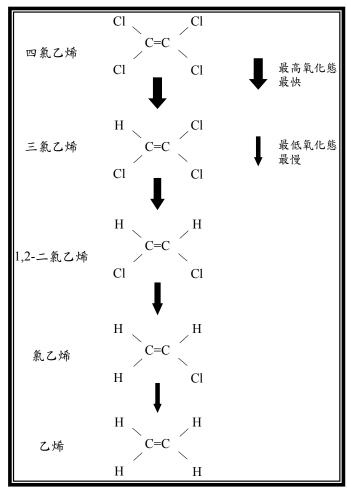


圖 5-20 PCE 及 TCE 還原脫氯途徑<sup>[127]</sup>

土壤或地下水中的 DNAPL 污染物(例如 TCE、PCE 等)在好氧的環境中不易被微生物所分解,相對的卻容易在厭氧環境中經由鹵化呼吸或共代謝等機制被降解去除。(1)共代謝反應:一般而言,地下水氣化有機污染物的濃度都較低,無法提供微生物生長代謝所需的碳源與能源,因而整治時需要添加一些容易被利用的有機物以供微生物生長,微生物利用此有機物的同時也將微量的氯化有機污染物降解去除。例如有機物甲烷化的還原反應階段可將 PCE 共代謝去除。(2)鹵化呼吸作用:鹵化呼吸作用為無氧呼吸的形式之一,無氧呼吸過程中含氯脂肪族污染物乃做為最終電子接受者;在此還原脫氯的過程中,含氯脂肪族污染物上的氯原子以氫原子取代,而產生一個或數個氯離子,原含氯脂肪族污染物的含氯量則逐漸減少,而達到脫氯的目的。例如在厭氧條件下可以利用微生物將四氯乙烯逐一脫氯形成三氯乙烯、二氯乙烯、氯乙烯,最終生成乙烯,達到生物整治將氯化有機污染物去除的目的。在地下水厭氧生物

整治的程序中可以添加乳酸等有機酸以轉化釋氫供作能源或添加微量氫氣(或緩效型釋氫物質),達到生物整治的目的。

# 三、優缺點

生物處理相較於傳統的處理方法有許多優點存在,其優點包括可在 現地進行、較具經濟性、對場址擾動較小、可分解污染物而非做相的轉 移、無需負清運受污染介質之責任、大眾接受度較高並且可與其他物理 或化學的處理技術結合。生物復育的一些限制包括清除程度的可達成 性、達到完全清除的時效性及產生毒性污染物的潛能(如 PCE 及 TCE 之 還原脫氣)之顧慮。此外,生物復育執行上可能遭遇的困難包括不適合處 理渗透性低的土壤及微生物生長可能造成井的阻塞等[129,139,117]。

若應用於 DNAPL 之整治上,則其主要限制為僅可處理溶解相之 DNAPL<sup>[121]</sup>。生物處理是否可行之前提為場址或處理系統中必須存在可 降解污染物之微生物,但微生物的存在並不能代表生物分解能很有效率 的進行,許多因素均影響了污染物生物分解的可行性及速率。

DNAPL 現地生物復育之影響因子包括物理、化學及生物因子。物理因子包括孔隙率、滲透性、水力坡降及土壤中有機物及水分之含量。化學因子包括 DNAPL 及其副產物之濃度、pH、氧化還原電位、電子接受者及電子提供者之濃度及營養鹽濃度。生物因子包括微生物存在與否及微生物活性。此外,DNAPL 必須溶解於地下水中方能被生物所利用 [128,121,140],表 5-14 為現地地下水生物復育的優點及缺點。

表 5-14 現地地下水生物復育的優點及缺點

優點	缺點
吸附或侷限於含水層中的污染物,穩定的	由於微生物的生長及沉積物將會導致注入
隨著污染物溶解到地下水中。	井或滲透溝渠的阻塞。
	高濃度低溶解度的物質(例如:TPH>
應用設備:可以廣泛的應用及設置容易。	50,000ppm)將會造成毒性及非微生物可利
	用的情形。
場址進行設置時,具有最小的破壞及擾動	在低渗透性的含水層中進行是較困難的
等優點。	$(<10^{-4} \text{ cm/sec})$
<b>山工省</b>	回注井或滲透溝渠有可能需要經過同意或
地下復育進行所需要的時間,較其他工法	有可能被禁止。有些也需要空氣注入的許
短。(例如抽出處理法)	可。
一般認為此方法較其他方法的花費較低。	可能需要持續的監測及維護保養。
(例如抽出處理法、移除法)	り 肥
可以聯合其他技術來加強場址復育。(生物	復育情形將只發生在含水層中較具渗透性
注氣法、土壤蒸氣萃取法)	的區域或溝渠中。
在許多場址中,這個技術不會額外產生廢	
棄物,且沒有廢棄物處理之問題。	_

## 四、工程設施

污染場址的整治是否適宜採用生物處理法,初步評估時必須考量下列主要因子土壤滲透性、土壤結構與異向性、地下水位變化、地下水中的陰陽離子含量、pH 值、溫度、微生物、最終電子接受者、營養鹽、污染物的組成、污染物濃度與毒性效應及污染物的溶解度。如果已經完成初步篩選,且藉由含水層物質和存在的含氯有機化合物類型,確定場址中使用現地地下水生物復育技術是有效的,之後即可以進行更深一層的整治計畫評估。當初篩選的焦點為水力傳導係數和生物降解之組成時,必須要有更複雜精密的評估考慮場址更大的範圍和組成特徵。

工程化的生物處理系統一般採行下列 1 種或數種方式為之:

# (一)添加微生物

一般生物處理的過程中會於整治系統添加對污染物具特別分解能力的菌株或族群,而此特定的菌株或族群,可能是購自商業化的生物製劑或是取自該污染場址的菌株加以馴養、分離、鑑定及再增殖。操作系統可依據污染物的特性維持在好氧或厭氧條件下,且添加的微生物須與環境因子的調整配合之,以提高所加入微生物的活性。添加增殖後的原生菌或非原生菌於擬處理的系統中以增加微生物量,而提高反應速率,系統可維持在好氧條件下,去除 DCE及 TCE 的共代謝等,也可維持在厭氧條件下,去除三氯乙烷、二氯乙烷及 PCE等。

#### (二)添加營養鹽

添加地下水體中缺乏但卻又是微生物生長所必須的營養鹽,以維持整治系統在好氧或厭氧條件的分解效率。維持適當的營養鹽濃度是維持或提高分解速率的另一關鍵,且厭氧處理系統的營養鹽需求與好氧系統並不相同,如厭氧系統對氮、磷的需求量較低,但對一些經常被忽視的微量物質(例如 Co、Mo、Ni、Fe 等)的需求卻頗為敏感。

#### (三)添加電子供給者

在好氧的處理系統中添加甲苯及甲烷等有機物的主要目的為進行共代謝作用,所謂的共代謝作用是利用添加的有機物作為主要碳源,而微生物利用這些主要碳源的同時也會經由代謝作用而分解關切污染物,例如以共代謝方式去除 TCE 等。另外亦可將釋氫劑或釋氧劑加入地下水中,以氫或氧作為電子供給者。在整治系統中

除關切污染物外,另有眾多的電子接受者,因此,電子的持續充分 供應與關切污染物在系統中的電子競爭力是非常重要的。系統中即 使供應足夠的電子,但關切污染物卻無法有效競爭電子,則整治目 標仍不易達成。電子供應量、供應方式與改善關切污染物對電子競 爭力的環境條件等,就整治而言是主要的關鍵因子。

#### (四)添加電子接受者

在生物處理法中,通常添加氧、空氣或釋氧劑如過氧化氫、過氧化鈣及臭氧等物質,以進行好氧的生物分解。例如去除 TCE 時,添加氧及過氧化氫做為電子接受者,並添加甲苯為電子供給者,進行共代謝分解。此部分與添加電子供應者的考量一樣,電子接受者的供應量、供應方式與改善關切污染物對電子競爭力的環境條件等,就整治而言是主要的關鍵因子,例如厭氧還原脫氣中,若有多重電子接受者,則污染物競爭此電子的比例將受影響。

以下以現地地下水生物復育系統設計為例:

現地生物處理乃利用適當的工程方法促進土壤或地下水中的原生菌的生長與繁殖,以分解或去除溶解在水中或吸附在土壤介質中的污染物。現地生物處理技術所強調的「現地」特性,乃是促使生物分解機制能在污染物所存的地方進行,因而必須促進並持續維持污染場址中微生物之活性。為達到此目標至少須確保污染場址中能有適當的環境因子、適當的電子供給者及接受者、適當的營養鹽及足夠且不致過高之微生物量。

現地生物處理系統可用以整治受污染的地下水或土壤,就地下水污染而言,現地生物處理又可分為:(1)含抽出注入的循環系統及(2)無抽出注入的現地生物處理。前者是將受污染的地下水由污染區的下游端或主要污染範圍內抽出,必要時經過處理,再添加必要的物質,例如電子供給者、電子接受者或營養鹽等後,最後注入污染區或污染區的上游端。本方式最好是能維持一密閉的系統,且抽出的地下水應全部回注(無法完全回注者應予處理後排放),以期主要的生物分解反應得以在污染區的現地進行,含抽出注入的循環系統之現地生物處理系統。第二種方式是無抽出的現地生物處理系統,以無污染潔淨之水,再外加電子供給者、電子接受者或營養鹽之後,採注入或入渗的方式加諸於污染區或污染區上游,以促進現地的生物分解作用。另亦可採直接注入的方式將電子供給者或電子接受者如空氣、過氧化氫及甲烷等直接加諸於污染區或其上游區。

圖 5-21 為現地地下水生物復育系統中,使用注入井方式的概要式系統的 簡圖。這類型的生物復育系統所組成的結構與資訊如下所示: 抽出井的方位、佈置及建造的細節;注入井或滲透溝渠的方位、佈置及建造的細節;去除塞住注入井或滲透溝渠的生物團及顆粒物質之過濾系統;抽出地下水處理系統(例如:生物處理、化學氧化及活性碳吸附等)和設置的方法或處理過之地下水再使用(例如:表面排水、排放到污水管線或再回注);營養鹽溶液的配置系統及保存;微生物的添加系統(假設系統中有必須添加時);電子接受者系統(例如:空氣、氧氣或過氧化氫);監測井之方位、佈置與建造的細節;以及系統控制與警報系統。

抽出井一般必須達到水力控制,以確保污染團不會擴散到下游乾淨的區域,並促使污染物流向抽取的反應器。抽出井的配置是非常重要的,特別是必須使用注入井或滲透溝渠來注入營養鹽的系統中。這額外添加的水源,將會導致自然地下水流的變化,進而使污染團移動向未知的方向或改變移動的速率。假若沒有適當的水力控制,將會使污染情形更加惡化且複雜,甚至朝下游擴散。

假若地下水中含有足夠供給微生物需求之營養鹽(例:氮或磷等)時,此 時並不是所有的場址都需要使用營養鹽注入系統。

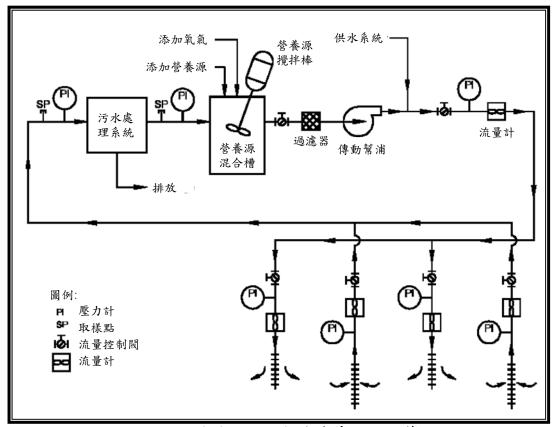


圖 5-21 現地地下水生物復育系統設計簡圖

抽出井、注入井(或滲透溝渠)和監測井的位置,大部分取決於場址本身特殊的條件及污染的狀況而定。不同設置的方式將會產生不同的功能及結果,其介紹如下:

抽出井的設置,必須以能有足夠之水力控制為目的,其範圍必須能涵蓋 到污染源外緣的範圍為最適當。

注入井(或滲透溝渠)的設置,必須能提供電子接受者的散佈及確定營養鹽能貫穿整個場址的位置,以達到復育目的。因注入井的設置或液體之注入會導致地下水位線之變化,故於注入井設置前,必須有周全之考慮。過度的提高水位線,將會導致污染物的擴散及遷移,這現象可與抽出井的水力控制相互搭配,達到平衡目的。

監測井必須設置在污染團之外的部分區域,主要來追蹤污染團的復育過程及抽出井是否有達到水力控制的要求,確認污染團有無產生擴散或遷移的變化。抽出井、注入井及監測井可能設置之位置圖如圖 5-22。

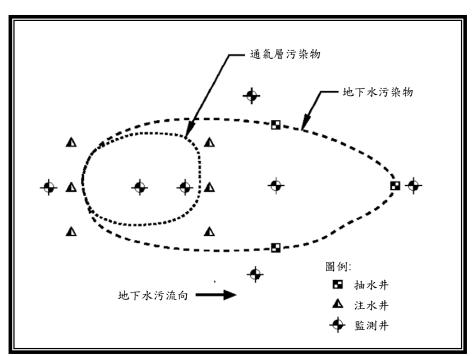


圖 5-22 抽出井、注入井及監測井可能的設置位置圖

抽出井與注入井的影響範圍及所設計的區域,將會決定所需設置井之數量。部分抽出井的影響範圍可能會重疊,以達到適當的水力控制。

此外,對於一個場址而言,選擇一個適當的電子接受者,取決於先前的復育研究。對於被石油碳氫化合物污染而進行復育之場址,最被廣泛使用的電子接受者為氧氣,因為能增加好氧生物復育之過程。氧氣的釋放,可藉由

注入富含氧氣或空氣的水,或直接將氧氣或空氣打入地下水中,來增加氧氣。在大氣之空氣中(約含 20%的氧),水中之含氧量大約在 8~10 mg/L。若將氧氣直接打入水中,則可增加水中的飽和溶氧,其濃度可接近 40 mg/L。

在地下水中,較高的溶氧濃度可能會產生過氧化氫。過氧化氫在 500~1,000 mg/L 濃度下,將會產生毒害微生物的情形,因此,在使用前必須非常小心謹慎。相較之下,過氧化氫所產生的降解是較快速的,且在含水層中具有不易擴散的特性,因此雖然過氧化氫價格較高,但所需的花費應可控制在允許範圍之內。電子接受者的添加系統包括下列幾項:

注入富含氧氣或空氣的水,包括注入空氣或純粹供給氧氣至水中等,再 將水注入地下水層中。注入井之灌入系統,包括直接注入空氣或注入氧氣進 入地下水層。過氧化氫系統,包括過氧化氫的供給、儲存及計量幫浦系統。

# 5.4.3 監測式自然衰減[141~162]

#### 一、技術介紹

監測式自然衰減法(Monitored natural attenuation, MNA)是一種被歐美國家所認可的整治技術之一。自然衰減程序為環境中自然發生的一種過程,此過程可減少環境污染物之重量、毒性、移動性、體積或濃度。其機制包括有延散(Dispersion)、稀釋(Dilution)、吸附(Sorption)、揮發(Volatilization)、化學與生化穩定化及生物降解法(Biodegradation)等,經由其中一種或多種機制作用,可有效減低污染物濃度,以達到降低污染物對環境及人類健康危害的目的<sup>[153]</sup>。因此,自然衰減處理是指利用土壤及地下水中之生物、物理及化學等機制將污染物去除,並於整治期間需持續監測場址環境和污染濃度之變化<sup>[156,158,153]</sup>。

由於自然衰減程序是在沒有人為的干預下發生,因此自然衰減法是一種被動式之整治方法。自然衰減在任何污染場址都會發生,只是發生程度的不同。自然衰減的程度將因污染物的種類、污染場址土壤或地下水的物理、化學及生物特性等的影響而有所不同。而自然衰減也並非是一個不行動(no action)之整治方法,在大多數的案例中,自然衰減常被用來彌補傳統整治技術之不足,當污染來源移除後,便以自然生物處理來完成清除工作。

## 二、作用及機制

一旦含氯碳氫化合物洩漏進入環境, NAPL 可能會經由揮發或溶解等方式進入土壤氣體或水溶相中。可溶解進入水溶相的組成物,如苯、

甲苯、乙苯、BTEX 及 MTBE 等,可能會隨著地下水流進行傳輸作用並同時進行自然衰減機制程序,包括物理現象、化學反應及生物程序 [151,147,154]。圖 5-23 為自然衰減機制之示意圖,表 5-15 為自然衰減機制之比較。

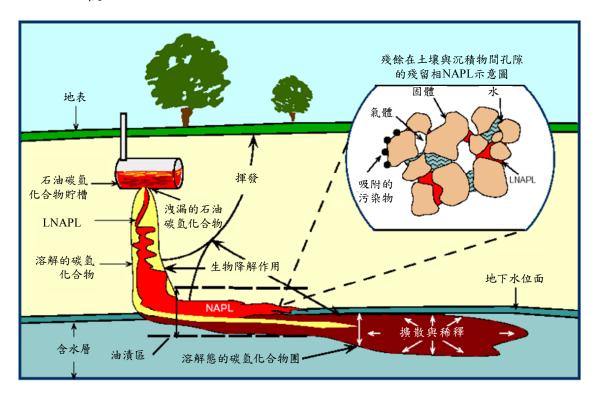


圖 5-23 自然衰減機制之示意圖[150]

表 5-15 自然衰減機制之比較[152]

機制		描述	對 BTEX 衰減的可能性		
物理	延散作用	機械混合及分子擴散程序, 造成濃度之降低。	降低濃度,沒有質量損失。		
	吸附作用	污染物存在於水溶相及土壤 混合物之間。吸附作用被土 壤有機碳含量、土壤結晶及 顆粒大小所控制。	吸附作用造成污染團的移動遲滯,但當發生去吸附並不會從土壤及地下水中移除 BTEX。沒有質量損失。		
	揮發作用	經由揮發作用將污染物從地 下水中移至大氣中。	造成小部分的衰減,除非在 水位很淺或高度波動。沒有 質量損失。		
生物	好氧呼吸作用	微生物利用溶氧當作電子接受者,將污染物轉換成 CO <sub>2</sub> 、水及生物質量。	假如存在足夠的溶氧,這會 是最重要的機制。		
	厭氧呼吸作用	微生物利用不同的電子接受 者降解污染物。	雖然衰減速率比好氧性生物降解作用慢,還是最主要的生物降解作用。		

#### (一) 物理機制

物理性自然衰減程序,包括有延散、吸附、揮發、入滲及補注等。其中延散、吸附及揮發等作用較為廣泛的被討論。而入滲及補注等現象,雖然可以經由稀釋及物質轉換,造成未飽和及飽和區之自然衰減,但是較不被廣泛的討論。這些物理作用是非破壞性的衰減機制,只會造成污染物濃度下降,但無法減少污染物總質量。

#### 1. 延散

污染物在傳輸的過程中會受到含水層延散作用之影響,而延散作用可以說是稀釋的結果。污染物在傳輸的路徑上會與原來的地下水產生混合,達到稀釋的效果,也就是受污染的地下水與周圍未受污染的地下水相互混合的程序。此程序亦可提供電子接受者進入污染地區。

而機械延散(Mechanical dispersion),是因為地下水流現象的混合及地下水流的曲折性(Tortuosity)造成污染物的擴散現象。另一種不考慮地下水流現象而直接經由污染物濃度梯度的不同所造成污染物的現象,則稱為分子擴散(Molecular diffusion)。機械延散作用與分子擴散作用兩者合稱為水動力延散(Hydrodynamic dispersion)。

一般而言,延散作用主要是由個別孔隙流管中流徑之長短及速率大小之差異所造成,延散度(Dispersivity)則為形容孔隙介質延散特性的正比係數。現場含水層測試所得的延散度可由 1~100 公尺,而實驗室所測的延散度卻只有數公分。在低流速的情況下,延散現象幾乎是分子擴散作用的單獨影響;而在高流速的情況下,機械延散作用是最主要的影響因素。延散係數與地下水流速的關係,如圖 5-24 所示。

根據國外經驗得知,由實驗室或規模小的示蹤試驗(Tracer test) 所求得之數值,通常遠小於現地所測得之延散係數值(有百倍以上的差別),主要是因為地下水層中的水力傳導係數非常複雜所致。 由現場實驗發現,污染物傳輸距離愈遠,其延散現象愈明顯;且 傳輸速度愈快,其延散的效果也愈顯著<sup>[160,161]</sup>。

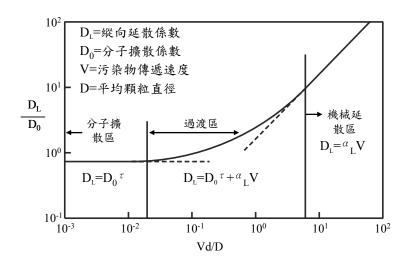


圖 5-24 延散係數與污染物流速之關係[160,161]

#### 2. 吸附

吸附作用是一個非破壞性之程序,有機污染物及金屬會吸附在含水層物質上。藉由影響污染物的移動及溶解濃度,吸附可能影響自然衰減,依序影響其他傳輸及轉換反應(如揮發及生物降解)的速率。當污染物傳輸速度比非反應性污染物的速度慢,這種現象稱為遲滯效應(Retardation)。其遲滯後速度要依污染物從液相中減少的速度而定。遲滯效果可以量化並用遲滯係數(Retardation factor, R)來表示,其物理意義為水分子的平均流速與污染物的平均傳輸速度的比。

遲滯係數 R 可由下式來表示:

$$R = 1 + \frac{1}{n} (\rho_d \cdot K_d)$$
 (5.10)

其中,  $\rho_d$  為土壤介質的總密度(Bulk density)、 $K_d$  為分配係數 (Partitioning coefficient)及n 為孔係率(Porosity), $K_d$  值可表示為:

$$K_d = f_{oc} \cdot K_{oc} \tag{5.11}$$

其中, $f_{oc}$ 為土壤中有機碳含量, $K_{oc}$ 為有機碳分配係數 (Organic carbon partitioning coefficient)。

每一種污染物的平均傳輸速度可能不相同,遲滯係數愈大傳輸速度愈慢,不受遲滯作用的污染物其遲滯係數最小即等於1。在固

定污染源下游的觀測井,於不同時間內常可發現不同的污染物, 而離污染源愈近的觀測井,所出現的污染物種類也愈多,如圖 5-25 所示。遲滯係數可由管柱實驗(Column test)或批次平衡吸附實驗 (Batch equilibrium adsorption test)之實驗結果得知<sup>[145]</sup>。

一般較低的 R 值表示地下水中有機污染物之吸附作用受限於含水層材料之低有機碳含量。當然在有機質愈高之土壤(如泥煤岩或有機表土)中,吸附作用愈重要,並且吸附有機污染物進入無機的表面亦可能會發生。

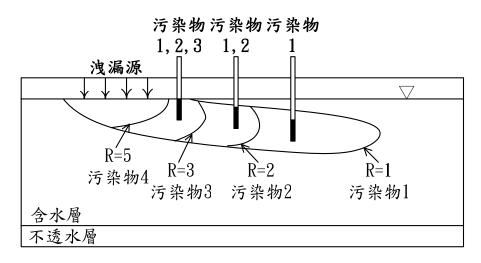


圖 5-25 觀測井的位置與被偵測到之污染物[160,161]

#### 3. 揮發

揮發作用是將土壤及地下水中之污染物移至大氣中。而亨利常數愈大表示愈傾向揮發。因為相對低的亨利常數及在邊緣的質量轉換限制,所以 BTEX 的揮發作用會受到限制<sup>[147]</sup>。在下列情況中,揮發作用是造成質量損失的主要因素之一:

- a. 水位很淺或水面有劇烈之波動[146]。
- b. 地下水水温高,使得污染物亨利常數上升。
- c. 生物降解速度相當緩慢。

## (二) 化學機制

影響污染物形態之化學作用,常見的有水解作用及氧化還原作 用。

#### 1. 水解作用

水解作用為溶解物質與水分子間的直接反應。而水解作用之反應速率會受到  $H^+$ 和  $OH^-$ 的催化作用,所以反應速率會依 pH 值不同而發生變化。

#### 2. 氧化還原作用

氧化還原之狀態常會改變污染物存在的形態,而間接影響氧化還原狀態的因子是水中的溶氧濃度。地下水由於無法直接與大氣接觸,水中溶氧不容易獲得補充,故常呈現不佳的氧化狀態或還原狀態。

## (三) 生物機制

生物降解作用是主要的破壞性衰減機制,因此在自然衰減中微生物反應是一個很重要的關鍵<sup>[148]</sup>。它是一種生化反應,是以兩種不同之方式發生作用,一個是氧化有機污染物當作最初的生長基質,另一個是共代謝作用(Cometabolism)。使用有機污染物當作最初的生長基質是污染物降解的主要機制,發生在微生物從電子提供者(Electron donor)及電子接受者(Electron acceptor)之間的電子轉換中獲得能量的時候。而共代謝作用在自然發生的狀況下較不重要<sup>[141,150,143]</sup>。

有機污染物在生物降解中作為電子提供者或電子接受者,通常 與地下水之地質、化學性質及微生物的種類有關。假如在適合之氧 化還原狀況下,生物降解作用是會發生的,但是降解速率之快慢與 反應速率有關。由場址數據進行評估,可以得知是否有發生生物降 解作用,這些證據包括有電子接受者的消耗,代謝產物之生成及最 初的氧化還原狀況是否適合生物降解反應等。

好氧性的生物降解作用是地表下(Subsurface)的微生物利用溶氧當作電子接受者。厭氧性的程序是使用不同的生物降解機制,利用硝酸鹽、三價鐵、硫酸鹽及二氧化碳當作最終電子接受者。厭氧性的生物降解作用主要發生在污染團內部。

溶氧濃度會因污染團的存在而減少,這是一個強而有力的證據,證明現地的微生物會經由好氧呼吸作用降解含氣碳氫化合物。 一般而言,受到污染的地下水溶氧濃度會比背景值低。事實上,在 含氯碳氫化合物進入地下水後,微生物呼吸作用增加,溶氧濃度會 快速下降,因此造成污染團中心呈現厭氧之狀態。在缺氧、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[142]。

根據微生物之競爭及環境狀況,決定厭氧性生物降解作用是最主要的機制。在一般典型的地下水缺乏溶氧,所以脫硝反應會先發生,接著進行鐵還原作用、硫酸鹽還原作用及甲烷化作用。其電子接受者於水面下的分佈情形,如圖 5-26 所示。

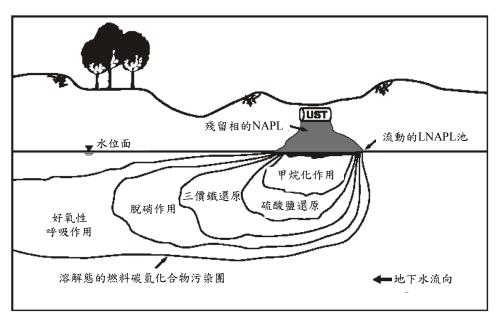


圖 5-26 電子接受者於水面下的分佈情形[152]

# 1. 好氧性之生物降解作用(Aerobic biodegradation)

當地下水受到污染時,現地微生物會利用溶氧當作電子接受者,進行好氧性之生物降解作用,來移除污染物。溶氧是最先被微生物利用之電子接受者,這是因為微生物在經過好氧呼吸作用,可獲得最大的能量,用來進行細胞的合成。而好氧性之生物降解作用常發生在污染團邊緣及水面附近。

#### 2. 脫硝作用(Denitrification)

當溶氧消耗到一個限度且硝酸鹽存在時,硝酸鹽被當作電子接受者。而硝酸鹽、亞硝酸鹽、氨鹽及氮,在自然微生物降解中扮演一重要的角色。當氧化狀態的氮被微生物利用後,產生還原型態的氮,而促成生物降解。此外,硝酸鹽在微生物之新陳代謝過程中,可被當作氮源吸收而還原成氨,更進一步被還原成氮氣,再次被微生物利用,而促進微生物的生長與繁殖。

以硝酸鹽作為生物降解過程中所需之最終電子接受者,與溶氧相比,除了硝酸鹽的傳輸效果比溶氧好之外,硝酸鹽還具有高溶

解度(約 660 mg/L)及可作為微生物生長時所需的氮源,所以在脫硝狀態下所進行的生物降解作用中,硝酸鹽可獲得的能量是厭氧性電子接受者中最多。

#### 3. 鐵還原作用(Iron reduction)

大多數的三價鐵是以固態之形式存在於含水層中。當地下水受到污染時,微生物會進行代謝作用,將固態之三價鐵轉化為溶解態之二價鐵,因此污染愈嚴重的地區,二價鐵濃度也愈高。通常在次表面中含有豐富的三價鐵離子,因此鐵還原作用在生物降解中扮演一個重要的角色[144]。

## 4. 硫酸鹽還原作用(Sulfate reduction)

受污染的地下水中,硫酸鹽還原時常發生,其最終產物多為硫化氫氣體,而該產物經常與金屬離子作用而形成硫化物沉澱,因此硫化氫在地下水中的濃度不高。

## 5. 甲烷化作用(Methanogenesis)

二氧化碳為生物代謝作用和發酵過程的產物,它在厭氧環境下可經由生物作用還原成甲烷氣,二氧化碳及甲烷濃度則可由水中測得。甲烷化作用為一種重要的生物反應過程,BTEX 於甲烷化之條件下可被生物分解<sup>[155]</sup>。甲烷為二氧化碳還原後的產物,且它在有溶氧之狀態下,可被嗜甲烷之微生物當作碳源而吸收。

#### 三、優缺點

美國環保署(U.S. EPA)不認為自然衰減法是一個可以根據推定 (Presumptive)或不履行(Default)之整治方法,而它只是眾多土壤及地下水污染整治方法之中的一種選擇罷了,與其他整治方法一樣會有優缺點及使用限制<sup>[152]</sup>。

#### (一) MNA 之優點

- 1. 整體之花費較低廉。
- 2. 地表擾動之機率降低。
- 3. 使用於建築物下或其他土地時,不需要挖掘。
- 4. 現地處理時,廢棄物之產生較少。
- 5. 降低於場外處理時,污染物介質間傳遞之可能性。
- 6. 降低人類暴露在污染介質中之風險。
- 7. 現地自然生物降解作用可促使污染物之完全破壞。

8. 可與其他整治方法並用或作為其他整治方法的後續處理。

# (二) MNA 之缺點<sup>[149]</sup>

- 1. 與主動的整治方法相比,需要較長的時間才能達到整治目標。
- 2. 需詳細的場址特性調查(所需的費用高)。
- 3. 轉換的產物毒性可能超過原先的污染物。
- 4. 需要長時間監測。
- 5. 必須要有公共團體的監督,以確保長期的管理防護。
- 6. 污染物發生持續移動及污染物於介質間傳遞的潛勢。

## (三) MNA 之使用限制

MNA 不適用之時機,為下列各項的情況.[163,152]:

- 1. 土壤中的 TPH 濃度高於 20,000~25,000 mg/kg。
- 2. 污染物會影響到環境受體(無論機率多大)。
- 3. 中間產物可能具有流動性及毒性。
- 4. 場址具有急迫性之風險。
- 5. 污染物的降解可能發生在控制範圍外。
- 6. 民眾不易接受。

#### 四、工程設施

整治行動方案(Corrective Action Plan, CAP)可用來協助評估 MNA 是否可作為受污染之土壤及地下水的整治選項之一,而一個完整之 CAP 包括有下面幾個部份:

- (一) 適當的污染源控制文件。
- (二) 詳細及廣泛的場址特性資料(或詳細的概念場址模式)。
- (三) 評估出所需的整治時程。
- (四) 長期完整的監測計畫。
- (五) 緊急計畫。

評估之流程包含以下四個步驟,它不但可以當作評估 CAP 完整性 之工具,也可使焦點集中在需要加強的地方。

(一) MNA 可適用性之最初篩選(Initial screening of MNA applicability)

在第一階段的篩選程序中,決定場址狀態是否允許 MNA 作為整治方式的選項之一。舉例說明,假如污染物質量太大以致於地下水受到衝擊及採樣分析結果顯示 LNAPL 存在或污染團沒有收縮的

現象及會影響到附近受體時,就不能使用 MNA 作為整治方法選項 之一。

雖然受污染土壤與受污染地下水之篩選標準有所不同(因受到衝擊的介質性質不同),但實際上仍相當相似。此篩選標準著重在兩方面,其中為污染物的存留時間及受體可能的衝擊。污染物的存留時間不只會影響到整治的時程,還會影響到地下水之污染程度及污染團之移動性。而受體所受到的衝擊是與污染物的直接接觸(如剩餘土壤污染物或 LNAPL)、攝入溶解態污染物或吸入氣態污染物。最初篩選之目的是決定污染團可於環境中存留多久,無論這段期間是否會影響到受體。下面的部分將引導如何利用這標準進行評估受污染之土壤及地下水。而最初篩選評估程序之流程圖,如圖5-27 所示。假如結果顯示 MNA 可能不是有效的整治方式,則可以使用其他主動式的整治方法(如挖掘法或抽出處理法)。

(二) 審慎評估 MNA 是否為有效之整治方法(Detail evaluation of MNA effectiveness)

在完成最初篩選並確定 MNA 可能為一有效的整治方法後,需 更詳細的評估以決定 MNA 是否可以有效地整治受污染之土壤及地 下水。為了完成這個評估程序,需要重新探討監測數據、含氯碳氫 化合物的物理化學參數及場址狀態。然後由場址狀況及石油碳氫化 合物性質決定 MNA 是否有效降低污染物濃度之能力。而詳細評估 MNA 有效性之程序流程圖,如圖 5-28 所示。

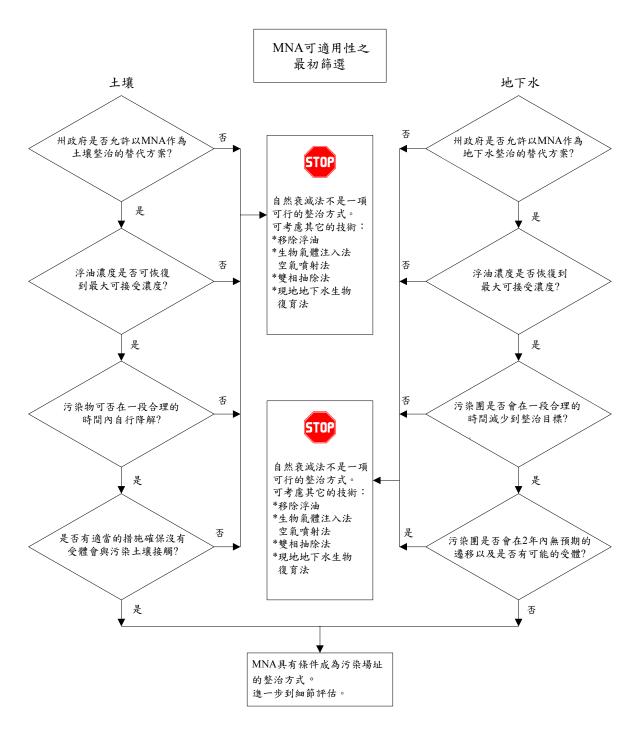


圖 5-27 MNA 可適用性之最初篩選流程圖<sup>[152]</sup>

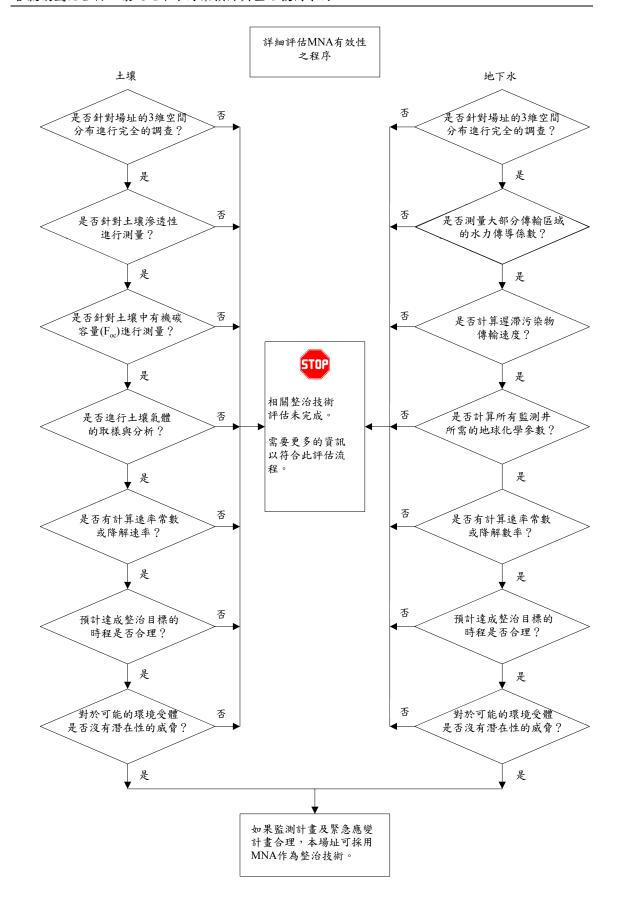


圖 5-28 詳細評估 MNA 有效性之程序流程圖<sup>[152]</sup>

# (三) 長期成效評估監測(Long-term performance monitoring, LTPM)

一旦確定 MNA 為一有效的整治方式,必須擬定適當長期完整的監測清單。完整監測之目的是為了證實污染程度有下降,以及污染物沒有擴散(也就是污染團沒有移動,但是有小程度的收縮)。由於需要較長的整治時程、污染團向下游移動的可能性或其他不確定的因素,因此對 MNA 而言完整的監測是相當重要的。

LTPM 需要有監測井的設置及採樣分析計畫。LTPM 計畫可以用來監測污染團隨時間的移動及決定自然衰減發生的速率是否足以保護可能的受體。LTPM 計畫應該依據經場址特性描述後的數據收集、溶解物的宿命、轉換的模擬分析及暴露路徑的結果分析等因素進行擬定。就每個場址而言,LTPM 方案的發展應該詳細說明監測井的位置及深度、採樣的頻率、型式及量測等,才能夠評估自然衰減的完成度以達到預期整治的目標。

美國環保署的最終政策指令建議所有監測方案應掌握下列幾點重點:

- 1. 根據預期的情況,證明自然衰減會發生。
- 2. 偵測水位、地化、微生物的變化及其他會減小自然衰減效率的項目變化。
- 3. 確認任何可能有毒的或其他的轉換產物。
- 4. 證實地下水團不會擴散,無論是下游、橫向或垂直向。
- 5. 證實沒有不能接受衝擊的下游受體。
- 6. 查證新的洩漏源是否會影響自然衰減整治的有效性。
- 7. 證明公共團體(如州政府、聯邦政府等)控制的效果,以保護可能 的受體。
- 8. 證實可達到整治目標。

LTPM 應該持續至達到自然衰減目標,如有必要的話,應該持續更久的時間,確定場址不會引起人類健康或環境問題,通常公共團體(如州政府、聯邦政府等)的諮詢或協商建立於完整的監測需求上。

長期監測的發展工作,包括:(1)設立監測井,評估污染團隨時間的移動情形及(2)證實自然衰減足以保護下游受體的健康及環境。監測井的設計應該依據場址調查資料、地下水模式資料及現在與未來的暴露途徑的分析資料。在設置監測井也應該將地球化學及

水文地質的資料納入考慮。地球化學的參數包括溶氧、pH 值、氧 化還原電位、硫酸鹽、硝酸鹽、甲烷及二價鐵離子等,並且結合污 染物資料,對某場址進行自然衰減的評估。水文地質資料包括地下 水渗透速率,決定採樣的頻率。而長期監測計畫之程序流程圖,如 圖 5-29 所示。依監測井的分佈位置可分為污染源上游之監測井 (Up-gradient wells)、污染團邊緣之監測井(Side-gradient wells)、污染 團範圍內之監測井(Impacted source wells)及污染源下游之監測井 (Down-gradient wells)等四種型式,如圖 5-30 所示。污染源上游之 監測井、污染團範圍內之監測井及污染源下游之監測井(位在剛通 過污染團的地區)是用來做量測的。污染團邊緣之監測井及污染源 下游之監測井(位在更下游的地區)用來做污染源監督監測 (Compliance monitioring),確定污染團不會超過預定的範圍。而污 染源上游之監測井位在地下水未受到污染的地區,污染團邊緣之監 測井位在地下水受到污染的地區,污染團範圍內之監測井沿著污染 團周圍設立及污染源下游之監測井位,在剛通過污染源及更下游 處,在某些場址中,多層式的監測井是必要的,可以正確地評估含 水層中污染團的範圍及變化。

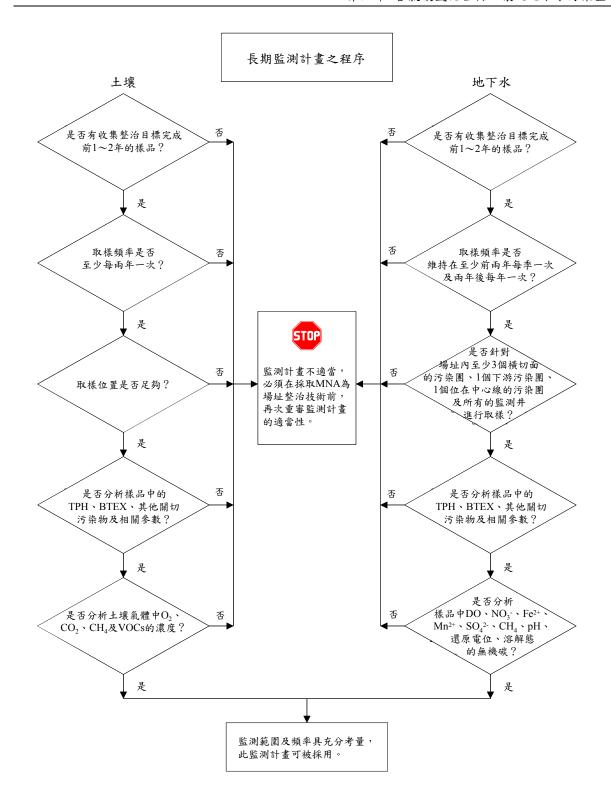


圖 5-29 長期監測計畫之程序流程圖[152]

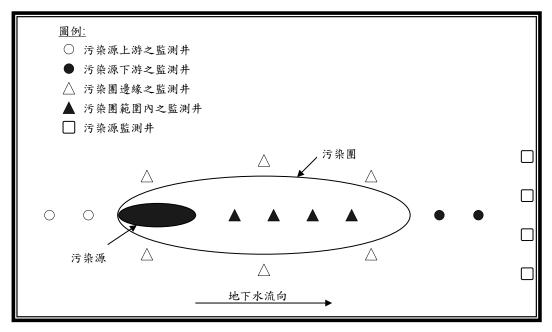


圖 5-30 監測井之分佈圖[149]

而最終監測計畫之考慮因子包括:含水層之地質概況及地層特徵、污染物種類、對受體的影響距離、地下水流速,以及自然衰減的影響等,其中以對受體的影響距離及地下水滲流速度最為重要,因為這兩個因子會影響監測井設置位置及採樣的頻率。

LTPM 計畫包括採樣及分析兩部份,採樣頻率關係於數據的有效與否,有效的數據能預測污染團的移動,也可以提供污染物隨時間之濃度變化,在同一場址,地下水流及水位的季節變化,需要更密集的採樣才能得知。

自然衰減場址的樣品分析計畫主要是依據污染物種類的不同 而不同,含氯溶劑樣品需要分析較多不同地球化學參數,與燃料碳 氫化合物相比較,這是因為在不同污染物間有不同生物降解機制或 不同的取代途徑。如果發現重金屬污染,吸附作用似乎是主要的去 除路徑。

自然衰減中燃料碳氫化合物的降解作用需根據下列的資料:

- · 在污染源下游的監測井中沒有污染物的縱跡。
- ·在污染團範圍的監測井中失去電子接受者,像溶氧、硝酸鹽、及 硫酸鹽。
- ·在污染團範圍的監測井及污染源下游的監測井中出現生物降解的 產物,如二價鐵離子、硫化氫、二氧化碳及甲烷。

自然衰減中含氣的溶劑之降解作用需根據下列的資料:

- ·在污染源下游的監測井中有污染物的還原作用現象。
- ·在污染源下游的監測井中會耗盡電子提供者及接受者,並且會有 代謝產物的累積。
- · 增加微生物的資料來支持生物降解作用。

如果發現重金屬污染,被氫氧化鐵、碳酸鹽礦物及有機物吸收 以及形成不溶的硫化物沉澱,這兩者似乎是主要衰減程序。

在燃料碳氫化合物及含氯溶劑的生物降解過程中,採樣分析的地球化學參數包括:揮發性有機物、總有機碳、溶解性有機碳、二氧化碳、甲烷、揮發性脂肪酸、多核芳香族碳氫化合物(Polynuclear aromatic hydrocarbons)、二氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯、溶氧、硝酸鹽、硫酸鹽、二價鐵離子、氯化物、氫氣、鹼度、樣化還原電位、導電度、pH 值、溫度、濁度、其他需要產物及相關污染來源參數。如果發現重金屬污染,適當的金屬產物應該被分析。

地球化學參數最終選擇應該會同適當的政府機構決定參數之種類,也可根據先前污染物資料的可用性、場址複雜性及現存污染物的種類作決定。表 5-16 表示 LTPM 所需之地球化學參數分析點及其目的,表 5-17 列出自然衰減法土壤及地下水之地質化學參數之種類及其意義。

# 表 5-16 LTPM 之地球化學參數分析點及其目的[149]

<b>欧洲井</b> 4 平	拉搓口丛	地球化學參數			
監測井位置	採樣目的	最初的採樣	後續的採樣		
污染源上游處	背景水質	污染物、產物及完整系列之 地球化學參數	相關之地球化學參數		
污染團邊緣處	背景水質	污染物、產物及完整系列之 地球化學參數	相關之地球化學參數		
污染團範圍內	污染源強度之變化	污染物、產物及完整系列之 地球化學參數	污染物、產物及完整系列之 地球化學參數		
污染團範圍內之 下游處	污染物或污染團行 為隨時間之變化	污染物、產物及完整系列之 地球化學參數	污染物及產物		
污染源下游處	偵測污染團之移動	污染物、產物及完整系列之 地球化學參數	污染物及產物		
污染源更下游處	偵測污染團之移動	污染物、產物及完整系列之 地球化學參數	污染物及產物		
污染源監督監測 井	污染源監督監測	污染物、產物及完整系列之 地球化學參數	污染物及產物		

# 表 5-17 土壤及地下水之地球化學參數之種類及其意義[149]

地球化學參數	介質			
地球化学多数	地下水	土壤		
溶氧	決定代謝路徑及生物活性	部份氧氣可利於決定於未飽和區		
谷毛	<b>决及代谢略位及生物估性</b>	之生物活性種類		
三價鐵離子		預測鐵還原作用		
揮發性有機物	決定地下水污染物之範圍	決定土壤污染物之範圍		
總有機碳	污染物移動及生物降解之指標性參數	污染物移動及生物降解之指標性		
(TOC)	7 示初秒到及至初年卅之相保任多数	參數		
二氧化碳		决定於未飽和區之生物活性		
硝酸鹽	缺氧呼吸作用之指標參數	在某些情況下有機物行氧化作用		
州政霊	以书 1 及 1 F / 1	之電子接受者		
二價鐵離子	厭氧降解作用之指標參數	電子提供者		
多環芳香烴	燃料組成	燃料組成		
氣鹽	含氯溶劑之還原產物	含氯溶劑之還原產物		
硫酸鹽	厭氧代謝呼吸作用之指標參數	在某些情況下有機物行氧化作用		
侧段置	<u> </u>	之電子接受者		
氧化還原電位	好氧或厭氧作用之指標參數	好氧或厭氧作用之指標參數		
鹼度	緩衝含量之指標參數	好氧或厭氧作用之指標參數		
甲烷	甲烷化作用	_		
pH 值	代謝程序會受到 pH 值的影響	代謝程序會受到 pH 值的影響		
溫度	低流速監測的穩定性	影響代謝之種類及降解速率		
導電度	水質參數	_		

採樣的頻率應該由監測井的位置及地下水的流速決定。採樣的 頻率應該在時間上能夠察覺污染團降解及移動的變化。至少採樣的 方案要足以決定衰減的速率及衰減速率和時間變化之關係。採樣方 案應該依據污染物之變化狀況予以修正。當自然衰減如預期進行及 採樣數據沒有明顯的變化時,採樣的頻率可降低。然而,當污染團 移動明顯的,採樣頻率也可以增加。

一般而言,場址的採樣及分析應該繼續,直到達到自然衰減的 目標為止。如果有需要應該持續較長的時間,以確保這個場址不會 造成人類的健康及環境問題。在符合自然衰減目標之後,監測會持 續二到三年之久,以確保污染濃度穩定以及保持在管制標準下。

#### (四) 緊急應變方案的擬定

緊急應變方案是一個備用方案,且應該是長期監測計畫中不可或缺的部份。當污染團比預期移動得遠或快時要實施緊急應變方案以保護可能的受體。一般而言,緊急應變計畫提供一些設計的整治方式。下列準則是建議何時該使用緊急應變方案:

- 1. 在一特別的位置,土壤或地下水中污染物濃度在整治期間有升高的傾向(非預料之中的事)。
- 2. 在污染源附近的監測井有濃度升高的情形,可能有新的洩漏源或 有再度洩漏的現象。
- 3. 在污染團範圍外的監測井中發現污染物。
- 4. 污染物濃度沒有如整治目標以有效的速率下降。
- 改變土壤或地下水的利用方式將會對自然衰減的整治效果有不好的影響。

目前美國許多政府單位、國防部、環保署及州環保局均以自然 衰減法作為整治污染場址的重要選擇之一。尤其在污染場址中,油 品之主要組成均可被生物分解去除,因此,以自然衰減法處理油污 染之土壤及地下水是最經濟可行的方式。

美國環保署、美國材料及試驗協會(American Society for Testing and Materials, ASTM)、空軍基地環境部門(Air Force Center for Environmental Excellence, AFCEE)及美國石油學會(American Petroleum Institute, API)等單位,針對自然衰減之評估流程及工作架構,發表代表性的報告及指引,以供自然衰減法整治污染場址工作之依循<sup>[159]</sup>。

# 5.5 土壤及地下水整治案例介紹

一、地下水抽出處理法

案例 1 美國加州前燧石(Firestone)工廠超級基金場址[166]

案例編號	2.2.1	場址地點	美國加州前燧石(Firestone)工廠超		
		<b>X</b> = -, ·	級基金場址		
污染物種	1,1-DCE、DNAPL、 PCE、1,1,-DCA、 1,1,1,-TCA、苯、 甲苯、二甲苯	污染介質	地下水		
污染緣起 及影響程 度	年進行封廠前檢驗時,系污染反應,地下水含揮系染物包括含氯有機溶劑。 PCE、1,1,-DCA、1,1,1,- 之1,1-DCE最大檢出濃原	發現廢棄物管 發性有機物, 及揮發性有機 ΓCA、苯、甲 度為 120μg/L			
整治目標	1,1-DCE (6μg/L)、DNAPL (3.2μg/L)、PCE (0.7μg/L)、1,1,-DCA (5μg/L)、1,1,1,-TCA、苯 (0.7μg/L)、甲苯 (20μg/L)、二甲苯 (70μg/L)。防止污染繼續擴散也是整治目標。				
整治技術及過程說明	決策記錄,採抽出處理方井,於 1987 年 7 月,在的移動,於 1989 年 10 月內的污染。整體系統的言常調量高的去除效果,整成效以 1,1-DCE 濃度為,以 1,1-DCE 濃度為,以 1,20μg/L,改變為 年至 1992 年,一共處理機物自地下水中被去除	式整外 場上 場上 場上 場上 場上 場 場 場 場 場 場 場 場 場 場 場 場	基金場址名單,於 1989 年 9 月簽署水污染。場址內、外原有 25 座抽水 5 座井於深含水層,以阻止地下水 5 座井於中含水層,以處理該區域電腦模擬進行。現場操作員必須經進流水含最大可能污染物濃度,以大約 7 年時間達成整治目標。整治果顯示,1,1-DCE 濃度由 1986 年的 .8μg/L,1995 年的 6μg/L。自 1986 扁地下水,約 225 公斤總揮發性有 5 顯示,地下水污染的移動於 1987 年 也下水污染擴散的現象,於 1987 年		
整治經費	本案例花費在抽出處理之	之費用共 12,8 ,270 美元。相	84,813 美元,含設備投資 4,133,543 日當於處理每 1,000 加侖地下水須花 花費 57,000 美元。		

# 案例2 地下水抽出處理法在Naval Air Station Brunswick, Eastern Plume Site 之應用 <sup>[164]</sup>

場址名稱	Naval Air Station Brunswick, Eastern Plume Site	場址 地點	New Maine	Brunswick,			
污染物種	含氯揮發性有機化合物:1,1-二氯乙烯、1,1-二氯乙烷、順-1,2-二氯乙烯、三氯乙烷、四氯乙烯、三氯乙烯	污染介質		也下水			
整治目標	1,1-DCE (7μg/L)、1,1-DCA (5μg/L)、1,2-DCA (5μg/L)、cis-1,2-DCE (70μg/L)、trans-1,2-DCE (70μg/L)、1,1,1-TCA (200μg/L)、1,1,2-TCA (3μg/L)、DNAPL (5μg/L)及 PCE (5μg/L)。污染團的水力遏制。放流水需符合汶萊行政區下水道的排放限制值,包括重金屬、有機物、pH 及濁度等,共 19 個項目。						
整治技術及成果							
整治經費	本案例總額約為4,246,319美元,每年之操作 平均去除每1磅污染物花費,自1996年9月的個月操作(自1999年5月)的6,200美元/磅,單好抽水井在熱點(hot spot)使系統的性能改造	内11,000 显位成本[	美元/磅,	減低至最近8			

#### 二、熱處理技術

#### (一) 整治概述

國內某廢棄工廠擬進行舊廠區的土地開發利用,於開挖原廠區部分土壤時,因有異味逸出,而遭民眾陳情。經主管機關採集土壤與地下水樣品檢測分析後,確認該廠區部分土壤遭受農藥污染(如表 5-18),因而必須進行土壤污染的污染改善工作。由於核定該場址的污染調查及整治方案時(89年3月),土污法剛公布(89年2月),相關標準與子法(例如:土壤污染監測基準、土壤污染管制標準等)仍未訂定,因此,縣環保局所成立的「整治推動專案小組」及「整治工作小組」(依據 86年11月環保署所定的地方環保機關處理特定土壤污染問題之行政指引及 89年5月環保署所定的土污法公布施行後過度時期執行要點成立)乃依場址污染調查的結果,並參考國內外相關規範,核備通過該污染場址土地所有權人所提出的「某廠土壤污染調查及整治方案規劃」,接著又由「整治工作小組」核定該污染場址土地所有權人所提出的「某廠土壤污染整治計畫書及土壤整治基準值」,並要求該污染場址土地所有權人即日起進場進行土壤污染改善。

經試運轉與全量運轉進行整治約1年多後,整治單位共處理約一萬餘立方公尺的污染土方。整治期間分別由整治單位與監督驗證單位採樣分析已完成污染改善且存放於土方暫存區之土方(監督驗證單位所採之土壤分樣送請國外分析),確認已經達到原核定整治基準值的分區土方(仍存放於土方暫存區),再行回填於原挖方區,所有待處理之土方均已完成處理,且經驗證單位採樣分析檢測符合原核定整治基準值,並回填於原挖方區之後,監督驗證單位乃依「土壤污染整治工程整治完成場址驗收作業程序」,於回填區進行土壤品質細部查核採樣(依網格法於已完成整治、初步驗證完成,已回填至原挖方區的「回填區」佈點採樣),並依89年5月公布之「土壤及地下水污染整治個案監督作業要點」之規定完成分樣。最終之檢測結果(包括分樣的檢測結果)均符合本個案所核定之土壤整治基準與環保署之「土壤污染管制標準」,而確認本土壤污染場址已整治完成。

表 5-19 說明本污染場址之整治基準值與土壤污染管制標準之 異同。由於「整治工作小組」於核定本污染個案的整治基準時,環 保署尚未公布「土壤污染管制標準」,因此,「整治工作小組」乃 參考國內外相關規範,要求本個案之土壤需改善至表 5-19 所列之「核定之整治基準」,另行要求若在整治工作未完成驗收之前環保署即已公布「土壤污染管制標準」,則本個案之驗收基準至少需符合環保署所公布之「土壤污染管制標準」,而若本個案初期所核定之整治基準屆時若比後來才公布的「土壤污染管制標準」之限值更為嚴格,則仍須以本個案所核定之整治基準為驗收標準;若相關污染物於本個案所核定之整治基準中有所限制,但屆時「土壤污染管制標準」中卻未定其限值,則仍須以本個案所核定之整治基準為驗收標準。換言之,本個案的污染改善目標比「土壤污染管制標準」之限值更為嚴格。

表 5-18 土壤有機污染物濃度

污染物#	分析結果	核定之整治基準	土壤污染管制標準
	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
酚類			
2-氯酚 ##	0.25~1.18	5*	
2,4-二氯酚##	0.34~1.02	5*	
含氯碳氫化合物			
1,3-二氯苯##	0.65~2.31	10**	100
1,4-二氯苯##	0.36~6.18	10*	
1,2-二氯苯##	0.2~4.36	10**	100
1,2,4-三氯苯##	0.35~6.02	10*	
五氯苯		10*	
六氯苯##	$0.28 \sim 0.77$	10**	500
殺蟲劑			
Total HCH	$0.73 \sim 74$	4 (total HCH)*	
安殺番	8.33	4**	60
p,p'-DDE	0.23~1.8	2	3 (DDT 及其
p,p'-DDD	0.2~31.4	3	衍生物) <sup>\$</sup>
p,p'-DDT	0.21~69.4	2	
普硫松	2.54	2*	
EPN	2.49~243	4*	

<sup>\*:</sup> 土壤污染管制標準中並未訂定限值

<sup>\*\*:</sup>本個案所核定之整治基準比土壤污染管制標準之限值更為嚴格

<sup>#:</sup>本污染場址所測出之污染物

<sup>\$:</sup>本個案所核定之整治基準比土壤污染管制標準之限值較為寬鬆,故採用較嚴格之土壤污染管制標準

<sup>---:</sup> 低於偵測極限

<sup>##:</sup> 土壤樣品的檢測值已低於整治基準

表 5-19 某污染場址之整治基準值與土壤污染管制標準之比較

污染物 核	5定之整治基準	土壤污染管制標準	本案之驗收基準
	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
酚類			
2- 氣酚	5*		5
2,4-二氯酚	5*		5
含氯碳氫化合物			
1,3-二氯苯	10**	100	10
1,4-二氯苯	10*		10
1,2-二氯苯	10**	100	10
1,2,4-三氯苯	10*		10
五氯苯	10*		10
六氯苯	10**	500	10
殺蟲劑			
Alpha-HCH			
Beta and Gamma-HC	H 4 (total HCH)*		4 (total
Delta-HCH			НСН)
安殺番	4**	60	4
p,p'-DDE	2	3 (DDT 及其	3 (DDT 及其
p,p'-DDD	3	衍生物)	衍生物) <sup>\$</sup>
p,p'-DDT	2		
普硫松	2*		2
EPN	4*		4

<sup>\*:</sup> 土壤污染管制標準中並未訂定此項限值

#### (二) 土壤污染整治方法研擬

污染物特性與整治方式的選擇:以本場址的特性而言,在整治技術選擇上須考量之因素包括:法規規定、民眾接受性、周圍環境的配合、整治時間與整治經費等。由於本場址有土地開發利用的時間壓力,因此,不宜考量整治時間較長的整治方式。本場址因與住宅區緊鄰,整治時需特別注重二次污染的防治(如異味、噪音、揚塵、交通等)。加上污染土方量頗大(粗估大於一萬立方公尺),運輸成本高,且離場處理易受排斥,因此,也不宜採離場處理方式(例如固化後離場掩埋或挖除掩埋),而以現址處理為宜。由於本污染場址的污染物以農藥及有機氯化物等為主,例如蟲必死 $(\alpha,\beta,\delta-HCH,C_6H_6Cl_6)$ 、靈丹 $(\gamma-HCH)$ 、滴滴涕 $(C_{14}H_9Cl_5)$ 、安殺番

<sup>\*\*:</sup>本個案所核定之整治基準比土壤污染管制標準之限值更為嚴格

<sup>#:</sup>本污染場址所測出之污染物

<sup>\$:</sup>本個案所核定之整治基準比土壤污染管制標準之限值較為寬鬆,故採用較嚴格之土壤污染管制標準

 $(C_0H_6Cl_6O_3S)$  · EPN (ethyl-p-nitrophenyl-thiono-benzene- phosphate,  $C_{14}H_9O_4NSP$ )等的水溶解度均極低(例如 $\alpha,\beta,\delta$ -HCH 分別為:1.63、 2.4、3.14 mg/L; DDT、DDD、DDE 分別為: 0.005、0.1、0.04 mg/L; 安殺番:1.6 mg/L),生物分解性也極差,揮發性亦低,因此,在整 治方式的選擇上首先排除現地生物處理與氣提處理;另外,本場址 的污染物因含有有機氯化物且與不同質地的土壤混合(磚塊卵礫石 含量高),若採用焚化處理恐因操作不當(焚化溫度、空污控制、混 合攪拌等),而使得焚化末端排氣中含有其他如有機氯化物等之二 次污染物,因而,乃再將焚化法排除。現地化學氧化法是一可能的 處理方式,但由於土壤含有少量有機質且極不均質,而有機氣農藥 相對較難以一般的氧化劑氧化處理,且吸附相的農藥恐與氧化劑反 應不完全,而影響處理成效,因而,乃再將化學氧化法排除。現址 的有機溶劑萃取法為可能的處理方式之一,但考慮土方量過高且廢 溶劑的處理成本過高(以當時的時空條件而言),故排除採取有機溶 劑萃取法。固化/穩定法亦為可能的處理方式,但因本污染場址的主 要污染物為農藥,且場址鄰近住宅區,若只是將農藥污染物以穩定 劑穩定後即再回填,而未將農藥污染物妥善破壞去除,恐不易說服 當地民眾,因而,又再將固化/穩定法予以排除。高溫熔融因考量污 染土方量過大且經費過高,國內的實務經驗有限,也不適合採用。

## (三) 整治方式

熱脫附/裂解處理:經過前述各種可能的處理方式的篩選與比較之後,本污染場址的土壤可能採取另一種熱處理方式:熱脫附/裂解處理。此種處理方式主要是在密閉反應槽中以不供應氧的方式,於高溫條件下促使有機污染物由土壤中脫附並加以裂解,破壞有機污染物的分子結構,而達到處理的目的。本處理法的限制是需採取批次操作、反應初期溫度較低時所脫附的污染物未被完全破壞而逸出、冷凝水仍含有污染物需再加以收集處理、土壤含水量高時須延長反應時間、黏土質含量高時須延長反應時間、對土壤的物化性質破壞過大等。其中廢氣與冷凝水所含的污染物均可以收集後,再以一般的廢氣或廢水處理方式處理後排放。批次操作與反應時間較長的問題則必須以增加反應機組的數量加以克服。採熱脫附/裂解處理法處理時污染物不只是熱脫附而已,本法以高溫促使污染物脫附,並在無氧條件下裂解已脫附之污染物,且藉由延長反應時間以促使未脫附之污染物於土壤吸附相中即被裂解破壞,對於土壤中的

揮發性、半揮發性與低揮發性與高吸附性污染物均具有處理成效。 土壤熱脫附/裂解處理法的處理成效主要依有機污染物的蒸氣壓與 反應的裂解溫度而定。為瞭解本整治個案的適當脫附裂解之適宜操 作溫度,故先行以模場進行試驗,模場試驗結果顯示加熱至 400°C 並持續維持 1 小時的高溫即可達到預期的處理成效。

完成模場試驗後,即進行熱脫附/裂解處理設施的設計與組 裝,為建立此套設備於全量運轉時的操作參數與控制因子,在設備 組裝測試完成後乃再進行一系列的實場規模試車與實場處理成效 評估。實場測試的溫度範圍為 300~740°C,達高溫後維持高溫定溫 1~3 小時,實場試車結果顯示較低的溫度(300~500℃)較長的定溫時 間(3 小時),不只處理成效較差,且因每一批次的處理時間較長, 較不符合經濟效益,因此,最後決定以升溫至 700℃ 的高溫維持 90 分鐘為操作條件。在此操作條件下,每一批次升溫時間需 45~60 分 鐘(視土壤含水量而定),冷卻與裝卸土方作業需30分鐘,大約每一 批次的完整作業時間約 3 小時(包括完整的裝填土方、升溫、持續 高溫、降溫與卸除土方之流程)。由於發電機的噪音會影響住宅區 等因素,故每一套熱脫附/裂解處理設備每日最多可操作 5 批次(晚 間 9 點後即不宜施工),每批次有 1.5 立方公尺的土方處理量,因此, 每一套熱脫附/裂解處理設備每日最多可處理 7.5 立方公尺的土方 量,經進一步的污染土方調查結果顯示需處理總土方量估計約 9,000 立方公尺。

整治作業的實際流程為:污染區域調查→待整治區域確認→現場整地(含廠房、土堆、水源與電源供應、圍籬設置等)→整治設施的廠房施工(含廠房建構、通風、照明、發電機組、水電管線等)→處理設備安裝(含電熱爐、進出料設備、冷凝系統、二次污染防治(制)設備、工安設備等)→操作講習訓練(含電熱爐、進出料、發電機、二次污染防治(制)、工安衛、緊急應變等)→現場處理作業(含電熱爐、進出料、升溫與降溫操作、發電機、二次污染防治(制)、工安衛、環境監測、已處理土方堆置混合、採樣驗證、異常氣候之應變、土方堆之揚塵控制等)→最終處理與回填(含已驗證完成之土方的回填、整地、廠區復原等)→監督單位的驗證(於已回填區與整治作業區再行採樣驗證)→完成整治(驗證結果確認)。

考量實場試車的實際操作結果、現場可供興建廠房(將熱脫附/ 裂解處理設備設置於廠房中)的土地面積、每一套熱脫附/裂解處理 設備進出土方所需空間、待處理土方與已處理待驗的土方儲存空間、與實際需處理的土方量等等實際操作因子之後,最後決定設置6套熱脫附/裂解處理設備併聯操作。在正常操作條件下每日大約可處理45立方公尺的土方量(大約60公噸)。

此熱脫附/裂解處理設備設置於處理廠房中,此廠房業依「事 業廢棄物貯存清除處理方法及設施標準 | 之規定,於 RC 地面上興 建廠房與處理設施,並設置防止地面水、雨水及地下水流入滲透之 設施,處理廠房並設置廢水與廢氣收集處理設施,防止二次污染的 發生。廠房主要區分為二區:土方待處理區與作業/已處理土方暫存 區。廠房中的土方待處理區為密閉的狀態,以防止揮發性與半揮發 性的污染物外逸,該區並設置抽風設備,將可能的外逸污染物抽至 活性碳吸附設備吸附後再行排放。作業區另行設置區域性的抽風設 備,將可能的外逸氣體抽至活性碳吸附設備吸附後再行排放。熱脫 附/裂解處理程序中包括反應前的升溫、反應中的高溫與反應後的降 温,在此程序中均可能有水氣的生成,未完全被裂解破壞的物質或 揮發性較高的污染物也極可能與水氣一起排出,而有二次污染的疑 慮,因此,熱脫附/裂解處理設備也設置冷凝系統,將廢氣先行冷凝 排至氣液分離槽,廢氣經冷凝後,氣體排至活性碳吸附設備吸附後 再行排放,而液體則收集處理後(高級氧化處理,以 O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>處理再 加活性碳吸附)再排放或回收供做冷卻用水。實際操作結果顯示每 一批次操作約會產生 120~150 公升的冷凝水(約佔處理土壤 1.5 公噸 重的8~10%,依土壤含水量而定),每日產生3.6~4.5 立方公尺的待 處理冷凝水。

本處理系統操作期間除檢測已處理土方的處理成效外,亦進行相關環境品質監測,主要監測空氣品質(如 TSP、PM<sub>10</sub>、VOC、SVOC等)、噪音與振動、地下水、活性碳吸附後的放流水與排氣、廢棄活性碳等,監測結果亦依規定呈報。

#### (四) 處理土方與處理成效

本污染場址實際進場處理的總土方量約 10,713 立方公尺,比原估計值 9,068 立方公尺增加約 18.1%。整治作業期間每日約可處理 45 立方公尺的土方(依土壤含水量、設備運轉狀況、二次污染防治(制)設備操作狀況、氣候條件等而不同),每 2~3 個工作天即將已完成處理的土方混合成一小堆,每堆約 75~135 立方公尺。整治單位並在每一已處理完成的小土堆中採樣,待監督驗證小組確認無誤

後即送請原核可之檢測機構檢測,以瞭解處理成效。監督驗證小組亦由整治單位所採集的每 10 組已處理土壤的土樣中,隨機指定 1 組土方做分樣,並將該分樣送國外檢測單位檢測(已事先指定核可的國外檢測單位)。本整治工作共處理 10,713 立方公尺的土方,整治單位共採集送驗 95 組土樣,監督驗證小組共隨機指定 10 組土方做分樣(分樣比例為 10%,高於監督作業要點至少需有 5%的分樣的規定,總數 10 組的分樣樣品數也高於監督作業要點所要求的每一階段至少有 5 個分樣樣品的規定)。整治單位若發覺整治成效不理想,則該土方會重新再處理 1 次,以符合原先所定的整治基準。

#### (五) 整治結果

整治作業期間整治單位共採集 95 個土樣送驗(約每 87~145 立方公尺的已處理土方隨機採 1 個土樣),檢測結果均符合原先所核定的整治基準值,整治期間監督小組共採集 10 組分樣土壤送驗(國外檢測單位),分樣檢測結果也均符合原先所核定的整治基準值,且其中有 6 次分樣的檢測結果各項測值均為 ND(各項測值均低於偵測極限)。已處理土方經驗證符合原先所核定的整治基準值後,此已完成整治的土方即依次回填於原挖方區,待填方與整地均完成後,監督小組配合主管機關再於回填區取 27 個土樣,於原作業區取 1 個土樣,共 28 個土樣送國外檢測,此 28 個樣品中,另外採 5 個分樣送環檢所檢測。最後的檢測結果均符合原先所核定的整治基準值,因此,應可認為本場址受污染土壤之整治作業已完成,已達到整治目標。

#### (六) 場址的整治經驗

本有機污染物(有機氣與有機磷污染物)污染場址在整治過程中所累積的主要整治經驗是:(1)資訊的公開與溝通(土地所有權人面對問題的負責態度,獲得主管機關與居民的認同);(2)整治範圍的確認(場址污染的細部調查階段增加土壤採樣點與土壤採樣深度,確認污染範圍,並且確認地下水並未受到污染);(3)整治方式的篩選(經由模場試驗獲得適當的操作參數與控制條件,採行有效的處理方式,且可縮短整治時程是關鍵);(4)整治成效的品管(提升反應溫度與標準作業流程是關鍵);(5)二次污染的防治(制)(冷凝水與廢氣的收集處理,廢棄物的清除處理);(6)監督與驗證單位的督導(監督單位於整治工程操作期間全程監督,整治單位與監督單位適當的溝通與配合是關鍵);(7)環境品質的監控;(8)污染者的正確認知與

負責的態度等。

# 三、滲透性反應牆[165]

案例場址為美國海岸巡防隊(U.S. Coast Guard, USCG), 位於北卡羅來州接近伊莉莎白城(圖 5-31), 該場址於 1991 年發現地下水受鉻酸鹽及 TCE 污染,污染濃度分別為 10 mg/L(圖 5-32)及 19,000 μg/L(圖 5-33), 因此於 1996 年選定透水性整治牆做為該場址之施作整治技術,其整治牆類型如圖 5-34 所示,屬於漏斗式集水處理系統,而反應物質採用零價鐵。受污染之地下水流經整治牆後,鉻酸鹽完全被去除,而 TCE、cDCE 及 VC 皆整治至低於偵測極限(圖 5-35)。

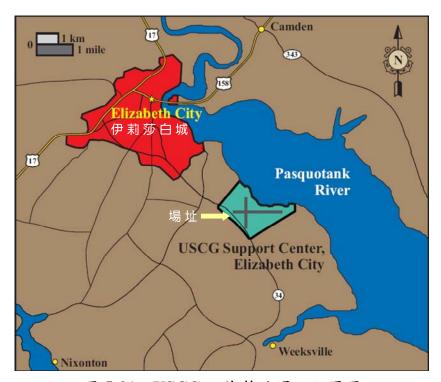


圖 5-31 USCG 污染整治場址位置圖

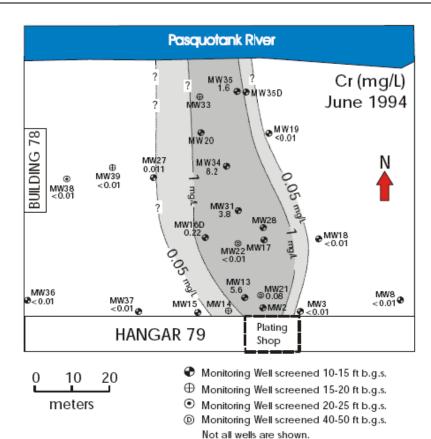


圖 5-32 污染場址內鉻酸鹽污染分佈情形

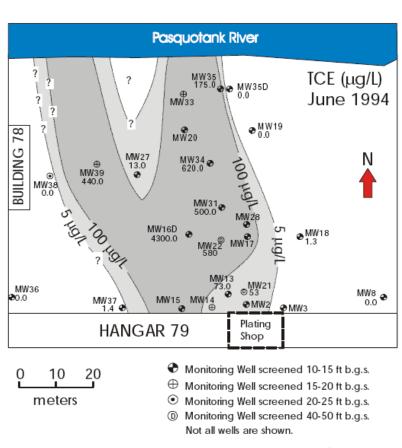


圖 5-33 污染場址內 TCE 污染分佈情形

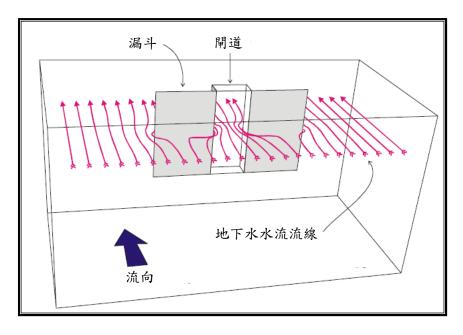


圖 5-34 漏斗式集水處理系統示意圖

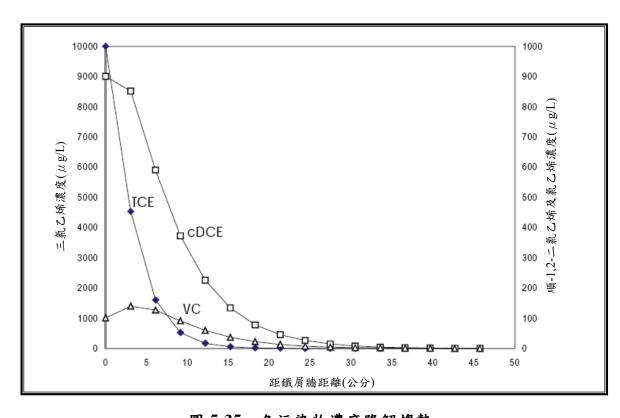


圖 5-35 各污染物濃度降解趨勢

#### 四、零價鐵還原

在1950年至1984年間, Caldwell Trucking site 附近環繞 Passaic River 约44,515 平方公尺(11 英畝)的地方, 遭挖一些池子來進行廢棄物之處理。這些工業廢棄物中,包含了重金屬鉛與 TCE。這個場址的平均導電度大約2.54x10<sup>-1</sup> cm/s, 主要的地下水深度在7.62 公尺處, 含水層為砂與碎礫石層組成, 下面有黏土層所形成的不透水層在深度48.77 公尺處。主要的地下水位線約在4.57~6.10 公尺, 有一玄武岩的破碎带於砂/礫石含水層下方30.48~38.10 公尺處。TCE的污染團向外擴散1,219 公尺。研究指出, 場址中自然衰減速率大約在3,000 kg/yr。

PRB 系統設置在砂層和玄武岩地帶。反應牆系統設置由地下 4.57 公尺起往下 15.24 公尺深,系統組成為 2 個 7.62 公分的牆,長度分別 為 45.72 公尺及 27.43 公尺,並使用 250 噸的零價鐵作為反應物質。

PRB 系統(包含井、監測井)總設置費為 112 萬美元—包括 67 萬美元於 27.43 公尺(評估井); 45 萬美元於 45.72 公尺(滲透性反應牆)。以上花費包括設計費、建造、建材及反應性物質。

由監測井及表面水體的採樣作揮發性物質及重金屬檢測發現,地下水中由於反應牆的設置,已經可以去除 95%的 TCE,由上游濃度 7,000  $\mu g/L$  降至下游小於  $400~\mu g/L$  以下。

#### 五、界面活性劑沖排及共溶劑沖排

表 5-20 整理過去 10 幾年來,國外以淋洗劑淋洗方法整治受 DNAPL 污染土壤與地下水之 10 個案例,歸類出測試面積與整治時間、污染物 種類及濃度、淋洗液種類、注入量與處理方式、處理效果及資料來源等 五大項進行案例探討與比較。

# 表 5-20 國外淋洗法整治案例彙整資料

編	場址名稱、	污染物	ייבי אור ווי	14、日本书四上15	<b>も四</b> リ甲	<b>かいも</b> 11
號	測試面積與時間	種類及濃度	淋洗液	注入量與處理方式	處理效果	資料來源
1	DuPont Site, 德州 (7.6×10.7 m) (1991~1993)	CCl <sub>4</sub> (CTET) (1,000 mg/L)	1%界面活性劑	12.5 倍孔隙體積 (PV);地下水抽出與 界面活性劑混合再 注入;移除276 L 的 CTET 地下水	CCl₄: 219 mg/L	Yin and Allen (1999) Fountain et al. (1998) (1995) (1993)
2	Quebec, 加拿大 (1,800 m³ 土壤) (1993~1994)	含氯碳氫化 合物 (200,000 mg/Kg)	界面活性劑	_	回收 37.6m <sup>3</sup> (50 天),回收 160,000 Kg (第二期)	Yin and Allen (1999) Ross et al. (1996)
3	Quebec, 加拿大 (4.3×4.3 m) (1995)	DNAPL (55,000 mg/Kg)	界面活性劑	水: 1.34 PV→ Polymer: 0.9 PV→ 界面活性劑: 0.9 PV→ 水: 1.6 PV; 最終注入菌種與營	回收 86%	Yin and Allen (1999) Martel and Gelinas (1996)
4	Traverse City, 密西根州 (1995)	PCE, TCE, BTEX	界面活性劑 (Dowfax 8390) (10 倍 CMC 值)	2,044 L 溶液; 單一 borehole 供 注入與抽出	比僅在水中 增加 40~90 倍的回收量	Yin and Allen (1999) Sabatini et al. (1997) Knox et al. (1997)
5	空軍基地(OU1), 猶他州 (1994~1995)	NAPL (DNAPL 佔 7%孔隙)	共溶劑(70%乙醇+12%正戊醇+28%水)	大約 10 倍孔隙體 積 (超過 15 天測試 期)	目標污染物:>90%去除;總NAPL: >75%去除	Yin and Allen (1999) Rao et al. (1997)
6	空軍基地(OU2), 猶他州 (poorly sorted sandy unit) (1996~1999)	DNAPL (主要成份 為 TCE) (4%) (超過 1,000 加侖存在 45 feet bgs)	8%界面活性劑 +4%異丙醇+ NaCl	大約 2.5 倍孔隙體 積	DNAPL 部 分去除率> 99%; GW 中濃度約剩 10 mg/L	Strbak (2000) Fountain et al. (1998) AATDF (1998) Brown et al. (1997) Jafvert (1996)
7	Alameda Point Naval Air Station Site, 加州 (sands and clayey sands; 水力傳導 係數 8.14~20.48 ft/day) (1999)(4 個月)	DNAPL (TCA, TCE) (VOC <sub>s</sub> : 71~40,970 mg/Kg; TCA: 36~32,000 mg/kg) (17 feet bgs)	界面活性劑 (實驗室分析最 佳混合條件: Dowfax (5 wt.%) + AMA (2 wt.%) + NaCl(3 wt.%) + CaCl <sub>2</sub> (1 wt.%))	模式模擬: 假設 10 倍孔隙體積,需 10 問於治期);建議 2 個注入井+2 個乾淨水注入井+4 個回收井+2 個多層之採樣井	目標值: 95% DNAPL 移 除; 界回 性劑 93%	Strbak (2000)

表 5-20 國外淋洗法整治案例彙整資料(續)

編號	場址名稱、 測試面積與時間	污染物 種類及濃度	淋洗液	注入量與處理方式	處理效果	資料來源
8	Site 88, MCB Camp Lejeune, 北卡羅萊納州 (20×30 feet) (1999)	PCE (4%) (74~88 加侖) (17~20feet bgs)	界面活性劑 (Alfoterra 145 4-PO sulfate <sup>TM</sup> ) 加強含水層的 整治(SEAR); 在美國第一個 進行界面活性 劑回收再注入	處理地下水;58 天界面活性劑淋洗 $\rightarrow$ 74 天水淋洗;使用後續之去, (Pervaporation)與再農縮設備(MEUF)分離, 線物與界面活性劑; 後 18 天進行界面活性劑的回收(MEUF)再達 剂(濃度由 $<$ 1 wt% 成 5 wt%,再注入濃度 >4 wt%)	共加95.8%大性下蒸(活下率回侖%(面濃全氣界性),無 )99.94%	NATO (2003) Battelle and Duke Engineering & Services (2001)
9	Bachman Road Residential Wells Remediation Project, Ann Arbor, 密西根州 (fine-medium grained sand, low organic content) (1997~1999)	TCE, PCE, 1,2-DCE (PCE:50 ppm) (11 與 24 feet bgs)	界面活性劑 (Tween 80)	注入與回收: 2 倍孔隙 體積(執行3個月)	Pilot test: \$254,000	Strbak (2000)
10	Dover AFB, Test Cell3 Cosolvent Solubilization, Dover, 德拉瓦州 (10.5×15.75 feet) (1998~1999)	PCE (24.3 加侖) (35~41 feet bgs)	共 溶 劑 (95% 乙醇+5%水)	8 倍孔隙體積;6 個注 入井與2個抽出井	16.01 加 侖 PCE 移 除(40 天)	Strbak (2000)

現地淋洗法所需的成本可高可低,端視場址面積大小、地質特性、 孔隙體積(污染區水所佔的體積)、淋洗劑的初始成本、整治目標、淋洗 劑回收再利用的可行性、後續處理成本、污染物特性、注入方法及設井 數多寡等因素而定。Roote 在文獻中建議每 1 公斤土壤處理成本約為 75~210 美元之間,與其他現地整治方法,如現地固化穩定化、蒸氣注入 及加強生物整治法的處理費用相當<sup>[85,80]</sup>。由許多研究員所提出可能運用 於淋洗系統之後續處理各種污染物與再濃縮界面活性劑及共溶劑的處 理程序與優缺點,如表 5-21 所示<sup>[80]</sup>。

# 表 5-21 對界面活性劑及共溶劑之去污與再濃縮的程序[80]

對界面活性溶劑之去污程序							
污物移除方法	潛在	的污染物	主身	要優點	注意事項		
氣提法 (Air stripping)  揮發		性有機物	1.成本低。 2.整治效率好。 3.有商業化產品。		1.可能需要抗泡沫產生 的產品。 2.需添加污水處理藥劑。		
液-液萃取 (Liquid/Liquid Extraction)	1.5	生有機物、 發性有機 無機物	1.適用性廣。 2.無泡沫產生。 3.穢物少。		界面活性劑可能分離到 萃取物裡,反之亦然。		
渗透蒸發 (Pervaporation) 揮發性		性有機物	1.無泡沫產生。 2.污染物以濃縮態存在。 3.可自界面活性劑裡回收醇類 化合物。		1.沉積物可能造成阻塞 2.反應膜破裂會引起泡 沫產生。		
(分) 製		生有機物、 發性有機 無機物	1.成本高昂。 2.適用污染物多。 3.界面活性劑容易回收再利用。		1.污染物可能分離到界 面活性劑裡。 2.界面活性劑可能不易 凝聚。		
	對界面活性劑之回收與再濃縮程序						
界面活性劑 回收與再濃縮程序 主導			要優點	注意事項			
微胞輔助超過濾法 (Micellar Enhanced Ultrafiltration, MEUF)		1.成本低。 2.有商業化產品。 3.可有效率回收界面活性 劑微粒。		若界面活性劑的臨界微胞濃度(CMC)或 進流水的界面活性劑濃度過低時,回收效 率可能不佳。			
会米 過濾法 (Nanofiltration, NF)		及微胞(n 2.有商業化	體(monomers) nicelles)。 企產品。	1.與 MEUF 相比,需要較高的壓力。 2.較容易產生穢物。			
泡沫分選法 (Foam Fractionation) 1.成本低。 2.有效回收 單體。		界面活性劑	若進流水的界面活性劑濃度高(以 CN 值高低表示)則需多段的分流程序。				

表 5-21	對界面活性劑及	共溶劑之夫污與	.再濃縮的程序(續) <sup>[80]</sup>
W = -	31 71 PM (12 12 13 1/4)	·ハルア A 1 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7	コールスベロ ロコルエノ」(で見)

對共溶劑之去污程序							
污物移除方法	潛在的污染物	主要優點	注意事項				
蒸餾 (Distillation)	揮發性有機物、 半揮發性有機 物、無機物	1.有商業化產品。 2.可同時達到污染物和污水去除效果。 3.符合成本效益的。	1.高耗能。 2.會形成水-醇類的共沸混合物(water-alcoholazeotropes)。 3.衰退在蒸餾管中的污染物可能會與共溶劑一同存在。				
液-液萃取 (Liquid/Liquid Extraction)	揮發性有機物、 半揮發性有機 物、無機物	1.適用於所有的污染物種。 2.相關學理上的研究完整。	1.溶劑可能會分離到萃取物 裡。 2.萃取物可能溶解到共溶劑 中。				
渗透蒸發 (Pervaporation)	揮發性有機物	污染物以濃縮態存在。	共溶劑溶液中的污染物還原 反應需要較大的反應膜面 積。				

#### 六、植生復育

植生復育應用到現地復育上的正面意義不凡,似已得到各界的支持,在世界各地都獲得極大的重視。美國業界在污染場址整治殷切需求之下,各代表性的機構都在推動一些植生復育的計畫,一些科技報告中所發表的部分案例摘錄如下:

## (一) 案例一[92]

- 1. 地點:馬里蘭州,某兵工廠,污染源自早期(1918)彈藥測試區。
- 2. 主辦機構:美國環保署及國防部(DOD)。
- 3. 污染:土壤及地下水含有氯化有機溶劑(如 TCE);空氣含有揮發有機物 VOCs。
- 4. 設施:雜種白楊樹(P. trichocarpa x deltoides),共 183 棵種植在污染團的前沿(污染濃度最高)處,全區共計大約 0.4 公頃樹林。為了促進樹根成長到飽和水層,每棵樹根的上面部分用塑膠管子套著;另外也用一條長的橡膠管直通含水層,來提供氧氣。植樹區域上游地面築水溝阻止雨水進入,迫使植物只能取地下水。本案主要觀察污染物的宿命及樹木的葉蒸率。
- 5. 經過約一年時間地下水位下降了 0.6 公尺,表示樹木吸取大量的 地下水。樹組織樣品測出三氯乙酸 (TCAA),這是 TCE 代謝

產品,顯示分解作用正在進行。

### (二) 案例二[92]

- 1. 地點: 紐澤西州廢油漆工廠污染土地,有2處含有毒溶劑污染場址,分別為10.5×12公尺及4.5×6公尺的土地;此區域下方的地下水層也因此受到污染。
- 2. 主辦機構:美國環保署。
- 3. 現場情況:地下水方面,因該水層屬於高出水率含水層,必需大量抽水才能抽出足量的污染物。此外,污染物被困在黏土中無法 釋出,因此,抽出處理法不可行;以植生復育法整治最為適當。
- 4. 設施:種植樹木是白楊樹(Populus charkowiiensis x incrassata)。 南北向每3公尺種植1棵,東西向每3.6公尺種植1棵,共118 棵。本項工程使用1種稱為「深根」(Deep rooting)的方法。 做法是:例如1棵3.6公尺的樹木,鑽井使樹木有2.7公尺植在 地面之下,其他約0.6~0.9公尺露出地表。鑽井直徑30公分、 深4公尺,地面上用黏土填密防止雨水滲入。
- 5. 成果:本案監測不足,數據尚未發表。

### (三) 案例三[90]

- 1. 地點:多處(兵)工廠—與馬哈(密蘇里河)廠區、田納西州 Milan 及 Chattanooga 廠區等。
- 2. 主辦機構:美國工兵署(U.S. Army Corps of Engineers)的工程研發中心植生復育研究小組。
- 設施:屬廠區現址的現場研究。現場以水生和沼澤地植物,種植在人工濕地上,處理對象是廢水的炸藥成份。
- 4. 處理效率評估的項目包括:a.植物對炸藥濃度的容忍程度;b.炸藥去除速率(以植物質量為基礎);c.植物生產速率;d.原始化合物在植物、水體及沉積土中的宿命。

# (四) 案例四[92]

- 1. 地點:德州沃斯堡 (Fort Worth) 某基地。
- 2. 主辦機構:美國環保署(EPA)及USGS 科學家。
- 3. 設施:復育現場是淺層有氧地下水層;植物是三角葉楊樹;清除對象是三氯乙烯。
- 4. 成果:持續監測的結果顯示,在第三生長季節以後,地下水通過

樹根域的容量減少了12%,樹根域變得越來越厭氧;6年以後, 生物分解率增加了100倍,污染圈大小減少10倍。

# (五) 案例五[91]

- 1. 地點:愛阿華州某軍械廠。
- 2. 設施: 示範廠; 炸藥污染的土壤和地下水; 植物是當地水生植物和雜種白楊樹。
- 3. 成果:估算有 90 % 以上的去除率,以此推估,實廠的效率可以 再提高 10 倍以上。

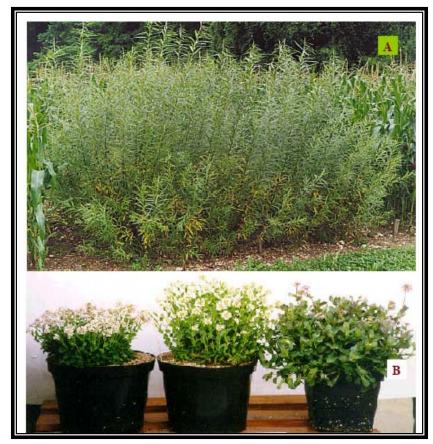
# (六) 案例六[111]

- 1. 背景簡介: 位於美國康乃迪克州 Simsbury 郡的 Ensign-Bickford 公司進行開放的燃燒及引爆活動,導致其週遭之地表土壤遭受重金屬鉛的污染。於 1996 至 1997 年,伊殿空間系統公司以植生復育法對面積 6,000 平方公尺之污染區域進行整治。到了 1998年,此計畫不但將整治面積擴大到 9,500 平方公尺,而且其整治目標除了降低總鉛濃度之外,還要穩定土壤中溶解性鉛的濃度。
- 2. 整治過程及成效:本計畫採用印度芥子及向日葵(Indian mustard and sunflower)進行為期 6 個月的植生復育法整治。其中歷經 3 次收成期,且每次收成期中的植物生長情形都很好。但部份飽和含水區,其植物及微生物生長情形並不佳。至 1998 年 10 月時,其平均總鉛濃度由 635 mg/kg 降至 478 mg/kg。印度芥子對鉛的攝取率為 342 mg/kg-乾重(第 1 次收成期)至 3,252 mg/kg-乾重(第 3 次收成期);印度芥子及向日葵對鉛的平均攝取率皆約為 1,000 mg/kg-乾重。另,對溶解性鉛的平均去除量為 0.95 mg/L。

# (七) 案例七[109]

- 1. 地點:俄亥俄州。
- 2. 主辦機構:能源部(DOE)。
- 3. 設施:實驗室溫室植物,用來清除嚴重鈾污染的水樣。
- 4. 成果:整治結果鈾濃度低於地下水標準(約為一半)。本實驗也引述烏克蘭車諾比電廠附近湖水上,用木筏種植植物,吸收湖水中的鍶和銫,其結果是水中污染含量減低了2,000 到8,000 倍。在歐洲聯盟,有多國參與一則名為 PHYTOREM 的研發工作:此研發項目之主要目的是要對金屬「超級吸收」(Hyperaccumulation:樹木乾重每克含有毫克金屬質量(mg/g)。

銛、銅、鉻、鉛、鎳:大於 1,000 mg/g; 錳、鋅:大於 10,000 mg/g) 的過程加以理解;其中樹根圈的作用、金屬傳輸及植物中儲存的機制,是主要的研究重點。參與這項計畫的團隊中,有瑞士機構進行柳樹(Salix viminalis)對鋅和鎘的吸收作用(圖 5-36A)、英國及法國團隊分別在盆栽中植樹吸收鋅(圖 5-36B)。



(現地及實驗室植樹以吸收重金屬,A:柳樹吸收鋅和鎘;B:盆栽植樹吸收鋅)

圖 5-36 植生復育植樹案例

#### 七、地下水生物整治處理

Kao 及 Prosser 曾針對一同時受 TCE 及氯苯(Chlorobenzene, CB)污染之地下水進行自然生物降解之場址調查及實驗室研究。本研究之目的有二:(1)調查自然生物復育是否發生於場址中及(2)評估好氧及甲烷化條件下現地微生物利用 CB 為主要基質降解 TCE 之潛能。

場址調查結果顯示,自然生物降解確實於場址中發生,造成 TCE 及 CB 之濃度下降,並產生生物降解之產物 DCEs、VC 及 ETH。TCE 濃度自上游 5,500 μg/L 往下游遞減至 25 μg/L, CB 濃度自上游 3,110 μg/L 往下游遞減至 280 μg/L。現地微生物在高污染區及中污染區之優勢菌為

厭氧菌,而在下游則以好菌為優勢。實驗室批次實驗結果顯示,現地微生物可利用 CB為主要基質,在好氧及厭氧條件下降解 TCE。實驗中 TCE 初始濃度約為 2,500 μg/L,CB 初始濃度約為 3,500 μg/L。此外,酚及甲醇可分別在好氧共代謝及還原脫氯反應中當做主要基質。本研究結果顯示,自然生物降解對場址中污染物之侷限扮演極為重要之角色。圖 5-37 為 TCE 及 CB 污染場址示意圖<sup>[122]</sup>。

Eguchi 等人曾利用注入甲烷、氧氣、硝酸鹽及磷酸鹽之方式,刺激 現地甲烷氧化菌之活性,以共代謝作用整治受 TCE 污染之地下水。此場 址位於日本,地下水中平均 TCE 濃度約 220 μg/L,整治時間約 90 天。雖然此含水層中亦含有可降解 TCE 之甲苯分解菌及酚分解菌,且其降解 TCE 之效率亦較甲烷分解菌高,但由於此場址位於住宅區內,在安全性 的考慮下,選用最安全之甲烷做為外加碳源。實驗方式為設置一抽出井及一注入井,將受污染之地下水抽出後加入甲烷、氧氣、硝酸鹽及磷酸鹽等物質,再注入地下水中。實驗設置如圖 5-38 所示。實驗結果顯示,注入甲烷後 TCE 之移除率約 10~20%,生物轉移率約 3~13 mg TCE/g CH<sub>4</sub>。當甲烷停止注入後,TCE 之降解亦停止[118]。

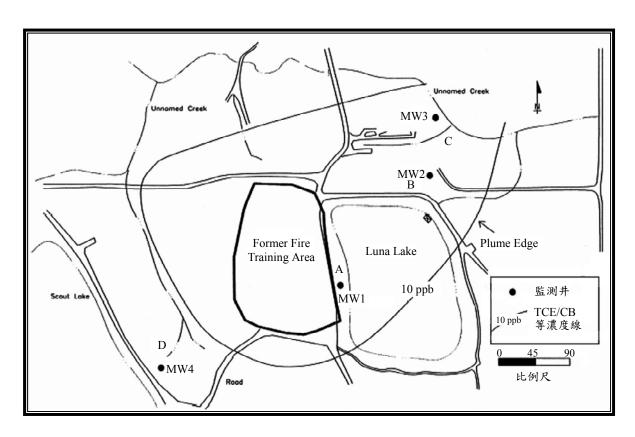


圖 5-37 TCE 及 CB 污染場址示意圖[122]

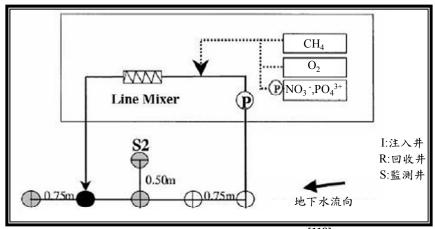


圖 5-38 注入及回收井系統[118]

還原脫氣作用亦曾應用於受 PCE 污染場址的整治上。Beeman 及 Bleckmann 曾結合厭氧—好氧程序處理一受 PCE 及苯污染之地下水,現場實驗尺寸長為 24.4 公尺、寬為 18.3 公尺。實驗結果顯示,若僅單獨 利用好氧或厭氧方式,皆無法成功處理此二種污染物。前導實驗結果顯示,於好氧條件下,苯(11  $\mu$ M)在 60 天內即被現地微生物完全降解,而 PCE (25  $\mu$ M)在 4 個月的實驗期間內並無法降解。在厭氧條件下,PCE 於 427 天內被完全降解,其降解主要機制為硫還原反應(0~399 天)及甲烷 化反應(400~427 天),而苯在厭氧條件下無法完全被降解。隨後的現地實驗亦證實,除 DCE  $(0.20 \, \mu$ M)外,PCE  $(0.50 \, \mu$ M)及其他降解副產物(TCE、 VC、CA)皆可在厭氧區被降解,而 DCE 亦在好氧區被降解至極低濃度。原先無法於厭氧區被降解之苯 $(0.67 \, \mu$ M),亦在好氧區被降解至低於偵測極限[116]。系統設置如圖 5-39 所示。

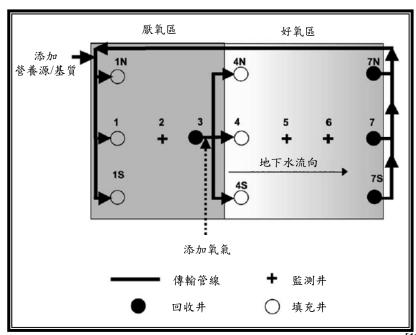


圖 5-39 厭氧—好氧程序處理受 PCE 及苯污染之地下水[116]

McCarty 等人曾以甲苯、氧氣及過氧化氫之注入方式,對一受 TCE 污染場址進行好氧共代謝整治,整治期程約 410 天。此場址為加州一空軍基地,此基地每週約使用 208 公升之 TCE 清洗引擎,使用後的 TCE 便棄置於鄰近的沙漠中,造成地下水中含有 500~1,200 μg/L 之 TCE 污染,受污染之含水層包括上層的自由含水層及下層的受壓含水層。 McCarty 等人將甲苯注入含水層中,做為共代謝之主要基質,氧氣及過氧化氫則做為氧氣來源。利用上游之沉水幫浦將上層地下水抽至下層地下水;下游之沉水幫浦則將下層地下水抽至上層地下水,造成一循環系統。系統設置如圖 5-40 所示。實驗結果顯示,TCE 濃度可從 1,000 μg/L 降低至 18~24 μg/L,降解效率約 97~98%;甲苯降解效率約 99.98% [124,121]。此系統設置及操作費用如表 5-22 所示[120]。

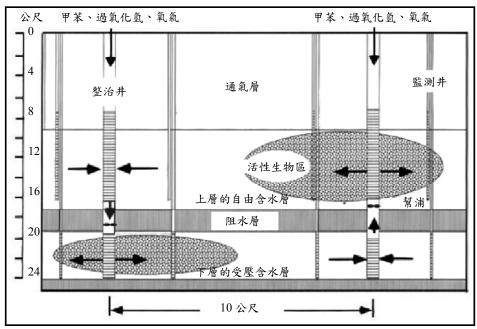


圖 5-40 加州空軍基地現地好氧共代謝生物整治系統[125]

表 5-22 加州空軍基地現地好氧生物整治之設置及操作費用[120]

設置費用(美元)						
去離十水系統等	62,707					
監測系統設置費(19 個監測井、管及連接管、閥及接頭)	260,746					
總設置費用	323,453					
年操作費用(美元/年)						
洗井費(美元/井)×2	8,000					
過氧化氫(30%)	4,633					
甲苯	47					
氧氣	1,674					
總年操作費用	14,354					

# 八、監測式自然衰減[142]

該案例場址位於美國北卡州之 Rocky Point 城鎮。該場址於 1987 年由於兩個地下貯油槽(Underground storage tanks, USTs)洩漏而使得地下水遭到污染。北卡州立大學於 1992 年的春天開始進行調查,其資金由美國石油學會(American Petroleum Institute, API)提供。其場區監測井分佈圖如圖 5-41 所示。

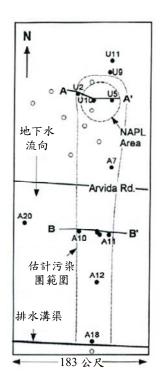


圖 5-41 場區的監測井分佈圖

#### (一) 地質

該場址的地層主要是由墨綠或灰色的雲母質細砂(Fine sand)所組成,上方為 1.52~4.57 公尺厚之坋砂(Silt)、黏土及黏土質砂(Clayey sand)所覆蓋,如圖 5-42 所示。

低渗透性的黏土及黏土質砂形成一表面拘限層(Surface-confining layer),覆蓋於污染團範圍的砂質含水層上。該場址含水層物質通常是細粒、深灰或灰綠色的砂及雲母質、海綠石質、微量的坋砂質的石英砂。在場址較南方的部份(監測井 A18 之南邊),有一層 0.30~0.61 公尺之貝殼物質及碳酸鹽的蒸發砂岩,其深度約 4.57 公尺。在這一層下方有罕見之貝殼物質散佈於此砂層中。與監測井 U2 相鄰的深層探勘井,位於污染源西方大約 15.24 公尺處,由鑽探結果可知,在 4.57 公尺厚之灰色黏土層下方是 12.19

公尺厚之細粒灰色砂層,其間還有一些黑色的黏土透鏡體(Clay lenses)。

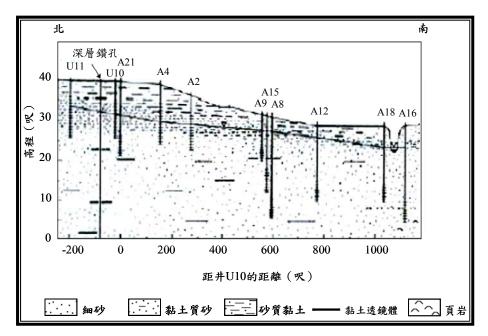


圖 5-42 地質剖面圖

#### (二) 水文地質

該場址有結構單一地質及地形,因此可簡化水文地質及污染物 傳輸的分析。細粒砂層含水層是物質傳輸及污染物之移動路徑。覆 蓋其上的黏土層及黏土質砂層,會形成一個可滲透之表面拘限層。

水位以一固定的坡度向正南方和緩下降。在上游地區之監測井,水位從1991年的2月到7月下降了2.13公尺,並且在雨季過後的幾週(8月)上升了0.91~1.82公尺。水位大量變化的原因應該是由黏土拘限層的低比出水量(高保水量)所造成的。從1991年3月到1992年10月的平均水力坡降為0.0065。該場址的水力傳輸係數為0.91~7.62公尺/天,平均值為3.048公尺/天,其有效孔隙率為0.25,因此評估該場址之地下水流流速為7.62~73.1公尺/年,其平均值為30.48公尺/年。

#### (三) 地球化學參數背景值

溶解性碳氫化合物污染物團的上游監測井 U11 與 U9 及西側監測井 A20,其地下水包含中等濃度的溶氧( $2\sim3~mg/L$ )、硝酸鹽( $1\sim6~mg/L$  as N)及硫酸鹽( $6\sim9~mg/L$  as S)。其地下水中的硫主要是以硫酸鹽的形式存在。亞鐵在所有的位置的含量偏低(<0.5~mg/L)。地下水是偏酸性(pH<5)伴隨低的緩衝含量(6~mg/L as  $CaCO_3$ )及低濃度

的溶解性二氧化碳(15~30 mg/L as C), 背景的溶解性正磷酸鹽含量 很低(<0.2 mg/L),可作為限制生物降解速率的因子。

#### (四) 水流方向 BTEX 及指標參數的變化

BTEX、電子接受者及指標參數在沿著溶解性碳氫化合物污染物團中心線之濃度變化,如圖 5-43 及表 5-23 所示,溶解性之碳氫化合物會直接利用電子接受者進行生物降解作用。

監測井 U9 及 U10 之間的濃度變化,總溶解性 BTEX 從 0 mg/L 上升至 29 mg/L,氧氣及硝酸鹽耗盡、亞鐵離子上升至 29 mg/L(0.52 meq/L),而氧化還原電位從+190 mV 降至-132 mV。溶氧及硝酸鹽濃度急速的下降與亞鐵離子的增加,表示這些化合物都是在碳氫化合物在生物降解期間的最終電子接受者,氧化還原電位的降低則代表從上游的氧化地區(缺少溶解性碳氫化合物)進入污染源的還原地區(存在溶解性碳氫化合物)。

電子接受者的濃度亦可用 meq/L 來表示,而 1 meq/L 的電子接受者可以降解 1 meq/L 的電子提供者(碳氫化合物),監測井 U9 及 U10 之間的濃度變化可知為還原狀態。這些數據指出在這個區域最重要的電子接受者是硝酸鹽,接著是鐵及溶氧。

在污染團的上游區域,溶解的二氧化碳濃度從 16 mg/L as C 增加到 60 mg/L as C,而 pH 值從 4.7 增加到 5.8。由含水層沉積物質的岩石分析結果,得知在污染或非污染區域中的碳酸鹽礦物在偵測極限下(<0.01%)。溶解性二氧化碳的增加是因為有機物礦化作用並且已經有 40~50 mg/L 之碳氫化合物被降解。而二氧化碳的增加應該會抑制 pH 值上升。但該場址之 pH 值增加的狀況應該是因為鐵還原作用將氫離子耗盡所造成的,因此當亞鐵濃度增加,pH 值也會隨之增加。

污染源到下游 91.44 公尺的區域,溶氧與硝酸鹽仍處於低濃度 (耗盡)的狀態,硫酸鹽濃度從 11 mg/L as S 降至 0.2 mg/L as S、總硫亦從 12 mg/L as S 降至 1.7 mg/L as S,而亞鐵離子從 29 mg/L 增加到 65 mg/L。硫酸鹽大幅下降及亞鐵離子的增加,表示硫酸鹽還原作用及鐵還原作用在此處同時發生。總硫小幅下降是因為硫酸鹽被還原,但並沒有移除沉澱的硫化亞鐵。硫酸鹽大幅下降及總硫小幅下降的現象,將持續到更下游的地區,這是因為有膠羽狀之硫化亞鐵或硫化合物之中間氧化態產物(如硫代硫酸鹽(S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup>)或元素硫(S<sub>8</sub>))的形成。

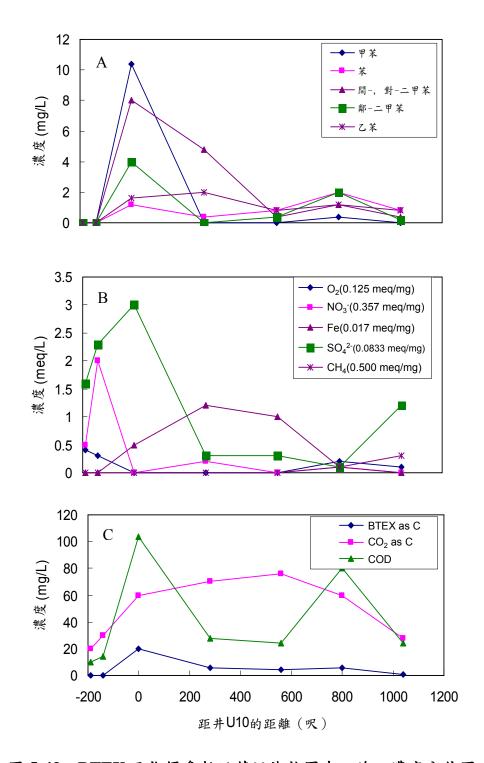


圖 5-43 BTEX 及指標參數沿著污染物團中心線之濃度分佈圖

監測井號	U11	U9	U10	A7	A19	A12	A18
與污染源之距離(公尺)+	-55	-39	0	91	183	244	327
苯(µg/L)	*BQL	BQL	1,326	316	628	2,025	615
甲苯(μg/L)	BQL	BQL	10,436	117	80	566	26
乙苯(μg/L)	BQL	BQL	1,814	1,824	1,925	1,507	42
間、對二甲苯(μg/L)	BQL	BQL	8,179	4,501	2,752	1,995	335
鄰二甲苯(μg/L)	BQL	BQL	3,873	111	38	1,293	13
總 BTEX(μg/L)	BQL	BQL	25,628	6,869	5,423	7,387	1,031
甲烷(mg/L)	BQL	BQL	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4
化學需氧量(mg/L)	9	14	104	25	21	77	20
氧化還原電位(mV)	196	190	-132	-181	-118	-161	-187
溶氧(mg/L)	3.1	2.4	0.3	0.3	0.2	0.3	0.7
硝酸鹽(mg/L as N)	1.4	6.6	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
亞鐵離子(mg/L)	0.2	0.2	29	65	52	3	2
硫酸鹽(mg/L as S)	6.3	9.3	11	0.2	1.3	0.5	4.3
總硫(mg/L as S)	7.0	10	12	1.7	2.3	6.3	6.0
鹼度(mg/L as CaCO <sub>3</sub> )	6	7	54	97	122	49	148
pH 值	4.6	4.7	5.8	6.2	6.1	5.7	7.1
二氧化碳(mg/L as C)	16	29	60	66	70	62	25
總溶解性固體(mg/L)	62	105	123	165	303	105	224
溫度(℃)	18.3	19.3	19.9	19.4	17.3	18.9	17.6
鈣離子(mg/L)	5	14	7	13	7	15	75

表 5-23 BTEX 及指標參數沿著污染物團中心線之濃度變化

監測井 U10 到 A7(下游 91.44 公尺處)之間的濃度變化,甲苯及鄰二甲苯急速下降,接著是間二甲苯、對二甲苯及苯,而乙苯沒有明顯的下降。沿著污染團中心線更下游的地區(91.44~243.84 公尺),生物降解作用之速率降低。從監測井 A7 到 A12 的總 BTEX 濃度大概保持一定,這是因為地下水中的電子接受者已經耗盡。而監測井 A7 的下游,沒有剩餘的硫酸鹽、硝酸鹽或溶氧存在於污染團中心。再加上 pH 值太低(pH = 6.1),會限制甲烷化的速率。在這個區域最普遍的電子接受者是存在於混合氧化狀態的黏土礦物(海綠石)的鐵離子,但此黏土礦物使微生物無法利用鐵離子而進行生長。

該場址中,最高的苯濃度出現在監測井 A12(在監測井 U10 的下游約 243.84 公尺處)。當 USTs 移除並經過監測井 A12 時,BTEX 在此處發生洩漏進而污染地下水,這可由高濃度的 COD 及二氧化

<sup>\*</sup>距離是沿著污染團中心線所測量的,負值為監測井 U10 之上游地區;正值為監測井 U10 之下游地區。 \*BQL 為偵測極限下。

碳證明。於此處將持續進行地下水的採樣監測,以決定監測井 A12 是否有濃度降低的現象。

污染團的最下游端(監測井 A18),其含水層物質組成與上游地區不同並且發現此處有進行生物降解作用,生物降解速率增加。在監測井 A18 附近發現在含水層中有貝殼物質的存在,而可由 pH 值增加、溶解性鈣濃度增加、鹼度增高及溶解性甲烷產生的現象,證實有碳酸鹽質貝殼碎片存在此處,在監測井 A18 發現有硫酸鹽增加及二氧化態減少的現象,這表示此處為碳氫化合物污染團的邊緣。

#### (五) 水流垂直方向 BTEX 及指標參數的變化

在一系列的監測井中,設置兩個垂直地下水流方向的橫剖面,這可用來評估污染團邊緣的稀釋及生物降解作用。圖 5-44 表示經過污染團橫剖面的 BTEX 濃度: A-A'位在污染源地區,B-B'位在下游 182.88 公尺處。B-B'剖面的 BTEX 及指標參數的垂直分佈情形,如圖 5-45 及表 5-24 所示。在經過向下游傳輸後,BTEX 最高濃度的地方似乎消失了。在污染源地區最大的 BTEX 濃度在水位下,而在 B-B'切面最大 BTEX 濃度出現在水位下 2.13~3.66 公尺井篩處(監測井 A19)。沿著污染團長度的垂直下降是因為地面的地下水補注,會在污染團的頂部增加一層乾淨未受污染的水及補注水中引進的氧氣會增加生物降解作用。

在 B-B'剖面的底部井篩處,二氧化碳的濃度最低表示在這個深度比較不容易發生生物降解作用。從 B-B'橫剖面可知,甲苯及鄰二甲苯可有效的被移除,反而是高濃度的間、對二甲苯及乙苯仍然留在監測井的中央。苯在監測井的上部及污染團的東邊及西邊發生還原作用,但仍存在污染團的中央及底部。鐵離子與苯的分佈正好是相反的,高濃度的亞鐵離子出現在污染團上部、東邊及西邊,表示那裡有發生生物降解作用。較低的鐵離子濃度出現在污染團的中間及底部,表示那裡的苯降解速率很慢。當氧與污染團混和,BTEX進行生物轉換形成氧化的中間產物,其中間產物會被之後發生的鐵還原作用降解掉。

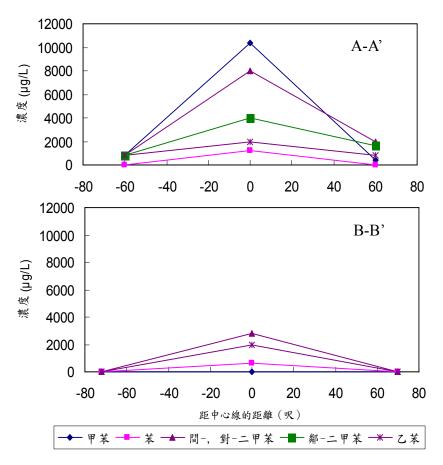


圖 5-44 水流垂直方向之 BTEX 濃度分佈圖

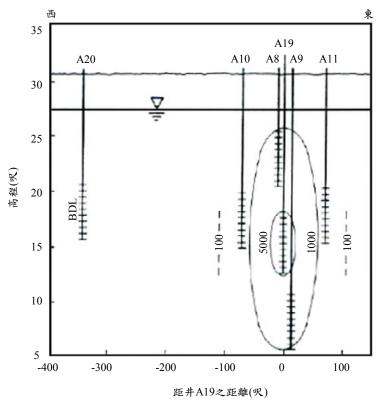


圖 5-45 B-B'剖面之 BTEX 濃度分佈圖

·	•						
深度	中等	中等	中等	淺	深		
位置	中心	西邊	東邊	中心	中心		
監測井	A19	A10	A11	A9	A8		
與中心線之距離(公尺)	0	-22	+21	0	0		
地下水位下的深度(公尺)	2.13~3.66	2.13~3.66	2.13~3.66	0.61~2.13	5.18~6.71		
苯(µg/L)	628	42	88	167	656		
甲苯(μg/L)	80	8	9	39	41		
乙苯(μg/L)	1,925	96	158	984	758		
間、對-二甲苯(μg/L)	2,752	199	152	1,580	556		
鄰-二甲苯(μg/L)	38	81	38	39	354		
總 BTEX(μg/L)	5,423	425	444	2,808	2,367		
甲烷(mg/L)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1		
化學需氧量(mg/L)	21	8	11	8	30		
氧化還原電位(mV)	-118	-166	-161	-176	-217		
溶氧(mg/L)	02	0.4	0.4	0.5	0.5		
硝酸鹽(mg/L as N)	0.1	0.8	0.6	0.9	0.1		
亞鐵離子(mg/L)	52	84	86	102	0.1		
硫酸鹽(mg/L as S)	1.3	1.7	1.3	0.3	3.3		
總硫(mg/L as S)	2.3	2.3	2.7	1.7	12		
鹼度(mg/L as CaCO <sub>3</sub> )	122	67	72	83	26		
pH 值	6.1	6.4	6.4	6.5	5.5		
二氧化碳(mg/L as C)	70	67	68	67	57		
總溶解性固體(mg/L)	303	185	185	175	98		
溫度(℃)	17.3	18.6	18.7	18.4	18.6		
鈣離子(mg/L)	7	7	6	10	5		

表 5-24 B-B'剖面之 BTEX 及指標參數的濃度變化

#### (六) 結論

該場址之溶解性的 BTEX 持續在洩漏,其洩漏來源是一剩餘非水溶相的汽油,在原來 USTs 附近的水位下方處被捕獲。溶解性的 BTEX 污染團有發生生物降解作用。其內部生物降解的證據包括有:(1) BTEX 污染團中的溶氧、硝酸鹽及硫酸鹽被耗盡、(2) 亞鐵及二氧化碳的產生、(3)某一 BTEX 化合物被優先移除。甲苯及鄰二甲苯隨著距離快速的下降,接著是間二甲苯、對二甲苯及苯。在厭氧狀態下,於污染團中間的乙苯似乎降解的最慢。

溶解性二氧化碳及電子接受者的監測,可作為評估生物降解範圍的有效工具,亦可確定在污染團各個部分之生物降解速率的控制因子。二氧化碳是細菌行呼吸作用及生物降解作用是否發生的指標

參數,但是在富含碳酸鹽礦物的含水層中,將二氧化碳當作是唯一 的生物降解指標是不恰當的。

而在污染源上、下游處有溶氧、硝酸鹽及硫酸鹽存在時,有很快的生物降解速率。一旦這些電子接受者用完的話,生物降解的速率會變的相當緩慢。因此內部生物整治的速率及範圍似乎會被電子接受者的種類及數量所控制。

### 参考文獻

- 1. "A Citizen's Guide to Soil Excavation", USEPA, EPA 542-F-01-023, December, 2001.
- 2. "Excavation of Petroleum Contaminated Soil", Guidance Document 3-01, Petroleum Remediation Program, Minnesota Pollution Control Agency, Minnesota, U.S.A., April, 2005.
- 3. "Remediation Technologies Screen Matrix and Reference Guide", Version 4, Federal Remediation Technology Roundtable, 2002.
- 4. "How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites A guide for corrective action plan reviewers", USEPA, EPA 510-R-04-002, May, 2004.
- 5. USEPA Superfund record of decision: record of decision for Operable Unit 5 Fort Wainwright Fairbanks, Alaska. USEPA, EPA /ROD/R10-99/036, 2004.
- 6. Hinchee, R.H., Miller, R.N., and. Johnson, P.C. In Situ Aeration, Air Sparging, Bioventing and Related Processes. Batelle Press, Columbus OH, 1995.
- 7. Johnson, P.C., Johnson, R.L., Neaville, C., Hansen, E.E., Stearns, S.M.and Dortch, I.J. Do Conventional Monitoring Practices Indicate In-Situ Air Sparging Performance. In: Hinchee et al, In Situ Aeration, Air Sparging, Bioventing and Related Processes. Batelle Press, Columbus OH. P. 1-20, 1995.
- 8. Johnson P.C., Johnson, R.L., Neaville, C., Hansen, E.E., Stearns, S.M. and Dortch, I.J., An Assessment of Conventional In Situ Air Sparging Pilot Tests. Ground Water 35, pp.765-774, 1997.
- 9. Kaslusky, S.F. and Udell, K.S.. Co-injection of air and steam for the prevention of the downward migration of DNAPLs during steam enhanced extraction: An experimental evaluation of optimum injection ratio predictions. Journal of Contaminant Hydrology 77, pp.325-347, 2005.
- U.S. Environmental Protection Agency. A Technology Assessment of Soil Vapor Extraction and Air Sparging. Washington, D.C.: Office of Research and Development. EPA/600/R-92/173, 1992.
- 11. 美國聯邦整治技術組織 FRTR (Federal Remediation Technologies Roundtable) 網站,網址為<a href="http://www.frtr.gov/">http://www.frtr.gov/</a>。

- 12. 美國環保署 Hazardous Waste Clean-up Information 網站,網址為 <a href="http://clu-in.org/">http://clu-in.org/</a>。
- 13. 美國環保署Reach It 網站,網址為 <a href="http://www.epareachit.org/">http://www.epareachit.org/</a>。
- 14. Bruce, L., B. Hockman, R. James-Deanes, J. King, and D. Laws. "Vacuum Recovery Barrier Wall System Dewaters Contaminated Aqulfer: A Solution Based on Proper Evaluation of Hydrogeologic Parameters," in Proceedings of the NGWA/API Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection, and Restoration. November 4-6, Houston, Texas, pp. 303-311, 1992.
- 15. Bedient, P.B., Rifai, H.S., and Newell, C.J. Grouond Water Contamination-Transport and Remediation, Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 1994.
- 16. Fountain, J.C. Technologies for Dense Nonaqueous Phase Liquid Source for Zone Remediation. Technology Evaluation Report, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh, PA, USA, 1998.
- 17. Hajali, P.A., end W.F. Revely, III. Process and Apparatus for Groundwater Extraction Using a High Vacuum Process. U.S. Patent No. 5,172,764, December 22, 1992.
- 18. Høier, C.K., Sonnenborg, T.O., Jensen, K.H., Kortegaard, C., Nasser, M.M. Experimental investigation of pneumatic soil vapor extraction. Journal of Contaminant Hydrology 89, pp.29-47, 2007.
- Cohen, R. M., Mercer, J. W., Greenwald, R. M., Beljin, M. S., Design Guidelines for Conventional Pump-and-Treat Systems. EPA/540/S-97/504. Technology Innovation Office. Office of Solid Waste and Emergency Response, US EPA, Washington, DC, 1997.
- 20. "New EPA Guidance on Cost-effective Design of Pump and Treat", USEPA, Accelerating Site Closeout, Improving Performance, and Reducing Costs Through Optimization, Dallas, TX, June, pp.15-17, 2004.
- 21. USEPA, A Citizen's Guide to Pump and Treat, EPA 542-F-01-025, 2001.
- 22. 盧至人譯,「地下水的污染整治」,國立編譯館出版,1997。
- 23. 美國能源部 Innovative Technology Summary Reports 網站, 網址為 http://web.em.doe.gov/plumesfa/intech/。
- 24. Aresta, M., Dibenedetto, A., Fragale, C., Giannoccaro, P., Pastore, C., Zammiello, D. and Ferragina, C. Thermal desorption of polychlorobiphenyls

- from contaminated soils and their hydrodechlorination using Pd- and Rh-supported catalysts. Chemosphere 70, pp.1052-1058, 2008.
- 25. Caro, J., Gallego, M. Development of a sensitive thermal desorption method for the determination of trihalomethanes in humid ambient and alveolar air. Talanta 76, pp.847-853, 2008.
- 26. FRTR, Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 Ch.4-10 Thermal Treatment, 2005.
- 27. Tse, K.K.C, and Lo, S.L. Desorption kinetics of PCP-contaminated soil: effect of temperature. Water Research 36, pp.284-290, 2002.
- 28. USEPA, Ground Water Issue: How heat can enhance in-situ soil and aquifer remediation: important chemical properties and guidance on choosing the appropriate technique, EPA/540/S-97/502, 1997.
- 29. USEPA, "The DNAPL Remediation Challenge," EPA/600/R-03/143, 2003.
- 30. 葉琮裕,污染土壤現地玻璃化處理技術,環檢所雙月刊,第57期,2001.11。
- 31. Droste, E.X., Marley, M.C., Parikh, J.M., Lee, A.M., Dinardo, P.M., Woody, B.A., Hoag, G.E., and Chheda, P.V. Observed enhanced reductive dechlorination after in situ chemical oxidation pilot test. Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds—Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds, 2C-01, Battelle Press, 2002.
- 32. Fountain, J.C. Technologies for dense nonaqueous phase liquid source zone remediation. Ground-Water Remendiation Technologies Analysis Center (GWRTAC), TE-98-02, 1998.
- 33. Huang, K.C., Couttenye, R.A., and Hoag, G.E. Kinetics of heat-assisted persulfate oxidation of methyl tert-butyl ether (MTBE). Chemosphere, 49, pp.413-420, 2002.
- 34. Liang, C., Bruell, C.J., Marley, M.C., and Sperry, K.L. Persulfate oxidation for in situ remendiation of TCE I- activated by ferrous ion with and without a persulfate-thiosulfate redox couple. Chemosphere, 55, pp.1213-1223, 2004.
- 35. Liang, C., Bruell, C.J., Marley, M.C., and Sperry, K.L. Persulfate oxidation for in situ remendiation of TCE 

  ☐ activated by chelated ferrous ion. Chemosphere, 55, pp.1225-1233, 2004.
- 36. Plaisier, W. and Pancras, T. Use of in situ chemical oxidation in the Netherlands.

- Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds—Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds, 2C-12, Battelle Press, 2002.
- 37. Parker, B.L., Cherry, J.A., and Al, T.A. Passive permanganate remediation of a solvent DNAPL source zone. Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds—Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds, 2C-05, Battelle Press, 2002.
- 38. Seigrist, R.L., Urynowicz, M.A., West, O.R., Crimi, M.L., Lowe, K.S., "Principle and practices of In situ Chemical Oxidation Using Permanganate", Battelle Press, 2001.
- 39. U.S. DOE (U.S. Department of Energy). In situ chemical oxidation using potassium permanganate, DOE/EM-0496, 1999.
- 40. U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). Field applications of in situ remediation technologies: chemical oxidation. EPA 542-R-98-008, 1998.
- 41. 林財富、鄭仲凱,「現地化學氧化技術之發展與案例分析」,第八屆土壤及 地下水整治研討會論文集,第127-140頁,2003。
- 42. 經濟部工業局,「工廠土壤及地下水污染整治技術手冊—石化業」,第4-75 頁,2003。
- 43. Scott, M. J., Metting, F. B., Fruchter, J. S. and Wildung, R. E. "In situ Redox Manipulation for Immobilization of Inorganic Contaminations: Subsurface Barrier Technology Results in Significant Cost Sacings, Demonstrating the Value of Basic Science Investments." PNNL-SA-30297, UC-402,1998.
- 44. Fruchter, J. S., Cole, C. R., Williams, M. D., Vermeul, V. R., Amonette, J. E., Szecsody, J. E., Istok, J. D. and Humphrey, M. D. "Creation of a Subsurface Permeable Treatment Zone for Aqueous Chromate Contamination Using In Situ Redox Manipulation.", Ground Water Monitoring and Remediation, 20(2), pp.66-77, 2000.
- 45. Szecsody, J. E., Fruchter, J. S., Williams, M. D., Vermeul, V. R. and Sklarew, D. "In situ chemical Reduction of Aquifer Sediments: Enhancement of Reactive Iron Phase and TCE Dechlorination.", Environmental science and technology, 38, pp.4656-4663, 2004.
- 46. Borden, R.C. and Kao, C.M.. Evaluation of groundwater extraction for remediation of petroleum contaminated aquifers. Water Environment Research.

- 64(1), pp.28-36, 1992.
- 47. Borden, R.C., Goin, R.T., and Kao, C.M.. Control of BTEX migration using a biologically enhanced permeable barrier. Ground Water Monitoring and Remediation, Winter, 17(1), pp.70-80, 1997.
- 48. Gavaskar, A.R. Design and construction techniques for permeable reactive barriers, Journal of Hazardous Materials, 68, pp.41-71, 1999.
- 49. Gavaskar, A.R., Gupta, N., Sass, M., Janosy, R.J., and O'Sullivan, D. Permeable barriers for groundwater remediation. attelle Press, Columbus, U.S.A, 1998.
- 50. Kao, C.M. and Borden, R.C. Enhanced aerobic degradation of gasoline contaminated aquifer by oxygen-releasing barriers. Hydrocarbon Biodegradation, CRC Press, Boca Raton, FL, 1994.
- 51. Morrison, S.J. and Spangler, R.R. Chemical barriers for ocntrolling groundwater contamination. Evironmental Progress. 12(3), pp.175-181, 1993.
- 52. Nyer, E.K. In situ treatment technology. Geraghty & Miller Environmental Science and Engineering Series, Lewis Pub, 1996.
- 53. Rael, J., and Shelton, S. Permeable barriers to remove benzene: candidate media evaluation, Journal of Environmental Engineering, ASCE, 121, pp.411-415, 1995.
- 54. Reeter, C. Permeable reactive wall remediation of chlorinated hydrocarbons in groundwater Nas Moffett Field, CA. Annual Meeting of the American Institute of Hydrology International Conference on Advances in Ground Water, November pp.16-19, 1997.
- 55. Starr, R.C. and Cherry, J.A. 1996. In situ remediation of contaminated groundwater: the funnel-and gate system. Ground Water, 32, pp.465-467, 1996.
- 56. Suthersan, S.S. Remediation engineering design concepts. Geraghty & Miller, Environmental Science and Engineering Series, 1997.
- 57. U.S. EPA "Capstone Report on the Application Monitoring and Performance of Permeable Reactive Barriers for Ground-Water Remediation", EPA/600/R-03/045a, 2003.
- 58. Vidic, R.D. and Pohland, F.G. Treatment walls. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), TE-96-01, 1996.
- 59. Yin, Y., and Allen, H.E. In situ chemical reatment, Technology Evaluation Report, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh,

- PA, USA, TE- 99-01, 1999.
- 60. Fountain, J. C., "Technology for Dense Nonaqueous Phase Liquid Source Zone Remediation", Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, TE-98-02, 1998.
- 61. Matheson, L. J., and Tratnydk, P. G. "Reductive dehalogenation of chlorinated Methanes by iron metal. Environ", Sci. Technol. 28, pp.2045-2053, 1994.
- 62. U. S. EPA, "Permeable Reactive Subsurface Barriers for Interception and Remediation of Chlorinated Hydrocarbon and Chromium(VI) Plumes in Ground Water ", National Risk Management Research Laboratory, EPA-600-F-97-008, 1997.
- 63. U. S. EPA, "Metal-Enhanced Dechlorination of Volatile Organic Compounds Using an In-Situ Reactive Iron Wall", National Risk Management Research Laboratory and Office of Research and Development, EPA-540-R-98-501, 1998.
- 64. U. S. EPA, "Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation", Office of Research and Development, Washington DC, 20460, EPA-600-R-98-125, 1998.
- 65. Ponder S. M., Darab, J. G. and Mallouk, T. E. Remediation of Cr(VI) and Pb(II) aqueous solutions using supported, nanoscale zero-valent iron. Environ. Sci. Technol. 34, pp.2564-2569, 2000.
- 66. Scherer, M. Richter, M., S. Valentine, R. L. and Alvarez P. J. J. "Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater clean up", Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(3) pp.364-411, 2000.
- 67. Schwertmann, U., Gasser, U. and Sticher, H. "Chromium for iron substitution in synthetic goethites", Geochimica et Cosmochimica Acta 53(6), pp.1293-1297, 1989.
- 68. Wang, C. B. and Zhang, W. X. "Synthesizing nanoscale iron particles for rapid and complete dechlorination of TCE and PCBs", Environ. Sci. Technol. 31, pp.2154-2156, 1997.
- 69. 劉志忠,零價鐵反應牆應用於三氯乙烯還原脫氯之整合研究,國立中央大學博士論文,2006。
- 70. 李曉嵐, 奈米鐵粉結合電動力法處理含硝酸鹽土壤之研究。國立中山大學碩士論文, 2003。

- 71. 賴彥融,董瑞安,李俊錡,金屬離子與腐質植對零價鐵去除四氯乙烯之影響, 第二屆土壤與地下水技術研討會,2004。
- 72. AATDF (Advanced Applied Technology Development Facility). Technology practices manual for surfactants and cosolvents. Rice University, Houston, Texas, 1997.
- 73. Baran, J.R., Pope, G.A., Wade, W.H. and Weerasooriya, V. Phase behavior of water/perchloroethylene/anionic surfactant systems. Langmuir, 10, pp.1146-1150, 1994.
- 74. Fountain, J.C., Technologies for dense nonaqueous phase liquid source zone remediation. Technology Evaluation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), TE-98-02, 1998.
- Imhoff, P.T., Gleyzer, S.N., McBride, J.F., Vancho, L.A., Okuda, I. and Miller, C.T. Cosolvent-enhanced remediation of residual dense nonaqueous phase liquids: experimental investigation. Environ. Sci. & Technol., 29, pp.1966-1976, 1995.
- 76. ITRC, Dense non-aqueous phase liquids (DNAPLS): Review of emerging characterization and remediation technologies. Technology Overview, Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group, DNAPLS/Chemical Oxidation Work Team, 2000.
- 77. NATO, NATO/CCMS. Pilot Study: evaluation of demonstrated and emerging technologies for the treatment and clean up of contaminated land and groundwater (Phase III). 2002 Annual Report, Number 255, North Atlantic Treaty Organization, EPA 542-R-02-010, 2003.
- 78. Ramsburg, C.A. and Pennell, K.D. Density-modified displacement for dense nonaqueous-phase liquid source-zone remediation: density conversion using a partitioning alcohol. Environ. Sci. & Technol., 36, pp.2082-2087, 2002.
- 79. Roote, D.S. In situ flushing. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), TO-97-02, 1997.
- 80. Strbak, L. In situ flushing with surfactants and cosolvents. National Network of Environmental Management Studies Fellow for USEPA Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office Washington, DC. [clu-in.org], 2000.
- 81. Taylor, T.P., Rathfelder, K.M., Pennell, K.D. and Abriola, L.M. Effects of

- ethanol addition on micellar solubilization and plume migration during surfactant enhanced recovery of tetrachloroethene. Journal of Contaminant Hydology, 69, pp.73-99, 2004.
- 82. Londergan, J.T., Pope, G.A., Brown, C.L., Meinardus, H.W. Surfactant-enhanced remediation of an alluvial aquifer contaminated with DNAPL. Petroleum Hydrocarbons & Organic Chemical in Ground Water Prevention, Detection, and Remediation Conference, Houston, Texas., pp.12-14, November, 1997.
- 83. Yin, Y. and Allen, H.E. In situ chemical treatment. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), TE-99-01, 1999.
- 84. 刈米孝夫原著、王鳳英編譯,「界面活性劑的原理與應用」,高立圖書有限公司,1999.06。
- 85. 林財富、洪旭文,「受污染場址現地化學處理方法介紹」,工業污染防治, 第72期,1999.10。
- 86. A Database of Plants that Play a Role in the Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbons. http://www.phytopet.usask.ca/mainpg.php.
- 87. Anderson, T.A. and J.R. Coats, Eds., "Bioremediation through rhizospheretechnology", American Chemical Society, Washington, DC, 1994.
- 88. Anderson, T.A., E.A. Guthrie and B.T. Walton, "Bioremediation in the rhizosphere", Environmental Science and Technology, Vol. 27, pp.2630-2636, 1993.
- 89. Anderson, T.A., E.L. Kruger and J.R. Coats, "Enhanced degradation of a mixture of three herbicides in the rhizosphere of a herbicide-tolerant plant", Chemosphere, Vol. 28, pp.1551-1557, 1994.
- 90. Belz K. E., Fall, "Phytoremediation", Class notes, Soil and Groundwater Pollution, Department of Civil Engineering, Virginia Tech University, 1997, <a href="http://www.cee.vt.edu/program\_areas/environmental/teach/gwprimer/phyto/phyto.html">http://www.cee.vt.edu/program\_areas/environmental/teach/gwprimer/phyto/phyto.html</a>.
- 91. Betts, K., "Phytoremediation project taking up TCE", Environmental Science and Technology, Vol. 31, No. 8, pp.347A, 1997.
- 92. Chappell, J., "Phytoremediation of TCE using Populus", Status Report prepared for the U.S. EPATechnology Innovation office ,1997, <a href="http://207.86.51.66/download/remed/phytotce.pdf">http://207.86.51.66/download/remed/phytotce.pdf</a> .

- 93. Cunningham, S.D., T.A. Anderson, A.P. Schwab and F.C. Hsu, "Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants", Advances in Agronomy, Vol.56, pp.55-114, 1996.
- 94. D. Glass Associates, Inc., "U.S. and International Markets for Phytoremediation, 2000, http://www.channell.com/dglassassoc/INFO/phy99exc.htm.
- 95. Donnelly, P.K. and J.S. Fletcher, "PCB metabolism by ectomycorrhizal fungi", Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Vol. 54, pp.507-513, 1995.
- 96. Donnelly, P.K., R.S. Hedge and J.S. Fletcher, "Growth of PCB-degrading bacteria on compounds from photosynthetic plants", Chemosphere, Vol. 28, pp.981-988, 1994.
- 97. Gleba, D., Borisjuk, N.V., Ludmyla G. Borisjuk, L.G., Kneer, R., Poulev, A., Skarzhinskaya, M., Dushenkov, S., Logendra, S., Yuri Y. Gleba, Y.Y., and Raskin, I., "Use of plant roots for phytoremediation and molecular farming", Proc. Natl. Acad. Sci. USA, Vol. 96, pp.5973-5977, 1999.
- 98. Gramss, G., B. Kirsche, K-D. Voigt, Th. Gunther and W. Fritsche, "Conversion rates of five polycyclic aromatic hydrocarbons in liquid cultures in fifty-eight fungi and the concomitant production of oxidative enzymes", yeological Research, Vol. 103, pp.1009-1018, 1999.
- 99. Green, N.A., A.A. Meharg, C. Till, J. Troke and J.K. Nicholson, "Degradation of 4-Fluorobiphenyl by mycorrhizal fungi as determined by 19F nuclear magnetic resonance spectroscopy and 14C radio labelling analysis", Applied and Environmental Microbiology, Vol. 65, pp.4021-4027, 1999.
- 100. Hartley, J., "Effects of Heavy Metal Pollution on Scots Pine", Pinus sylvestris L., and its ectomycorrhizal symbionts, PhD Dissertation, University of Leeds, UK, 1997.
- 101. Hartley, J., J.W.G. Cairney, P.C. Freestone, C. Woods and A.A. Meharg, "The effects of multiple metal contamination on ectomycorrhizal Scots pine (Pinus sylvestris)seedlings", Environmental Pollution, Vol. 106, pp.413-424, 1999.
- 102. Katayama, A. and F. Matsumura, "Degradation of organochlorine pesticides, particularly Endosulfan by Trichoderma harzianum", Environmental Toxicology Chemistry, Vol. 12, pp.1059-1065, 1993.
- 103. Meharg, A.A., G.R. Dennis and J.W.G. Cairney, "Biotransformation of

- 2,4,6-trinitrotoluene, TNT) by ectomycorrhizal Basidiomycetes", Chemosphere, Vol. 35, No. 3, pp.513-521, 1997.
- 104. Meharg, A.A., J.W.G. Cairney and N. Maguire, "Mineralization of 2,4-Dichlorophenol by ectomycorrhizal fungi in axenic culture and in symbiosis with pine", Chemosphere, Vol. 34, No, 12, pp.2495-2504, 1997.
- 105. Rouillon, R., C. Poulain, J. Bastide and C.M. Coste, "Degradation of the herbicide chlorpropham by some ectomycorrhizal fungi in pure culture", Agriculture, Ecosystems and Environment, Vol. 28, pp.421-424, 1989.
- 106. Salt, D.A., R.D. Smith and I. Raskin, "Phytoremediation", Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, Vol. 49, pp.643-668, 1998.
- 107. Shimp, J.F., J.C. Tracy, L.C. Davis, E. Lee and W. Huang, "Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials", Environmental Science and Technology, Vol. 23, pp.41-77, 1993.
- 108. Susarla, S., Medina, V.F. and McCutcheon, S.C., "Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination", Ecological Engineering, Vol. 18, pp.647-658, 2002.
- 109. Thompson, L., "Exciting Environmental Technologies", 1997, <a href="http://www.betterworld.com/BWZ/9608/cover.htm#Phytoremediation">http://www.betterworld.com/BWZ/9608/cover.htm#Phytoremediation</a> .
- 110. USGS, Toxic Substances Hydrology Program, Toxics Program Remediation Activities, <a href="http://toxics.usgs.gov/topics/rem">http://toxics.usgs.gov/topics/rem</a> act/carswell.html .
- 111. U.S. EPA, "Abstracts of Remediation Case Studies, Vol. 4", EPA 542-R-00-006, pp.38-39, 2000.
- 112. Walton, B.T. and T.A. Anderson, "Microbial degradation of tri-chloroethylene in the rhizosphere: potential application to biological remediation of waste sites", Applied and Environmental Microbiology, Vol. 56, pp.1012-1016, 1990.
- 113. James P. Amon, Abinash Agrawal, Michael L. Shelley, Bryan C. Opperman, Michael P. Enright, Nathan D. Clemmer, Thomas Slusser, Jason Lach, Teresa Sobolewski, William Gruner and Andrew C. Entingh, "Development of a wetland constructed for the treatment of groundwater contaminated by chlorinated ethenes", Ecological Engineering, Vol.30, pp.51-66, 2007.
- 114. Fiona Porteous Moore, Tanja Barac, Brigitte Borremans, Licy Oeyen, Jaco Vangronsveld, Daniel van der Lelie, Colin D. Campbell, Edward R.B. Moore, "Endophytic bacterial diversity in poplar trees growing on a BTEX-contaminated

- site: The characterisation of isolates with potential to enhance phytoremediation", Systematic and Applied Microbiology, Vol.29, pp.539-556, 2006.
- 115. 張玉明,"菌根真菌與植生復育探討",大葉學報,第12卷第1期,第103-114 頁,2004。
- 116. Beeman, R.E. and Bleckmann, C.A. Sequential anaerobic-aerobic treatment of an aquifer contaminated by halogenated organics: field results. Contaminant Hdrology, 57, pp.147-159.
- 117. Boopathy,R. Factors limiting bioremediation technologies, Bioresource Technology,74, pp.63-67, 2000.
- 118. Eguchi, M., Kitagawa, M., Suzuki, Y., Nakamuara, M., Kwai, T., Okamura, K., Sasaki, S., and Miyake, Y. A field evaluation of in situ bioremediadtion of trichloroethylene through methane injection. Wat. Res., 35, pp.2145-2152, 2001.
- 119. Fountain, J.C. Technologies for dense nonaqueous phase liquid source zone remediation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), TE-98-02, 1998.
- Grindstaff, M. Bioremediation of chlorinated solvent contaminated groundwater.
   U.S. EPA Technology Innovation Office, 1998.
- 121. Hughes, J.B., Duston, K.L., and Ward, C.H. Engineered bioremediation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), TE-02-03, 2002.
- 122. Kao, C.M. and Prosser, Jason. Intrinsic bioremediation of trichloroethene and chlorobenzene: field and laboratory studies. Journal of Hazardous Materials, B69, pp.67-79, 1999.
- 123. Lackey, L.W., Gamble, J.R., and Boles, J.L. Bench-scale evaluation of a biofiltration system used to mitigate trichloroethylene contaminated air streams. Advances in Environmental Research, 7, pp.97-104, 2002.
- 124. MaCarty, P.L., Goltz, M.N., Hopkins, G.D., Dolan, M.E., Allan, J.P., Kawakami, B.T., and Carrothers, T.J. Full-scale evaluation of in situ cometabolic degradation of trichloroethylene in groundwater through toluene injection. Environ. Sci. Technol., 32, pp.88-100, 1998.
- 125. Maier, R.M., Pepper, I.L., and Gerba, C.P. Environmental microbiology. Academic Press, San Diego, 2000.
- 126. Semprini, L. Strategies for the aerobic co-metabolism of chlorinated solvents.

- Current Opinion in Biotechnology, 8, pp.296-308, 1997.
- 127. Suthersan, S.S. Remediation engineering- design concepts, CRC Press, Inc., 1997.
- 128. U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). Engineered approaches to in situ bioremediation of chlorinated solvents: fundamentals and field applications. EPA 542-R-00-008, 2000.
- 129. Van Cauwenberghe, L. and Roots, D.S., In situ Bboremediation, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), TO-98-01, 1998.
- 130. Wackett, L.P., Brusseau, G.A., Householder, S.R., and Hanson, R.S. Survey of microbial oxygenases: trichloroethylene degradation by propane oxidizing bacteria. Appl. Environ. Microbiol., 55, pp.2960-2964, 1989.
- 131. Yang, L., Chang, Y.F., and Chou, M.S. Feasibility of bioremediation of trichloroethylene contaminated sites by nitrifying bacteria through cometabolism with ammonia. Journal of Hazardous Materials, B69, pp.111-126, 1999.
- 132. Adamson, D.T., Lyon, D.Y., Hughes, J.B., Flux and product distribution during biological treatment of tetrachloroethene dense non-aqueous-phase liquid. Environ. Sci. Technol. 38 (7), pp.2021-2028, 2004.
- 133. AFCEE, Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents. US Department of Defense, Air Force Center for Environmental Excellence and the Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP), Washington, DC/, <a href="http://www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/Bioremediation/BIOREMresources.aspS">http://www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/Bioremediation/BIOREMresources.aspS</a>, 2004.
- 134. Carr, C.S., Garg, S., Hughes, J.B., Effect of dechlorinating bacteria on the longevity and composition of PCE-containing nonaqueous phase liquids under equilibrium dissolution conditions. Environ. Sci. Technol. 34 (6), pp.1088-1094, 2000.
- 135. Cope, N., Hughes, J.B., Biologically-enhanced removal of PCE from NAPL source zones. Environ. Sci. Technol. 35 (10), pp.2014-2021, 2001.
- 136. Glover, K.C., Munakata-Marr, J., Illangasekare, T.H., Biologically enhanced mass transfer of tetrachloroethene from DNAPL source zones: experimental evaluation and influence of pool morphology. Environ. Sci. Technol. 41 (4), pp.1384-1389, 2007.

- 137. Sleep, B.E., Seepersad, D.J., Mo, K., Heidorn, C.M., Hrapovic, L., Morrill, P.L., McMaster, M.L., Hood, E.D., Lebron, C., Sherwood Lollar, B., Major, D.W., Edwards, E.A., Biological enhancement of tetrachloroethene dissolution and associated microbial community changes. Environ. Sci. Technol. 40 (11), pp.3623-3633, 2006.
- 138. Benjamin K. Amos, Eric J. Suchomel, Kurt D. Pennell, Frank E. Lo ffler, Microbial activity and distribution during enhanced contaminant dissolution from a NAPL source zone, Water Research, Vol. 42, pp.2963-2974, 2008.
- 139. 盧至人, 地下水的污染整治, 國立編譯館, 1999。
- 140. 盧至人,「含氣有機溶劑(DNAPL)污染的現地生物復育」,環保月刊,第2 卷,第3期,第79-86頁,2002。
- 141. Bedient, P. B., H. S. Rifai, and C. J. Newell, "Ground water contamination: transport and remediation", Prentice Hall, Inc., New Jersey, pp.237-477, 1994.
- 142. Borden, R. C., C. A. Gomez and M. T. Becker, "Geochemical indicators of intrinsic bioremediation", GROUND WATER, Vol.33, No. 2, pp.180-189, 1995.
- 143. Dyer, M., "Field investigation into the biodegration of TCE and BTEX at a formermetal plating works", Engineering Geology, Vol. 70, pp.321-329, 2003.
- 144. Kao, C. M., and J. Prosser, "Evaluation of natural attenuation rate at a gasoline spill site", Journal of Hazardous Materials, Vol. B 82, pp.275-289, 2001.
- 145. Lo I. M. C., "The role of organic attenuation in saturated clay barrier system", Wat. Sci. Tech., Vol. 33, No. 8, pp.145-151, 1996.
- 146. Prommer, H., D. A. Barry, and G. B. Davis, "Modelling of physical and reactive processes during biodegradation of a hydrocarbon plume under transient groundwater flow conditions", Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 59, pp. 113-131, 2002.
- 147. Seagren, E., and J. Becker, "Review of natural attenuation of BTEX and MTBE in groundwater", Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management, Vol. 6, No. 3, pp.156-172, 2002.
- 148. Smets, B. F., and P. H. Pritchard, "Elucidating the microbial component of natural attenuation", Current Opinion in Biotechnology, Vol. 14, pp.283-288, 2003.
- 149. Surampalli, R., and S. Banerji, "Long-term performance monitoring at natural attenuation site", Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste

- management, Vol. 6, No. 3, pp.173-176, 2002.
- 150. U.S. EPA, "Monitored Natural Attenuation of Petroleum Hydrocarbons: U.S. EPA remedial technology fact sheet", EPA/600/F-98/601, 1999.
- 151. U.S. EPA, "A Citizen's Guide to Monitored Natural Attenuation", EPA 542-F-01-004, 2001.
- 152. U.S. EPA, "How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites: a Guide for Corrective Action Plan Reviewers", EPA 510-R-04-002, IX-1 IX-71, 2004.
- 153. Hermann Ru" gner, Michael Finkel, Arno Kaschl and Martin Bittens, Application of monitored natural attenuation in contaminated land management-A review and recommended approach for Europe, Evironmental Science & Policy, Vol. 9, pp. 568-576, 2006.
- 154. Brett R. Baldwin, Cindy H. Nakatsu, Loring Nies, Enumeration of aromatic oxygenase genes to evaluate monitored natural attenuation at gasoline-contaminated sites, Water Research, Vol.42, pp.723-731, 2008.
- 155. Mario Schirmer, Andreas Dahmke, Peter Dietrich, Michael Dietze, Stefan Go"deke, Hans Hermann Richnow, Kristin Schirmer, Holger Wei, Georg Teutsch, Natural attenuation research at the contaminated megasite Zeitz, Journal of Hydrology Vol.328, pp.393-407, 2006.
- 156. 阮國棟、張金豐及郭荔安,天然衰減法整治土壤及地下水污染之政策立場及實務準則,工業污染防治季刊,第68期,第25-37頁,1998。
- 157. 阮國棟、張金豐及郭荔安,天然衰減法之原理及使用限制",工業污染防治報導,第11期,第129號,第1-3頁,1998。
- 158. 阮國棟及陳啟仁,天然衰減法整治土壤及地下水污染之技術內涵與案例研究,工業污染防治,第71期,第87-102頁,1999。
- 159. 高志明、陳谷汎、方緯寧、陳廷育、林進財、黃聖授、李黃允、李淑慧及廖 毓鈴,後龍溪污染場址之現況調查及以自然衰減為整治方式之可行性評估, 中國石油公司後龍溪污染場址調查評估報告,2001。
- 160. 廖文彬,污染物在地下水之傳輸現象。地工技術雜誌,第28-37頁,1991。
- 161. 蔣立為, 地下水中有機污染物傳輸機制、對人體健康影響及其整治技術之探討。礦業技術, 第52-58頁, 1991。
- 162. 劉敏信、王奕森、韓國興、姚俊宇及莊煒志,特定場址自然衰減潛勢分析研究,第一屆海峽兩岸土壤與地下水污染整治研討會,第227-234頁,2002。

- 163. U.S.EPA, "Abstracts of Remediation Aase Studies", EPA 542-R-98-010, 1998.
- 164. U.S. EPA, "Abstracts of Remediation Case Studies", EPA 542-R-01-008, 2001.
- 165. U.S. EPA, "Capstone Report on the Application, Monitoring, and Performance of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation", EPA/600/R-03/045b, 2003.

# 第六章 土壤及地下水污染整治工程實施程序

依第五章所彙整之土壤及地下水污染整治技術可知,含氯碳氫化合物污染適用之整治技術有哪些限制性條件及選擇,在土壤及地下水污染整治工程施作階段,事業宜委託專業技術顧問機構協助辦理整治規劃及執行作業,另亦可指派專員負責監督及管理整治工程之施作,惟事業本身仍應充分了解及掌握整個整治工程實施的程序,從一開始整治技術可行性評估與選擇,整治計畫規劃設計與施工承包廠商選擇,同時就所提送環保機關審查之污染場址控制或整治計畫書內容、時程及經費等應有所了解及比較,選擇對事業及場址環境有利之執行方式進行整治工程。並於污染場址整治完成後,事業應提報相關自行驗證結果及污染改善完成報告書予環保機關,待環保局完成驗證後,依驗證結果辦理列管場址公告解除列管,或後續持續進行整治與環境監測之依據。

#### 6.1 整治技術可行性評估與選擇

一、整治技術選擇的目標

國內在訂定整治技術選擇的目標時,可參考美國環境保護署(USEPA) 在超級基金(CERCLA)計畫的架構下,對於整治技術的選取訂定了以下基本的目標宣言[1]:

「整治技術選取過程的目標是要選擇可以保護人類健康與環境,可 長期維持該項保護,並將未處理之廢棄物能降至最低的整治方案」。為達 成此目標,所選取整治方案應能夠:

- (一)結合處理技術、工程控制及法令制度上的控管(如用水與行動限制等)以達成目標。
- (二) 在實際可行的前提下,首先處理場址所造成的主要威脅。
- (三) 當污染物難處理或技術不可行,超出合理的處理期限或經費時,應 採用能夠隔絕主要威脅(隔絕有時比處理更實際)之技術。
- (四) 對於次要低程度的威脅,首先考慮採取隔絕再用之處理方案。
- (五) 當有創新技術得以提供對等或更好的處理效能、產生更低的負面衝擊或更低的建置成本時,應該考慮採用該類技術。
- (六) 在整治完成時,須對該場址進行復原工作(如道路、建築物、地下水等)。

歸納上述整治技術選取之目標與原則,技術選取應考量下列幾項因素:

(一) 必須考量場址現況、水文地質及污染物特性,認定主要及次要威脅

的程度。

- (二)必須確認場址整治目標值,由法規的管制標準值或藉由健康風險評估結果訂定。
- (三) 必須實際可行及具備合理性的經費成本。
- (四) 整治方案可能需要多種技術的整合或分階段方式進行。
- (五)檢討整治成效及思考採用創新技術之可能性。

#### 二、整治技術選擇的流程

整治技術選擇前所需的基本要件包括整治前補充調查(Remedial investigation, RI)與整治技術可行性評估(Feasibility study, FS),其流程與工作內容大致可歸納如圖 6-1 所示,過程包括整治調查與可行性評估等 2 種機制。整治調查乃在收集數據用以了解場址狀況、決定污染物的特性、評估污染對人體與環境造成之風險,以及估算處理技術的成效與費用。而可行性評估的部分則用於整治行動方案的開發、篩選與細部評估分析,實際應用上,RI 與 FS 階段的分野並不是如此清楚,因為兩者幾乎是同時進行,而且所得結果有相互關係,並有可能影響最終的整治技術選擇。

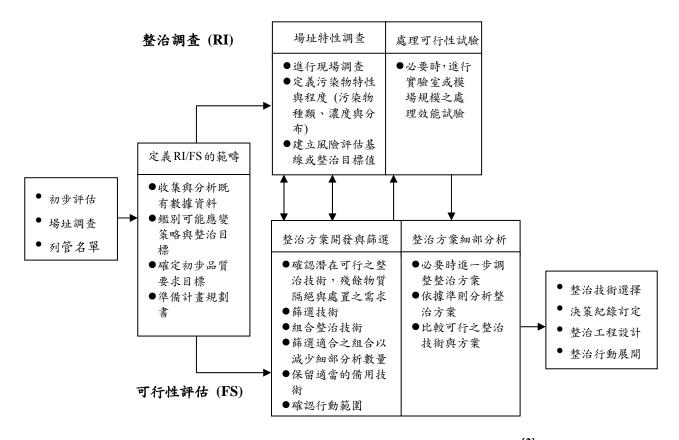


圖 6-1 整治調查與可行性評估的流程與工作內容[2]

因此整治技術選擇前,首先需要進行 RI/FS 範疇的定義,收集與分析過去調查計畫既有數據資料,鑑識可能應變策略與整治行動的目標,確定初步品質要求及整治目標值,以及準備整治行動之計畫書。

整治調查(RI)中之場址特性調查,是整治技術與整治方案篩選及規劃 之重要參考依據。因污染土壤及地下水整治費用高,場址污染狀況越清 楚越有利整治工程之施作,能瞭解土壤及地下水污染範圍及污染程度分 佈狀況,作經濟有效的分類或分區處理,可節省部分整治費用。土污法 第12條與第16條,以及土污法施行細則(以下簡稱施行細則)第21條中 ,均明訂整治計畫應根據場址調查評估結果擬訂之。此外在施行細則第 19條規定,於調查評估結果完成後3個月期限內,應提出相關之整治計 書。場址特性調查的工作包括依既有資料進行更詳細且必要的現場採樣 、檢測與數據分析,而且現場採樣可以分階段執行,以使調查評估結果 可被用於後續整治計畫規劃範疇,並進一步使採樣分析結果能更符合需 求。數據品質目標也可隨著調查工作之執行而適切修訂,藉掌握對場址 污染範圍及污染程度之了解,而降低調查所需時間與費用。傳統場址調 查可藉由分階段採樣與檢測來達成調查之目的,但由現地工作至實驗室 檢測結果的取得,通常需要數週時間,當現場所得分析結果不能滿足場 址調查需求時,有可能需要再重新採樣。為能有效減少場址特性調查的 時間與費用,場址快速調查評估已逐漸成為趨勢[3],其中包括美國環保 署積極推廣的三合系統(Triad system)場址污染調查。三合系統是依環境 整治效益決策所發展的系統,除了整合系統性規劃與動態工作計書 (Dynamic work plan)之外,更融入現地測試技術,以強化現場決策的規劃 方法,其主要的精神是在最短的時間內,以最經濟的方式,得到符合品 質要求的資料。當這些現地測試資料取得時,可明確定義污染物特性與 程度,判斷污染物種類、濃度實際分佈情形。

事業可向環保主管機關索取該場址歷次之土壤及地下水檢測結果、 地下水監測井設置位置及監測井卡等相關資料,以協助判定及掌握場址 初步污染狀況及水文地質相關資訊。

此外,依據土污法第17條的規定,因地質條件、污染物特性或污染整治技術等因素,污染物濃度無法整治至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,而主管機關亦積極推動以健康風險評估為基準的整治目標訂定指引。因此,場址調查評估資訊除了可以支持並決定具備應用潛力之整治技術外,同時亦可以協助場址健康風險評估工作之進行,藉由調查結果得以訂定風險

評估之基線資料,以鑑別場址既有或潛在的風險。

可行性評估機制中整治方案的開發與篩選,是在確認潛在可行之整治技術,以及判斷是否有殘餘物質、未處理廢棄物之隔絕與處置方式,以技術有效性、設置操作難易度與成本經費為考量作為整治技術篩選之依據,依技術特性組合作為場址可行整治技術之操作單元。整治技術可以依照污染介質(如地下水)、特定污染區域(如嚴重污染區塊)或整個場址做為規劃之依據。實務上,應依據日後可能殘留污染物、後續管理之長短,以及未處理廢棄物需阻絕處置的條件,考量發展多樣性整治方案,其中最高階之整治方案可將場址整治至免除長期管理(包括監測)之必要性,最低階之整治方案則僅就涉及處理主要污染物(即針對場址所造成之主要環境威脅)之整治技術組合。

如果既有場址特性、污染物特性與已知的處理技術不足以適當地進 行整治技術評選時,則可能需要進行整治可行性試驗,以協助評估特定 之整治技術。一般而言,整治可行性試驗可藉由實驗室規模試驗,收集 評估技術可行性所需的資訊,有時甚至需要進行模場規模試驗才能取得 必要的效能資料與較佳之成本分析資訊,進而在詳細分析過程中得以選 擇適合之整治技術。

一旦取得足夠的資訊,即可依據整治目標與法規要求等條件,針對不同整治技術或技術組合進行互相比較,此即為整治方案細部分析階段。在比較整治技術時,除考慮個別整治技術之優勢與缺點外,分析過程中亦應考慮場址本身限制必須妥協之關鍵,在技術層面與策略層面取得平衡。必要時,須依詳細分析結果進一步調整整治方案,最終是將分析評估結果提供決策者,選擇符合法規與整治目的需求之適當整治技術。

#### 三、整治技術選擇之步驟

在整治調查與可行性評估之後,將進行整治技術選擇,經過一連串 討論與評估,訂定決策紀錄(Records of decision, ROD),然後進行整治工 程設計及展開實際整治工程。整治工程設計及整治工程執行期間仍可對 整治技術重新評估選擇,但篩選評估的過程不能背離該遵守之原則。

#### (一) 篩選評估準則

整治技術方案篩選分析可依據效能、履行能力與成本 3 項基準進行評估。在進入細部分析階段,整治技術可與特定考量準則及其個別的因素對比,例如美國環保署列出 9 大準則<sup>[4]</sup>做為對應評估項目,其中包括:

- 1. 整體對人體健康與環境的保護。
- 2. 符合適用性或相關合理的要求(Applicable or Relevant and Appropriate Requirements, ARARs)(如法規要求)。
- 3. 長期與永久性整治成效。
- 4. 藉由整治處理降低污染物之毒性、移動性與體積。
- 5. 短期整治成效。
- 6. 可履行性。
- 7. 整治成本費用。
- 8. 主管機關接受程度。
- 9. 社區與民眾接受度。

篩選時所採用的基準與上述 9 項準則之間的關係則可以進一步以圖 6-2 加以說明。因此進行整治技術選擇評估時,執行可行性評估者應對於各項準則有相當程度的了解,才能在分析時確實掌握方向。整治技術抉擇的門檻因素包括必須能對人體健康與環境進行保護與符合適用性或相關合理的要求品質,以作為選擇的基本條件;第 3 項至第 7 項準則為主要衡量因素,作為衡量選擇各項主要協調要素;而主管機關與民眾的接受度將作為選擇修正的因素,將參考公眾意見或有新資訊、新穎技術而變更。以下將繼續針對篩選評估的 3 大基準進行說明。

## 1. 效能評估

篩選評估的關鍵課題是各種整治技術在保護人體健康與環境之成效。每一項整治技術應就其可達到之降低污染物毒性、移動性或體積成效加以評量,同時短期與長期效應亦要被列入考量。所謂短期效應是指工程營造與建置期間,而長期效應則是指整治行動完成後的期間。至於污染物毒性、移動性或體積降低成效是指採用該項整治技術所能改變的有害污染物或受污染介質之特性以及所能降低與其相關之威脅或風險。

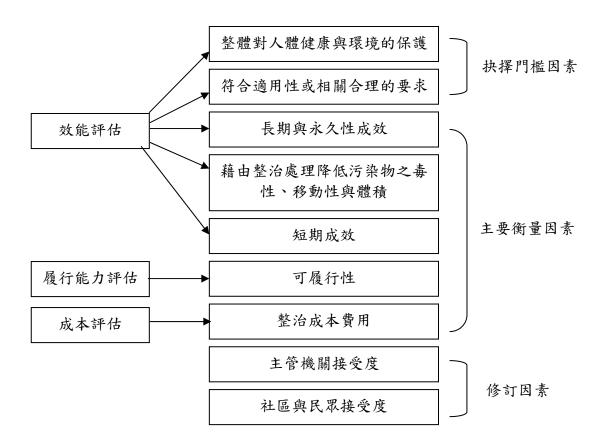


圖 6-2 初步篩選與細部分析準則間之關係[2]

#### 2. 履行能力評估

可履行性在評估過程中是用於評量特定場址條件下,適切程序 選項之組合,其包括建造、操作與整治行動維護的技術與行政可 行性評量。所謂技術可行性是指以建造、穩定操作與符合技術專 屬之程序規範(包括操作、維護、更換與監控整治技術的各項技術 單元)。行政可行性則是指能取得其他主管單位許可的能力、整治 技術的可取得性、具備後續貯存或處置的容量,以及能獲得特殊 設備與專家之需求。

當一項整治技術被認定不可行,通常在初步篩選即被排除,而不會被進一步考慮。對行政可行性之負面影響因素,通常會透過協調方式來降低對整治技術之負面衝擊,但並不一定會將該項整治技術排除。

#### 3. 成本評估

整治技術篩選另一項評估基準為成本評估,評估項目包括整治方案之規劃設計費、整治工程硬體設備費用、整治工程操作維護費(需考量稅率及通貨膨脹因素),以及後續週期性費用,如整治設備故障或更換、系統設備拆解與場址復原、應變計畫及後續監測

計畫等。成本支出的因素可能影響污染物之整治目標值,同時決 定該技術是否具實用性,但有時也會因污染行為人或污染土地關 係人的財務狀況或場址現值而改變整治成本之評估結果。由於整 治技術篩選時所存在之各項因素數據之不確定性,一般而言,在 訂定決策記錄時,整治成本一般估算偏差在-10%至+15%之間, 屬於合理的範圍,而在整治行動時對成本的估算在細部分析下, 其偏差範圍會擴大到-30%到+50%之間[5]。成本評估過程中,應該 納入敏感度分析,以確保掌握偏差範圍,而敏感度分析項目應包 括整治行動的有效期限、操作維護費用、整治期間的時程、場址 的特性(如污染物數量)及通貨膨脹等因素。污染場址整治計畫基本 資料可利用美國發展的歷史費用分析系統(Historical cost analysis system, HCAS)輸入,該系統同時將整治工作結構區分(Work breakdown structure, WBS)逐一分項進行費用分類,方便整體成本 費用之估算。一般實際經驗各項整治技術花費可參考美國環保署 整理的資料庫 Vendor Information System for Innovative Treatment Technologies (VISITT) database<sup>[6]</sup>,該資料庫目前版本為 6.0 版,其 中涵括 204 個廠商資料及 325 個新穎處理技術之使用,資料庫中 針對整治計畫的經驗費用進行列舉說明,對於較特定技術的單價 則可參考美國環保署的文獻[7]。

# (二) 篩選考量要項

整治技術的選擇除了依據上述準則評估外,亦需考量以下特定的要項:

- 1. 考量因子包括主要及次要威脅污染物的特性與污染程度,受污染介質種類與體積數量,以及場址現狀,如建築物及道路等與土地使用型態,場址區域地理環境及氣象等因素。
- 污染處理所使用的方式包括現地處理、現場處理、離場處理模式, 有些處理技術僅適用於特定模式,而並不適用於其他。
- 3. 部分次要威脅低污染程度污染物有時可使用隔絕方法,避免污染的 傳輸,同時隔絕亦可減少整治工程直接處理所需的費用,而處理所 剩下的殘餘物與未處理的廢棄物或許有處置的必要性,其運送距離 與方法皆應列為評估項目。
- 4. 整治工程期間所產生的空氣污染排放,以及設備尾氣處理之必要性亦應列為評估要項,其不僅牽涉人體健康風險問題,同時也影響整治技術之成本考量。

- 5. 技術執行之困難度與達成整治目標所需時程的評估,整治時程可能 受整治技術之限制,如設備大小與處理量、最大處理成效以及處理 系統取得難易度所影響。
- 6. 法令許可及其所產生之限制,諸如整治程序的尾氣處理所可能需要的排放許可,以及整治程序產生之廢水自行處理後排放或交由工業 區綜合污水處理廠納管處理之污染物(如化學需氧量)總量限制問 題,均為應考量法令許可之評量因素。

# (三) 整治技術組合之可行性

當個別整治技術經過 RI/FS 的篩選,及利用上述基準與考量要項的評估後,場址污染整治方案選擇或許需要使用多項技術結合成為整治技術組合(Treatment train),在同時或分階段執行整治工作。然而並非所有整治技術都適合或適用於整治組合中,例如整治技術中使用電動力分離法(Electrokinetic remediation process)可涵蓋於整治技術組合中,但具有可獨立操作的特質之植生復育及固化/穩定化技術則不必要具備於整治技術組合中,美國聯邦整治技術組織 The Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR) [8] 曾探討並結論提出現地及非現地整治技術篩選結果並做成資料矩陣,針對不同污染物質特性,將可能使用之整治技術除依發展應用之狀況、殘餘物產生的可能性、硬體經費或操作維護費較重要的狀況、目前已可利用性、系統操作維護可靠性、整治所需時間、整體費用進行評價區分等級,此外亦將個別整治技術列為整治組合的可能性明確定義說明。因此,由各項整治技術如何結合成為整治組合,考量的因素如下所列:

- 1. 整治技術之獨立性。
- 2. 整治技術結合時連結介面之可靠性。
- 3. 各項整治技術之互補性,用以處理不同污染物。
- 4. 是否減少殘餘物與未處理廢棄物數量。
- 5. 整治技術結合時是否更容易操作與維護。
- 6. 整治技術結合時是否更容易達成整治目標。
- 7. 結合後是否可節省整治經費與時程。

# 6.2 健康風險評估

現行污染場址列管方式多以土壤或地下水污染物濃度是否超過法規管制值,作為場址列管與否之依據,惟每一場址污染傳輸途徑不同、受體暴露時間不同,致每一污染場址對環境之危害性亦有程度上差異,故行政院環保署於95年3月29日修正發布「土壤及地下水污染控制場址初步評估辦法」(以下簡稱初評辦法)中納入健康風險評估概念,並訂定有健康風險評估方式,以協助瞭解污染場址對環境影響程度。

地方主管機關得通知污染行為人及土地使用人、管理人或所有人,以 健康風險評估結果,作為污染控制場址是否需公告為污染整治場址之評估 依據,以下就現行環保法令規定與評析方法,說明如下:

# 6.2.1 土污法相關規定介紹

現行環保法令有健康風險評估之規定,摘要說明如下:

一、「土壤及地下水污染控制場址初步評估辦法」

環保署於 95 年 3 月 29 日修正發布「土壤及地下水污染控制場址初步評估辦法」(以下簡稱初評辦法),於初評辦法中納入健康風險評估方法,以決定土壤及地下水污染控制場址是否需進入整治場址及其整治的程度,當控制場址符合初評辦法第 2 條各款情形之一時,所在地主管機關應報請中央主管機關審核後公告為整治場址,依初評辦法第 6 條規定,控制場址符合第 2 條第 1 項規定者,所在地主管機關得通知場址污染行為人及土地使用人、管理人或所有人申請辦理健康風險評估。而依初評辦法第 7 條規定,健康風險評估報告經審查其致癌風險低於百萬分之一且非致癌風險低於 1 者,所在地主管機關無須報請中央主管機關公告為整治場址。但場址仍應依土污法控制場址相關規定辦理。

## 二、「控制場址健康風險評估審查注意事項」

配合初評辦法之修正施行,環保署於96年5月8日另發布「控制場址健康風險評估審查注意事項」,以協助審查委員會及所在地主管機關於審查健康風險評估報告時之參考。依現行之審查機制,主要配合初評辦法之實施,縣市環保局得主動通知公告控制場址之土地所有人提出健康風險評估,而受通知人於接獲通知後2週內提出申請辦理健康風險評估。於受通知人提出健康風險評估報告後,縣市環保局及審查委員會即分別進行「程序審查」及「實體審查」作業;審查時則參照「控制場址健康風險評估審查參考手冊」之相關說明進行;其審查作業流程,如圖6-3所示。

# 三、「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」[9]

為使各界依初評辦法之規定執行健康風險評估工作,環保署於95年4月26日公告「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」供各界參考,並考量使用之便利性,依據前述評析方法建置電腦計算程式系統(網址: http://sgw.epa.gov.tw/HRisk),可提供健康風險評估執行者試算之參考。

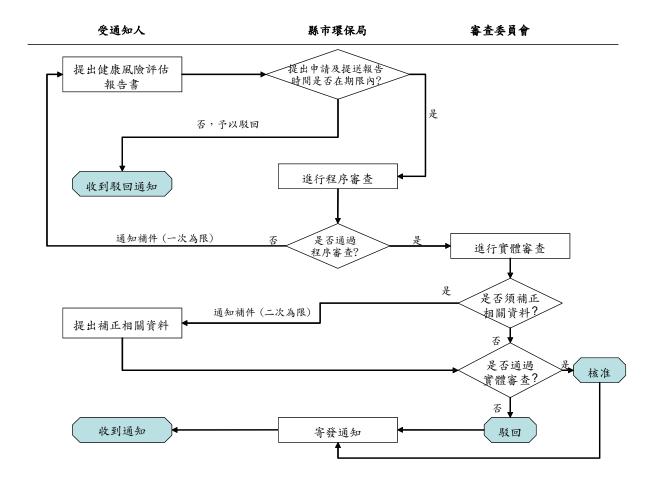


圖 6-3 健康風險評估報告書審查作業流程

# 6.2.2 健康風險評估評析方法[10]

環保署制定土壤地下水污染場址健康風險評估評析方法時,係參考歐 美先進國家已行之有年之健康風險評估執行方式,如:美國材料及試驗協 會 (American Society for Testing and Materials, ASTM)層次性風險評估指 引與美國環保署超級基金制度。現行健康風險評析方法主要分為四大部 分,評估架構如圖 6-4 所示,摘要說明如下:

# 一、危害鑑定(Hazard identification)

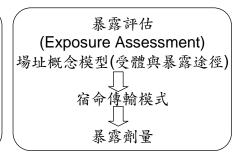
危害鑑定為健康風險評估的第一個步驟,主要係以蒐集現有場址資訊與污染物檢測資料,來確認場址關切污染物種類及其濃度、可能影響關切污染物傳輸途徑及是否有受體可能受到該關切污染物的危害。這個步驟,因評估之需求,健康風險評估執行人員需以現有可取得資料建立初步之場址概念模型(Site conceptual model, SCM)。此外,本評析方法規定主管機關可視場址污染情形,要求健康風險評估者,必要時可將非土壤或地下水污染管制項目之污染物,列入關切污染物質計算其風險。



危害鑑定 (Hazard Identification) 確認關切污染物 劃定場址污染範圍



劑量反應評估 (Dose Response Assessment) 整合毒性資料 ↓ 致癌斜率與非致癌參考劑量





風險特徵描述 (Risk Characterization) 致癌風險 非致癌風險 不確定分析



#### 圖 6-4 健康風險評估架構

# 二、劑量反應評估 (Dose response assessment)

評析方法制定劑量反應評估時,有兩項主要的前提:一為僅進行慢性毒性之風險評估,需取得慢性毒性因子;另一因目前國內缺乏專門之風險評估毒理資料庫,因此現階段毒性因子均引用國際上較有公信力的資料庫。

現行評析方法參考資料庫大多為廣泛且為各國所接受使用之毒理資料庫,主要為資料庫檢索之方便性,可於網路上查得。現行評析方法中,以美國環保署綜合風險資訊系統(Integrated risk information system, IRIS) 為毒性因子資料庫中引用之第一順位,世界衛生組織簡明國際化學評估 文件(WHO Concise International Chemical Assessment Document,CICAD)則為第二順位。此外,增列美國環保署暫行毒性因子(Provisional Peer Reviewed Toxicity Values,PPRTVs)、美國毒性物質和疾病管制署(Agency of Toxic Substance and Disease Registry,ATSDR)最小風險濃度(Minimal risk level,MRL)、美國環保署健康效應預警摘要表格(Health Effect Advisory Summary Table,HEAST)與美國加州環保署所建立之毒性因子毒性資料庫,以備於上述兩個毒性資料庫缺乏該項毒性資料時,可以作為輔助之參考。

# 三、暴露評估(Exposure assessment)

## (一)暴露情境之選擇

暴露情境之選擇係考量我國較可能發生的情境,而選擇住宅 區、工業區與商業區為主要情境,其中住宅區與工/商業區之情境, 在各國執行健康風險評估時亦為常見之評估情境。

## (二)暴露途徑的選擇

評析方法中有關第一層次與第二層次暴露途徑係以 ASTM 風險評估指引與美國環保署超級基金(USEPA Superfund)風險評估指引 (Risk assessment guidance)所提供的暴露途徑,並參考我國可能暴露情況所制定。而第三層次健康風險評估中,由於暴露情境會因場址特異性而有各種不同之設定,因此在評析方法中對於暴露途徑的規範,則採原則性說明。

# (三)暴露參數之選擇

暴露評估計算中所適用之參數主要分為兩大類,一為地質水文參數,二為受體本身行為與生理情況相關之參數。有關地質參數之土壤性質參數,可依地層土壤之性質分類於文獻中找到相對之數值。而受體參數主要以目前衛生署國民營養調查中可取得之參數,輔以美國暴露因子手冊中參數調查資料及各計畫進行之調查所得資料,作為預設值。

#### 四、風險特徵描述(Risk characterization)

### (一) 可接受風險之判定

#### 1. 致癌風險

現行評析方法中,可接受致癌風險是採 ASTM 之認定為主, 住宅區設定受體因含有孩童,屬於較敏感的受體,因此在第一與 第二層次健康風險評估中,均以百萬分之一(10<sup>-6</sup>)為可接受的風 險。而在工商業區中,則考量在第二層次健康風險評估中可以使 用較為寬鬆的萬分之一(10<sup>-4</sup>),因為在第二層次中蒐集之資料較為 豐富,降低了風險的不確定性,且工商業區中所設定受體,並無 孩童或其他的敏感受體。

#### 2. 非致癌風險

因非致癌風險的計算是假設毒性物質導致非致癌不良反應濃度有一個閾值(即參考劑量)存在,超過閾質才會產生風險。以非致癌風險的計算方式來看,當危害商數超過1,即表示濃度超過閾值,會產生不良反應,因此無論暴露情境為何,均以非致癌風險不大於1為判定標準。

# 6.2.3 層次性健康風險評估訂定之依據[10]

現行評析方法採層次性之步驟,由第一層次至第三層次,其暴露情境假設與暴露參數之引用由簡單至複雜。第一層次健康風險評估多使用預設之情境與數值,現地所需之調查較少,而第二層次健康風險評估的暴露情境雖為預設,但暴露參數則以現地調查之結果為主。又第一層次與第二層次的健康風險評估之暴露途徑多屬直接暴露途徑(Direct exposure pathway),若污染物可能經由間接暴露途徑(Indirect exposure pathway)對人體或生態造成影響,則應直接進行第三層次健康風險評估。在第三層次的健康風險評估中,除了暴露途徑與情境較複雜外,暴露參數亦可以統計分佈來代替定值,再利用蒙地卡羅模擬(Monte Carlo simulation)之方法,計算風險之分佈。

現行評析方法於第一層次風險評估中採較嚴格評估標準,但相對使用較少資源進行場址調查與計算之工作。若以此較嚴格之判定標準場址仍能通過風險評估,則無需再做進一步的調查。第二層次需要調查之場址資料較第一層次多,但所得之風險計算結果則較為寬鬆。以此類推,第三層次又較第二層次耗費調查資源,但標準又更為寬鬆。雖如此,但並非所有的場址都需要詳細調查的結果,來作為整治與後續管理之依據,因此,在可以保護受體健康之情況下,應達節省時間與經費之目的。

# 6.3 控制與整治計畫研擬

#### 一、法令依據

依據土污法第 11 條之規定<sup>[11]</sup>,主管機關對於有土壤或地下水污染之 虞場址進行調查查證後,如發現該場址污染物濃度超過法規管制值,則 該場址將可能被公告為「控制場址」,控制場址經初步評估後,有危害國民健康及生活環境之虞時,所在地主管機關應報請中央主管機關審核後公告為「整治場址」。控制場址未經公告為整治場址時,所在地主管機關得依實際需要,命污染行為人提出控制計畫,經所在地主管機關核定後實施。

另依土污法第 16 條之規定,整治場址之污染行為人應依第 12 條之調查評估結果,訂定土壤與地下水污染整治計畫,經主管機關審查核定後據以實施。

# 二、控制計畫之研擬

土壤與地下水污染控制或整治計畫之內容,分別於土污法施行細則 [12] 第 14 條與第 21 條中有明確之規範,其應包含之事項如表 6-1 所列。

表 6-1 土壤與地下水污染控制計畫與整治計畫之內容

事項	控制計畫	整治計畫
計畫提出者、撰寫者及執行者資料	✓	✓
計畫大綱	_	✓
場址基本資料	✓	✓
場址現況及污染情形	✓	✓
污染物、污染範圍及污染程度	✓	✓
整治基準或整治目標	_	✓
污染控制及防治方法	✓	_
整治方法	_	✓
污染監測方式(計畫)	✓	✓
污染防治計畫	_	✓
工地安全衛生管理(計畫)	✓	✓
控制結果之驗證方式	✓	_
整治完成之驗證計畫	_	✓
整治經費預估	_	✓
計畫執行期程	✓	<b>√</b>
其他經主管機關指定之事項	✓	✓

註:√表土污法施行細則規定之必要項目; -表非必要項目

環保署已於93年8月26日公布「土壤及地下水污染控制計畫撰寫 指引」與「土壤及地下水污染整治計畫撰寫指引」,提供相關計畫應撰寫 內容以提供參考。

以下就污染控制計畫相關之研擬內容說明之:

#### (一) 計畫提出者、撰寫者及執行者資料

## 1.計畫提出者

依土污法第 11 條,由控制場址污染行為人為計畫提出者;或依土污法第 17 條,由所在地主管機關或整治計畫實施者為計畫提出者。由法人提出者,應包括法人、負責人及專案經理人之資料。

#### 2.計畫撰寫者

可由計畫提出者自行撰寫或委由他人(技師事務所、顧問公司、工程公司及其他國內外相關單位或機構)負責撰寫。若委由他人負責撰寫者,應提出與撰寫人之委辦證明文件及其基本資料(公司證照、負責人資料、營業項目、相關經驗與實績等)。

## 3.計畫執行者

可由計畫提出者自行執行或委由他人(技師事務所、顧問公司、工程公司及其他國內外相關單位或機構)執行。若委由他人負責執行者,應提出與執行人之委辦證明文件及其相關資料(公司證照、負責人資料、營業項目、相關經驗與實績等)。若計畫撰寫者與計畫執行者相同時,則此項略以同上述計畫撰寫者即可。

## (二) 場址基本資料

1.場址公告資料

說明該場址之公告日期、文號及公告內容。

- 2. 場址名稱及地址、地號或位置及污染行為人資料
  - (1)名稱:以主管機關公告控制場址之場址名稱為準。
  - (2)地址、地號或位置:以主管機關公告控制場址之場址地址、地號 或位置為準。得以事業地址、地號、地標或其他適當方式表示補 充說明之。
  - (3)污染行為人資料:姓名、出生年月日、性別、住(居所)及其他足資辨別之特徵。若為法人或非法人團體,需提供資料名稱、地址、負責人(代表人或管理人)姓名、負責人(代表人或管理人)出生年月日、負責人(代表人或管理人)性別、營利事業統一編號或稽徵

機關扣繳單位統一編號、住(居所)。

3.目前營運狀況

至少說明以下內容:

- (1)污染場址目前營運狀況:如是否為停工、停業、歇業、部分停工、 停業或正常營運或其他。
- (2)導致污染發生的製程、原物料、產品或其他化學品、廢水及廢棄 物貯存、清除、處理狀況等狀況。
- (3) 廠區配置。
- (4)場址內污染來源。

## 4.場址沿革

描述污染場址為目前使用狀況前至少 10 年使用情形:如曾在 此設置的各公私場所及其營運時間、可能導致污染發生的原物 料、製程或產品、廢水及廢棄物貯存、清除、處理狀況、過去之 廠區配置等。

5. 場址曾實施之調查與措施

說明場址內曾實施之調查與措施工作等相關資料,例如:

- (1)指定公告之事業所使用的土地移轉時之調查:依土污法第8條規定,中央主管機關指定公告之事業所使用之土地移轉時,讓與人應提供土壤污染檢測資料。
- (2)指定公告之事業於設立、停業或歇業前之調查:依土污法第9條 規定,中央主管機關指定公告之事業於設立、停業或歇業前,應 檢具用地之土壤污染檢測資料。
- (3)場址曾辦理之土壤或地下水相關調查資料或緊急應變資料,如場址環境污染評估 (ESA phase I、phase II)、農地作物調查資料、測漏管氣體、土壤氣體、防蝕電位、電連通、存量分析、自動量油器測漏、管線/油槽密閉測試、管線/油槽測漏、地球物理探測及土壤/地下水檢測資料等。
- (4)其他調查資料(包含曾違反環保法規之相關文件或資料)。
- (三) 場址現況及污染情形
  - 1. 場址現況

至少包含以下內容:

(1)污染場址面積大小。

- (2) 地理位置(附場址座落圖)。
- (3) 土地使用分區類別。
- (4) 環境敏感區位說明(是否位於國家公園、生態保護區、古蹟保存區、公告飲用水水源水質保護區或其他特殊區域等)。
- (5) 場址污染範圍周圍 1 公里內居民分佈。
- (6) 地表水及地下水使用狀況。
- (7) 其他現況說明(如地上物及地下構造物等)。

#### 2. 場址特性

說明內容官包括:

- (1)氣候:說明3年內場址地區之降雨量、降雨日數、平均氣溫、相 對濕度、最高氣溫、最低氣溫及蒸發量等。
- (2) 地形地貌: 說明場址及鄰近地區之地形地貌, 並附地形圖。
- (3) 地質:說明場址地表下的地質材料組成、地層、構造及地層材料 等,並附地質剖面圖。
- (4) 土壤及通氣層(Vadose zone): 說明場址土壤之土系、土壤酸鹼值 反應(pH)、土壤含水率、土壤質地、有機碳含量及陽離子交換容 量(CEC)等。
- (5) 地表水文: 說明場址及其鄰近的河川、湖泊、池塘、濕地等關係, 並附地表水文圖。
- (6)水文地質:說明場址含水層系統中有多少含水層及含水層類別、 阻水層之水平及垂直延伸範圍,阻水層水平連續性是否完全涵蓋 含水層面積等,並附水文地質剖面圖。
- (7) 地下水流:說明各含水層之水力參數、水位、地下水之流向及流速之分佈與變化,並附地下水水位圖。
- 3. 污染情形

污染情形概述。

(四)污染物、污染範圍及污染程度

根據場址特性及污染情形的描述,說明下列項目:

1. 標的污染物及其特性

說明場址土壤及地下水中已達法規標準的污染物種類及其特性。

#### 2. 污染範圍及污染程度

- (1) 調查情形與結果:依據場址過去曾實施之調查結果,及因應本控制計畫之撰寫,如有補充調查資料時,應一併納入說明。同時,依據污染物特性及場址特徵,針對土壤系統及地下水系統的污染情形分別說明污染物之溶解相、蒸汽相、吸附相、固相等於各環境介質擴散等傳輸及吸、脫附行為。土壤系統應分為土壤及土壤氣體兩部分說明,地下水系統應分為溶解相及污染源區(Source zone)說明。
- (2) 推估分析: 說明場址污染範圍及污染程度之推估分析結果。
- (3) 總結:依場址實際調查及推估分析結果,說明場址污染範圍及污染程度。

## (五) 污染控制及防治方法

應分別說明土壤污染及地下水污染的污染控制及防治方法。污染控制所採取之處理技術,若無場址先導試驗資料可佐證,至少應採擷國內外相關實場、模場文獻資料評估說明處理效率等技術可行性。另若本污染場址為整治場址,依土污法第17條第3項之規定提出控制計畫者,除污染控制及防治方法說明外,應補充環境影響、健康風險評估結果,及實施控制計畫期間可能暴露途徑及評估對敏感受體影響等說明。

污染控制及防治方法說明內容應包括:

- 1. 控制方法說明。
- 2. 控制方法細部規劃。

控制方法細部規劃內容包括:

- (1) 控制方法處理流程說明。
- (2) 處理土方量及污染地下水量估算。
- (3) 處理技術,分為土壤污染控制及(或)地下水污染控制說明。
- (4)污染土壤及地下水處理及處置地點規劃等。
- 3. 控制方法的經費預估。
- 4. 污染防治計畫。

應以符合相關環保法規之規定為原則,說明控制計畫執行期間 對空氣污染、水污染、噪音與振動或其他污染等問題所實施之預 防措施,以防範污染場址在控制計畫執行期間因工程而造成環境 之傷害。

- (1) 空氣污染—依據空氣污染防治及勞工安全衛生相關法規,說明控制計畫執行期間對現場作業環境及場址周界之空氣品質管制方法等。
- (2) 水污染—依水污染防治相關法規,說明控制計畫執行期間場址內 產生之廢、污水或抽取使用之地下水之處理方法等。
- (3) 噪音與振動—說明對控制計畫執行過程中所產生之噪音與振動實施之防治措施等。
- (4) 其他污染—說明對控制作業執行過程中所產生之其他污染實施 之防治措施等,如廢棄物質之處理。

## (六) 污染監測方式

監測計畫應注意控制方案所需之設備、儀器、機械、材料及相關設施等,在控制過程操作運轉的同時,可能對污染場址及其周圍環境產生的影響,並防範人為意外與災害發生。若場址周圍有重要生態區,如自然保護區、河口、海岸潟湖、紅樹林沼澤、草澤、沙丘、沙洲、珊瑚礁、濕地、野生動物保護區、生態保育區、自然保留區、國家公園、國有林自然保護區、水產動植物繁殖保育區或其他等,整治計畫執行期間應針對該生態辦理監測。

污染監測方式內容宜包括:控制方案實施時所使用儀器與設備 之操作維護、場址內及其附近的環境監測等。監測檢驗測定均應依 土污法第10條及相關規定辦理。

另外,監測計畫內容應說明監測點數目及其相關位置、環境監 測類別、採樣頻率、樣品採樣方法、檢測方法與程序、品保品管及 樣品運送程序等,項目包括:

1. 場址污染監測計畫

說明污染整治過程中,場址內土壤、地下水之監測計畫。

2. 場址周圍環境監測計畫

說明污染整治過程中,場址放流水質、地表水質、空氣品質、 施工噪音與振動及地下水質等監測計畫。

#### (七) 工地安全衛生管理

控制計畫執行期間應依「勞工安全衛生法」等相關規定訂定工 地安全衛生計畫,擬定安全衛生工作守則,詳列安全衛生注意事項、 實施作業環境測定,並防範人為意外與災害發生及對於緊急事故之應變措施等。此外,應妥慎規劃有關人員參觀之安全及場址保全工作。

緊急應變計畫主要目的在於控制工作執行,避免人員損傷、減少財產損失或環境品質遭受破壞等。若污染物質屬第3類毒性化學物質,且符合第3類毒性化學物質危害預防及應變計畫作業要點第2條規定者,應依該要點辦理。緊急計畫內容至少應涵蓋下列重點:

- 1. 說明緊急應變組織之組織架構、人員之職責與聯絡方法。
- 2. 說明緊急應變程序,並包含污染物特性及緊急應變方法。
- 3. 現場應設置告示牌, 說明聯絡人員姓名、電話及及緊急通訊方法。
- 4. 說明緊急事件無法立即控制且有擴大之虞時,通知支援單位尋求協助及向主管機關報備之通報系統。

## (八) 控制結果之驗證方式

控制結果之驗證方式是為驗證控制過程是否依據控制計畫內容 所訂定各階段期程執行,及場址污染物濃度是否達到控制計畫之目 標,驗證方式應包括具代表性之土壤、地下水採樣方法執行。

驗證事項之查核方法應由控制計畫實施單位提出,由監督小組 審查同意後執行。監督小組亦得提出相關、合適之查核方法以補不 足之處。應提出驗證內容如下:

#### 1. 驗證單位

於報告提出或承諾於辦理驗證時提出驗證單位。

2. 標的污染物之控制計畫目標

說明在控制計畫實施後,標的污染物欲達到之濃度標準。

3. 各階段之驗證項目與方法

驗證程序應說明為整體驗收或分階段驗收,並提出驗證事項及 驗證方法。驗證項目與方法應區分為土壤污染、地下水污染說明。 若控制方法以圍封措施執行,應說明圍封措施之完整性,以及是 否已將污染源區完全阻隔,是否無污染物溶出圍封範圍。

此外,驗收所需土壤採樣點、地下水採樣井之配置及個數應能充分代表土壤、地下水質資料;地下水採樣井之完整性應依「地下水水質監測井設置規範」設置,檢測數據並應符合品保檢測數據之品質目標要求。若驗證用井及土壤採樣點個數、位置不足時,

監督小組得提出設置新井及採樣點要求。

土壤及地下水驗證方法原則如下:

- (1)土壤方面,考量深度、採樣點配置及樣品數,應能充分顯示調查 區污染物之平均值、最大值及污染物之分佈狀況等。
- (2) 地下水方面,通常對污染源區或溶解相控制成效最直接的驗證方法,是在適當地區採集地下水樣,適當的驗證採樣區包括:污染源控制措施區域之地下水流下游處、進行控制前之高污染濃度區、地下水污染範圍下游處之場址邊界,或受體集中區等。亦可對場址內外,原地下水管理範圍內之所有監測井採樣。

## (九) 計畫執行期程

提出控制計畫期程,應包括:

- 1. 推估控制計畫設計與執行所需時間,並設定查核進度項目、完成預 定比例與時間點。
- 2. 推估達到計畫目標之期程。
- 3. 設備實際操作與運作時間。
- (十) 其他經主管機關指定之事項

### (十一)參考資料

此部分包含所有參考文獻及相關重要資料說明。

#### 三、整治計畫之研擬

由表 6-1 可見,污染整治計畫書的內容與污染控制計畫書有多項相同或類似之項目,同時規範整治目標、整治方法與整治成效等整治計畫核心項目,例如整治目標即為整治技術篩選的重要準則(詳見 6.1 節)。以下就污染整治計畫相關之研擬內容加以說明。

## (一) 計畫提出者、撰寫者及執行者資料

#### 1. 計畫提出者

依土污法第 16 條,整治場址污染行為人、污染土地關係人或 所在地主管機關為污染整治計畫提出者。由法人提出者,應包括 法人、負責人及專案經理人之資料。

#### 2. 計畫撰寫者

可由計畫提出者自行撰寫或委由他人(技師事務所、顧問公司、工程公司及其他國內外相關單位或機構)負責撰寫。若委由他 人負責撰寫者,應提出與撰寫人之委辦證明文件及其基本資料(公 司證照、負責人資料、營業項目、相關經驗與實績等)。

3. 計畫執行者

可由計畫提出者自行執行或委由他人(技師事務所、顧問公司、工程公司及其他國內外相關單位或機構)執行。若委由他人負責執行者,應提出與執行人之委辦證明文件及其相關資料(公司證照、負責人資料、營業項目、相關經驗與實績等)。若計畫撰寫者與計畫執行者相同時,則此項略以同上述計畫撰寫者即可。

# (二) 計畫大綱

計畫大綱主要是提供計畫書的摘要,其包括下列內容:

1. 場址名稱及地址、地號或位置

該場址經所在地主管機關報請中央主管機關審核後公告為土壤、地下水污染整治場址的名稱及地址、地號或位置。

2. 污染物及污染情形

應註明超過土壤及地下水污染管制標準污染物種類及濃度,並 說明污染之情形。

3. 污染物整治基準或整治目標

說明該場址土壤、地下水污染物之整治基準或整治目標。

4. 整治方法概述

說明整治方法的實施步驟。

5. 整治計畫期程

應包括推估整治計畫設計與執行所需時間,以及達到整治基準/目標之期程。

# (三) 場址基本資料

1. 場址公告資料

說明該場址之公告日期、文號及公告內容。

- 2. 場址名稱、地址、地號或位置及污染行為人與污染土地關係人資料
  - (1) 名稱:以所在地主管機關報請中央主管機關審核後公告為土壤、 地下水污染整治場址之名稱為準。
  - (2) 地址、地號或位置:以所在地主管機關報請中央主管機關審核後公告為土壤、地下水污染整治場址之地址為準。得以事業地址、地號、地標或其他適當方式表示補充說明之。

(3)污染行為人與污染土地關係人資料:姓名、出生年月日、性別、住(居所)及其他足資辨別之特徵。若為法人或非法人團體,需提供資料名稱、地址、負責人(代表人或管理人)姓名、負責人(代表人或管理人)出生年月日、負責人(代表人或管理人)性別、營利事業統一編號或稽徵機關扣繳單位統一編號、住(居所)。

#### 3. 目前營運狀況

至少說明以下內容:

- (1)污染場址目前營運狀況:如是否為停工、停業、歇業、部分停工、 停業或正常營運或其他。
- (2) 導致污染發生的製程、原物料、產品或其他化學品、廢水及廢棄 物貯存、清除、處理等狀況。
- (3) 廠區配置。
- (4) 場址內污染來源。

## 4. 場址沿革

描述污染場址為目前使用狀況前至少 10 年使用情形:如曾在此設置的各公私場所及其營運時間、可能導致污染發生的原物料、製程或產品、廢水及廢棄物貯存、清除、處理狀況、過去之廠區配置等。

5. 場址曾實施之調查與措施

說明場址內曾實施之調查與措施工作等相關資料,例如:

- (1)指定公告之事業所使用的土地移轉時之調查:依土污法第8條規定,中央主管機關指定公告之事業所使用之土地移轉時,讓與人應提供土壤污染檢測資料。
- (2)指定公告之事業於設立、停業或歇業前之調查:依土污法第9條 規定,中央主管機關指定公告之事業於設立、停業或歇業前,應 檢具用地之土壤污染檢測資料。
- (3)場址曾辦理之土壤或地下水相關調查資料或緊急應變資料,如場址環境污染評估(ESA phase I、phase II)、農地作物調查資料、測漏管氣體、土壤氣體、防蝕電位、電連通、存量分析、自動量油器測漏、管線/油槽密閉測試、管線/油槽測漏、地球物理探測及土壤/地下水檢測資料等。
- (4) 其他調查資料(包含曾違反環保法規之相關文件或資料)。

#### (四) 場址現況及污染情形

1. 場址現況

至少包含以下內容:

- (1)污染場址面積大小。
- (2) 地理位置(附場址座落圖)。
- (3) 土地使用分區類別。
- (4) 環境敏感區位說明(是否位於國家公園、生態保護區、古蹟保存區、公告飲用水水源水質保護區或其他特殊區域等)。
- (5) 場址污染範圍周圍1公里內居民分佈。
- (6) 地表水及地下水使用狀況。
- (7) 其他現況說明(如地上物及地下構造物等)。
- 2. 場址特性

說明內容宜包括:

- (1) 氣候:說明3年內場址地區之降雨量、降雨日數、平均氣溫、相對濕度、最高氣溫、最低氣溫及蒸發量等。
- (2) 地形地貌: 說明場址及鄰近地區之地形地貌, 並附地形圖。
- (3) 地質:說明場址地表下的地質材料組成、地層、構造及地層材料 等,並附地質剖面圖。
- (4) 土壤及通氣層(Vadose zone): 說明場址土壤之土系、土壤酸鹼值 反應(pH)、土壤含水率、土壤質地、有機碳含量及陽離子交換容 量(CEC)等。
- (5) 地表水文: 說明場址及其鄰近的河川、湖泊、池塘、濕地等關係, 並附地表水文圖。
- (6)水文地質:說明場址含水層系統中有多少含水層及含水層類別、 阻水層之水平及垂直延伸範圍,阻水層水平連續性是否完全涵蓋 含水層面積等,並附水文地質剖面圖。
- (7) 地下水流:說明各含水層之水力參數、水位、地下水之流向及流速之分佈與變化,並附地下水水位圖。
- 3. 污染情形

污染情形概述。

(五) 污染物、污染範圍及污染程度

根據該場址特性及污染情形的描述,說明下列項目:

1. 標的污染物及其特性

說明場址土壤及地下水中已達法規標準的污染物種類及其特 性。

- 2. 污染範圍及污染程度
  - (1) 調查情形與結果:依據場址過去曾實施之調查結果,及因應本整治計畫之撰寫,如有補充調查資料時,應一併納入說明。
  - (2) 推估分析: 說明場址污染範圍及污染程度之推估分析結果。
  - (3) 總結:依場址實際調查及推估分析結果,說明場址污染範圍及污染程度,並可依實際狀況需要,將其以三維立體圖示進行場址土壤性質、地下水流場及污染傳輸之分析。

# (六) 整治基準或整治目標

1. 整治基準或整治目標

依據土污法第 17 條說明該場址各污染物之整治基準或整治目標。

- 2. 整治基準或整治目標之研擬說明(依該場址實際狀況擇一或全部描述)
  - (1) 若為列明污染物濃度低於土壤、地下水污染管制標準之土壤、地下水整治基準,則可援引土污法第17條第1項規定說明之。
  - (2)若整治場址之土地因配合土地開發而為利用者,則說明中央主管機關專案核定之緣起、過程及結果,並將該專案完整資料檢附於整治計畫「十四、其他經主管機關指定之事項」中。
  - (3)整治計畫由污染行為人或污染土地關係人提出整治目標時,應摘要說明依土污法施行細則第 22 條規定所提出之資料,並在整治計畫「十四、其他經主管機關指定之事項」中,檢附完整資料。
  - (4) 若整治計畫由所在地主管機關提出整治目標時,至少說明以下項 目:目前與未來土地使用及水資源之利用與環境影響與健康風險 評估結果。

## (七) 整治方法

本章節針對場址土壤污染整治或地下水污染整治方法提出簡要之敘述。

1. 整治計畫由污染行為人或污染土地關係人提出時

應說明整治技術與實際場址特性之相容性與可行性(處理技術若無場址先導試驗資料可佐證,至少應採擷國內外相關實廠、模廠文獻資料評估說明處理效率等技術可行性)。

- 2. 若整治計畫由所在地主管機關提出時
- (1)整治方法篩選比較結論:此部分針對上述整治方法篩選評估結論,再進行下列評估標準分析,以選擇最佳場址整治方法。
- (2) 最佳整治方法:依據法令要求及前項整治方法篩選整體評估之結論,決定該場址最佳整治方法。
- (3) 其他:如有遇除以上場址特殊情況時,致非進行模場試驗或需更詳細資料,無法辦理整治方法細部規劃或決定整治方法時,可說明理由,經主管機關同意後,另訂期提出整治方法細部規劃。

#### (八)污染監測計畫

監測計畫應注意整治技術所需之設備、儀器、機械、材料及相關設施,在整治過程操作運轉的同時,可能對污染場址及其周圍環境產生的影響,並防範人為意外與災害發生。若場址周圍有重要生態區,如自然保護區、河口、海岸潟湖、紅樹林沼澤、草澤、沙丘、沙洲、珊瑚礁、濕地、野生動物保護區、生態保育區、自然保留區、國家公園、國有林自然保護區、水產動植物繁殖保育區或其他等,整治計畫執行期間應針對該生態辦理監測。

污染監測計畫內容宜包括:整治工程實施時所使用儀器與設備 之操作維護、場址內及其附近的環境監測等。監測檢驗測定均應依 土污法第10條及相關規定辦理。

另外,監測計畫內容應說明監測點數目及其相關位置、環境監測類別、採樣頻率、樣品採樣方法、檢測方法與程序、品保品管及 樣品運送程序等,項目包括:

1. 場址污染監測計畫

說明污染整治過程中,場址內土壤、地下水之監測計畫。

2. 場址周圍環境監測計畫

說明污染整治過程中,場址放流水質、地面水質、空氣品質、 施工噪音與振動及地下水質等監測計畫。

#### (九) 污染防治計畫

應以符合相關環保法規之規定為原則,說明整治計畫執行期間

對空氣污染、水污染、噪音與振動或其他污染等問題所實施之預防措施,以防範污染場址在整治期間因整治工程而造成環境之傷害。

# 1. 空氣污染

依據空氣污染防治及勞工安全衛生相關法規,說明整治期間對 現場作業環境及場址周界之空氣品質管制方法等。

## 2. 水污染

依水污染防治相關法規,說明整治執行期間場址內產生之廢污 水或抽取使用之地下水之處理方法等。

## 3. 噪音與振動

說明對整治作業執行過程中所產生之噪音與振動實施之防治措施等。

#### 4. 其他污染

說明對整治作業執行過程中所產生之其他污染實施之防治措 施等,如廢棄物質之處理。

#### (十) 場址安全衛生計畫

整治工作執行期間應依「勞工安全衛生法」等相關規定訂定場 址安全衛生計畫,擬定安全衛生工作守則,詳列安全衛生注意事項、實施作業環境測定,並防範人為意外與災害發生及對於緊急事故之應變措施等。此外,應妥慎規劃有關人員參觀之安全及場址保全工作。

緊急應變計畫主要目的在於控制工作執行,避免人員損傷、減少財產損失或環境品質遭受破壞等。若污染物質屬第3類毒性化學物質,且符合第3類毒性化學物質危害預防及應變計畫作業要點第2條規定者,應依該要點辦理。緊急計畫內容至少應涵蓋下列重點:

- 1. 說明緊急應變組織之組織架構、人員之職責與聯絡方法。
- 2. 說明緊急應變程序,並包含污染物特性及緊急應變方法。
- 3. 現場應設置告示牌,說明聯絡人員姓名、電話及及緊急通訊方法。
- 4. 說明緊急事件無法立即控制且有擴大之虞時,通知支援單位尋求 協助及向主管機關報備之通報系統。

#### (十一) 整治完成之驗證計畫

驗證計畫為驗證整治過程是否依據整治計畫內容所訂定各階段 期程執行,及場址污染物濃度是否達到整治計畫之目標,驗證方式 應以具代表性之土壤、地下水採樣方法執行。

驗證事項之查核方法應由整治計畫實施單位提出,由監督小組 審查同意後執行。監督小組亦得提出相關、合適之查核方法以補不 足之處,應提出內容如下:

1. 驗證單位

於報告中提出或承諾於辦理驗證時提出驗證單位。

- 標的污染物之整治基準或整治目標 說明在整治計畫實施後,標的污染物欲達到之濃度標準。
- 3. 各階段之驗證項目與方法

驗證程序應說明為整體驗收或分階段驗收,並提出驗證事項及 驗證方法。

# (十二) 整治經費預估

整治方案經費推估:

- 1. 以成本預估摘要表推估整治方案所需總金額、每年操作維護 (O&M)費用及目前總價值、折舊率(標準折舊率 7%)…等,說明整治年限中所需之經費。
- 2. 整治經費來源。
- 3. 若為使用土壤及地下水污染整治基金者,則應預估整治經費說明。

#### (十三) 整治期程

提出整治計畫期程,應包括:

- 推估整治計畫設計與執行所需時間,並設定查核進度項目、完成 預定比例與時間點。
- 2. 推估達到整治基準/目標之期程—整治年限。
- 3. 設備實際操作與運作時間。

#### (十四) 其他經主管機關指定之事項

#### (十五) 參考資料

此部分包含所有參考文獻及相關重要資料說明。

有關污染控制計畫與污染整治計畫研擬的進一步說明,建議可參考環保署相關之撰寫指引[13,14]。

# 6.4 環保機關控制與整治計畫審查與驗證作業程序

事業依核定污染控制或整治計畫執行整治後,如土壤或地下水污染物 濃度低於法規管制值時,或已依環境影響與健康風險評估結果,達成污染整治基準或整治目標時,得依土污法施行細則第24條規定內容提報污染整治完成報告,並依土污法第20條規定將整治完成報告報請所在地或中央主管機關核准,申請解除控制場址或整治場址之管制,相關的驗證作業流程如圖6-5所示。

為監督土壤、地下水整治驗證程序一致化,環保署於89年5月6日訂定"土壤及地下水污染整治個案監督作業要點",以作為地方環保機關辦理驗證相關作業時之依據。依據要點第2項規定地方環保機關應於土壤及地下水污染發現後1個月之內,邀集相關學者專家成立整治推動專案小組,審查相關之調查計畫及整治計畫,整治計畫應包含驗證及驗證之查核,並於專案小組中,設立工作小組,由專家學者、環保機關、附近居民或關心本案人士代表組成,協助地方環保機關之監督工作或驗證查核相關事宜,環保機關可提供必要的行政配合並進行不定期之環境監測。另監督作業要點就工作小組設置查核及監督程序各階段工作要項及檢測單位之選定、驗證查核經費來源等,提供相關說明。詳情請參閱環保署所發布之"土壤及地下水污染整治個案監督作業要點"

於控制計畫或整治計畫執行期間,事業應依規定期限提出污染控制、 污染整治計畫執行進度報告或監測資料,並針對場址污染控制或整治成 果,提出自行驗證評估與整治成效檢討。原則上,控制計畫或整治計畫經 過主管機關審查核定之後,事業依核定計畫進行改善、控制或整治工程, 並定期提供監測資料,監測頻率一般可為月報或季報的方式訂定之,監測 項目則應以污染控制與污染整治計畫中所定之標的污染物為主。

事業在進行初驗之前應在改善期間至少有 3 次的監測結果低於管制標準或整治目標方可符合初驗之條件,且每次的間隔至少要達 1 個月以上,以確認污染物沒有濃度回升(Rebound)的狀況。如果初驗結果合格,即可提出污染改善完成報告,申請解除列管,經主管機關或審查小組核定後,且通過複驗之機制,即完成驗證之程序。惟當複驗結果未能符合管制標準或整治目標的要求時,則需持續進行改善。倘若為控制場址,則將再次進行初評,並依現況判定應以污染場址或控制場址予以列管。

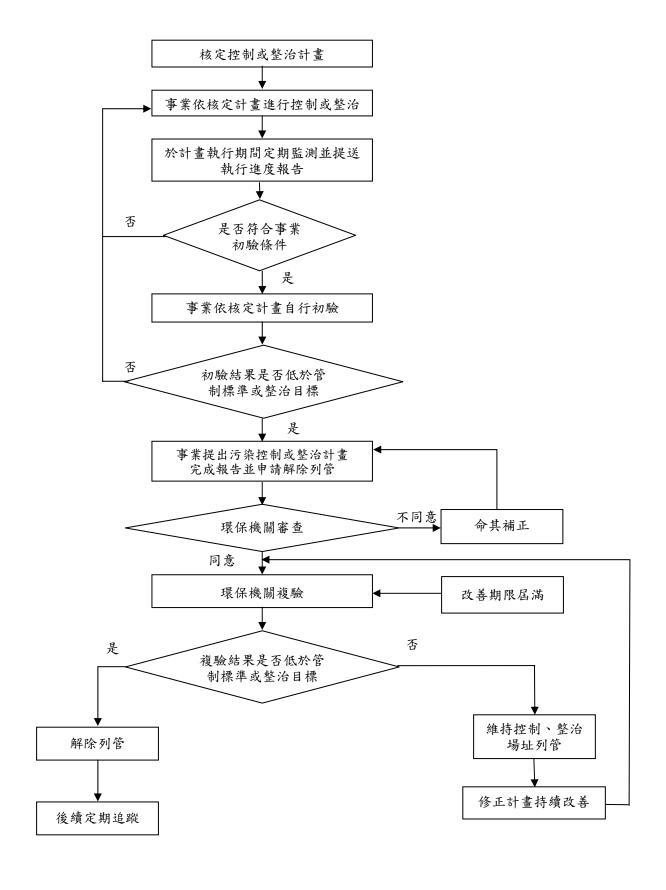


圖 6-5 污染改善完成驗證作業流程[13]

# 6.5 整治施工承包商評估及選擇

## 一、考量重點

整治工程規劃設計與建置規模取決於所需執行之調查工作與採用之整治工法而有相當程度的差異,同時依據所訂定之整治目標,所承擔之風險亦有不同的,因此在評估施工承包商的過程應著重於經濟面、技術面、工程品質與風險承擔能力。以下有關承包商之評估與選擇方法,主要是參考美國專案管理學會之專案管理指引[16]。

#### 二、承包商的選擇

在選擇承包商的流程之中,除了最基本的成本或價格之外,亦需評估下列可能因素:

- (一)雖然價格是重要考量,但即時交付成品的能力同樣會影響成本,如果事實上承包商無法於環保單位規定期限內完成整治工作,以致驗證無法通過法規標準,而致場址可能被正式公告為控制或整治場址,其所涉及之內部與外部失敗成本應被納入考量,而所建議的最低價格就未必是最低成本。
- (二)建議書為評估承包商的重要依據,其內容往往分成技術面(方法)與商業面(價格)二大部分,二者應該單獨評估。
- (三) 關鍵產品或關鍵技術提供能力。
- (四)依據初步建議書篩選合格承包商,然後再以更詳盡與全面的建議書進行評估。

至於選擇與評估承包商之主要依據包括:

- (一) 計畫建議書的品質。
- (二)承包商過去所提供之服務經驗或案例,以此做為評估其能力與執行整治品質,另可審查承包商組織過去來往之歷史紀錄。
- (三)選擇評估要件用於評定承包商之建議,並可以量化之標準予以評分,常用的要件包括對於整治工程需求之了解、總成本或生命週期、 技術能力、計畫管理能力與財物實力等。
- (四) 企業組織策略亦可能影響評估思維。

於選擇承包商時可採用之工具與技巧相當多元,例如透過合約協商 之方式清楚規範責任與權限、適用的條款與法律、技術和經營管理方法 以及價格等。為能進一步量化評估數據,可以採用加權系統,突顯真正 重要之考量因素,並減少個人偏見影響對承包商之選擇。 建構篩選系統主要是透過評估要件設定最低的需求,發揮初步篩選的功能,例如於邀標書中設定計畫評選機構及人員資格、承包商資本額、保險要求等。在成本估算上,可於內部制定獨力估算的能力,並依承包商之工作說明書進行獨立估算,若與承包商之落差過大,即可顯示工作說明書不夠明確或是工作內容期望上有所誤解,可即早對於價格進行協商,依照其特質,此獨立估算之價格可稱為合理成本預估值。在確定所選擇承包商後,即應透過合約管理(合約泛指契約、協議書、採購單或備忘錄等),讓雙方之共識落實於法律層面,透過合約方能建立雙方之法律關係,並以文件保證承包商之服務能夠滿足事業可辨識之需求。

除了上述一般性之考量之外,針對整治技術篩選與方案擬定過程, 各階段亦有其特殊之因素(如法規需求、技術條件等),可以在承包商評估程序中一併納入,於表 6-2 中列出部分考量因子作為參考。

表 6-2 承包商選擇之特殊考量因子範例

特定考量因素		
• 專業人員之廣度		
• 對於法規之熟悉程度		
• 風險鑑別與管理策略之成熟度		
• 土壤與地下水採樣認證		
• 土壤與地下水分析認證		
• 評估人員資格專業證明		
• 對品保/品管的認知與負責態度		
• 相關整治技術的建置經驗		
• 整治技術之掌握度		
• 具備修改技術與工程建置之能力		
• 技術研究與開發之能力		
• 實驗室規模驗證能力		
• 模場建置之能力與經驗		
• 所掌握之核心技術的多元性		
• 整治技術整合能力		
• 對於整治目標達成之承諾度		
• 具備類似整治計畫經驗		
• 具有整治技術與設備		
• 具備計畫執行的熱誠度、配合度與承諾度		

#### 三、國內具土壤及地下水污染調查及整治技術實績廠商

有關國內具土壤及地下水污染調查及整治技術實績廠商,經濟部工業局於95~97年「產業綠色技術輔導與推廣計畫」網站中建置土壤及地下水污染技術平台之「參考廠商查詢」資訊,網址

http://proj.moeaidb.gov.tw/eta/tech\_platform/item2f-7.asp,網站中提供調查整治技術顧問機構名單、土水相關設備廠商名單及檢測機構資料,對有調查或整治需求廠商,資訊查詢系統可方便業者尋求技術協助,此外,該網站於此平台亦彙整國內外土壤及地下水污染調查及整治法令及技術資訊,可供各界參考應用。

## 四、事業應注意之爭議及契約簽訂事項

一般說來,工程爭議可區分工程契約爭議以及工程契約外之爭議, 其中工程契約外之爭議型態,包括:損鄰或侵權行為糾紛、工程勞工安 全衛生爭議、及次承包商(俗稱小包)之求償等。工程契約爭議若以簽訂合 約主體來看,乃以業主與施工承包商間之工程合約糾紛最為常見。如前 所述爭議多發生於工程各階段,不論工程案件類型為何,以施工履約階 段之糾紛最多,其常見爭議及應注意合約簽訂事項,依其型態可歸納如 下說明:

#### (一)有關業主延遲提供土地、工地

工程因其用地及路權取得困難,常有已簽定工程施工合約,並 已通知開工,但工程施工用地或工地路權尚未取得之情形,對於此 等情況,若承包商之施工人員、機具已進場,則該等人員、機具閒 置待命期間,可否向業主請求延長工期及所增加之費用。

(二)工程因停工、趕工及承商延遲衍生工期延展及調整給付工程款

工程契約施工期間,常有非因承包商之原因,致工程中途停工、或業主要求趕工之情形,關於因停工、趕工期間之工期所增加之費用,可否向業主請求延長工期及增加工程費用,是為仲裁案例常見之問題。

(三)工程圖說規範及工程價目單(指詳細估價表及單價分析表)規定不一致 工程契約執行施工中,常發現工程圖說與規範(特定條款或標準 技術規範)以及工程價目單不一致之情形,例如圖說上有記載,而合 約特定條款亦規定其施工方法,惟合約工程價目單無此計價項目, 即發生漏項之情況,可否請求業主依工程變更處理、或可否主張該 等漏項之費用應包含於其他計價項目。

#### (四)工程計價之爭議

工程計價常見之爭議如總價合約爭議、乙式計價爭議、估驗計價爭議、尾款爭議、依物價指數調整工程款爭議等。

# (五)工期之期限

工期係指承包商施工之期限,從開工至完工,承包商應依契約 於工程之施工期限內完工,否則即屬逾期,需負遲延之責任。對於 開工日之認定、不可抗力因素之判定、工期展延之事由如何認定、 違約金是否過高及可否請求工期展延費用求償等。

## (六)工程內容變更

工程內容變更,如:何謂工程變更設計、新增工作項目、擬制 變更及工作數量增減等其所產生之爭議等,業主與承商之相關權利 義務應如何認定。

## (七)工程品質及瑕疵擔保

工程品質及瑕疵擔保,如:工程設計責任與施工責任之介面應如何區分、瑕疵的範圍與認定、瑕疵擔保責任與工程保固之區別等爭議。

# (八)情事變更原則適用爭議

工程契約通常契約期間較長,若有重大情事變更,致依原契約履行,將顯失公平時,即有情事變更原則適用爭議,惟是否構成情事變更,即情事變更之認定,也是應注意的事項。

#### (九)契約解除與終止

此情形在於何謂可解除契約及可終止契約,及解除或終止合約後廠商是否可向業主求償,或業主是否可對廠商提出損害賠償或相關違約金等。

#### (十)驗收事項

此類爭議在於何謂驗收遲延、何謂減價或扣款驗收、完工的認定、驗收程序之標準及結果。

為避免上述契約簽訂之爭議產生,事業與承包商擬訂契約時可將上述爭議點先行釐清或於契約擬定前於契約條文中清楚明訂之,以減少後續施工執行期間之爭議產生。

# 6.6 成本效益評估

# 一、考量重點

整治工程規劃之成本效益主要取決於所訂定之整治目標與選擇整治技術,訂定場址整治目標決定攸關整治技術與整治經費多寡,而整治技術必須依場址特性進行評估,考量此整治技術是否適用於該污染場址,以避免花費時間與金錢,又無法達到預期效益。

#### 二、整治目標之訂定

依國內現行法規制度而言,整治目標相當明確,即須達到污染管制標準或監測基準以下,方能合乎標準;惟部份污染場址,若需整治到污染管制標準或監測基準以下,其所需耗費之時間與金錢將遠大於整治完成後所能得到之效益,其花費是否值得需再考量。

觀看歐美先進國家作法,整治目標之訂定多以場址用地未來用途及以健康風險概念進行規劃,依據污染場址之特性及未來用途,評估後續對人體或環境造成危害之風險程度,以訂定不同之整治目標,並採用不同之整治方法來完成;而國內目前已將風險概念納入污染整治整體規劃中,未來整治目標之訂定,亦可能考量風險評估概念,使有限之整治經費能妥善處理具高風險之污染場址或區域上。

## 三、可行性評估

就原土地使用目的而言,不論採用何種整治技術,最理想之方式應為維持原土地之原始使用用途;然而如原土地為農業生產用地時,整治後欲維持其原農業用途,整治方式勢必受到許多限制,但若放棄回復成適耕,土地變更為其他使用方式,則可能會發生後續農地遭惡意污染事件及耕地陸續流生之潛在危機。因此運用各整治技術前需考慮下列層面,冀能達到最佳之成效。

#### (一)技術可行性

整治技術成本評估項目,包括:整治方案規劃設計費、硬體設備費用、操作維護管理費(需考量稅率及通貨膨脹因素),以及後續週期性費用,如整治設備故障或更換、系統設備拆解與場址復原、應變計畫及後續監測計畫等。而整治技術必須依場址特性進行評估並選用適當整治技術,亦即沒有一個整治技術能適用於所有之污染場址;因此,欲進行場址整治時,考量選擇各整治技術之處理技術之前,應先檢視該整治技術是否適用於本污染場址,加以選擇或搭配真正符合場址特性與業者需求之整治技術,進行後續之控制或整

治作業。

# (二)經濟可行性

對各項整治技術所需費用而言,可細分為工程費用及處理費用,前者係指挖除受污染土壤及其他整治技術所需設備之初期成本,後者則指整治復育進行所需之藥劑、能源、人力操作與管理等。就工程費用而言,現場處理方法因開挖污染土壤再進行處理,故費用高於現地處理方式,另生物處理所需進行之工程僅有初期整地,故費用較低。至於整治處理費用部份,經蒐集相關資料彙整如表6-3,提供各整治技術所需花費,以作為整治技術之成本估算。

## (三)民眾接受度

就民眾而言,對於受污染土地之期望應為恢復未受污染前之土 壤品質,且可繼續原使用之用途。因此,若採用排土法及現地安定 法,對於民眾接受度會較高,像現地固化法完成土壤整治、現地淋 洗法可能因造成土壤酸化或淋洗劑污染至地下水,而生物處理法也 因原始土地之經濟利用價值未能掌握等因素,民眾對此整治技術相 對地接受度也較低。

# (四)執行時效

評估整治復育技術可行性之同時,亦應探討執行時效之優劣, 在前述三項評估因子可行之範圍內,應選擇執行時效最短者優先採 用。一般而言,綜合各整治技術,物理或化學之處理方式,其整治 期程通常較快速;而生物處理之整治方式,其整治期程通常較久, 關於各項整治技術之整治期程,經蒐集相關資料彙整如表 6-3 中。

#### (五)綜合比較

各項可行方案為實際可行之整治方式,整治方式在執行時效、 經濟可行性及民眾接受度各有優劣。如以經濟性為優先考量,應將 污染區劃分為高濃度及低濃度污染區,分別以不同方式進行整治, 污染濃度較高者宜以執行時效較佳之整治方式(如物理或化學之處 理方式)挖除處理,而污染較低者宜以較經濟方式(如生物處理方式) 處理,而不予進行挖除處理。

表 6-3 整治技術之整治期程與成本彙總表 [16~21]

項次	整治技術	整治期程	整治成本
-	土壤氣體抽除法 Soil Vapor Extraction (SVE)	■ 在理想情況下,一般整治期 程約6個月至2年。	■處理每公噸污染土壤約 20~50美元。
	生物通氣法 Bioventing	■在理想情況下,一般整治期程約6個月至2年。 ■依美國空軍研究單位一AFCEE資料顯示大部分受BTEX污染之場址,在進行生物通氣法整治第一年內,即可達成土壤污染整治目標。	■處理每公噸污染土壤約 45~140美元。
Ξ	生物堆法 Biopiles	■ 在理想情況下,一般整治期 程約6個月至2年。	■處理每公噸污染土壤約 30~90美元。
四	土耕法 Landfarming	■ 在理想情況下,一般整治期程約6個月至2年。	■處理每公噸污染土壤約 30~60美元。
五	低溫熱脫附法 Low-Temperature Thermal Desorption (LTTD)	■大部分商轉系統每小時污染土壤之處理量可達 25 公噸以上。	
六	空氣注入法 Air Sparging (AS)	■ 在理想情況下,一般整治期 程約1年至3年。	■處理每公噸污染土壤約 20~50美元。
七	生物曝氣法 Biosparging	■ 在理想情況下,一般整治期 程約1年至3年。	■以美國羅德島州南部魯登 斯公園場址整治為例,地下 水整治共花費 208,646 美元 ,整治範圍約 3,250 平方公 尺,處理深度在 4.5 至 8 公 尺,估算處理每公噸地下水 約 30 美元。
八	監控式自然衰減法 MonitoredNatural Attenuation (MNA)	■ 整治期程長,可能達數年至 數 10 年。	■整體成本低。

表 6-3 整治技術之整治期程與成本彙總表[16~21] (續)

項次	整治技術	整治期程	整治成本
九		■整治期程長,可能達數年 至數 10 年。	■ 相較其他整治技術具有較 低之成本。
十	雙相抽除法 Dual-Phase Extraction	■ 在理想情況下,一般整治 期程約6個月至2年。	■設備成本較高。
+-	生物漱洗法 Biosluring	■ 在理想情況下,一般整治 期程約6個月至2年。	■具成本優勢。
+=	地下水抽出處理法 Pump and Treat	■ 所需整治期程較長 ■ 以 美 國 加 州 前 燧 石 (firestone) 工廠超級基金場 址為例,整治期間大約花費7年。	■抽出大量地下水,處理費用高。 ■以美國加州前燧石(firestone)工廠超級基金場址為例,整治期間抽出處理費用約 12,844,813 美元,相當於花費 1 美元可處理 541 公升地下水。
十三	井內氣提法 In-well air stripping	■對於深層地下水 VOC 污染 具有成本上之競爭優勢, 因地下水無須抽出處理。 ■約需數月至數年之時間。	■毎 平 方 公 尺 約 在 333,813,750 美 元 至 809,370,000美元之間。
十四	化學氧化法 Chemical Oxidation	■ 相較其他方法整治期程較快,約需數月至數年之時間。	■所需費用通常較高,費用 須視污染程度與使用藥劑 量進行評估。
十五	界面活性劑/共溶劑沖洗法 Surfactant/Cosolvent flushing	■ 相較其他方法整治期程較快,約需數月至數年之時間。	■ 針對受 DNAPL 及 LNAPL 污染之含水層,處理成本 約在每立方公尺 85 至 267 美元之間。
十六	土壤開挖 Soil excavation	■可將場址中受污染土壤快速移除,為後續仍需針對 移除之污染土壤進行處理。	

#### 四、整治技術組合之運用

因個別整治技術均有其限制以及處理極限,各場址特性、污染狀況 與類型又不相同,故沒有一種整治技術可適用於各類型污染狀況,而「 技術序列」係同時或分階段結合兩種或兩種以上之整治技術,以符合場 址特性,並期降低整治費用及縮短整治期限,使整治工作整體成效更好

在技術序列組合運用方面,可分為下列兩種情形:

## (一) 同時應用兩種以上整治技術

例如在油品類儲槽系統污染場址進行土壤氣體抽除(SVE)過程中,原不飽和層中土壤之孔隙會逐漸變得密實,使得土壤氣體抽除效益漸差;同時,亦可能影響土壤中好氧性微生物之分解速率,如於場址高污染區同時設置空氣注入井,藉由空氣注入於地下水中產生氣泡,以氣提方式將地下水中污染物帶離至不飽和層,再由土壤氣體抽除系統抽出處理,將可提高整治處理之效率。

#### (二) 分階段應用兩種以上整治技術

例如在地下油槽污染場址中,可先將污染源高污染濃度區,以 雙相抽除法、生物潄洗法或陰離子介面活性劑淋洗等,迅速將自由 相油品(或稱浮油)予以回收,但這些整治技術僅能將土壤或地下 水污染濃度降低至一定程度,部分油品仍會殘留在土壤及地下水 中,因此,必須藉由其他污染整治技術,如化學氧化法、置放釋氧 劑或強化生物整治法等,進一步將土壤中殘留污染物及低污染濃度 地下水有效地降解或破壞,以達到土壤及地下水污染管制標準或整 治目標。

污染物在還未擴散至地下水前,其整治上較為容易,因污染物仍侷限在土壤中,可採用之整治方法包括土壤氣體抽除法、開挖法、生物復育法等;當污染物一但進入到地下水當中,其擴散較土壤中為快,且擴散之方向難以掌握,所需耗費之調查與整治成本亦增加,其適用之地下水整治技術則包括空氣注入法、抽出處理法、化學氧化法等。若污染同時存在於土壤與地下水中,則可能須搭配使用不同之整治方法,以同時改善土壤與地下水中之污染狀況。

# 參考文獻

- 1. USEPA, Rules of Thumb for Superfund Remedy Selection, Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA 540-R-97-013, 1997.
- 2. USEPA, Guidance for Conducting Remedial Investigations and Feasibility Studies Under CERCLA, EPA/540/G-89/004, OSWER Directive 9355.3-01, 1988.
- USEPA, Expedited Site Assessment Tools For Underground Storage Tank Sites-A Guide For Regulators, EPA 510-9-97-001, United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA, 1997.
- 4. USEPA, A Guide to Selection of Superfund Remedial Actions, Office of Solid Waste and Emergency Response, 9355.0-27FS, 1990.
- US Army Corps of Engineers, A Guide to Preparing and Reviewing Remedial Action Reports of Cost and Performance, EP 1110-1-19, 2001.
- 6. USEPA, Vendor Information System for Innovative Treatment Technologies (VISITT) database, Technology Innovative Office.
- 7. USEPA, The Guide to Documenting and Managing Cost and Performance Information for Remediation Projects, EPA 542-B-98-007, 1998.
- 8. The Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR), The Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 3, 1997.
- 9. 行政院環境保護署,土壤及地下水污染整治法及相關法令研修與健康風險評估評析原則計畫,EPA-93-G102-02-211,2005.11。
- 10. 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,2006.04。
- 11. 行政院環境保護署,土壤及地下水污染整治法,2003.01。
- 12. 行政院環境保護署,土壤及地下水污染整治法施行細則,2001.10。
- 13. 行政院環境保護署,土壤及地下水污染控制計畫撰寫指引,2004.08。
- 14. 行政院環境保護署,土壤及地下水污染整治計畫撰寫指引,2004.08。
- 15. 行政院環境保護署,油品類儲槽系統污染改善完成驗證參考作業手冊, 2006.05。
- 16. PMI, Project Management Body of Knowledge-2000 Edition, Project

- Management Institute, Newtown Square, PA 19073-3299 USA, 2000.
- 17. "How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites A Guide for Corrective Action Plan Reviewers", USEPA, EPA 510-R-04-002, May, 2004.
- 18. "Abstracts of Remediation Studies", USEPA, EPA 542-R-01-008, May, 2001.
- 19. 美國 FRTR 網站, http://www.frtr.gov/。
- 20. 美國海軍 Naval Facilities Engineering service center 網站,
  <a href="http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/restoration/technologies/">http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/restoration/technologies/</a>
  <a href="mailto:remed/phys\_chem/phc-03.asp">remed/phys\_chem/phc-03.asp</a>。
- 21. 經濟部工業局,產業綠色技術輔導與推廣計畫網站, http://proj.moeaidb.gov.tw/eta/。

# 第七章 土污法對產業影響及因應對策

自土污法公布施行以來,環保主管機關已陸續對具高污染潛勢工廠、加油站 及非法棄置場進行土壤或地下水調查,部分事業可能因為設施老舊管理不當或專 業能力不足,以致違反土污法相關法令遭受環保主管機關之處分。

為讓各事業對土污法相關管制規定有進一步了解,進而採取適當之因應措施,本章將說明土污法中有關整治費徵收、工廠土地移轉、設立、停業或歇業之土壤污染檢測規定、土壤或地下水污染場址之列管作業程序,以及土污法相關訴願程序或行政訴訟等,以事業之角度,提出被通知查證、被通知改善、被列為控制、整治場址,或進行土地移轉、設立、停業、歇業時,各種適法狀況下之因應對策,供產業界人士參考運用。

# 7.1 土壤及地下水污染整治費之徵收

土污法第22條之規定:「中央主管機關為整治土壤、地下水污染,得對指定公告之化學物質,依其產生量及輸入量,向製造者及輸入者徵收土壤及地下水污染整治費」。據此,環保署遂依據法律之授權,公告「土壤及地下水污染整治費收費辦法」(以下簡稱收費辦法)及「土壤及地下水污染整治費徵收種類與收費費率」,並自90年11月1日起施行。

土壤及地下水污染整治費申報作業相關說明如下:

#### 一、徵收對象

整治費收費對象為環保署指定公告之6類125種化學物質,包括51種石油系有機物、33種含氯碳氫化合物、17種非石油系有機化合物、2種農藥類安殺番及苯甲氯、20種重金屬及重金屬化合物及其他類2種氰化鈉及氰化鉀等之製造或輸入者。業者可上行政院環保署網站(http://sgw.epa.gov.tw/public/0402.asp)查詢整治費繳納徵收對象。

#### 二、整治費收費費率

整治費應徵收之化學物質種類及收費費率係依據整治費收費辦法第3條附表一規定,詳細收費費率請至行政院環保署網站(http://sgw.epa.gov.tw/public/0402.asp)查詢整治費收費費率。

#### 三、整治費計算

整治費費額=Σ[當季個別化學物質應繳納整治費費額(元)]

 $=\Sigma[化學物質產生量或輸入量(公噸)×費率(元/公噸)×(1-免徵比例)]$ 

若繳費人未於期限內繳納費用,應依土污法第 33 條及收費辦法第 13 條規定加計利息。

#### 四、整治費繳納

依收費辦法第4條規定,繳費人應於每年1月、4月、7月及10月 之月底前,自行向中央主管機關指定金融機構代收專戶繳納前季整治 費,並依中央主管機關規定之格式,填具土壤及地下水污染整治費申報 書後,檢具繳費證明,連同化學物質產生量統計報表或化學物質進口報 單,向中央主管機關辦理申報。

#### 五、整治費繳納方式

整治費費額小於100元者,只需申報不需繳費;整治費費額大於100元者,繳費人可至金融機構以匯款方式繳費,匯入中央銀行國庫局土壤及地下水污染整治基金401專戶,應繳納整治費金額由繳費人自行計算,手續費採(金融機構所稱手續費包括手續費與金資中心應付帳款兩部份)內含於應繳整治費內,繳費人需先向銀行詢問手續費後,將應繳納整治費扣除手續費金額填入匯出匯款金額欄位。

由於國庫入帳無法顯示繳費人所支付之手續費,繳費人應將可資辨明匯款手續費之繳費單據影本郵寄至行政院環保署土壤及地下水污染整治基金會,若繳費人無法提供繳費單據影本,請自行負擔匯款手續費。

# 六、整治費退費申請

整治費繳費業者有下列情況之一者,可向環保署提出免徵比例、出口退費、溢繳退費申請及投保環境損害責任險或等同效益之保險者等退費申請,可退還部分已繳納之整治費。

#### (一) 免徵比例之申請

免徵比例係指應徵收土壤及地下水污染整治費化學物質,其直接產製原料已繳納土壤及地下水污染整治費費額與其應繳納土壤及地下水污染整治費費額與其應繳納土壤及地下水污染整治費費額比率之百分比。故對指定公告化學物質之產製者,依據收費辦法第6條之規定,已繳納整治費之繳費人得檢具應徵收整治費化學物質之產製原料及製程內容說明,詳列直接產製原料已繳納整治費之成本百分比,連同免徵比例申請書及繳費收據與直接產製原料已繳納整治費証明書,向環保署申請核定免徵比例。免徵比例經核定後,若製程及物種費率未更改,可繼續沿用。

#### 1.由直接產製原料生產單一產品者:

免徵比例={Σ[直接產製原料分子量×化學反應方程式係數×直接產製原料整治費費率(元/公頓)]/[(產品分子量×化學反應方程式係數×產品整治費費率(元/公頓))]}×100%

2.由直接產製原料生產多種產品者:

免徵比例={Σ[直接產製原料分子量×化學反應方程式係數×直接產製原料整治費費率(元/公噸)]/[個別產品整治費費率(元/公噸)×Σ(產品分子量×化學反應方程式係數)]}×100%

3.無法以化學反應方程式表示之製程,其免徵比例= {Σ[直接產製原料重量×直接產製原料整治費費率(元/公噸)]/[產品重量×產品整治費費率(元/公噸)]}×100%

## (二) 出口退費申請

依收費辦法第9條,已繳納整治費之化學物質於出口時,其繳費人得依當季實際出口數量,檢具出口報單及該化學物質已繳納整治費單據,向環保署申請退還其已繳納整治費費額之95%,並得充作其後應繳納費額之一部分。

若出口化學物質適用經核定之免徵比例扣抵整治費者,其直接產製原料繳納之整治費得併入其已繳納整治費費額計算出口退費。

申請出口退費者,若直接產製原料向已繳納整治費之業者購買,出口業者應提出整治費轉嫁證明;無法提出轉嫁證明,則依出口業者實際繳納之整治費費額計算出口退費。

# (三) 溢繳退費申請

依收費辦法第4條,溢繳者,充作其後應繳費額之一部分。依 收費辦法第8條,繳費人歇業、停業或停止中央主管機關指定公告 化學物質之製造或輸入者,應自事實發生之日起30日內檢具其應 繳納整治費之結算資料,並檢附環保署核發之溢繳通知,向環保署 申請停止徵收並退還溢繳之費額。

(四) 投保環境損害責任險或等同效益之保險者退費申請

依收費辦法第 10 條,繳費人投保環境損害責任險或等同效益保險,得以會計年度為計算單元,填具退費申請書,於每年 6 月 1 日起至 7 月 31 日止,檢具保險契約書及前一年度保險費繳費單據,向環保署提出申請;經審查核定者,其退費金額,以其前一年度實際繳納整治費費額之 5%為上限,並得充作其後應繳納費額之一部分。

(五)新投資於預防土壤及地下水污染有直接效益之設備或工程退費申請 依收費辦法第 11 條,繳費人新投資於預防土壤、地下水污染 有直接效益之設備或工程所支出費用,得以會計年度為計算單元, 填具退費申請書於每年6月1日起至7月31日止,檢具相關投資內容說明及前一年度費用支出證明文件,向環保署提出申請。其退費金額,以其前一年度實際繳納整治費費額之20%為上限,並得充作其後應繳納費額之一部分。符合新投資於預防土壤、地下水污染有直接效益之設備或工程項目如表7-1所示。

# 表 7-1 符合土污法第 11 條第 1 項之新投資於預防土壤、地下水污染有直接效益之設備或工程項目

工程項目	細項分類
	(一) 儲槽本體及儲槽區以塑脂塗裝及包覆、舖設防漏材質
	、陰極防蝕處理,以達到預防洩漏之目的,相關材料
一、儲槽區、加油站之洩漏 預防	費及施工工程費。
]只 <i>[7]</i>	(二) 攔污設施。
	(三) 擋油堤。
二、置放區地面阻絕設施	(一) 攔污設施及油水分離設施。
一、且放血地面ഥ把政施	(二) 水溝閘欄。
	(一) 輸送管線之防漏設施(例如:管溝增設鋼筋混凝土護槽
三、廢水、廢液處理設施	、防溢堤)。
二、殼外、殼似処理政施	(二) 處理設施之防漏設備部分(例如:內部包覆、舖設相關
	特殊材質等)。
四、廢棄物、污泥、廢水及	(一) 廢水槽防漏設備部分(例如:內部包覆、舖設相關特殊
一	材質等)。
一般	(二) 攔污設施。
五、金屬粉塵逸散預防	粉塵收集系統。
\. # +>	前述所列 5 項之細項分類以外,符合收費辦法第 11 條規定
六、其它	之工程。

#### 七、整治費之催繳

#### (一) 整治費繳費結算不足之催繳

依收費辦法第 4 條,經中央主管機關審查,其結算不足者,應 於次季補足其差額。

#### (二) 逾期未申報之催告

為恪盡事業之環境與社會責任,逾期未申報整治費時,請事業單位收到催告通知時,儘速繳費申報(逾期者依土污法第33條及收費辦法第13條論處)。

#### 八、免繳納整治費之情形

依據收費辦法第 12 條,繳費人有下列情形之一者,得免繳納整治費:

- (一)進口指定公告之化學物質,未經加工即轉口輸出,且未辦理通關手續者。
- (二) 進口指定公告之化學物質屬廣告品或貨樣者。
- (三) 當季應繳納整治費費額,未達新台幣一百元者。
- (四) 其他經中央主管機關指定公告者。

# 7.2 工廠土地移轉、設立、停業或歇業之土壤污染檢測規定

事業之廠房、其他附屬設施所在之土地及空地面積達 100 平方公尺以上,且屬 96 年 11 月 21 日修正公告之土污法第 8 條第 1 項及第 9 條之 17 類指定公告事業別。依土污法第 8 條之規定,指定公告之事業所使用之土地移轉時,讓與人應提供土壤污染檢測資料。土地讓與人未依前項規定提供相關資料者,於該土地公告為控制場址或整治場址時,其責任與場址土地所有人責任同。另依土污法第 9 條之規定,指定公告之事業於設立、停業或歇業前,應檢具用地之土壤污染檢測資料,報請所在地主管機關備查後,始得向目的事業主管機關申辦有關事宜。

為避免因讓與污染土地引起糾紛,及發生污染責任問題,於工廠土地 移轉、設立、停業或歇業前,應依法進行土壤污染檢測,不僅可釐清污染 整治責任,亦為讓與之土地提供污染檢測之確認。

#### 一、土壤污染檢測資料

依土污法施行細則第7條規定,土污法第9條所定之「土壤污染檢 測資料」應包含下列項目:

#### (一) 事業基本資料

事業名稱及負責人、統一編號、地址、地政編號、土地使用類 別、廠區配置圖、土地使用人、管理人或所有人及聯絡方式等。

#### (二) 事業運作情形

生產製程、使用原料、產品、污染來源、污染物種類與成分、 處理情形及相關污染防治措施。

#### (三) 檢測及分析結果

檢測項目、採樣檢測方法、檢測數量及品保品管等。

#### (四) 檢測機構

機構名稱、地址及許可文件影本。

#### (五) 其他經主管機關指定之資料

為便於事業準備相關應檢具文件,茲依據施行細則第7條所定項目,訂定「土壤污染檢測資料」格式、內容及填寫說明供事業及相關單位參考。

#### 二、工廠用地土壤污染檢測

#### (一) 委託執行單位

事業可考量委託專家顧問或技術顧問機構,協助進行土壤污染檢測相關工作,並依土污法第 10 條之規定,委託經環檢所許可之檢測機構進行檢測,許可檢測機構資料可至環檢所網站(http://www.niea.gov.tw)查詢。

在委託專家顧問或技術顧問機構之資格條件上,除土壤檢測分析工作須委由許可之檢測機構外,土污法對相關專業人員及機構尚未訂定相關資格條件。事業暫可依據專業人員及機構所提出之人員學經歷、過去曾執行環境場址評估或土壤、地下水污染調查工作之實績經驗等資料,選擇適當之專業人員及機構辦理。

# (二) 土壤採樣方式

環保署為協助業者執行土壤污染檢測,研擬「環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引」與「網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引」,供業者參考選用,相關參考指引可至環保署土基會網站(http://ww2.epa.gov.tw/SoilGW/index.asp)下載。

#### 1. 環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引

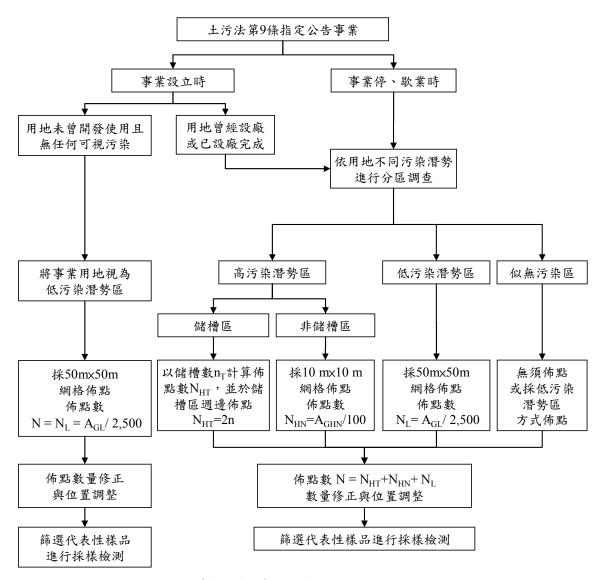
依環保署「環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考 指引」建議之最少土壤採樣點數如表 7-2 所示。

表 7-2	環境場址潛在污染評估之最少土壤採樣點數[1]
~ · -	

事業用地面積(A)	最少採樣點數
A<100 平方公尺	2
100 平方公尺≤A<500 平方公尺	3
500 平方公尺≤A<1,000 平方公尺	4
1,000 平方公尺≤A	10

# 2. 網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引

針對已設廠或曾經使用過之事業用地,可依其土地使用狀況與 污染潛勢劃分為高污染潛勢區、低污染潛勢區與似無污染區分別進 行調查規劃,分區規劃亦可參考「以環境場址潛在土壤污染評估辦 理事業用地土壤污染檢測參考指引」執行資料審閱、場址勘查與訪 談等程序後,綜合評析規劃。若事業於設立時,其用地未曾開發使 用且無任何可視之污染,則得參考低污染潛勢區之網格調查方式辦 理。有關網格法(儲槽區除外)採樣佈點之規劃流程如圖 7-1 所示。



A<sub>GHN</sub>:以10mx10m網格所涵蓋高污染潛勢區內非儲槽區之網格面積

A<sub>GL</sub> :以50mx50m網格所涵蓋低污染潛勢區之網格面積 N<sub>HN</sub> :高污染潛勢區內非儲槽區10mx10m網格佈點數

N<sub>HT</sub> :儲槽區佈點數

N<sub>L</sub> :低污染潛勢區50m×50m網格佈點數

N :總佈點數n<sub>T</sub> :總儲槽數面積單位:平方公尺

註1:於採樣過程中,若發現由土壤外觀可明顯研判其物化性質異於場址或附近土壤性質時 即應參採高污染潛勢區之調查佈點方式辦理或調整佈點數量與位置。

註2:土污法第8條第1項之指定公告事業若採本方式進行調查採樣時,採樣佈點數與檢測項目 得依事業製程與用地現況特性,由土地移轉雙方自行協議決定。

# 圖 7-1 環保署網格法進行採樣佈點之規劃流程[2]

# (三) 土壤污染檢測項目擇定

1. 依據環保署 96 年 11 月 21 日修正公告之「土壤及地下水污染整治 法第 8 條第 1 項之事業」及「土壤及地下水污染整治法第 9 條之事 業」之附表,國內 17 類指定公告事業、主要製程及其應檢測污染 物之項目,如表 7-3 所示。

表 7-3 17 類指定公告事業、主要製程及其應檢測污染物之項目

項次		事業	主要製程	檢測項目
			皮革、毛皮鞣製製程	鉻
		皮革、毛皮整製業	塗飾或染色製程	鎘、鉻、銅、鉛、鋅、VOC
			其他製程	鉻
		石油及煤製品製造業	石油及煤製品製造製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC 、SVOC、TPH
		基本化學材料製造業	基本化學材料製造製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC 、SVOC、TPH
		石油化工原料製造業	石油化工原料製造	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC 、SVOC、TPH
		合成樹脂及塑膠製造業	合成樹脂及塑膠製造	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、SVOC 、VOC、TPH
		合成橡膠製造業	合成橡膠製造	VOC · SVOC · TPH
		人造纖維製造業	人造纖維製造	VOC · SVOC · TPH
	廠房、 其他附	農藥及環境衛生用藥製造業	使用砷、有機砷為原料製 造農藥及環境衛生用藥製 程	砷、VOC、SVOC、農藥
	屬所土空地在之及面		使用汞、有機汞為原料製造農藥及環境衛生用藥製 程	汞、VOC、SVOC、農藥
	王地 積達一 百平方		使用銅為原料製造農藥及 環境衛生用藥製程	銅、VOC、SVOC、農藥
	公尺以		其他製程	VOC、SVOC、農藥
	上之工 塑膠皮、板、管材及塑膠 皮製品製造業		使用石化基本原料及中間 產品合成製造塑膠皮、板 、管材及塑膠皮製品製程	VOC · TPH
		鋼鐵冶煉業	煉焦製程	VOC · TPH
			煉鐵製程	鉛、鋅、TPH
			轉爐煉鋼製程	鉛、鋅、TPH
			電弧爐煉鋼製程	鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅、TPH
		金屬表面處理業	使用有機溶劑之製程	编、鉻、銅、鎳、鉛、鋅、VOC
			化成、電鍍製程	<b>鎬、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅</b>
			塗裝製程	鎘、鉻、銅、鉛、鋅、VOC
			其他製程	鎘、鉻、銅、鉛、鋅
		半導體製造業	半導體製造製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC 、SVOC
		印刷電路板製造業	印刷電路板製造製程	络、銅、鎳、鉛、VOC
		雷池,製 浩 菫	非汞電池製造	鎘、銅、鎳、鉛、鋅、VOC
			汞電池製造	鎘、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC

項次	事業	主要製程	檢測項目
1	電力供應業	燃煤機組發電製程	砷、汞、鉛、TPH、PCBs
_	电力供應系	燃油機組發電製程	鉛、TPH、PCBs
11	加油站業	汽油、柴油銷售儲存	苯、乙苯、甲苯、二甲苯、TPH
		廢棄物焚化處理或熱處理	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC
		程序 含農藥成分廢棄物之處理	、SVOC、TPH、戴奥辛 砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC
		召長無成分險某物之處理   程序	、SVOC、農藥
		含多氯聯苯成分廢棄物之	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC
		處理程序	· SVOC · PCBs
		含戴奥辛成分廢棄物之處	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC
		理程序	、SVOC、戴奥辛
		應回收廢機動車輛處理程序	銅、鎳、鉛、鋅
		應回收廢電子電器類處理	銅、鎳、鉛、鋅
	廢棄物處理業	程序	到 * 3六 * 30 * 34
四		應回收廢資訊物品類處理 程序	銅、鎳、鉛、鋅
		應回收廢輪胎類處理-熱裂	TDM
		解程序	ТРН
		應回收潤滑油類處理程序	鉛、鋅、TPH
		應回收鉛蓄電池類處理程序	鉛、鋅
		應回收農藥廢容器類處理	砷、銅、汞、VOC、SVOC、農藥
		程序	
		應回收廢照明光源類處理 程序	汞
		其他廢棄物處理程序	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC 、SVOC

- 註1: 表中 VOC 包括苯、甲苯、乙苯、二甲苯、四氯化碳、氯仿、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、順-1,2-二氯乙烯、反-1,2-二氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯、氯乙烯等 13 項;SVOC 則包括 1,2-二氯苯、1,3-二氯苯、3-3'-二氯聯苯胺、六氯苯、2,4,5-三氯酚、2,4,6-三氯酚、五氯酚等 7 項;農藥則包括阿特靈、可氣丹、二氯二苯基三氯乙烷(DDT)及其衍生物、地特靈、安特靈、飛佈達、毒殺芬、安殺番等 8 項;TPH 表示總石油碳氫化合物;PCBs 表示多氯聯苯。
- 註 2: 表中事業若擁有貯存石油原油或液態石油製品(包括「石油製品認定基準」所列之汽油、柴油、輕油、航空燃油、煤油、燃料油等)之儲油設備者,則檢測項目至少應包括苯、甲苯、乙苯、二甲苯及 TPH。
  - 2. 經評估,事業實際運作時未使用及未產生上表之污染物檢測項目者,應檢附證明文件,經所在地主管機關同意後,免檢測該污染物項目;事業實際運作或曾運作可能使用或產生上表檢測項目以外之土壤污染管制標準所規定之管制項目時,應增加檢測該項目。

#### 三、土污法第8、9條相關問題與因應對策

有關土污法第8、9條相關問題與因應對策,如表7-4所示。

# 表 7-4 土污法第 8、9條規定之相關問題與因應對策[3]

問題	

#### 因應對策

一、事業變更登記產業類別或 產品增減時,是否亦需提 具土壤污染檢測資料備 查?若是的話,是否每一 次辦理變更登記就必須 整個廠區檢測一次? 依目前土污法第9條之規定,僅規範設立、停業或歇業前應進行用地土壤污染檢測,條文中並未將變更之時機納入。故事業僅進行基本資料之變更(如廠名、負責人姓名等)時,並不需提送土壤污染檢測資料備查之動作。惟若事業變更內容已符合各目的事業主管機關法規所規定應重新辦理設立之許可、登記、申請執照等相關行為時(如事業變更登記產業類別並需依工廠管理輔導法第16條第3項重新辦理設立許可或登記),且變更後重新登記之事業類別屬於土污法第9條指定公告事業,則應進行用地土壤污染檢測及備查作業。

土壤污染檢測作業之完成應於報請所在地主管機關備 查前6個月內為之,惟事業若符合下列各項條件,且經 所在地主管機關同意者,得於土壤污染檢測資料中載明 理由並檢附相關資料,不受6個月限制:

- 1. 自採樣日起事業用地內無從事任何運作行為。
- 採取適當圍籬、區隔、監控或防護措施,確保無排放、洩漏、灌注或棄置污染物於事業用地範圍內。
- 3. 毗鄰用地無潛在污染源。
- 採樣時之事業與申請備查時之事業,其事業類別、 製程及運作特性均相同;或採樣時所檢測之土壤污 染物項目可全部涵蓋申請備查事業之應檢測項目 者。

三、目的事業主管機關若無停 歇業之相關規定,則停歇 業前是否仍須進行土壤 污染檢測並將檢測資料 提送備查? 進行土壤污染檢測之意義在於藉由用地之調查檢測,儘早瞭解土壤污染狀況及做好預防或整治工作,於土地有污染情事發生時,可作為釐清污染責任之參考依據。另按照目前土污法第9條之公告內容,停業或歇業前之檢測時機並不僅限於向目的事業主管機關申辦停業或歇業時才需進行土壤檢測,而是包括事實認定情形;即只要事業事實上終止營業(運)或無繼續生產、製造、加工前,即需完成土壤污染檢測資料及提送所在地主管機關備查。

# 表 7-4 土污法第 8、9條規定之相關問題與因應對策[3] (續 1)

表 7-4 土污法弟 8、9 除規定之相關问題與囚應對東 (續 1)			
問題	因應對策		
四、若事業將土地出租,是否受土污法第8條土地移轉應提供土壤污染檢測資料之規範?	土地承租如無涉及土地所有權(物權)之移轉,則不受土污法第8條之規範。惟為保障土地所有人之自身權益,建議以契約約定方式,要求土地承租人或使用人於終止租(使)用時提供土壤檢測資料以釐清污染責任。若承租人為本署土污法指定公告事業,則所承租之土地移轉時,土地所有權人(即讓與人)應依土污法第8條規定提供土壤污染檢測資料。		
五、公告附表所列之檢測項目 並非所有事業皆有使用 或產生,是否皆需檢測? 若事業製程並不在公告 範圍中,則應如何擇定檢 測項目?	由於各事業之運作歷史、特性和使用原物料不盡相同, 故建議事業應將運作資料委由具相關學經歷之專業人員 或技術機構進行評析後,擇定應檢測之污染物項目。若 經評估事業實際運作時確未使用及未產生某項污染物檢 測項目,則應檢附證明文件,經所在地主管機關同意後, 免檢測該污染物項目;但除規定之檢測項目外,事業亦 應依其實際運作狀況增加土壤污染管制標準所規定管制 項目之檢測。 此外針對土地移轉之時機,檢測項目得依事業實際運作 時可能產生土壤污染管制標準所規定之管制項目,由土 地移轉讓受雙方協議之。		
<ul><li>六、事業用地位於廠辦大樓2</li><li>樓以上無用地可供採樣,應如何進行檢測?</li><li>七、土壤污染調查採樣方式是否一定需依照網格法或場址環境污染評估</li></ul>	若事業場所全部用地均位於建築物內之2樓以上,而無土地可供土壤採樣,並經評估後確認事業用地確無污染之虞時,則可於土壤污染檢測資料中具明理由並檢附相關資料,報請所在地主管機關備查。 依「土壤污染檢測備查作業要點」規定,事業應依「以環境場址評估法辦理事業用地土壤污染檢測指引」及「以網格法辦理事業用地土壤污染檢測指引」或其他經所在地主管機關同意之方式進行用地土壤污染檢測作業。採		
(ESA)方式辦理?	其他方式進行者,須於土壤污染檢測資料中提出說明並檢附相關資料。		

# 表 7-4 土污法第 8、9條規定之相關問題與因應對策[3](續 2)

問題	因應對策
	依土污法第 10 條第 1 項規定,土壤及地下水污染檢測作業應委託由本署核可的檢測機構執行。環境檢測機構名 單 可 至 本 署 環 境 檢 驗 所 網 站 查 詢 ( http://www.niea.gov.tw/)。
八、事業機構若有執行土壤污	至於執行調查評估規劃之人員或機構,現行土污法中並
染檢測工作需要時,可以	未限定其資格條件,惟建議事業宜委由具環境場址評估
委託哪些單位辦理?	或土壤地下水污染調查實務經驗之專家或技術機構辦
	理場址評估與採樣規劃工作,可獲得較具客觀性及代表
	性之結果。而相關人員或機構之資格條件,於「以環境」
	場址評估法辦理事業用地土壤污染檢測指引」中已有說
b. 计入相符由相及 l. 癌细末	明,提供事業選擇時之參考。
九、法令規範中提及土壤調查	目前土污法第8條及第9條僅規範提具用地土壤污染檢測資料,並未包括地下水,因此相關調查指引及檢測資
檢測的部分較多,而在地 下水方面卻較少,檢測範	测貝科,並不包括地下水, 囚此相關調查指引及檢測貝 料之內容並未將地下水污染物納入。但建議事業可依本
国是否應包括地下水在 電是否應包括地下水在	身製程特性與用地狀況,增加地下水調查檢測,以更完
內?	整掌握用地環境狀況。
	土污法第2條針對土壤污染之定義為「指土壤因物質、
	生物或能量之介入,致變更品質,有影響其正常用途或
	危害國民健康及生活環境之虞。」
十、土壤污染之標準為何?如	為利依法進行相關管制之所需,本署於90年11月21
何判定?	日公告「土壤污染監測基準」及「土壤污染管制標準」,
	可作為土壤是否已遭受污染而需進行必要管制之研判
	基準。
	事業若屬土污法第9條之廢棄物處理業,於處理業許可
	證或登記證有效期限屆滿前,依「公民營廢棄物清除處
	理機構許可管理辦法」及「應回收廢棄物回收處理業管
十一、已領有許可證且營運中	理辦法」之規定,向核發或登記機關申請展延,若獲核
之廢棄物處理業,於辦理	發或登記機關同意展延,則尚無需辦理土壤污染檢測資
許可證展延時是否應依	料備查;惟當核發或登記機關駁回展延申請,或事業無
上污法第9條規定辦理土	繼續營業之意願時,則應於處理業許可證或登記證有效
壤污染檢測?若未增加	期限屆滿前,檢具土壤污染檢測資料報請所在地主管機
處理設備,而僅申請增加	關備查。
廢棄物處理代碼時,應否	另,營運中之廢棄物處理業其未增加處理設備,僅申請
辦理土壤檢測?	增加廢棄物處理代碼,應依「公民營廢棄物清除處理機
	構許可管理辦法」規定辦理許可事項之變更,尚非屬土 污法第 9 條所規定之備查時機,因此無需進行土壤檢
	乃法另 9 條所
	04

#### 表 7-4 上污法第 8、9條規定之相關問題與因應對策[3](續 3) 問題 因應對策 如同於購置房屋前,買受人通常會先了解標的物是否為 海砂屋、輻射屋等瑕疵品,並要求出賣人提供相關檢測 十二、非屬指定公告事業者, 報告,以避免造成財產之減損,甚至危害人體健康。而 是否仍應於土地移轉前 土地移轉亦如房屋買賣交易,為避免買到受污染之土 進行用地土壤污染檢測 地,建議買受人針對具高污染潛勢事業所使用之土地於 工作? 移轉前,均能主動要求讓與人提供用地土壤污染檢測資 料,以釐清買受雙方之污染責任,確保自身權益。 十三、指定公告之事業於設 如發現事業用地土壤及地下水受到污染,主管機關予以 立、停業或歇業前所檢具 備查之土壤污染檢測資料,雖得作為判斷之證據資料之 之土壤污染檢測資料,經 一,倘有其他證據資料足以顯示該事業確為污染行為人 所在地主管機關備查 時,該事業不得以其曾檢具土壤污染檢測資料報請所在 後,是否得作為排除污染 地主管機關備查,而排除其污染行為人之責任。 行為人責任之依據? 按土污法第9條立法原意,係為使事業能釐清本身污染 十四、指定公告之事業若尚未 責任,亦可藉以及時瞭解用地土壤是否遭受污染,並進 向所在地主管機關完成 行後續必要之處理。因此事業若未依土污法第 9 條規 土壤污染檢測資料之備 定,於設立、停業或歇業前完成備查程序,即逕向目的 查,是否可以先向目的事 事業主管機關申辦完成設立、停業及歇業程序,所在地 業主管機關完成設立、停 主管機關即會依土污法第 32 條第 3 項規定處事業罰 業或歇業之申請? 鍰。事業於違反土污法第9條規定遭處分後,仍應檢具 土壤污染檢測資料,報請所在地主管機關備查。 十五、如土地使用人與所有權 土污法第8條第1項規定之立法意旨在於避免土地糾 人非同一人時,所有權人 紛,故由讓與人提供土壤污染檢測資料予受讓人以確認 轉讓土地時,應以使用人 土地移轉時之土壤品質狀況,並釐清土壤污染整治責 或以所有權人之事業類 任。據此,如土地使用人與讓與人非屬同一人時,應視 別決定是否屬於土污法 土地使用人是否為土污法第8條之指定公告事業,如屬 第8條之指定公告事業? 之,則讓與人仍應依規定提出土壤污染檢測資料。 十六、土污法第8條指定公告 依據最高法院判例之見解,強制執行之拍賣,應解釋為 事業之土地或工廠若被 買賣之一種,即以債務人為出賣人,拍定人為買受人(執 拍賣,依該條規定土地於 行法院即代債務人出賣之人),此出賣人於民事上所應 移轉時,讓與人應提供土 負之義務,均由債務人負擔。上開判例之見解雖係針對 壤污染檢測資料。故於拍 出賣人民事上應負之責任而表示之見解,然其主要之意 定移轉時,其讓與人是否 旨在於拍賣執行機關即法院僅就拍賣程序依法行使其 即為法院?該土壤污染 職權,然拍賣本身仍為民法上的買賣,故法院並不負擔 檢測資料究應由法院提 實體法上基於出賣人地位所應負之責任。是以,土污法

第8條所規定之讓與人,於拍定移轉時,仍係指原擁有

土地或工廠之事業單位,並非法院。

供抑或由事業本身提

供?

# 7.3 工廠遭土污法列管之作業程序與因應對策

污染場址列管作業大致可分為調查查證、控制整治及解除管制等 3 階段,以下先就土水污染發生、污染列管及污染整治之處理先做簡要介紹後, 再就工廠遭土水污染時可採取之應變措施、工廠被通知查證時之因應對策、工廠遭公告控制或整治場址之因應對策等各階段與業者相關之規定, 分述如下:

#### 一、污染發生之處理

環保單位於接獲污染通報或進行例行調查,發現場址土壤或地下水污染濃度超過土壤或地下水污染管制標準且污染情形明確,會依法通知事業該場址土壤或地下水遭污染,並要求限期完成污染改善,事業於接獲通知後,應立即確認污染情形並研判污染來源,進一步確認是否屬事業之污染責任,若為事業本身所造成者,污染來源仍持續洩漏或排放者,應立即阻絕或修補污染來源避免污染擴大;若非屬事業本身之污染責任,事業得要求污染行為人進行改善,或通報所在地主管機關依土污法第7條或第11條進行查證,確認污染來源或污染行為人。

#### 二、污染列管之處理

現階段環保單位對土壤或地下水達污染管制標準之污染來源明確場址,會依列管場址污染情節輕重及改善期限能否於短時間內(12個月)完成等因素,由所在地主管機關依權責將場址列管為依土污法施行細則第8條限期改善場址或依土污法第11條第2項公告為控制場址,而控制場址經初步評估後,有危害國民健康及生活環境之虞時,所在地主管機關報請中央主管機關審核後公告為整治場址;另場址地下水污染濃度達地下水污染管制標準,但污染來源不明確者,所在地主管機關依土污法第21條公告劃定地下水受污染使用限制地區及限制事項;依土污法施行細則第8條限期改善場址於改善期限屆滿前不會被正式公告列管,控制場址及整治場址會被正式公告列管,此外,整治場址被公告後土地會依土污法第15條囑託土地所在地之登記主管機關辦理土地禁止處分之登記,上述4類列管場址類型比較分析如表7-5所示。

#### 三、污染整治之處理

整治場址依土污法第 12 條規定,於提送整治計畫前應先進行場址污染範圍調查及評估對環境之影響,並將調查評估計畫送所在地主管機關審查核定後執行,再依調查評估結果研擬整治計畫。因此於研擬污染改善/控制/整治計畫書應前先辦理污染範圍補充調查或水文地質調查,將有助於

了解場址污染範圍及污染程度,依調查評估結果進行整治技術可行性評估後,提送污染改善/控制/整治計畫書,經所在地主管機關核定後實施。環保單位或專案小組通常會要求於計畫執行期間需定期彙整執行進度報告並送環保局核備,於完成場址整治後事業應進行自行驗證,並於自行驗證通過後提送污染污染改善/控制/整治計畫完成報告,向所在地主管機關申請解除列管,所在地主管機關將進場驗證,驗證通過後,依法解除污染場址列管;經驗證未通過者,將要求事業持續執行污染改善/控制/整治,有關事業遭土水污染後續應辦行政作業處理流程如圖 7-2 所示。

表 7-5 列管場址類型之比較

列管場址類型 法源依據 場址類型之 認定原則	依土污法細則 第8條限期改善場址 土污法施行細則 第8條第1項 1.污染物濃度達管制 標準者 2.污染情節較輕、場址 污染範圍明確者 3.污染改善工作能於 短時間內完成者 4.改善期限以不超過	控制場址 土污法 第11條第2項 1.污染來源明確,污染 物濃度達管制標準 者 2.限期改善場址改善 期限屆滿仍未完成 改善場址	整治場址 土污法 第11條第2項 控制場址經初步評 估後,有危害國民 健康及生活環境之 虞時,所在地主管 機關應報請中央主 管機關審核後公告 為整治場址	受污染限制使用 地區 土污法 第21條第1項 地下水達管制標 準,但污染來源 不明確者
是否正式公告	12個月為原則 否	是	是	是
土地是否禁止處分	否	否	是	否
是否需提送/審查計畫書	否,視環保局要求而定	是	是,另需提送調查評 估計畫	否
計畫書名稱	污染改善計畫書	污染控制計畫書	污染整治計畫書	_

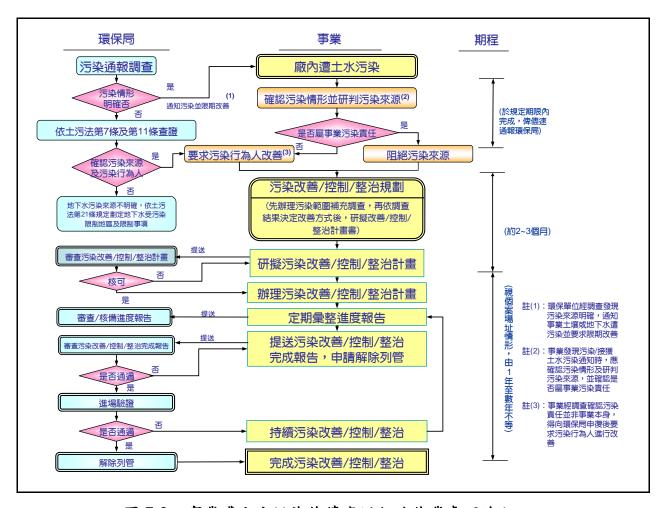


圖 7-2 事業遭土水污染後續應辦行政作業處理流程

一、工廠遭土水污染時可採取之應變措施

#### (一) 土污法規定

- 1. 土污法第7條第5項:「各級主管機關為查證工作時,發現土壤、 地下水因受污染而有影響人體健康、農漁業生產或飲用水水源之虞 者,應命污染行為人、場所使用人、管理人或所有人採取緊急必要 措施,以減輕污染影響或避免污染擴大。」
- 2. 土污法第 13 條第 1 項規定,所在地主管機關為減輕污染危害或避免污染擴大,應依控制場址或整治場址實際狀況,採取下列應變必要措施,同條第 2 項規定所在地主管機關對於第(3)、(4)、(7)及(8)款之應變必要措施,得命污染行為人為之。
  - (1)命污染行為人停止作為、停業、部分或全部停工。
  - (2)依水污染防治法調查地下水污染情形,並追查污染責任;必要時,告知居民停止使用地下水或其他受污染之水源,並得限制鑽

井使用地下水。

- (3)提供必要之替代飲水或通知自來水主管機關優先接裝自來水。
- (4)豎立告示標誌或設置圍籬。
- (5)通知農業、衛生主管機關,對因土壤污染致污染或有受污染之虞之農漁產品進行檢測。必要時,應會同農業、衛生有關機關進行管制或銷燬,並對銷燬之農漁產品予以相當之補償。必要時,限制農地耕種特定農作物。
- (6)疏散居民或管制人員活動。
- (7)移除或清理污染物。
- (8)其他應變必要措施。

#### (二) 罰則

#### 1. 刑法與罰金

土污法第26條:「違反第7條第5項未採取必要措施或不遵行所在地主管機關依第13條第1項第1款、第2項所為之命令,因而致人於死者,處無期徒刑或7年以上有期徒刑,得併科新臺幣五百萬元以下罰金。致重傷者,處3年以上10年以下有期徒刑,得併科新臺幣3百萬元以下罰金。」

#### 2. 連續處罰

土污法第 32 條:「未遵行第 7 條第 5 項、第 13 條第 2 項之命 令者,處新臺幣 20 萬元以上 100 萬元以下罰鍰,並得按次處罰。」

#### (三) 因應對策

#### 1.自行採取應變措施

工廠發現土壤及地下水遭污染時,首先應確認土壤及地下水污染來源及原因,若是因廠內製程或處理設施洩漏所造成,應立即進行修補或阻斷污染來源,避免持續洩漏,造成污染擴大;若是鄰近工廠所造成,應與鄰近工廠進行緊急協調,確認可能污染來源,並要求污染來源工廠採取應變必要措施,對已遭污染之土壤或地下水,應確認可能污染範圍及影響,決定是否需採取污染相關控制或圍堵措施,或依土污法第7條第5項採取之「緊急必要措施」,請參考本技術手冊第3.4節「緊急應變計畫」之相關說明。

#### 2.環保單位通知採取應變措施

為減輕污染危害或避免污染擴大,所在地主管機關會依控制場

址或整治場址實際狀況,命污染行為人採取應變必要措施,事業在 接到環保單位通知應採取應變措施時,應於環保單位規定期限內完 成應變必要措施,並將應變措施執行情形及處理結果呈報所在地主 管機關備查,俾利掌握應變措施執行情形,避免污染擴大。

事業若未依規定採取應變必要措施時,所在地主管機關會依污染情形命污染行為人停止作為、停業、部分或全部停工,或由土壤及地下水污染整治基金代為支應依土污法第 13 條相關應變措施費用,事後相關費用仍會要求污染行為人繳納。

# 二、工廠被通知查證時之因應對策

#### (一) 土污法規定

- 1. 土污法第7條第1項,各級主管機關得派員攜帶證明文件,進入公 私場所,為下列查證工作,並得命場所使用人、管理人或所有人提 供有關資料:
  - (1) 調查土壤、地下水污染情形及土壤、地下水污染物來源。
  - (2) 進行土壤、地下水或相關污染物採樣。
  - (3) 會同有關機關採集農漁產品樣本。
- 2. 土污法第 11 條第 1 項規定:「各級主管機關對於有土壤或地下水污染之虞之場址,應即進行查證,...」。

#### (二) 罰則

土污法第32條第1項:「規避、妨礙或拒絕依第7條第1項... 所為之查證、命令或應配合之事項者,處新臺幣20萬元以上100 萬元以下罰鍰,並得按次處罰。」

#### (三) 因應對策

#### 1.初次通知進廠查證

當環保機關通知業者要進廠查證時,於查證前,工廠宜召開會議,針對廠內運作可能產生污染及地下水污染之情形,再次進行檢視及巡查,並完成相關資料準備及提供。如發現污染情形,應即採取緊急應變措施。於查證時,應指派人員陪同環保機關人員,全程掌握查證情形,並留存查證及現勘紀錄。

#### 2. 查證結果處理

於查證後,環保機關如通知場址部分採樣點超過管制標準,事 業應就環保單位檢測結果了解可能污染位置、污染項目及採樣深度 後,應先確認可能污染來源,倘若與工廠運作污染項目有關,應進一步了解污染成因,並採取前述應變措施,若與工廠運作污染項目無關,可請環保主管機關進一步確認可能污染來源,污染來源明確者,使得公告污染控制場址;污染來源不明確者,應公告劃定地下水受污染使用限制地區及限制事項。

#### 3.污染場址列管程序處理

污染場址符合環保署 97 年 8 月 12 日核釋「土壤及地下水污染整治法施行細則」第 8 條第 1 項有關「限期採取適當措施」適用原則及期限認定方式補充規定者,環保機關會依土污法施行細則第 8 條規定,要求事業限期採取適當措施,改善污染情形。

由於環保機關進行查證時,因其採樣點數有限,故通常無法掌握場址污染情形,因此,事業應參考環保機關於查證階段之採樣檢測資料,依已完成之檢測結果及工廠實際之運作狀況,研判污染來源,進一步調查評估污染範圍,以提供後續執行污染改善措施之參考。有關土壤及地下水污染範圍調查評估工作,請參考本技術手冊第四章「土壤及地下水污染調查」之相關說明。

事業於完成污染改善後,需請環保機關再次進行污染場址之驗證。此外,依土污法施行細則第8條第2項規定,污染場址因採取適當措施,致土壤、地下水污染情形減輕,並經所在地主管機關查證其土壤、地下水污染物濃度低於土壤、地下水污染管制標準者,得不公告為控制場址。

# 7.4 工廠遭公告控制場址之因應對策

#### (一) 土污法規定

1. 環保局公告控制場址

土污法第 11 條第 2 項:「...場址之土壤污染或地下水污染來源明確,其土壤或地下水污染物濃度達土壤或地下水污染管制標準者,所在地主管機關應公告為土壤、地下水污染控制場址,...」

#### 2. 業者提出控制計畫

土污法第 11 條第 4 項:「控制場址未經公告為整治場址者,所在地主管機關得依實際需要,命污染行為人提出污染控制計畫,經所在地主管機關核定後實施。」

3. 業者申請解除控制場址管制

土污法第 11 條第 5 項:「...控制場址之土壤或地下水污染控制計畫實施後,如土壤或地下水污染物濃度低於土壤或地下水污染管制標準時,得向所在地主管機關申請解除控制場址之管制並公告之。」

#### 4. 環保局核准解除控制場址之管制

土污法第20條第1項:「土壤、地下水污染控制計畫…之實施者,應於土壤、地下水污染整治完成後,準用第16條第1項或第2項之程序,將其整治完成報告報請所在地…主管機關核准。」經核准後,並依同條第2項第1款之規定,解除控制場址之管制。

#### (二) 罰則

土污法第 36 條:「污染行為人違反第 11 條第 4 項...,處新臺幣 100 萬元以上 500 萬元以下罰鍰,並通知限期補正或改善,屆期 未補正或改善者,按日連續處罰。」

#### (三) 因應對策

#### 1.公告為控制場址

事業未依環保主管機關規定期限內採取適當措施,完成污染改善,或未符合環保署 97 年 8 月 12 日核釋「土壤及地下水污染整治法施行細則」第 8 條第 1 項有關「限期採取適當措施」適用原則及期限認定方式補充規定者,所在地主管機關得依土污法第 11 條規定公告為控制場址,場址公告列管前,依行政程序法之規定,給予控制場址列管事業陳述意見之機會,事業若對相關列管程序或執行面有意見,應於所在地主管機關規定期限前提出陳述意見,否則,所在地主管機關依法逕行公告為控制場址。

#### 2.控制計畫提送及審查程序

場址公告為控制場址後,所在地主管機關會命污染行為人於規 定期限內提出污染控制計畫,依事業應依土污法施行細則第 14 條 之規定,提出污染控制計畫,其內容應包括下列事項:

- (1) 計畫提出者、撰寫者及執行者資料。
- (2) 場址基本資料。
- (3) 場址現況及污染情形。
- (4)污染物、污染範圍及污染程度。
- (5)污染控制及防治方法。

- (6)污染監測方式。
- (7) 工地安全衛生管理。
- (8) 控制結果之驗證方式。
- (9) 計畫執行期程。
- (10)其他經主管機關指定之事項。

另有關土壤及地下水污染控制計畫撰寫指引(93.08.26),可由環保署環保法規網頁(http://w3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx)下載。

土壤及地下水污染控制計畫經所在地主管機關核定後實施,事業於完成控制計畫後,請環保機關進行污染場址之驗證,並依土污法相關規定,申請解除控制場址之管制。

# 7.5 工廠遭公告整治場址之因應對策

#### (一) 土污法規定

1. 環保署公告整治場址

土污法第 11 條第 2 項:「...控制場址經初步評估後,有危害國民健康及生活環境之虞時,所在地主管機關應報請中央主管機關審核後公告為土壤、地下水污染整治場址...」

#### 2. 初步評估

環保署於95年3月29日修正「土壤及地下水污染控制場址初步評估辦法」(以下簡稱初評辦法),除增訂控制場址公告為整治場址之場址特性及污染影響等評估條件外,初評辦法第6條及第7條並允許污染場址之污染行為人及土地使用人、管理人或所有人得以健康風險評估結果,送所在地主管機關審查污染場址是否仍須公告為整治場址並管制,以及相關審查流程,以作為所在地主管機關是否須報請中央主管機關公告為整治場址之依據,其流程如圖7-3所示。

## 3. 事業提出調查評估計畫

土污法第12條第2項:「整治場址之污染行為人或污染土地關係人,得於各級主管機關進行調查評估前,提出土壤、地下水調查及評估計畫,經所在地主管機關核定後辦理;其調查評估結果,應報請所在地主管機關核定。」

#### 4. 事業提出整治計畫

土污法第 16 條第 1 項:「整治場址之污染行為人應依第 12 條之調查評估結果,訂定土壤、地下水污染整治計畫,經所在地主管機關審查核定後據以實施...。」

#### 5. 環保局核准整治場址之列管

土污法第20條第1項:「土壤、地下水...污染整治計畫之實施者,應於土壤、地下水污染整治完成後,準用第16條第1項或第2項之程序,將其整治完成報告報請...中央主管機關核准。」,經核准後,並依同條第2項第1款之規定,解除控制場址之管制。

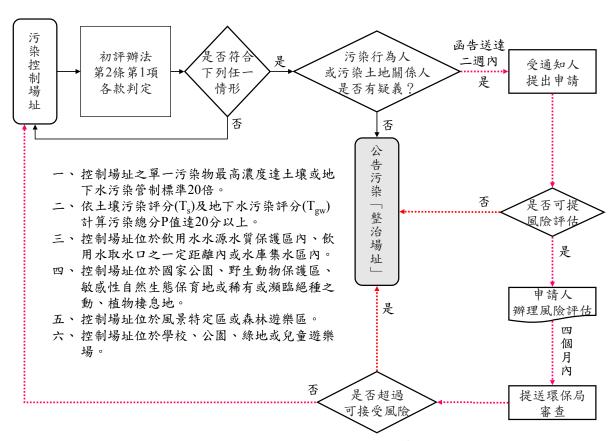


圖 7-3 初評辦法之評估程序

#### (二) 罰則

土污法第 36 條:「污染行為人違反...第 16 條第 1 項...,處新臺幣 100 萬元以上 500 萬元以下罰鍰,並通知限期補正或改善,屆期未補正或改善者,按日連續處罰。」

#### (三) 因應對策

1.公告為整治場址

控制場址經初步評估後,符合初評辦法第 2 條各款情形之一者,所在地主管機關應報請中央主管機關審核後公告為整治場址,場址公告列管前,依行政程序法之規定,給予整治場址列管事業陳述意見之機會,事業若對相關列管程序或執行面有意見,應於中央主管機關規定期限前提出陳述意見,否則,中央主管機關依法逕行公告為整治場址。

#### 2.調查評估計畫提送及審查程序

場址公告為整治場址後,所在地主管機關會命污染行為人或污染土地關係人依土污法第 12 條第 2 項規定提出之土壤、地下水調查及評估計畫,調查及評估計畫內容依土污法施行細則第 16 條規定,其內容應包括下列事項:

- (1)計畫提出者、撰寫者、調查者及評估者資資料。
- (2) 場址基本資料。
- (3)場址現況及污染情形。
- (4)污染調查方法。
- (5)污染物、污染範圍及污染程度。
- (6)對環境影響之評估方法。
- (7)計畫執行期程。
- (8)其他經主管機關指定之事項。

調查及評估計畫經經所在地主管機關核定後辦理;其調查評估結果,應報請所在地主管機關核定。

#### 3.整治計畫提送及審查程序

整治場址污染行為人或污染土地關係人應依土污法第 12 條之調查評估結果,訂定土壤、地下水污染整治計畫。整治計畫應依土污法施行細則第 21 條之規定,其內容應包括下列事項:

- (1)計畫提出者、撰寫者及執行者之資料。
- (2) 計畫大綱。
- (3) 場址基本資料。
- (4) 場址現況及污染情形。
- (5)污染物、污染範圍及污染程度。
- (6) 整治基準或整治目標。
- (7) 整治方法。

- (8)污染監測計畫。
- (9)污染防治計畫。
- (10)場址安全衛生計畫。
- (11)整治完成之驗證計畫。
- (12)整治經費預估。
- (13)整治期程。
- (14)其他經主管機關指定之事項。

另有關土壤及地下水污染整治計畫撰寫指引(93.08.26),可由環保署環保法規網頁(http://w3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx)下載。

土壤及地下水污染整治計畫經所在地主管機關核定後實施,事業於完成整治後,請環保機關進行污染場址之驗證。依土污法相關規定,申請解除整治場址之列管。

# 7.6 土污法相關訴願程序或行政訴訟

有關行政爭訟程序流程如圖 7-4, 說明如下:

#### 一、訴願

訴願案件流程處理,如圖 7-5 所示。訴願相關表格文件,包括訴願書、委任書、參加訴願申請書、言詞辯論申請書、陳述意見申請書、閱覽卷宗申請書、訴願撤回申請書與訴願代表人選任書等,可由環保署訴願審議委員會網站下載。

#### (一) 訴願時機

人民對行政機關之行政處分,認為違法或不當,致損害其權利 或利益時,得提起訴願。

#### (二) 訴願期間

提起訴願應自行政機關之行政處分書達到之次日起,於 30 日 內繕具訴願書並送達原處分機關。

#### (三) 訴願之受理機關

- 1. 不服鄉(鎮、市)公所之行政處分者,向縣(市)政府提起訴願。
- 不服縣(市)政府所屬各級機關之行政處分者,向縣(市)政府提起訴願。
- 3. 不服縣(市)政府之行政處分者,向中央主管部、會、行、處、局、 署提起訴願。

- 4. 不服直轄市政府所屬各級機關之行政處分者,向直轄市政府提起訴願。
- 不服直轄市政府之行政處分者,向中央主管部、會、行、處、局、署提起訴願。

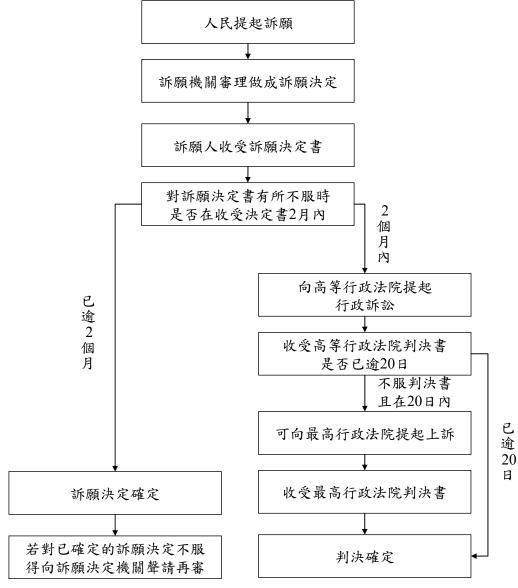


圖 7-4 行政爭訟流程圖[4]

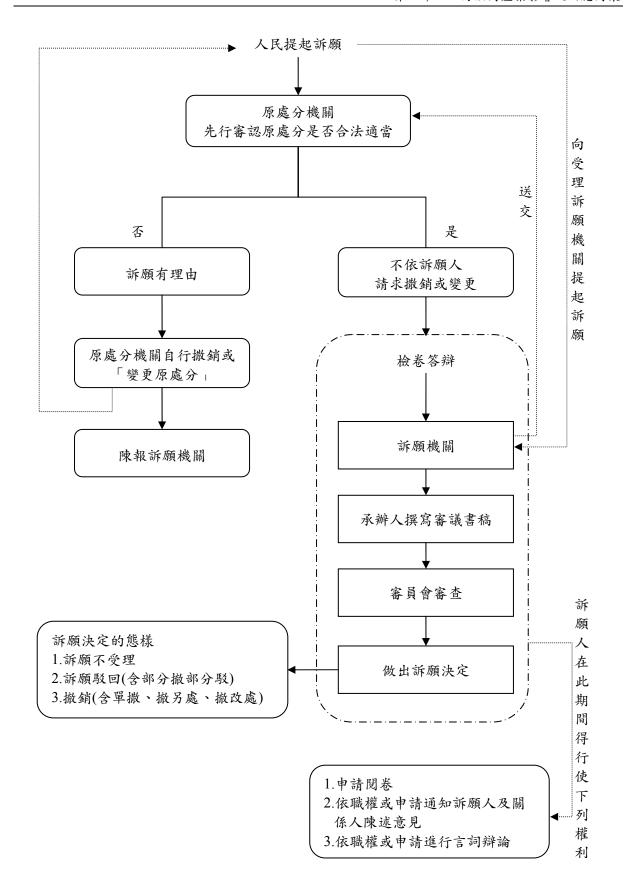


圖 7-5 訴願案件流程處理簡圖[4]

- 6. 不服中央各部、會、行、處、局、署所屬機關之行政處分者,向各部、會、行、處、局、署提起訴願。
- 7. 不服中央各部、會、行、處、局、署之行政處分者,向主管院提起 訴願。
- 8. 不服中央各院之行政處分者,向原院提起訴願。

#### (四) 訴願書應記載事項

- 1. 載明訴願人姓名、出生年月日、住居所、身分證明文件字號,如有 法人或其他設有管理人或代表人之團體,其名稱、事務所、或營業 所及管理人或代表人之姓名、出生年月日、住居所。
- 2. 多人共同訴願時,應選出3人以下之代表人,並檢附代表委任書。
- 3. 原行政處分機關之全銜。
- 4. 訴願請求事項。(如原處分撤銷或原處分某一部分撤銷等等)
- 5. 訴願之事實及理由。
- 6. 收受獲知悉行政處分之年、月、日。
- 7. 受理訴願之機關。
- 8. 證據。其為文書者,應添具繕本或影本。
- 9. 年、月、日。
- 10.訴願人簽名蓋章,如有代表人或代理人亦同。

#### (五) 訴願書附件

訴願應附原處分書影本。

#### (六) 訴願之補充理由及說明:

訴願人提起訴願後,對於事實及理由有不充足時,在審決之前 隨時得提出訴願補充理由。又訴願人認為訴願書不足敘明事實及理 由時,可至訴願會請求陳訴意見,以說明訴願案件之事實及理由使 承辦人員對案情能有更充分的瞭解。

#### 二、不服訴願決定之後續處理方式

行政救濟制度,分為訴願、行政訴訟二級。如果不服訴願之決定, 或訴願機關於人民提起訴願後3個月內不為決定,或延長訴願決定期間 逾2個月仍不為決定者,人民即得向高等行政法院提起行政訴訟,無須 再經過訴願之程序,如不服高等行政法院之裁判者,得向最高行政法院 上訴或抗告。

當訴願決定確定後,不服該訴願決定,依訴願法再審制度的設計,

只要有下列情形之一者,得向原訴願決定機關申請再審:

- (一) 適用法規顯有錯誤者。
- (二) 決定理由與主文顯有矛盾者。
- (三) 決定機關之組織不合法者。
- (四) 依法令應迴避之委員參與決定者。
- (五) 參與決定之委員關於該訴願違背職務,犯刑事上之罪者。
- (六) 訴願之代理人,關於該訴願有刑事上應罰之行為,影響於決定者。
- (七) 為決定基礎之證物,係偽造或變造者。
- (八) 證人、鑑定人或通譯就為決定基礎之證言、鑑定為虛偽陳述者。
- (九) 為決定基礎之民事、刑事或行政訴訟判決或行政處分已變更者。
- (十) 發現未經斟酌之證物或得使用該證物者。

申請再審,原則上應自訴願決定確定時起算30日內為之。

#### 三、行政訴訟第1審

#### (一) 起訴

- 1. 起訴應向管轄之高等行政法院提出訴狀為之。
- 2. 起訴狀應使用司法狀紙,並表明下列事項:

# (1) 當事人:

- A. 當事人為自然人者,應記載當事人姓名、性別、年齡、身分證明文件字號、職業及住所或居所。
- B. 當事人為法人、機關或其他團體者,應記載其名稱及所在地、 事務所或營業所。
- C. 有法定代理人、代表人或管理人者,應記載其姓名、性別、年齡、身分證明文件字號、職業及住所或居所,及其與法人、機關或團體之關係。
- D. 有訴訟代理人者,應記載其姓名、性別、年齡、身分證明文件字號、職業及住所或居所。
- (2)起訴之聲明。
- (3)訴訟標的及其原因事實。
- (4) 附屬文件及其件數,如經訴願程序者,應附具決定書。
- (5) 高等行政法院。
- (6) 年、月、日。

- 3. 當事人、法定代理人、代表人、管理人或訴訟代理人應於訴狀內簽 名或蓋章,如以指印代替簽名時,應由他人代寫姓名,記明其事由 並簽名。
- 4. 訴狀內宜記載適用程序上有關事項、證據方法及其他準備言詞辯論 之事項。
- (二) 起訴狀應按被告人數附具起訴狀繕本。
- (三) 起訴有無逾越法定期限,以高等行政法院收受訴狀之時間為準。

#### 四、行政訴訟第2審

#### (一)上訴理由

- 1. 對於高等行政法院之終局判決不服,須以其違背法令為理由,始得 向最高行政法院上訴。
- 2. 判決不適用法規或適用不當者,為違背法令。
- 3. 有下列情形之一者,其判決當然違背法令:
  - (1) 判決法院之組織不合法者。
  - (2)依法律或裁判應迴避之法官參與裁判者。
  - (3) 行政法院於權限之有無辨別不當或違背專屬管轄之規定者。
  - (4) 當事人於訴訟未經合法代理或代表者。
  - (5) 違背言詞辯論公開之規定者。
  - (6) 判決不備理由或理由矛盾者。

#### (二)上訴

- 1. 上訴應向原判決之高等行政法院提出上訴狀為之。
- 2. 上訴狀應使用司法狀紙,並表明下列事項:
  - (1) 當事人。
  - (2) 高等行政法院判決及對於該判決上訴之陳述。
  - (3)對於高等行政法院判決不服之程度,及應如何廢棄或變更之聲明。
  - (4)上訴理由;並應附具關於上訴理由之必要證據。
  - (5) 行政法院。
  - (6) 年、月、日。
- 3. 當事人、法定代理人、代表人、管理人或訴訟代理人應於訴狀內簽 名或蓋章,如以指印代替簽名時,應由他人代寫姓名,記明其事由

並簽名。

- 4. 上訴狀內未表明上訴理由者,上訴人應於提起上訴後 20 日內提出 理由書於原高等行政法院,未提出者,原高等行政法院會直接裁定 駁回上訴。
- 5. 對簡易訴訟事件之判決提起上訴,須經最高行政法院之許可,因此 必須在上訴理由中具體表明該訴訟事件所涉及之原則性法律見解。
- (三)上訴狀應按被上訴人(對造)人數附具上訴狀繕本。

#### (四)上訴期間

- 1. 提起上訴,應在第1審判決送達後之20日內為之。
- 2. 上訴有無逾越上訴期間,以行政法院收受上訴狀之時間為準。

#### 五、相關案例

環保署訴願會網站<sup>[4]</sup> (http://atftp.epa.gov.tw/peti/epa/Index.htm)除提供訴願人相關法令、文件表格下載、訴願案件進度、訴願決定書查詢等多項服務外,亦提供「年度訴願決定書查詢」的服務措施,案件類別選擇「土壤及地下水污染整治法」,有相關實體駁回、實體撤銷、訴願不受理等決定結果,可提供土污法相關訴願案例以為參考。以下就上述決定結果各舉一案例作簡要說明,詳情請參考環保署訴願會網站。

#### (一)實體駁回案例

本案為訴願遭駁回之案例,台中縣某 xx 化學工廠,因不服土污法事件之判決,故提起訴願。環保局民國 96 年 x 月 x 日進行廠址土壤檢測發現,該廠區內第 2 測點裡土及表土之農藥 "毒殺芬"含量分別達1.17mg/kg 及 0.919mg/kg,已超出土壤污染管制標準值 0.6 mg/kg,故原處分機關依土污法第 2 條第 12 款判定該訴願人為土壤污染之污染行為人,應對場址進行污染改善。此一判決結果造成訴願人之不服,並於 97 年 x 月 x 日向原處分機關提起訴願。最後調查得知因原處分機關向行政院農業委員會動植物防疫檢疫局查證確認,訴願人曾於該廠從事農藥「毒殺芬」生產業務至該農藥禁止販賣使用為止,最後裁定訴願人為場址之污染行為人。

#### (二)處分撤銷案例

本案為訴願處分遭撤銷之案例,訴願人所屬加油站事業位於臺南縣 永康,由環保機關查核發現,訴願人所屬事業,曾於93年底申請暫停 營業,相關單位於同年底同意停業至94年x月x日止,訴願人於94年 x月x日再度提出申請延長暫停營業期限,但未補附相關證明文件俾供 憑辦。原處分機關以逾法定停業期間核認視同歇業為由,於 96 年 x 月 x 日廢止加油站經營許可執照,且訴願人並未於廢止加油站經營許可執 照前檢具用地之土壤污染檢測資料,報請所在地主管機關備查,違反土 污法第 9 條規定裁處新臺幣 20 萬元罰鍰。訴願人不服,並於 97 年 x 月 x 日經由原處分機關提起訴願。最後調查發現,土污法於 94 年公布實施,訴願人所屬加油站自 93 年 x 月 x 日由原處分機關同意停業,至 96 年 x 月 x 日稽查日止,該段期間並未復業經營,因此裁定處分撤銷獲准。(三)訴願不受理案例

本案為訴願不受理案例之案例台糖公司某廠區,於民國 93 年 x 月 x 日,環保單位依不同深度之土壤檢測發現,土壤中總石油碳氫化合物分別為 18,730 毫克/公斤 (mg/kg)、1,740 毫克/公斤 (mg/kg),超出土壤污染管制標準 (1,000 mg/kg)。原處分機關曾依據土污法第 11 條第 2項前段暨同法施行細則第 13 條規定,劃定前揭地號土地為土壤污染控制場址 (以下稱控制場址),同時依據土壤及地下水污染管制區管制辦法第 4 條、第 5 條、第 7 條及第 10 條規定劃定該地為土壤污染管制區,並於 94 年 x 月 x 日核認訴願人為污染行為人,同時命訴願人於 94 年 x 月 x 日提出污染控制計畫,造成訴願人之不服,於 94 年 x 月 x 日經由原處分機關提起訴願。然查系爭經公告為控制場址及劃定為土壤污染管制區之土地,並為台糖公司所有,目前出租予黃君種植甘薯,訴願人並非土地之所有人及使用人,且非公告之相對人,對其權利或法律上之利益,並不影響訴願人權利或法律上之利益,尚難認定有法律上之利害關係,因此裁定訴願不受理。

# 參考文獻

- 1. 環保署,環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引。
- 2. 環保署,網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引。
- 3. 環保署,土壤及地下水污染整治法第8條第1項及第9條指定公告事業執行用地土壤污染檢測宣導手冊,2008.01。
- 4. 環保署訴願審議委員會網站(網址: http://atftp.epa.gov.tw/peti/epa/Index.htm)。

# 附錄

# 附錄一、計畫網站訊息

經濟部工業局為提供產業整合性之技術輔導,於97年度「產業綠色技術輔導與推廣計畫」網站,共提供多項服務,包括:廢水處理、廢氣(異味)控制、土壤及地下水污染防治、噪音防治等多項輔導申請、計畫活動(講習會)訊息、技術資料、歷年工業污染防治技術叢書索取或電子化資料(PDF 檔案)下載、e報訂閱,其他相關專案計畫網站請詳見工業局網站,網址為http://www.moeaidb.gov.tw/portal.html。

# 附錄二、工業局歷年已編製土壤及地下水相關技術手冊

經濟部工業局依土污法第 43 條規定「各目的事業主管機關應輔導事業預防及整治土壤及地下水污染」,於 90 年起即協助事業辦理土壤及地下水污染預防及整治工作,有感於業界對土壤及地下水污染預防與整治相關知識之需求與推廣,自 92 年以來已完成 11 冊土壤及地下水污染預防及整治技術手冊編製,相關技術手冊名稱及出版年份附表 1 所示,事業若欲參閱可上經濟部工業局「產業綠色技術輔導與推廣計畫」網站下載電子檔或來函索取,技術叢書下載網址 http://proj.moeaidb.gov.tw/eta/book/item5.asp。

附表 1 歷年工業局已編製土壤及地下水相關技術手冊

項次	出版品名稱	出版年份
1	工廠土壤及地下水污染整治技術手冊一石化業	92
2	土壤及地下水污染整治技術手冊-評估調查及監測	93
3	土壤及地下水污染整治技術手冊-生物處理技術	93
4	半導體業土壤及地下水預防與整治技術手冊	94
5	金屬表面處理業土壤及地下水預防與整治技術手冊	94
6	印刷電路板業土壤及地下水預防與整治技術手冊	94
7	鋼鐵冶鍊業土壤及地下水污染預防與整治技術手冊	95
8	光電材料及元件製造業土壤及地下水污染預防與整治技術手冊	95
9	重金屬土壤及地下水污染預防與整治技術手冊	95
10	石油碳氫化合物土壤及地下水污染預防與整治技術手冊	96
11	含氯碳氫化合物土壤及地下水污染預防與整治技術手册	97

## 附錄三、土污法相關法令

為讓事業了解土污法法規最新建置進度,茲彙整土污法及其相關子法建制情形如附表 2 所示,事業欲查詢詳細法規條文可上行政院環保署環保法規查詢系統網站,網址為 http://ivy3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx。

附表 2 土壤及地下水污染整治法及相關子法建制情形

類別	項次	法規名稱	母法依據	施行日期
法律	1.	土壤及地下水污染整治法	母法	89.02.02 公布 92.01.08 修正公布
	1.	土壤及地下水污染整治法施行細則	第 50 條	90.10.17 發布
	2.	土壤污染管制標準	第5條	90.11.21 發布 97.05.01 修正發布
法	3.	地下水污染管制標準	第5條	90.11.21 發布
	4.	土壤及地下水污染整治整治基金管理委員會組織規程	第 24 條	90.07.04 發布
規	5.	土壤及地下水污染整治基金收支保管及運用辦法	第 22 條	90.06.11 發布
命	6.	土壤及地下水污染整治費收費辦法	第 22 條	90.10.29 發布 92.05.07 修正發布 94.12.30 修正發布
令	7.	土壤及地下水污染管制區管制辦法	第 14 條	91.12.31 發布 92.01.08 修正發布
	8.	土壤及地下水污染控制場址初步評估辦法	第 11 條	92.05.07 發布 95.03.29 修正發布
	9.	整治場址污染範圍調查影響環境評估及處理等級評定辦法	第 12 條	92.05.07 發布
	1.	土壤及地下水污染整治個案監督作業要點	_	89.05.16 公告
	2.	土壤污染監測基準	第5條	90.11.21 發布 97.04.29 修正發布
	3.	地下水污染監測基準	第5條	90.11.21 發布
行	4.	土壤及地下水污染整治費收費辦法之免徵比例審查原則	_	91.07.17 發布
政	5.	土壤及地下水污染整治費未依規定繳納者利息起算原則	_	91.07.17 發布
la.	6.	執行土壤及地下水污染整治法核准分期繳納罰鍰及基金代為支應費用實施要點	_	91.08.28 公告
規	7.	地下水水質監測井設置規範	_	91.12.27 公告
則	8.	土壤及地下水污染控制場址進行污染改善推動執行要點	_	92.12.30 發布
	9.	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	_	95.04.26 公告
	10.	執行違反土壤及地下水污染整治法案件裁處書	_	95.08.09 修正公告
	11.	土壤污染檢測資料備查作業要點	_	96.07.09 公告
	12	「土壤及地下水污染整治法施行細則」第8條第1項有關「限期採取適當措施」適用原則及期限認定方式補充規定	_	97.08.12 公告

## 附表 2 土壤及地下水污染整治法及相關子法建制情形(續)

類別	項次	法規名稱	母法依據	施行日期
	1.	土壤及地下水污染整治法第8條第1項之事業	第8條	93.12.07 發布 96.11.21 修正發布
相關公告	2.	土壤及地下水污染整治法第9條之事業	第9條	93.12.07 發布 96.11.21 修正發布
	1.	土壤及地下水污染整治法公民訴訟書面告知格式	_	92.09.30 公告
	2.	土壤及地下水污染控制計畫撰寫指引	_	93.08.26 公告
	3.	土壤及地下水污染整治計畫撰寫指引	_	93.08.26 公告
	4.	控制場址健康風險評估審查注意事項	_	96.05.28 公告
	5.	委託辦理「土壤及地下水污染整治費收費辦法」第4條至第12條所規定之申報審查、核定、現場查核即通知等相關業務	_	96.09.28 公告

資料更新日期: 97年9月24日

資料來源:行政院環保署環保法規查詢系統 http://ivy3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx

## 附錄四、中英文對照表

	A A	
含氯碳氫化合物土壤及地下水		
英文	中文	頁數
A	1	
Activation	活化	201
Advection	平流	60
Aerobic biodegradation	好氧性之生物降解作用	217
Agency for Toxic Substances and	1美國毒性物質和疾病管	47200
Disease Registry (ATSDR)	制署	4,7,288
Air Force Center for Environmenta		220 212
Excellence (AFCEE)	空軍基地環境部門	229,313
Air rotary	氣循環鑽機	118
Air sparging (AS)	空氣注入法	18,146,149,313
Air stripping	氣提法	245
American Petroleum Institute (API)	美國石油學會	229,253
American Society for Testing and	V 11 11 15-4 15 A	83,95,229,286,
Materials (ASTM)	美國材料及試驗協會	288
Apparent concentration	表觀濃度	189
Aquifer	地下含水層	59
В		1
Backfilling	回填	146
Bedrock	岩盤	153
	せ 田せ フサ	15,181,197,198,212,215,
Benzene, Toluene, Ethylbenzene	苯、甲苯、乙苯、	218,243,255,257,258,260,
Xylene (BIEX)	一甲本	313
Biodegradation	生物降解法	211
Biopiles	生物堆法	313
Biosluring	生物漱洗法	314
Biosparging	生物曝氣法	313
Bioventing	生物通氣法	313
Borehole conductivity measurement	孔內電磁波量測	137
C	•	•
Capillary forces	毛細力	190
Carrier gas	載流氣體	128
Chemical oxidation	化學氧化法	146,314
Chemical reduction	化學還原法	146
Biopiles Biosluring Biosparging Bioventing Borehole conductivity measurement C Capillary forces Carrier gas	生物堆法 生物漱洗法 生物曝氣法 生物通氣法 孔內電磁波量測 毛細力 載流氣體	313 211 313 314 313 313 137 190 128

英文	中文	頁數
Chemicals of Concern (COCs)	關切化學物質	145
Chlorobenzene (CB)	氯苯	165,183,249
Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons (CAHs)	含氯脂肪族碳氫化合物	145
Chlorpropham	殺草劑	197
Clay lenses	黏土透鏡體	254
Clayey sand	黏土質砂	253
Cleavage	斷鍵	201
Column test	管柱實驗	215
Cometabolism	共代謝作用	216
Cone penetrometer	圓錐貫入	121
Containment	圍堵系統	154
Contaminated site specific characterization	污染場址之特徵	95
Corrective Action Plan (CAP)	整治行動方案	219
Cosolvent effect	共溶效應	190
Cosolvents	共溶劑	59,190
Critical Micelle Concentration (CMC)	臨界微胞濃度	189,243,245
D		
Darcy's Law	達西定律	59
Dechlorination	脫氯反應	185,201
Degradation	降解	201
Dehydrogenation	脫氫	201
Denitrification	脫硝作用	217
Dense Non-Aqueous Phase Liquid (DNAPL)	比水重之非水相液體	3,95
Detoxification	去毒	201
Diffusion	擴散	60
Diffusion coefficient	擴散係數	163
Dilution	稀釋	211
Drilling cuts	鑽探土方	121
Direct-current resistivity method	直流電阻法	139
Direct Push Technology (DPT)	直接貫入技術	120
Direct push dual tube sampler	直接貫入雙管法	121
Dispersion	延散	211

Dispersivity	延散度	213
Distillation	蒸餾	246
Dose response assessment	劑量反應評估	287
Down-gradient wells	污染源下游之監測井	224
Dual-Phase Extraction	雙相抽除法	314
E		,
Electrical conductivity	地層導電度	121
Electrokinetic remediation process	電動力分離法	284
Electromagnetic Methods (EM)	電磁波探測	133
Electromagnetic offset logging	電磁波支距井測法	137
Electron Capture Detector (ECD)	電子捕捉偵測器	128
EM receiver and transmitter	電磁波接放/發射器	137
Emulsion	乳化	192
Engineered bioremediation	工程生物整治法	146
Environmental Site Assessment (ESA)	t 場址環境污染評估	82,292,299,330
Enzyme treatment	酵素處理	194
Soil excavation	土壤開挖	146,314
Explosive level	測爆值	100
Exposure assessment	暴露評估	288
Ex-situ	離地	145
F		
Feasibility study (FS)	整治技術可行性評估	278
Fick's first law	費克第1定律	60
Fixed source frequency domain electromagnetics	頻率域電磁法	137
Fixed source time domain electromagnetics (TDEM)	時間域電磁法	137
Flame Ionization Detector (FID)	火焰離子偵測器	76,128
Flexible Liner Underground Technologies (FLUTe)	l 可撓式鋪面地下 偵測技術	121,131~133
Foam Fractionation	泡沫分選法	245
Fractured	破裂面	161
Free phase	自由相	46
Free product recovery	油液回收	146
Free-radical oxidation mechanisms	自由基氧化的機制	174
Funnel-and-gate system	漏斗式集水處理系統	181

英文	中文	頁數
G		
Geometric sounding	幾何探測	140
Ground conductivity measurement	大地電導度量測系統	137
Ground Penetrating Radar (GPR)	透地雷達	133
Ground water ranking system	地下水排序系統	12
H		
HaloProbe	鹵化物感測器	121
Hazard and human health risk	危害及人類健康風險度	05
assessment	評估	95
Hazard identification	危害鑑定	287
Heat enhanced recovery	熱加強回收	146
Heterogeneous, multiple layers	多樣異質層	161
Heterogeneous, single layer	單一異質層	161
High temperature thermal	高溫熱脫附法	172
desorption (HTTD)	向温热脱附法	172
Homogeneous, multiple layers	多樣均質層	161
Homogeneous, single layer	單一均質層	161
Hot spot	高污染區	105
hot spot	熱點	231
Hydraulic conductivity	水力傳導係數	59,193
Hydraulic containment	水力遏制	157
Hydrodynamic dispersion	水動力延散	62,213
Hydrogeochemistry	水文地質化學	105
Hydrolysis	水解	201
I		
Immobilization	固定化作用	185
Impacted source wells	污染團範圍內之監測井	224
Injection wells	注入井	190
Inoculation	接種	194
In-situ	現地	201
In-situ chemical oxidation (ISCO)	現地化學氧化法	173
In-situ Groundwater Bioremediation	現地地下水生物整治法	314
In-situ redox manipulation (ISRM)	現地化學還原技術	178
In-situ thermal treatment	現地熱處理法	160
In-well air stripping	井內氣提法	314

英文	中文	 頁數
	·	* *
Intermediate vadose zone  International Agency for Research	中間不飽和層	41
International Agency for Research on Cancer (IARC)	國際癌症研究總署	22,24,26,32,35,38
Iron reduction	鐵還原作用	218
Isothermal	等溫	126
L		
Laboratory permeability tests	實驗室滲透試驗	156
Landfarming	土耕法	313
Lenz's Law	愣次定律	136
Light Non-Aqueous Phase Liquid (LNAPL)	比水輕之非水相液體	3,43,52
Liquid/Liquid Extraction	液-液萃取	245,246
Low temperature thermal desorption (LTTD)	低溫熱脫附法	172,313
Lower explosive level (LEL)	爆炸下限	76
M		
Manual tank gauging	手動儲槽存量監測	79
Mechnical dispersion	機械延散	60
Membrane Interface Probe (MIP)	薄膜界面探測器	118,127~130,141
Metal detection	金屬探測器	137
Methanogenesis	甲烷化作用	218
Methyl tert-butyl ether (MTBE)	甲基第三丁基醚	177,212
Micellar Enhanced Ultrafiltration (MEUF)	微胞輔助超過濾法	245
Micelle	微胞	189
Mineralization	礦化	201
Mobile phase	移動相	153
Molecular diffusion	分子擴散	60,213
Monitored natural attenuation (MNA)	監測式自然衰減法	211
Material safety data sheet (MSDS)	物質安全資料表	89
N		
Nanofiltration (NF)	奈米過濾法	245
National Priorities List (NPL)	國家優先整治場址名單	4,7
National Toxicity Program (NTP)	國家毒物計畫	23
Nonuniformity	非均質化	105
O		

英文	中文	頁數
On-site	現場	201
Organic vapors	有機蒸汽相	49
Oxidation	氧化	201
P		
Partitioning coefficient	分配係數	51,193,214
Passive treatment walls	被動式處理牆	179
Permeable reactive barrier (PRB)	透水性反應牆法	146,179,242
Pervaporation	渗透蒸發	244,245
Photo Ionization Detector (PID)	光離化子偵測器	76,118,122,126, 128,130,148
Phytodegradation	分解	195
Phytoextraction	植生萃取	195,198
Phytoremediation	植生復育	194
Phytostabilization	植物安定化	195
Phytovolatilization	植生揮發	195
Plume	污染團	145
Pole-pole array	雙極排列法	139
Polyaromatic Hydrocarbon (PAH)	多環芳香族碳氫化合物	197
Polymer	聚合物	190
Pool	薄層	107,117,145
Pore pressure	孔隙壓力	121
Portable GC	可攜帶型氣相層析儀	126
Precipitation	沉澱	245
Pump and Treat (PAT)	地下水抽出處理法	18,155~160
Pumping test	抽水試驗	156
R		
Reduction	還原	201
Remedial investigation (RI)	整治前補充調查	278
Records of Decision (ROD)	決策紀錄	11,280
Residual saturation	殘餘飽和態	46
Residues	殘留相	153
Resistivity	電阻率	139,140
Resistivity Image Profiling (RIP)	地電阻影像剖面探測技 術法	133
Retardation	遲滯效應	64,214
Retardation factor	遲滯係數	64,214
Retarded velocity	延滯速度	64

英文	中文	頁數
Rhizofiltration	根域過濾	195,197
Rhizosphere	樹根圈	194
Rhizosecretion	根部分泌	196
Risk Based Corrective Action (RBCA)		95
Risk characterization	風險特徵描述	288
S	,	
Saturated zone	飽和層	190
Schlumberger array	施蘭卜吉排列法	139
Secondary pathway	間接污染途徑	111
Secondary porosity	次要孔隙	54
Secondary source	間接污染源	111
Semivolatile Organic Compound (SVOC)	半揮發性有機物	58,237,327,328
Septum	隔片	123
Side-gradient wells	污染團邊緣之監測井	224
Site Conceptual Model (SCM)	場址概念模型	110,287
Slug tests	微水試驗	156
Soil Vapor Equipment (SVE)	土壤氣體抽除設備	149,151,152 170,177
Soil Vapor Extraction (SVE)	土壤氣體抽除法	313,315
Soil vapor stripping	土壤氣體抽取法	146
Soil water zone	土壤水層	41
Solute front	溶質鋒	63
Sorption	吸附	211
Steam flushing recovery	蒸氣注入回收	146
Stimulation	促進作用	194,197
Stock solution	儲備溶液	128
String port	定位弦	128
Sulfate reduction	硫酸鹽還原作用	218
Superfund	超級基金	155
Superfund sites	超級基金場址	145
Surface-confining layer	表面拘限層	253
Surface active agents (Surfactants)	界面活性劑	189
Surfactant or cosolvent recovery	界面活性劑或共溶劑淋 洗回收	146

英文	中文	頁數
Surfactant or alcohol flooding	界面活性劑或乙醇沖排 法	160
Surfactant/Cosolvent flushing	界面活性劑/共溶劑沖洗法	314
T		
Telescoping screen	嵌入式井篩	122
The Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR)	美國聯邦整治技術組織	284
Thermal desorption	熱脫附法	170
Tortuosity	曲折性	61,167,213
Tracer test	示蹤試驗	213
Transformation	轉化作用	185
Transpiration	蒸發	195
Transportable GC	可運送式氣相層析儀	126
Treatment train	整治技術組合	147,284
Triad system	三合系統	279
U		
Underground storage tanks (USTs)	地下貯油槽	253,257,260
Unsaturated zone	不飽和層	41
U.S. Army Corps of Engineers	美國工兵署	247
U.S. Coast Guard (USCG)	美國海岸巡防隊	239
U.S. Department of Health and Human Services	<b>美國健康部</b>	4
U.S. Environmental Protection Agency (USEPA)	美國環境保護署	277
V		
Vadose zone	通氣層	41,293,300
Van der waals force action	凡得爾瓦力作用	51
Vapor monitoring well	土壤氣體監測井	73
Very low frequency electromagnetics (VLF-EM)	甚低頻電磁法	137
VLF transmitter/receiver	極低頻電磁波探測儀	137
Volatilization	揮發	211
W	<del>,</del>	
Wenner array	溫奈排列法	139
Wettability	濕潤能力	43
X		
Xenobiotics	人造污染物	196
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	·	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·

含氯碳氫化合物土壤及地下水污染預防與整治技術手冊	

含氯碳氫化合物土壤及地下水污染預防與整治技術手冊 /江東法等編撰,---臺北市:工業局,中興工程顧問股份 有限公司,民97.11,面; 公分

ISBN 978-986-01-5642-3 (平裝)

1.土壤污染防治 2.土壤 3.水污染防治 4.地下水

445.94 97019514

## 含氯碳氫化合物土壤及地下水污染預防與整治技術手冊

出版日期:中華民國 97年 11月

發 行 人:陳昭義總編輯:許明倫

審查委員:王義基、林華宇、何宗穎、洪豪駿、陳尊賢、陳見財、陳秋

楊、楊金鐘、謝俊雄、盧至人(依姓氏筆劃排列)

編 撰:江東法、林怡青、侯善麟、高志明、陳士賢、單信瑜、方詠

舜、蘇銘顥、魏顯祥(依姓氏筆劃排列)

發 行 所:經濟部工業局 出 版 所:經濟部工業局

台北市大安區 106 信義路三段 41-3 號

TEL: (02)2754-1255 FAX: (02)2704-3753

http://www.moeaidb.gov.tw

中興工程顧問股份有限公司

台北市松山區 105 南京東路五段 171 號 14 樓

TEL: (02)2769-8388 FAX: (02)2763-4555

http://www.sinotech.com.tw

本技術手冊封面設計引用台灣中油股份有限公司照片,特此感謝。

美工排版:中興工程顧問股份有限公司

印刷承製:正楷有限公司

工 本 費:新台幣伍佰元整

版權所有 翻印必究

GPN: 1009702707

ISBN: 978-986-01-5642-3