

石油碳氫化合物

土壤及地下水污染預防與整治技術手冊



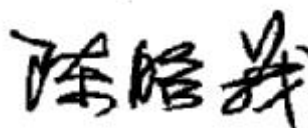
序

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展現處理土壤及地下水污染問題之決心，已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，行政院環保署為預防土壤與地下水污染並釐清污染責任，於土污法第 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；另於同法第 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。為符合環保法規規定，以預防、處理土壤及地下水污染問題，產業所面對的土壤及地下水污染問題已漸趨複雜。

本局為提升國內產業界對土壤及地下水污染預防、應變、調查與整治之能量，特於 96 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，並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，共同編撰石油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石油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，且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，承蒙各撰稿者及編審委員竭盡所長的提供相關寶貴經驗與案例，並於百忙之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



謹誌

中華民國 96 年 11 月

石油碳氫化合物土壤及地下水污染 預防與整治技術手冊

目 錄

	<u>頁次</u>
第一章 前言	1
第二章 石油碳氫化合物污染來源及污染特性	3
2.1 污染來源	4
2.1.1 加油站地下儲油槽洩、滲漏	4
2.1.2 大型地面儲槽洩、滲漏	7
2.1.3 輸油管線破裂	8
2.1.4 國內污染現況	11
2.2 主要污染物特性概述	13
2.2.1 BTEX	14
2.2.2 MTBE	17
2.3 污染型態及環境中的傳輸方式	21
2.3.1 污染物在不飽和層之分布與傳輸	22
2.3.2 污染物在飽和層之分布與傳輸	37
第三章 石油碳氫化合物土壤及地下水污染預防與監測	53
3.1 廠內環境管理及污染評估	53
3.1.1 環境管理	53
3.1.2 污染評估	59
3.2 工廠污染預防措施	61
3.2.1 污染預防管理原則	62
3.2.2 污染預防措施	63
3.3 土壤及地下水品質監測計畫研擬	67
3.4 緊急應變計畫	69
3.4.1 油污染事件分級與緊急應變措施	69
3.4.2 因應緊急事件之準備	71

3.4.3	緊急應變	72
3.4.4	土壤及地下水油污染緊急應變案例	76
第四章	石油碳氫化合物土壤及地下水污染調查	79
4.1	採樣調查應考慮事項	79
4.1.1	採樣目的	79
4.1.2	採樣的代表性	80
4.1.3	採樣的限制	80
4.2	擬定土壤及地下水污染調查計畫	81
4.2.1	場址概念模型之建立	81
4.2.2	訂定土壤及地下水採樣計畫	84
4.3	土壤及地下水採樣方式與檢測方法	86
4.3.1	選擇採樣工具	86
4.3.2	採樣點配置	90
4.3.3	樣品保存與分析方法	92
4.4	現場篩試工具之應用	95
4.4.1	火焰離子化偵測器	95
4.4.2	光離子化偵測器	95
4.4.3	氣相層析儀與氣相層析質譜儀	96
4.4.4	免疫學分析方法	97
4.4.5	薄膜界面探測系統	98
4.4.6	雷射引發螢光偵測器	99
4.4.7	透地雷達法(GPR)	99
4.4.8	比色法	100
4.4.9	濁度法	101
4.5	土壤及地下水污染調查案例介紹	101
第五章	石油碳氫化合物土壤及地下水污染整治	111
5.1	物理處理技術	111
5.1.1	土壤氣體抽除技術	112
5.1.2	地下水曝氣法	125

5.1.3	浮油回收	131
5.1.4	地下水抽出處理	144
5.1.5	熱脫附技術	147
5.2	化學處理技術	150
5.3	生物處理技術	159
5.3.1	土壤離地生物處理	160
5.3.2	地下水現地生物處理	163
5.3.3	監控式自然衰減	174
5.4	案例介紹	182
5.4.1	土壤氣體抽除技術案例	182
5.4.2	地下水曝氣技術案例	183
5.4.3	現地化學處理案例	193
5.4.4	生物堆法整治案例	194
5.4.5	現地地下水生物處理技術案例	195
5.4.6	抽出處理法併同自然衰減評估案例	196
5.4.7	組合式土壤及地下水整治案例	197
第六章	土壤及地下水污染整治工程實施程序	201
6.1	整治技術可行性評估與選擇	201
6.2	健康風險評估	208
6.2.1	土污法相關規定介紹	209
6.2.2	健康風險評析方法	210
6.2.3	層次性健康風險評估訂定之依據	213
6.3	控制與整治計畫研擬	213
6.4	環保機關控制與整治計畫審查與驗證作業程序	220
6.5	整治施工承包商評估及選擇	223
6.6	成本效益評估	226
第七章	土污法對產業影響及因應對策	235
7.1	土壤及地下水污染整治費之徵收	235
7.2	工廠土地移轉、設立、停業或歇業之土壤污染檢測規定	238

7.3	工廠遭土污法列管之作業程序與因應對策.....	246
7.4	工廠遭公告控制場址之因應對策.....	248
7.5	工廠遭公告整治場址之因應對策.....	250
7.6	土污法相關訴願程序或行政訴訟.....	252

圖目錄

	頁次
圖 2-1 常見之加油站配置及可能污染區域示意圖	9
圖 2-2 甲基第三丁基醚結構式.....	18
圖 2-3 不飽和層示意圖.....	23
圖 2-4 破損之地下油槽於地下水位上之滲漏	23
圖 2-5 土壤與地下水中石油碳氫化合物的自然衰減作用	24
圖 2-6 石油碳氫化合物於土壤與地下水中之分布與傳輸示意圖	25
圖 2-7 LNAPL 於地下流動情形.....	27
圖 2-8 DNAPL 於地下流動情形	28
圖 2-9 傳統的土壤水保持曲線.....	30
圖 2-10 保持曲線的遲滯效應.....	31
圖 2-11 地下水之升降對於 NAPL 分布之影響	33
圖 2-12 液體飽和度與相對滲透係數之關係	34
圖 2-13 不飽和土壤孔隙中 NAPL 四相動態平衡示意圖	35
圖 2-14 水流在含水層中流速差異示意圖	40
圖 2-15 污染物分子微觀滲流路徑示意圖	40
圖 2-16 污染物瞬時排放時水動力延散傳輸示意圖	42
圖 2-17 污染物連續排放時水動力延散傳輸示意圖	43
圖 2-18 遲滯對污染物傳輸的影響	44
圖 3-1 地下儲槽二次阻隔設施型式	56
圖 3-2 土壤油氣監測井.....	57
圖 3-3 土壤油氣監測井配置方式	58
圖 3-4 工廠儲槽管線測漏計畫範例	66
圖 3-5 工廠土壤及地下水品質監測計畫工作流程範例	68
圖 3-6 工廠緊急應變處理流程.....	73
圖 3-7 吸油棉與吸油索及於污染場址使用狀況	76
圖 3-8 以明渠攔截浮油.....	77
圖 3-9 浮油回收作業.....	77
圖 3-10 漏源(管線)搶修.....	77
圖 3-11 油污染土壤移除.....	77

圖 3-12	浮油(泵)回收作業	77
圖 3-13	鋼板樁阻絕措施.....	77
圖 3-14	復原及採樣驗證.....	77
圖 4-1	以圖示方法展示油品污染場址概念模型	82
圖 4-2	以水文地質剖面圖展示油品污染場址概念模型(水文地質概念 模型)	82
圖 4-3	污染暴露途徑(人類為受體)之場址概念模型	83
圖 4-4	土壤採樣流程.....	85
圖 4-5	地下水採樣流程.....	85
圖 4-6	土鑽採樣組及現場使用狀況	87
圖 4-7	直接貫入鑽機現場操作狀況	88
圖 4-8	中空螺旋鑽機現場操作狀況	89
圖 4-9	鑽堡現場操作狀況.....	89
圖 4-10	貝勒管現場操作狀況.....	90
圖 4-11	工廠地下水監測井配置範例	92
圖 4-12	火焰離子化偵測器.....	95
圖 4-13	光離子化偵測器.....	96
圖 4-14	氣相層析儀.....	97
圖 4-15	氣相層析質譜儀.....	97
圖 4-16	MIP 直感鑽頭結構	98
圖 4-17	LIF 鑽頭的結構示意圖.....	99
圖 4-18	Friedel-Crafts Alkylation 反應機制	100
圖 4-19	國內某加油站鄰近地區土壤氣體調查結果	102
圖 4-20	桃園縣某地區偵測漏油之 RIP 測線配置及 VES 反應.....	104
圖 4-21	桃園地區漏油測線 A 施測過程.....	105
圖 4-22	桃園地區漏油測線 B 施測過程.....	105
圖 4-23	測線 A 長期監測結果圖.....	106
圖 4-24	測線 B 長期監測結果圖.....	106
圖 4-25	以 25 MHZ 透地雷達偵測南崁漏油於地層污染之情況	107
圖 5-1	SVE 操作原理示意圖	113
圖 5-2	土壤氣體抽除系統示意圖	116

圖 5-3	抽氣井數決定.....	118
圖 5-4	SVE 垂直抽氣井構造.....	120
圖 5-5	SVE 水平抽氣井構造.....	121
圖 5-6	鼓風機型式與適用範圍.....	122
圖 5-7	SVE 操作過程中抽出氣體的濃度與累積處理量變化示意圖.....	125
圖 5-8	現地地下水曝氣示意圖.....	126
圖 5-9	井內地下水曝氣示意圖.....	127
圖 5-10	NAPL 在含水層中的型態示意圖.....	132
圖 5-11	LNAPL 在地下分佈示意圖.....	134
圖 5-12	單泵回收井設備示意圖.....	135
圖 5-13	雙泵回收井設備示意圖.....	136
圖 5-14	單管雙相回收系統示意圖.....	137
圖 5-15	生物漱洗井結構示意圖.....	137
圖 5-16	雙相抽除法簡易評估流程.....	139
圖 5-17	地下水抽出處理所造成的捕捉區 (CAPTURE ZONE).....	146
圖 5-18	現地加熱技術示意圖.....	148
圖 5-19	現地使用化學氧化評估表.....	157
圖 5-20	生物堆法處理系統.....	162
圖 5-21	現地地下水生物復育技術適用性評估流程圖.....	166
圖 5-22	地下水現地生物整治示意圖.....	173
圖 5-23	監控(測)式自然衰減法生物作用差異性示意圖.....	175
圖 5-24	自然衰減初步評估流程圖.....	178
圖 5-25	受污染場址之地質剖面圖.....	184
圖 5-26	受污染場址的現場空氣注入井、抽氣井、監測及簡易監測井等 平面配置圖.....	185
圖 5-27	污染場址先前使用「抽取與處理」法處理受污染地下水之處理 效果.....	185
圖 5-28	地下水現地曝氣試驗時，各監測井的結果 (A) 為監測井中地 下水的溶氧 (B) 為使用氮氣作為追蹤氣體時在監測井與在飽 和層的簡易監測井中測量的氮氣濃度.....	187
圖 5-29	地下水現地曝氣現地試驗時，簡易監測井之結果：(A) 在飽	

	和層地下水中之溶氧，(B)在未飽和層之氮氣濃度	188
圖 5-30	抽氣井中各種成份之濃度	189
圖 5-31	受污染場地實場整治之井位設計	190
圖 5-32	美國陸軍環境中心開發之實場用生物堆	195
圖 6-1	整治調查與可行性評估的流程與工作內容	202
圖 6-2	初步篩選與細部分析準則間之關係	206
圖 6-3	健康風險評估報告書審查作業流程	210
圖 6-4	健康風險評估架構.....	211
圖 6-5	污染改善完成驗證作業流程	222
圖 7-1	環保署網格法進行採樣佈點之規劃流程	241
圖 7-2	環保機關對工廠土壤及地下水污染場址管制作業流程	246
圖 7-3	初評辦法之評估程序.....	251
圖 7-4	行政爭訟流程圖.....	253
圖 7-5	訴願案件流程處理簡圖.....	254

表目錄

	頁次
表 2-1	已公告列管之土壤及地下水污染場址統計表 12
表 2-2	石油碳氫化合物已公告列管之儲槽、工廠控制或整治場址 13
表 2-3	BTEX 物理化學基本特性 15
表 2-4	土壤污染管制標準..... 15
表 2-5	地下水污染管制標準..... 15
表 2-6	MTBE 與苯之物理化學性質比較表 19
表 2-7	土壤含水比與結構勢能關係的經驗方程式 31
表 2-8	土壤不飽和導水度與含水比關係的經驗方程式 34
表 2-9	石油碳氫化合物代表性成分之 foc 值 37
表 2-10	由實驗求得常見石油碳氫化合物成分之 koc 值..... 37
表 3-1	政府機關水文地質資料內容及來源 60
表 3-2	地下環境油污染事件之分級與相關緊急應變措施 70
表 4-1	土壤採樣方法適用之地質特性 87
表 4-2	土壤採樣方法適用之污染物種類 88
表 4-3	土壤採樣配置方式比較表 91
表 4-4	土壤及地下水樣品最少需要量與保存方法 94
表 4-5	土壤及地下水檢測方法..... 94
表 5-1	土壤氣體抽除法優缺點彙整表 112
表 5-2	土壤氣體透氣係數與 SVE 處理效果..... 113
表 5-3	常見石油類碳氫化合物蒸氣壓 114
表 5-4	土壤氣體抽除技術選用檢點表 115
表 5-5	SVE 系統監控設備需求..... 124
表 5-6	地下水曝氣技術優缺點..... 127
表 5-7	地下水中常見污染物之亨利常數值 128
表 5-8	單泵雙相抽除法優缺點比較表 141
表 5-9	雙泵雙相抽除法優缺點比較表 141
表 5-10	地下水抽出處理的優缺點 145
表 5-11	離地熱脫附法優缺點比較表 149
表 5-12	生物堆法優缺點比較表..... 161

表 5-13	現地地下水生物整治法優缺點比較表	165
表 5-14	現地地下水生物整治法技術選用檢點表	168
表 5-15	現地地下水生物整治法建議監測計畫內容	174
表 5-16	監控(測)式自然衰減法優缺點比較表	177
表 5-17	監控(測)式自然衰減法技術選用檢點表	179
表 5-18	監控(測)式自然衰減法建議監測計畫內容	182
表 5-19	實場操作設計條件	191
表 5-20	Residential Fuel Oil Release 場址整治期間不同階段土壤環境濃 度	194
表 6-1	土壤與地下水污染控制計畫與整治計畫之內容	214
表 6-2	承包商選擇之特殊考量因子範例	224
表 6-3	整治技術之整治期程與成本彙總表	229
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	238
表 7-2	環境場址潛在污染評估之最少土壤採樣點數	240
表 7-3	國內可能產生重金屬污染之產業、相關製程及其應檢測污染物 之項目	242
表 7-4	土污法第 8、9 條規定之相關問題與因應對策	243

第一章 前言

行政院環境保護署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，業者可能因過去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 年以來已完成 9 冊高污染潛勢行業別(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，於 95 年度完成重金屬污染類型技術手冊編製，此技術手冊提供原物料或污染物含重金屬成分之事業土壤及地下水污染預防及調查相關技術之參考，對遭重金屬污染場址可方便掌握可運用之整治技術選擇方式，本(96)年度依管制項目於環境介質中傳輸特性，擇定以輕質非水相液體污染物(LNAPL)為編撰之污染類型，該類型常見污染物包括：苯、甲苯、乙苯、二甲苯(BTEX)及總石油碳氫化合物(TPH)為主，由於輕質非水相液體污染物為專業用語，較不易讓讀者產生聯想，故以意義與輕質非水相液體污染物相近之「石油碳氫化合物」取代。

本手冊為「石油碳氫化合物土壤及地下水污染預防與整治技術手冊」，撰寫之內容主要為提供產業相關人士閱讀，但對於手冊中之污染預防、調查技術、整治技術等相關資訊，因同樣適用於其他各行業，亦可提供其他產業相關人士參考。本手冊先由石油碳氫化合物污染來源及污染物特性說起，進而說明其污染預防、污染調查、整治技術、整治工程實施程序等。最後，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之規定，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 石油碳氫化合物污染來源及污染特性

石油化學工業係以石油或天然氣為基本原料經化學反應製成各種化學品之工業，石油化學工業自 20 世紀初發展以來，時至今日直接生產的石油化學品不下 5 千種，據估計在所有化學工業中約有 95% 以上的有機化學品是衍生自石油化學工業。

石油本身是一種複雜的碳氫化合物，其主要成份包括脂肪族、芳香族瀝青、樹脂等碳氫化合物，除此外尚含有氮氧及硫化合物。石油之成分包括 4 大類：(1) 飽和烴類，包括正烷類(Normal alkane)、支鏈烷類(Branched alkane)，化學通式為 C_nH_{2n+2} ，環烷類(Cycloaliphatic)化學通式為 C_nH_{2n} ，皆不含雙鍵，化學性質穩定；(2) 芳香烴類，又稱苯系烴類，分子含雙鍵成閉鍊結構，如苯(Benzene)、甲苯(Toluene)、二甲苯(Xylene)；(3) 樹脂類，無定形之含氮、氧、硫之固體，可溶於石油中；(4) 柏油類，主要為大型分子以膠體狀散佈在石油中^[10]。石油經過提煉之後產出工業上或生活中使用之油品，可區分為 6 大類：(1) 車用汽油，供車輛動力燃料之汽油，主要自石油蒸餾，截取直餾汽油，或低辛烷值之汽油經由重組而成之高辛烷值之汽油；(2) 航空汽油，供往復式或活塞式飛機引擎之動力汽油，主要為丁烷至十二烷；(3) 航空燃油，又稱噴射機油，分為兩種形式，一種為煤油型，另一種為煤油與汽油調製的混合型；(4) 煤油；(5) 柴油；(6) 燃料油，主要用於鍋爐、加熱爐當燃料使用，因此種油料主要來自原油中蒸餾汽油、煤油柴油之後餾份，而存在於鍋底下所剩餘之殘留重質可燃油份^[10]。

石油化學工業的基本架構可以分為上游、中游、下游 3 個層次，上游是以生產石油化學基本原料為主，中游是以生產石油化學加工原料為主，下游是以生產石油化學類產品為主。石油化學原料大致上可分為天然氣、煉油氣及液體油料 3 大類，這些基本原料可再衍生出下列各種二級原料；由基本原料及二級原料可衍生出龐大的石油化學工業及石油化學品。石油化學品依基本原料與結構的不同，石油化學品大致可分成脂肪族、芳香族及無機物等 3 類。石油化學品由上游的石化原料、化學肥料、人造纖維、合成樹脂及塑膠，到下游的油漆、清潔劑、針織、橡膠製品等。

台灣的石油化學工業始於民國 48 年中油嘉義芳香溶劑廠的設立，以高雄煉油廠所生產之重組汽油為原料產製苯、甲苯及二甲苯等初級品。至 57 年中油於高雄煉油廠內興建第一套輕油製煉工廠完成後，台灣始進入石油化學工業的時代，當時每年產乙烯 5 萬 5 千噸。中油公司又先後完成頭份乙烷裂解工廠、第二套、第三套、第四套、第五套輕油裂解工廠，台塑在麥寮建造的第六套輕油裂解工廠，龐大的生產能力使我國擠身於世界大石油化學工業國家之一^[23]。2006 年在

原油價格持續飆漲，且經濟仍穩定成長的情況下，石化產業產值成長 10.8%，達新台幣 1.270 兆元，在我國工業生產上佔有極重要的地位。然而，近年來數座石化廠陸續被公告為土壤與地下水污染的控制場址或整治場址，顯示了石化業潛伏的環境威脅，值得我們應加以關心重視。此外，逐年成長的加油站數量也提高了油品滲漏所衍生的土壤與地下水污染風險，對土壤及地下水可能造成之污染風險不可不慎。

本章將介紹石油碳氫化合物之污染源以及其污染特性。依據產業特性，石油碳氫化合物的污染來源可區分為兩大來源：(1)油品儲運與銷售設施，例如：儲運所與加油站、港口與航站、燃油火力發電廠等之儲油設施與管線；(2)石化工業工廠之設備、儲油設施與管線。而根據這些設施的特性來區分，則因加油站的數量和空間分佈之獨特性以及地下儲槽和管線與其他類型油品儲運設施有明顯區隔，因此在本章中將加油站的油品污染獨立為「加油站」類污染，而將儲運所、港口與航站、燃油火力發電廠與石化廠合併為「大型儲槽」類污染，依照其污染的特性分此兩類討論之。

2.1 污染來源

嚴格來說，許多的石油化學產品都具有某種程度的毒性，長期攝取會對人體健康造成負面影響。本手冊所探討的對象是以石油碳氫化合物為對象，但因為篇幅所限，因此在污染源介紹僅侷限於由原油提煉，且在產量、儲運量、使用量均佔最大比例的油品，亦即汽油、柴油、航空器與船舶之燃料油等。然而，除了油品之外，石油碳氫化合物中另有幾種是由煤炭提煉製造，在過去經常使用但也造成過許多污染事件的物質，其中最主要者為煤焦油與雜酚油。僅在此做一扼要介紹，在本手冊中將不再另闢章節說明。

煤炭製焦的過程稱為乾餾，其中產生的部分氣體冷卻後，變成液態氫和煤焦油(coal tars)。煤焦油比重較水大，且不亦溶於水。煤焦油除可作為塑膠、溶劑、染料及藥物的製造原料之外；更可直接作為防水劑、塗料、管道被覆、築路材料、築屋頂用及絕緣體的原始或精製產物，亦可作為殺蟲劑及填補劑(sealant)使用。煤焦油的致癌性與其中所含之多環芳香族類碳氫化合物成分多寡直接相關。

雜酚油(Creosote)常俗稱為防腐油。雜酚油是煙煤經熱解得到的焦油，再經蒸餾，取 200~400°C 之間的餾分。雜酚油為黃綠色(黑色)油質液體，密度在 1.03g/cm³ 以上，有特殊的刺鼻氣味。其成分非常複雜，主要是多環芳烴，屬持久性有機污染物。煤雜酚油可以單獨使用，也可以和煤焦油混合使用(CR-S)，還可以和石油溶劑混合使用(CR-PS)。煤雜酚油是一類

古老而又非常有效的防腐劑，主要用來處理枕木、電杆、樁木等與土壤、淡水和海水接觸等所有場合下的木構件。近年來，對煤雜酚油作了很大的改進，主要的有在煤雜酚油中添加一些殺蟲、滅菌劑，以增加其防腐能力。

以下，本手冊將針對由原油提煉的油品所造成的污染為探討對象。油品類石油碳氫化合物主要的污染來源為化學工業之大型儲槽與管線、航站港口發電廠之大型油品儲槽、工廠類地下儲槽等 3 大類型之設施。

2.1.1 大型地面儲槽洩、滲漏

大型地面儲槽洩、滲漏的油品量遠遠大於加油站的地下儲槽滲漏量，國內多起地面儲槽洩漏都屬於重大的土壤與地下水污染事件。台灣中油公司和台塑石化公司也擁有儲存油品用的大型地面儲槽。台灣中油公司除現有 22 座油庫之外，各所屬煉製廠之地面儲槽總數相當可觀。以台灣中油公司為例，該公司之油槽中最大的可以儲存 13 萬公秉(1 億 3 千萬公升)的原油，是目前東南亞最大的儲油槽。它的直徑約為 100 公尺，周長超過 300 公尺，高度有 15 公尺。至於一般裝用成品油的油槽通常較小，有 5 萬公秉、3 萬公秉、1 萬公秉，甚至數千公秉等。

除了石油公司的油庫與儲運所、港口與航站具有大型的地面儲槽之外，石化工業數量龐大的大型地面儲槽與管線都是潛在的污染源。化學工業為台灣工業佔有重要的地位，其總產值佔整體製造業的第 2 位。在化學工業之中，石油化學工業為我國的支柱產業，除了與日常民生息息相關外，更是其他產業，如電子資訊、汽車業等的支援工業。石化工業可分為上游的石化基本原料、中游的塑、橡膠原料及下游的複合材料、塑膠製品、橡膠製品等。我國石化產業(含石油化工原料、合成樹脂及塑膠業、合成橡膠業及肥料製造業)之生產總額自 2001 年的新台幣 716,149 百萬元起逐年成長，2004 年原油價格飆漲，而大幅成長 32.5%，產值達 1 兆 536 億多元，成長約 29%，成為第 2 個兆元產業。2006 年原油價格持續飆漲，經濟仍穩定成長的情況下，石化產業產值成長 10.8%，達新台幣 1.270 兆元，估計 2006 年化學材料業附加價值率為 19.2%^[3]。根據行政院提出的『2015 年台灣經濟發展願景第一階段 3 年衝刺計畫(2007-2009 年)：產業發展套案』，石化業仍被政府列為重點發展產業，並以『石化業—適度擴充規模推動石化產品高值化』為目標，透過『適度擴充規模維持雙石化體系良性競爭、推動石化產品高值化發展』，推升至 2009 年的 1.5 兆元新台幣。其中乙烯產能將由目前排名世界第 12 名的 300 萬公噸，在 2009 年提高到 420 萬公噸，世界排名提升至第 8 名，而自給率也由 90%提高到 92%^[6]。

依據環保署「地下水潛在污染源調查計畫」統計，全台儲槽數量最多之縣市為高雄市 867 座，其次為高雄縣 836 座、雲林縣 524 座。就儲槽區位而言，以林園工業區 530 座最多，其次為台塑工業園區 518 座，高雄煉油廠廠區 331 座再次之，容積 100 公秉以上的儲槽總計 3,351 座。

目前較常使用的地面儲槽型式，大致可分為錐頂油槽和浮頂油槽兩種。錐頂油槽一般用來儲存揮發性較低的油料，如柴油、燃料油等；而浮頂油槽則用來儲存易因溫度影響而產生揮發現象的油料，如汽油、溶劑油等。浮頂式油槽又有外浮頂式與內浮頂式兩種，前者用來儲存輕質油品如汽油、柴油、航空燃油、石油腦、原油等；後者與錐頂油槽都同樣用來儲存黏滯性較高油品為主(如燃料油等)。此外，尚有臥式油槽與球形槽，前者儲存之油料種類較多元化；後者多用以儲存液化丙丁烷，如發生洩漏時氣化迅速，通常對土壤地下水之衝擊不大。

由於油槽長期暴露在大氣中，受到日曬雨淋等環境力的作用，可能造成底板外圍基礎面因雨水或積水造成腐蝕或接頭焊接部位因不同材質間氧化還原引發之腐蝕。地面儲槽最可能發生洩漏可能方式為^[15]：

一、進出口管線洩漏

油槽洩漏最常發生在進出口管線，因管線於鋪設時其焊道及包覆如處理不當，則易於焊道或包覆不良處，發生銹蝕而造成洩漏；而由於地震等天災害造成油槽振動，管線接合處斷裂或鬆動，甚至於遭施工不慎挖斷都會造成急速洩漏。

二、浮頂油槽之中心排水管斷裂

為免浮頂油槽之外浮頂因天雨而積載雨水，故於浮頂中央設有中心排水管，頂端因上下活動頻繁且屈張程度較大，以橡皮材質軟管連接浮頂排水口而連通上下。使用年久時會因橡皮材質老化或於金屬管線部分銹蝕產生破口，甚至突然斷裂而發生急速大量洩漏。油槽雨水排水系統為人工開啟(平常為關閉狀態)，發生連續大量洩漏時，油品會局限於防溢堤內。

三、槽底洩漏

油槽係以鋼板焊接構建，如遇地質鬆軟或地基不平整，於承載油料時將會產生底部變形龜裂。此外，槽體底部與地面接觸面焊道退火處理不當，使用一段時間後會產生腐蝕，致焊接處斷裂或蝕穿而造成洩漏。

四、槽壁破裂

槽壁之弱點在於焊接處，如遇外力(如地震)有可能造成破裂，而產生

地面洩漏情形，例如中部石油腦油槽於 921 大地震時因固定浮頂之平衡桿基座焊接於槽壁，地震之劇烈搖晃致平衡桿基座連接之槽壁拉扯破裂，造成油品洩漏污染土壤及地下水。

五、操作不慎

油槽運轉一段時間槽底會積存水分，而此存在油槽底部之積水必需切除以增加油槽儲存空間，過去曾發生操作切水時忘記關斷閥致積水排完後，油品持續排出滿溢至聯外溝渠內污染水域，亦曾發生關斷閥使用年久，閥頂固定蓋板破裂而洩漏。

2.1.2 輸油管線破裂

輸送油品的方式中最方便、最經濟的就是利用輸油管線；而輸油管線系統中除了油管之外，還包括泵站，包括：起泵站、中繼站與清管站，負責加壓和清除管線低處所淤積的砂石或雜質。油管的口徑依據輸油量的大小而定；以台灣中油公司為例，其長途油氣管線的口徑，小者 10 公分 (4 英吋)，大至 50–75 公分 (20–30 英吋)；而所配合使用的泵浦，也由幾百馬力到 1、2 千馬力不等。

油管的基材大多是特別訂製的鋼卷，每段長 6 公尺或 12 公尺，再經焊接而成。油管依輸送油料種類的不同，可分為黑油管及白油管，黑油管所輸送的是原油、燃料油或柏油等高黏度的油料，管線並有保溫層包覆，以維持油料的流動性；白油管則輸送汽油、柴油、航空燃油、石化品、液化石油氣等較輕質油料。台灣中油公司南北長途輸油管線大致可分為三區：南區白油管以高雄煉油總廠為中心，南起北橋頭、永康、豐德、嘉義至王田油庫，黑油管則經三民至民雄油庫；中區以台中港油庫為中心，白油管至王田油庫，黑油管則延伸至台灣電力公司台中港及通霄電廠；北區黑、白油管線皆北起基隆港碼頭經基隆、八堵、石門、五股、桃園煉油廠到新竹等油庫，新竹油庫並另有白油管與台中港油庫相連。另一方面，台灣主要油料的輸入口為高雄煉油總廠、台中港、桃園煉油廠(外海浮筒)及基隆港等，在高總廠與大林、林園廠間則還有煉製輸油網路相通。台灣中油公司目前使用中的長途輸油管線，約有 1 千 6 百多公里，中繼泵站共有九處，每年泵送的油料，約 2 千多萬公秉。台塑石化公司則有麥寮、彰濱、台北港等 3 座大型油庫，以及從麥寮到彰濱數十公里輸油管線。

油管一般均沿公路埋設，深度在 1、2 公尺以上。埋設油管時，都採用合適的材質加以包覆，以防止油管被侵蝕或銹蝕造成油料損失；並利用外部電源法或流電陽極法進行陰極防蝕保護^[5]。

台灣中油公司輸油管線管之管理機制區分為一般檢查與專業檢查；前者為巡管，後者包括：陰極防蝕檢查、緊密電位量測、迷失電流干擾檢查、極化電位量測、智慧型通管器檢查、壓力試驗、開挖檢查等。

即使油管的管理堪稱完善，但仍因為人為的疏失或意外導致輸油管發生洩漏的事件在過去層出不窮。主要的意外為道路施工不慎導致輸油管遭挖斷，但亦曾發生因盜油鑿破油管導致者，例如：1995 年 10 月 23 日在後龍溪後龍橋輸油管破裂造成農田與河口沿海地區污染、1997 年 4 月桃園蘆竹鄉中油輸油管洩漏、1997 年 5 月間中油錦水礦場五月間亦因輸油管線破裂漏油造成頭屋鄉沙河溪污染、1997 年台灣中油股份有限公司之輸油管線於高速公路 274.5 公里處遭人盜油導致漏油 140 公秉(14 萬公升)之事件、2001 年 12 月中油公司配合中山高速公路仁德段拓寬遷移輸油管線打樁導致輸油管線破裂、2007 年 6 月桃園縣觀音鄉在桃 112 線 3.15 公里處台灣中油管路遭竊賊挖洞導致農地遭重油污染等事件。

2.1.3 地下儲油槽洩、滲漏

各類油品從製造到銷售需經過一連串的儲存和運輸過程，每一個過程都有洩漏的可能，其中油槽與附屬管線的洩漏是主要的油品污染來源。尤其是數量龐大的地下儲油槽及管線埋設於地下，易使油槽或管線系統受氧化腐蝕、外力破壞或其他原因造成洩漏污染。部分工廠設置有地下儲油槽貯存油品類石油碳氫化合物，此外，像加油站亦設置有地下儲油槽設施，因儲油系統設置於地下，其管線及槽體檢查均較不易，均是造成土水污染之潛在污染源。

依儲油系統的作業型態而言，可將其污染原因區分為動態污染與靜態污染。其中動態污染為卸油溢流與汽機車加油等兩項作業中的洩漏；而靜態污染則包括加油機下方、油槽、陰井、卸油口、管線等任何可能發生油品洩漏的設施。目前國內加油站油槽區均設置測漏管用以監測土壤氣體中之揮發性有機性氣體濃度，惟多數加油站(尤其以站齡 10 年以上)之管線區及泵島區尚未設置測漏管監測土壤氣體預警，因此容易成為日常監測死角 [20]。

在儲油系統中屬於潛在污染源包括之設備為地下儲油槽及卸油、出油管線^[55]，其主要污染地下水體污染途徑如圖 2-1 所示。



圖 2-1 常見之儲油系統配置及可能污染區域示意圖^[20]

一、卸油口及卸油管線洩漏

除了卸油管線發生銹蝕破損會造成油品洩漏之外，因卸油口連接至油槽之管線因無規定須進行密閉測試或設置陰極防蝕措施，此段管線若腐蝕後容易被忽略，惟僅於卸油過程會造成洩漏。然而，卸油口最易發生的污染是因為人為疏失造成的油罐車卸油油品濺溢(spill)與卸油過量(overflow)。若油罐車卸油時油品之測溢污染地面，加油站無構築防濺溢槽收集卸油時傾出之油品，油品滲入地下直接造成地下水及土壤污染。

油品濺溢係因油罐車於卸油過程中或結束後，部分殘留油品洩漏於地面，並經由相關傳輸途徑(如未關緊之測漏管)污染土壤。濺溢通常在卸油完畢時油罐車的卸油管與卸油口分離時發生，雖然每次濺灑的量很少，但累積起來卻往往成為油品污染的罪魁禍首。人為疏失造成的油品濺溢可以透過嚴格執行卸油的標準作業程序來遏止，此外也應在卸油口周遭設置防濺設施或設置集油盆(catchment basin)收集濺出之油品^[26]。

另一方面，當油罐車駕駛或加油站人員常因錯估卸油量而使得卸油過量，或卸油過程中因站方與卸油人員之協調錯誤或疏忽造成溢流，超量的油品可能從卸油口、地下儲槽上鬆脫的管線接頭、鬆動的通氣管等地方迅速溢流。溢流所導致的油品滲漏量遠較濺灑大，但溢流的人為疏

失可透過嚴格執行標準卸油作業程序加以防範。此外，地下儲槽也應該具有自動關閉裝置、溢流警報器(亦即油槽自動液位計(Automatic Tank Gauge, ATG))、或浮球閥等溢流保護裝置^[27]。

二、地下儲槽洩漏

國內儲油系統每座大都配置 4 至 6 個地下儲槽，其深度大都於地面下 5 公尺內；除有卸油管線連接卸油口外，亦有輸油管線連接加油機。因地下儲槽體使用非腐蝕材料製造或採用不當之防腐蝕保護措施，或因使用年限過長導致如陰極保護系統之喪失正常功能，或因電鍍或管線包覆之施工不良，導致管線外露與土壤接觸，也都會造成儲槽鏽蝕破裂而油品洩漏污染地下水體。此外，若因施工不當使得鋼筋與油槽或油管相連接，也會造成油槽或管線外包覆物質破損而加速腐蝕。此外，加油站若鄰近捷運系統或鐵路系統，亦可能因其造成之迷失電流而加速油槽或管線腐蝕。

三、油管洩漏

地下儲油系統之油管設置深度大多在地面下 1 公尺內，由於油槽至加油機通常有一段距離，因此需藉由連接或彎曲，方能順利達到加油機下方，一旦油管接合處發生鬆脫現象，將造成油品洩漏。因加油站內地面長期承受車輛重壓及振動，可能導致油管接頭脫落而造成油品洩漏；或由於地震等天然災害造成油槽晃動傾斜及管線斷裂脫落，而造成油品洩漏。此外，油槽組出油口端沉油泵頭內部銜接處之 O 型環破損老化，造成泵體內油品溢漏至人孔底部，再由人孔井之空隙滲漏至土壤中。另一方面，因管線表面無適當防蝕材料包覆，或因採用硬管(鋼管)時管線銜接頭及彎曲處易造成腐蝕，亦或採壓力式管線自動管線測漏設備無法發揮正常功能而造成污染。

四、泵島

泵島又稱為加油島，其上設有加油機組及加油槍，地面下亦有油管線連接，其連接加油機之接點亦為易發生洩漏之區域。泵島經常發生油品洩漏的狀況包括：加油機過濾器更換殘餘油料滲入地下與加油作業疏失。

為延長泵浦和油量計的使用壽命，加油機必須定期更換過濾器和清潔網，一台新裝的加油機在加滿 50,000 加侖或使用 1 個月後需更換過濾器和清潔濾網，往後每 300,000 加侖或使用 6 個月後，皆需更換一次過濾器。在過濾器更換過程中，加油站業者多未利用標準桶來收集殘餘的

油料，並用棉布或吸油棉將溢出之油清除掉，導致油大量洩出滲入地下造成污染。此外，亦可能因加油機未裝設盛油盤，導致維修人員於更換加油槍濾心、閥門、墊片等零件時，殘留油品直接滴落於加油機下方土壤進而造成污染。

在加油作業方面，因油品滿溢造成地面污染，或因油氣回收管路進油阻塞導致加油機流量異常產生濺溢。加油站區因加油過滿或加油槍滴油造成地面積油，並經由管蓋未密合之測漏管等途徑滲漏至地下。而在站方人員進行油槽人孔或陰井清洗作業時，亦可能將含有油漬或油花之積水直接倒入排水溝內。

2.1.4 國內污染現況

歷年來相繼發生在台中市、台北市、屏東縣等加油站油料洩漏的事件，而中油公司與空軍之油品儲運作業亦曾發生油料洩漏問題，民國 78 年高雄市苓雅區中油高雄苓雅寮儲運所所造成的洩漏問題，造成 32,000 平方公尺的浮油洩漏污染事件。民國 87 年 7 月台南永康市中油輸油管因遭盜取油品，造成油品洩漏污染鄰近區域的土壤與排水系統，並引起氣爆危及居民的安全。大體而言，國內加油站油品洩漏造成污染情形，以人為因素居多。諸如油槽區回填未確實、回填物未使用良好級配、配列鋼筋形成電流通路加速儲槽電蝕等加油站施工興建工程品質不良；油罐中卸油外溢、加油站更換管線未將管線殘餘油品回收之加油站管理不善；和未作陰極防蝕設計或二座油槽間排流不易加速管線腐蝕洩漏等因素。加強針對加油站地下儲槽管理以防止造成土壤及地下水之污染情事；必需藉由加油站許可及定期監測申報之事前防治機制，併同加油站施工、管理及防蝕等不良洩漏人為因素改善，應可有效減低洩漏污染之情事發生。

在大型儲槽方面，10 年以上之加油站和超過一百公秉的大型儲槽是發生滲漏的高危險群。環保署預估至少有一成的儲槽和加油站有滲漏的情況。90 年與 91 年間，環保署更利用「地下水潛在污染源調查計畫」針對 191 座加油站，與「全國 10 年以上加油站及大型儲槽潛在污染源調查計畫」針對選定的 400 座加油站，進行潛在污染的調查工作。根據前者的結果來看，在調查的 191 座的加油站中有 19 座有滲漏的情況，並已經造成土壤和地下水的污染；在調查的 21 座儲槽中也有 6 座有同樣的情況。依據環保署「地下水潛在污染源調查計畫」，各縣市各年度石化儲槽污染調查場處及座數，91 年度調查 21 場處 1,402 座大型儲槽，92 年度調查 172 場處 2,171 座大型儲槽，合計已完成 193 場處 3,573 座大型儲槽污染潛勢調查工作^[7,8]。

藉由大型儲槽污染潛勢污染源調查計畫，篩選出具高污染潛勢大型儲槽，除此之外對於個案檢舉、陳情案件污染場址查證工作，並依法對達土壤及地下水污染管制標準之場址公告為污染控制場址。國內目前已公告儲槽污染控制場址，依污染類別分析，土壤污染項目以總石油碳氫化合物(TPH)最普遍，地下水污染項目則以苯最常見，檢測結果顯示污染物與附近儲槽內容物或廠內製程有關^[22]。

截至民國 96 年 8 月，加油站類土壤與地下水污染控制場址共 28 件，公告為整治場址者 4 件，如表 2-1 所示。國內目前已公告之加油站污染場址，依污染類別分析，土壤污染項目以總石油碳氫化合物(TPH)最普遍，苯、甲苯、乙苯次之，地下水污染項目則以苯最常見。公告控制或整治場址中屬於儲槽、工廠類且其污染物為石油碳氫化合物者如表 2-2 所示，地理位置集中於台灣南部^[22]。

表 2-1 已公告列管之土壤及地下水污染場址統計表^[22]

統計日期：截至 2007 年 8 月底止

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	530	28	5	25	2	11	601
公告為整治場址	0	4	1	5	2	1	13
公告地下水受污染限制使用地區及限制事項	0	0	0	0	0	4	4
解除列管場址	1,206	3	1	5	1	2	1,218

表 2-2 石油碳氫化合物已公告列管之儲槽、工廠控制或整治場址^[22]

統計日期：截至 2007 年 8 月底止

場址類別	場址狀況	場址名稱	土壤污染物	地下水污染物
儲槽	控制場址	高雄縣台灣中油股份有限公司石化事業部林園廠	N.A.	苯
儲槽	控制場址	國喬石化高雄廠(高雄縣大社鄉大社石油化學工業區興工路 4 號)儲油槽漏油污染地下水案	N.A.	苯
儲槽	整治場址	台灣中油股份有限公司煉製事業部高雄煉油廠 P-37 油槽區	總石油碳氫化合物	苯
工廠	控制場址	高雄市台灣中油股份有限公司煉製事業部高雄煉油廠	總石油碳氫化合物、苯	N.A.
工廠	控制場址	台灣中油股份有限公司煉製事業部高雄煉油廠工廠區後勁段月眉小段	苯、甲苯、二甲苯、總石油碳氫化合物	N.A.
工廠	控制場址	台灣中油股份有限公司煉製事業部高雄煉油廠工廠區(不含 P-37 油槽區)	N.A.	苯、甲苯、總酚
工廠	控制場址	台灣中油股份有限公司苓雅寮儲運所(廣停)場址	總石油碳氫化合物	N.A.
工廠	控制場址	台灣中油股份化學工業開發股份有限公司高雄廠	總石油碳氫化合物	N.A.
工廠	整治場址	台灣氯乙烯工業股份有限公司頭份廠	N.A.	1,2-二氯乙烷、三氯乙烯、氯乙烯、苯
工廠	整治場址	台灣中油股份股份有限公司苓雅寮儲運所(特貿二南)場址	總石油碳氫化合物	N.A.

2.2 主要污染物特性概述

汽油(gasoline)為原油蒸餾產物之一部分，主要是由 5 個碳至 10 個碳組成之碳氫化合物，沸點介於 15°C 至 200°C 之間。通常油田所生產之原油僅含 10%至 40% (平均約 27%) 之汽油。組成汽油之碳氫化合物的構造計有石臘烴，亦即鏈狀烴(Paraffins)、環狀烴(Naphthalenes)，以及芳香烴(Aromatics)等，其中以石臘烴為構成汽油之主要成分。近世紀以來由於汽車之急劇增加，汽油之需求量因而日益增多。為了提高原油所含之汽油比率，乃有自高分子碳氫化合物在高溫時裂解成較小分子之汽油。同時亦可從分子小於汽油之碳氫化合物聚合成較大之汽油。如此除了原油本來已存在之汽油，加上因裂解與聚合而形成者，可使得原油含汽油之百分比高達 70%。爾後為了提高汽油的品質，使其在引擎內燃燒時能有較好的效果。

還發展出一些煉油過程，諸如鏈狀碳氫化合物之環狀化而形成環狀烴，再出環狀烴脫氫(dehydrogenation)而成為芳香烴。在石腦油經催化重整所得的重整汽油中，約含苯 6%(質量)；由烴類裂解得到的裂解汽油中，苯含量最高可達 40%(質量)。

石油碳氫化合物為混合物，含有各種化學物質對人體也都有一定程度的危害性，但是衡量這些物質對於人體與環境的危害輕重程度與行政管理上的務實考量，所以目前一般所公認石油碳氫化合物中的主要污染物有兩大類，一為 BTEX，另一為 MTBE(甲基第三丁基醚)。此外，為了易於掌握石油碳氫化合物污染的概況，因此往往也以總石油碳氫化合物(Total Petroleum Hydrocarbon, TPH)來作為法規中判斷污染狀況的基準。

2.2.1 BTEX

苯(Benzene)、甲苯(Toluene)、乙苯(Ethylbenzene)、及二甲苯(Xylene) 四者通常被合起來簡稱為 BTEX，這四種化學物質為常用的有機溶劑，大多油品中存在此四種化合物。BTEX 都具高揮發性、低沸點及不易溶於水之特性，表 2-3 中為 BTEX 之基本物理化學性質。這四種單環芳香族碳氫化合物對人類身體之影響可能因誤食、呼吸、接觸皮膚等造成慢性毒性、致突變性致畸胎性及對人體免疫系統干擾抑制，其中苯更證實有生物毒性、致癌性及突變性等^[9,42]，美國環保署已將 BTEX 列為 129 種優先列管污染物之一^[9]。表 2-4 與表 2-5 分別為我國 BTEX 之土壤與地下水污染管制標準。

表 2-3 BTEX 物理化學基本特性^[4]

物理化學特性	苯 (Benzene)	甲苯 (Toluene)	乙苯 (Ethylbenzene)	二甲苯 (Xylene)
分子式	C_6H_6	C_7H_8	C_8H_{10}	$C_6H_4(C_2H_3)_2$
分子量(mg/mole)	78	92	106	106
熔點(°C)	5.53	-95	-95	-25.2
沸點(°C)	80	111	135.2	144.4
密度(g/mL)	0.876	0.866	0.867	0.868
溶解度(mg/L)	1,780	500	150	150
沉積物-水分配係數(K_{oc})	97	242	622	570
辛醇-水分配係數(K_{ow})	135	540	1,410	1,320
蒸氣壓(mm Hg)	76	22	7	5
半衰期($t_{1/2}$)(day)	5	4	3	7
水中生物濃縮因子 (BCF)(L/Kg)	5.2	10.7	37.5	132
亨利常數(Pa·m ³ /mole)	562	673	864	493

表 2-4 土壤污染管制標準

管制項目	管制標準值
總石油碳氫化合物 (Total Petroleum Hydrocarbons, TPH)	1,000 mg/kg
苯 (Benzene)	5 mg/kg
甲苯 (Toluene)	500 mg/kg
乙苯 (Ethylbenzene)	250 mg/kg
二甲苯 (Xylenes)	500 mg/kg

本標準發布日期：90.11.21(90)環署水字第 0073680 號函

表 2-5 地下水污染管制標準

污染物項目	管制值	
	第一類	第二類
單環芳香族碳氫化合物		
苯 (Benzene)	0.005 mg/L	0.050 mg/L
甲苯 (Toluene)	1 mg/L	10 mg/L

本標準發布日期：90.11.21(90)環署水字第 0073680 號函

苯(Benzene)為無色液體溶於乙醇及乙醚等有機溶劑，一般作為酚、硝基苯、氯苯、水楊酸、三基苯酚等有機化學品及合成染料、乾洗劑、皮鞋擦光劑、油漆等溶劑之用，對人體之影響，通常經由呼吸、皮膚接觸吸收，

在人體脂肪中累積，而造成中樞神經及造血系統傷害。接觸高濃度，嚴重時會引起呼吸衰竭、神志喪失而死亡，且已證實長期累積會引起癌症，在BTEX中對人體危害程度最高。此外，因苯對水中溶解度較BTEX中其他三者高，因此可能造成的環境危害更大。苯已被環保署公告為毒性化學物質，在飲用水質、土壤及地下水等均列有管制標準。依據「飲用水水源水質標準」，地面水體或地下水體作為自來水及簡易自來水之飲用水水源者，苯濃度不得超過0.005 mg/L。而「飲用水水質標準」飲用水中亦不得含高於0.005 mg/L的苯。

甲苯(Toluene)為無色液體，氣味與苯相似，溶於乙醇及乙醚等有機溶劑。為焦煤油分餾而得，用於苯甲醛、苯甲酸、藥物、染料、糖精、溶劑及乾洗劑等。其 K_{ow} 值較苯為高，故比苯更易累積於人體脂肪中，對人體具催眠作用，亦可能造成中樞神經系統、肝臟、腎臟等方面之慢性及急性傷害。甲苯於水中溶解度於BTEX中居次，毒性亦較苯低，因此尚未被列入飲用水水質相關標準。

甲苯對健康的影響以腦部最為受關切，甲苯會引起頭痛、恍惚與喪失記憶；是否會引起這些腦部症狀視其暴露量與暴露期的長短而定。工作場所每天低、中度濃度的暴露，會引起疲倦、恍惚、虛弱、類似酒醉症狀、記憶喪失、反胃與沒有胃口，這些症狀通常會在停止暴露後消失。甲苯會改變腎臟功能，但若暴露停止，大部分屬於可恢復性的。若是飲酒又同時暴露甲苯，對肝臟影響超過二者單獨對肝臟的影響，此現象稱為協同作用。此外，目前亦尚無法肯定母親在懷孕期攝入含低濃度甲苯的飲水或吸入低濃度甲苯蒸氣，是否會對胎兒造成危害，因為對人類的研究尚不夠完整。然而若有人在懷孕時蓄意吸入大量甲苯，胎兒可能有神經方面問題，並導致成長與發育受阻。職業暴露與動物研究顯示甲苯不會引起癌症，國際癌症研究署與美國衛生人力部尚未將甲苯歸類為致癌性物質，因此美國環保署也已決定不將甲苯歸類為致癌性物質^[21]。

乙苯(Ethylbenzene)為無色液體溶於乙醇及乙醚、苯、四氯化碳、醇醚等有機溶劑，為苯與氯甲烷於氯化鋁存在下加熱分餾而得，供有機合成、溶劑及稀釋劑用。乙苯辛醇與水之間的分配係數 K_{ow} 值在BTEX中為最大，故生物累積性最為顯著，對人體具催眠及膽酸增加作用，對神經系統則無顯著毒性。

二甲苯(Xylene)為無色澄清有毒液體，具臭味溶於乙醇、乙醚等有機溶劑，由粗製二甲苯分餾而得，供有機合成、溶劑及顯微鏡之用，亦可用於人造麝香、油漆及染料。二甲苯有間位、鄰位及對位三種不同排列之同

分異構物。二甲苯經人體吸入後在肺部滯留量高，其急性中毒現象與苯類似，又因其結構較複雜，在 BTEX 中比較難分解，半衰期亦較長。

2.2.2 甲基第三丁基醚(MTBE)

甲基第三丁基醚(Methyl Tert-Butyl Ether, MTBE)是近年來被高度關切的有機污染物。在 1920 年代為了改善汽油的性能，因此添加四乙基鉛(Tetra-Ethyl Lead, TEL)到汽油中，藉以提高辛烷值及抗爆性。到了 1970 年代後期，因使用汽油而導致鉛排放造成嚴重的空氣污染，因此有替鉛劑的產生，比如乙醇、乙醚及 MTBE 等。這種替鉛劑的加入不但可提高辛烷值還可改善燃燒、減少震爆及改善空氣品質，MTBE 添加的體積百分比約為 7%。自 1979 年起 MTBE 開始被用作為氧化劑(Oxygenate)添加於汽油後，添加的體積百分比提高為 11–15%。從 1979 年至 1980 年中期則被新英格蘭、紐澤西、美國東海岸等地區廣泛的使用。之後，依據美國聯邦環保署分別於 1992 年與 1995 年開始推動的 Wintertime Oxyfuel Program 與 Federal RFG (Reformulated gasoline) Program，以期汽油能達到 1990 年清潔空氣法修正條款(Clean Air Act Amendments)的要求。

Oxyfuel Program 中要求在一氧化碳濃度較高的地區於秋季和冬季時，汽油中必須含重量比達 2.7%以上的氧氣。當添加 MTBE 來達到這個要求時，汽油中添加的體積百分比達 15%。當使用乙醇(Ethanol)作為添加劑時，因其含氧量較高，故添加之體積百分比僅需約 7.3%。RFG Program 則要求空氣污染嚴重的都會區全年裡面汽油中氧氣重量百分比達 2%；添加 MTBE 的體積百分比需達 11%以上或乙醇的體積百分比達 5.4%才能符合此一標準。

另一汽油複合物稱 RFG (Reformulated gasoline)，此種燃料只需添加 11%的 MTBE 即達到法規規定值 2%含氧率的需求，因此多使用於都會區，藉以改善臭氧及煙霧問題^[34,35]。

除了 MTBE 之外，乙基第三丁基醚(Ethyl Tert-Butyl Ether, ETBE)、第三戊基甲基醚(Tert-Amylmethyl Ether, TAME)、二異丙基醚(Diisopropyl Ether, DIPE)、第三丁基醇(Tert-Butyl Alcohol, TBA)、甲醇(Methanol)、乙醇(Ethanol)等，均屬於含氧的有機物。

由於 MTBE 具備高辛烷值、低製造成本，容易摻配於汽油中、易於轉移和分佈等特殊之物理化學性質，因此廣泛地被使用^[47,60]。含氧燃料中，由於 MTBE 具有高辛烷值、生產成本低、製程及運輸貯存簡易等特性、加上其能與汽油其他成分均勻混合，因此使用最為廣泛^[34]，其次是甲醇、乙基第三丁基醚、第三戊基甲基醚、二異丙基醚等^[61]。以 1997 年為例，美

國 MTBE 年平均生產量為 80 億公斤。

MTBE 具有高揮發性，因此主要之空氣污染源包含在製造、汽油混合、運輸、貯存過程中之逸散，加油時自加油槍揮發之 MTBE 亦是主要來源之一。此外，汽油引擎、油箱及油路之洩漏及機動車輛排放之廢氣也會造成 MTBE 之污染。據估計，使用具有含 MTBE 汽油之加州地區，MTBE 排放量佔機動車輛碳氫化合物尾氣排放之 2.5%。由汽油蒸發溢散之碳氫化合物中，MTBE 佔了 8-10%。

MTBE 具備高水溶性、低分配係數、生物難分解性，因此包括在都市中之空氣^[28,38,56]、地表水^[48]、逕流水^[59]和地下水^[33,50]都曾經偵測到 MTBE 之存在。MTBE 是高揮發性有機物，會與·OH 自由基反應，因此在大氣中之半衰期一般只有幾天，但若在含水層中，則不易揮發，其污染團隨著地下水之傳輸而加以遷徙。因此，若地下水儲油槽發生洩露，汽油(包含在內的一些化學物質)會隨著地下水傳輸，而流到四處各地，造成嚴重的環境污染。以美國加州為例，大約有 13,000 個場址中之地下水檢測出含有碳氫化合物，其中有超過 10,000 個場址含有 MTBE，在 1985~1995 年間，MTBE 可以說是監測井中最常出現揮發性有機物之第二名^[39]。

這幾年 MTBE 較引人注目係因 MTBE 已被美國環保署認定為對動物具致癌性。美國飲用水諮詢委員會在 1997 年 12 月對 MTBE 建議在飲用水中的濃度範圍需小於 20-40 ppb，而我國毒性化學物質管理法亦將 MTBE 列管為第四類毒性化學物質。1994 年美國環保署聲明氧化劑的使用會超過 30%，到了 2000 年則會增加到 70%，未來將會持續增加^[54]。因此美國各州自 2000 年起陸續全面禁用 MTBE 或降低 MTBE 可添加比例上限，其中密西根州、明尼蘇達州、科羅拉多州已全面禁用，加州則於 2003 年起 MTBE 逐漸減量退場，但歐盟則在去年初決議暫不禁用^[62]。

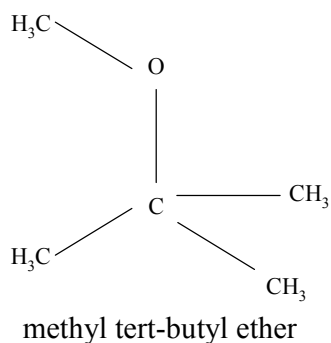


圖 2-2 甲基第三丁基醚(MTBE)結構式

MTBE 化學式為 $(CH_3)_3COCH_3$ ，結構式如圖 2-2，分子量為 88，係由天然氣中的甲醇和異丁烯合成出來的一種人造化學物質，屬於易燃揮發性之有機物，在室溫時無色但在高溫的環境下有刺鼻味。沸點為 $55.2^{\circ}C$ ，於水中之溶解度為 48 g/L，屬於高水溶性，且分配係數(K_{ow})低；密度為 0.74 g/mL，較水的密度小。表 2-6 為 MTBE 與苯之物理化學性質比較表^[43,52]。MTBE 從溶解相(水中)揮發到氣相的量遠較苯低(亨利常數為苯的 1/10)，且 MTBE 不像苯較易被土壤或有機碳吸附，而其生物分解性亦較苯小。在空氣中，MTBE 會很快分解成其他的化合物，半衰期約為四小時。MTBE 和醚類、醇類一樣易溶於水。若 MTBE 洩漏於地表上，與水會將其溶解並下滲經過土壤而進入地下水中。MTBE 並不會集中於水體中的魚類或水生植物中。因為 MTBE 揮發性很高，所以駕駛人在行駛或加油過程中都可能會吸入，甚至於高速公路或幹道周遭空氣中都有微量的 MTBE。當然也可能因使用遭 MTBE 污染的地下水而攝入；而 MTBE 也一樣會經由接觸而進入體內。

表 2-6 MTBE 與苯之物理化學性質比較表

項目	苯	MTBE
蒸氣壓	76 mmHg (中)	245 mmHg (高)
亨利常數 (at 25°C)	0.23 (中)	0.022 (低)
溶解度 (at 25°C)	1,800 mg/L (低)	51,000 mg/L (高)
分配係數(K_{oc})	$K_{oc} = 98$ (低至中)	$K_{oc} = 11$ (無至中)
降解能力	高	低

MTBE 一旦被吸入人體中，大部份會經由呼氣的方式排出體外，少部份會經由尿液且以 MTBE 及 TBA 之形式排出體外，因為 TBA 水溶性較高，所以在人體內之停留時間會較 MTBE 長。目前已知 MTBE 在人體中之代謝物為 TBA、乙醛、二氧化碳及丙酮等。

經由動物實驗結果，可顯示 MTBE 經由食入和吸入均會導致癌症的潛在危害。若長期吸入 MTBE 之情況下，老鼠的肝細胞腺瘤會明顯增加。另外，發現老鼠在長期服食高劑量 MTBE 之下，雄性鼠的睪丸瘤及雌性鼠的血癌及淋巴瘤均有增加之趨勢；在長期的服用含 TBA 之飲用水後，老鼠會導致腎臟疾病並造成死亡率之上升。雖然動物實驗中顯示 MTBE 具有致癌之危險性，但 MTBE 及 TBA 對人體的長期毒性到目前為止還未被證實。

在醫療上 MTBE 曾經被拿來做為結石溶解劑，主要應用在膽結石之治療，而病人所產生的副作用包括噁心、厭食、嘔吐、頭痛、疼痛、血厭過低、氣塞、心悸及發炎等。在 1992 年，美國阿拉斯加州有超過 150 位居

民在吸入含 15% MTBE 的汽油後，產生了頭痛、暈眩、睏倦、噁心、嘔吐、喉部刺激及失去方向感等症狀。與 MTBE 高添加比例的汽油相關的症狀包括：有些駕駛人在加油、或者技工或加油站員工會產生頭痛、噁心、鼻喉刺激、暈眩、恍惚、錯亂等症狀。MTBE 有一股強烈的刺鼻氣味可以讓人吸入之時有所警覺。在人體之 MTBE 暴露量方面，MTBE 主要職業暴露群體包括參與 MTBE 生產及運輸之工作人員、加油站員工及汽車保修人員等。這些工作人員暴露於 MTBE 之主要途徑，係經由呼吸及皮膚接觸。而影響加油站空氣中 MTBE 濃度的因素包括：汽油中 MTBE 含量、氣象條件及加油設備之種類等。其中加油設備若含有油氣回收裝置者，將可減少加油人員之暴露量。對一般民眾而言，最會受到 MTBE 污染的行為乃是加油及開車。據估計，在美國使用 MTBE 汽油的地區，經空氣由人體吸入之長期平均暴露量為 1.9-5.3 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ 。人們亦可經由用水而受到 MTBE 的暴露，其主要途徑有：直接食入含 MTBE 的飲用水，在洗澡時經由空氣吸入，在洗澡時經由皮膚吸收而進入人體。據估計，在美國使用 MTBE 汽油的地區，經由用水而進入人體之長期平均暴露量為 1.4 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ 。

MTBE 的代謝物 TBA 對人體毒性亦曾被研究過，實驗結果顯示，暴露在高濃度 TBA 之劑量下，會產生一些急性症狀包括眼睛及上呼吸道黏膜刺激、頭痛、暈眩、疲倦及麻醉感等^[39,63]。

目前有關 MTBE 對動物的影響的資料遠較其對人類影響的資料多。對動物最常出現的效應是對神經系統的影響。若讓老鼠持續暴露於 MTBE 中，部分大鼠(Rat)兩年之後會產生嚴重的腎臟病變，包括腎臟癌；部分會產生肝臟病變，包括肝癌。若大鼠每個月攝入 MTBE 連續兩年則一部分母大鼠得到血癌和造血組織的癌症^[25]。但截至目前為止，美國衛生部(Department of Health and Human Services, DHHS)、環保署(USEPA)都尚未將 MTBE 認定為致癌物質。美國政府機關例如國家職業安全衛生研究院(National Institute for Occupational Safety and Health, NIOSH)、職業安全衛生署(Occupational Safety and Health Administration, OSHA)、環保署(USEPA)亦均尚未建立 MTBE 相關的標準。

2.2.3 總石油碳氫化合物(TPH)

由表 2-2 中可知，國內目前已公告之石油碳氫化合物相關污染場址，土壤污染項目以總石油碳氫化合物(TPH)最普遍，苯、甲苯、乙苯次之，地下水污染項目則以苯最常見。事實上，TPH 並非單一化合物物種，TPH 是油品中總石油碳氫化合物的總計，它涵蓋了原油中所含有 C6-C40 的數百

種化合物。因此，TPH 之毒性取決於其中所含各種成分之毒性與所佔之比例多寡。

一般人日常有相當多的途徑攝入 TPH，包括空氣中懸浮較輕的 TPH、加油站加油泵周遭的空氣、人行道或馬路上車輛機件洩漏的油品、家中或工作場所中使用的化合物、殺蟲劑中使用的溶劑等。TPH 可以透過呼吸、飲水、進食、皮膚接觸進入人體。有些 TPH 成分進入人體後很快會被分解為無害的化合物，有些卻不易被分解而逐漸地擴散到身體各部位。大多數 TPH 化合物會因為呼吸或排尿離開人體。

人們對 TPH 中絕大部分化合物的毒理所知有限。但其中含量較低的幾種具有較高毒性的化合物，例如 2.2.1 節中所述之汽油中所含的苯、甲苯、乙基苯、二甲苯等可能會影響人類的中樞神經系統，則相對有較多之研究資料。此外，TPH 中部分的成分也可能影響血液、免疫系統、肝臟、胰臟、腎臟、肺臟、胎兒。其他的一些 TPH 成分或石化產品，例如二苯駢(a)苊 benzo(a)pyrene 和汽油則經過人體和動物研究被 IARC 認定可能具有人類致癌性(IARC Groups 2A and 2B)。其他的大多數 TPH 成分被 IARC 認為無法分類(Group 3)。

2.2.4 萘

在石油煉製成各種產品的過程中會產生萘族的碳氫化合物，其中也包括萘 (Naphthalene)，因此在油品污染的場址的土壤與地下水中也經常發現萘。萘本身在過去做為木材保存劑或驅蟲劑使用，但目前這些使用方式以大量減少。

在急毒性方面，直些攝入萘會造成視神經炎、水晶體混濁、脈絡膜視網膜炎及眼角膜受損等症狀，亦可能造成溶血現象及緊接出現的血紅素尿症，嚴重溶血現象可能造成高血鉀症。萘也可能導致容易疲倦、胃口不好、臉色蒼白，以及孕婦貧血^[66]。在致癌性方面萘可能和咽癌及小腸癌有關^[67]。根據動物試驗結果，美國衛生部(DHHS)認為萘應該是致癌物質；但國際癌症研究中心(IARC)也認為雖然具有足夠動物試驗證明萘會導致試驗動物得到癌症，但尚無充足人體證據。美國環保署在 1986 年把萘歸類為 C 類可能人類致癌物質^[66]。

2.3 污染型態及環境中的傳輸方式

純有機液體在水溶液中不易溶解，會獨自形成一分離相的液體，通稱

為非水相液體(Non-Aqueous Phase Liquids, NAPL)。NAPL 依照和水的密度關係又可區分為兩大類:較水輕者稱為 LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid); 較水重者稱為 DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquid)。

諸如汽油、柴油、各類機油等油品這些油品中主要成份烷類,密度均較水低,因此都屬於 LNAPL。此外,油品中的主要污染物如 BTEX、MTBE 也都是密度較水小且溶解度低的物質。另一方面, DNAPL 多為鹵化有機物質,造成污染者有許多屬於氯化烴類的有機溶劑,包括三氯乙烯(TCE)、四氯乙烯(PCE)等。

2.3.1 污染物在不飽和層之分布與傳輸

不飽和層(unsaturated zone)一般可定義為包含三相的系統,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,在經過物理和化學作用,如風化、膠結、壓密等,則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.^[34] 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的漸變區域。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。

當 LNAPL 滲入地下時，由於表面張力作用，會停滯浮在毛細水邊緣層之上；當係 DNAPL 滲入地下時，若其水頭不大，無法克服進入壓力(entry pressure)，則也會浮在毛細水邊緣層之上。

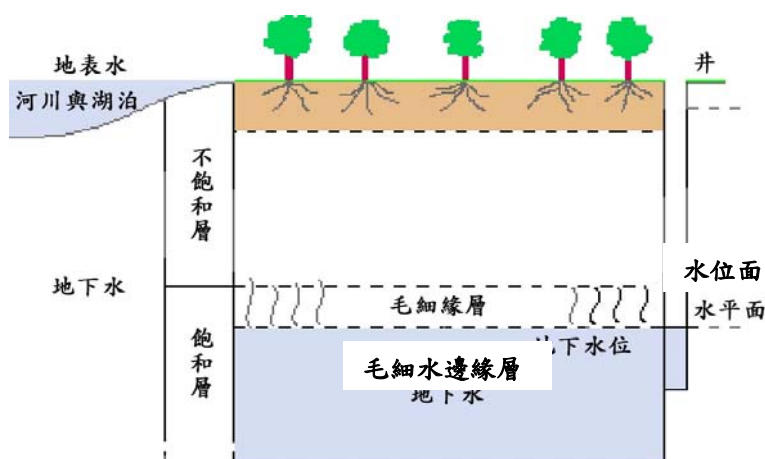


圖 2-3 不飽和層示意圖

無論是加油站、儲槽或管線的污染，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。

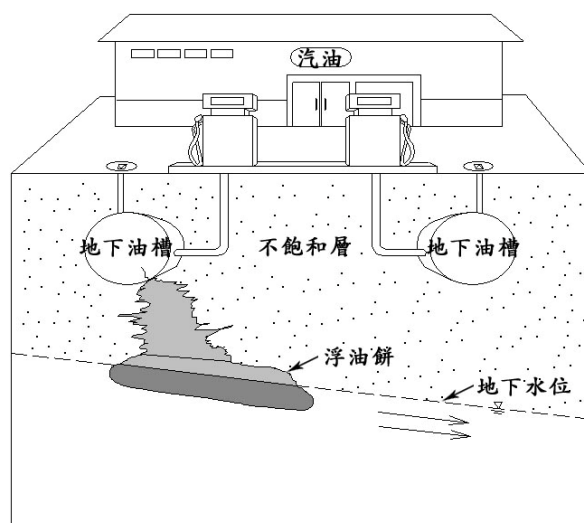


圖 2-4 破損之地下油槽於地下水位上之滲漏

舉例而言，油灌車翻覆，其內盛之液體在下滲過程中，會因揮發至大氣中使其量改變，質也會因揮發演變(weathering)作用，留下較原比例為高之較不易揮發成份。此外，因為微生物可分解有機物質，部份污染物也會被分解，改變其原組成。在不飽和層中，有機液體也會附著在土壤顆粒表面。加上其黏滯性較高，流動速度較水慢，需要較長時間才會到達地下水位。但在此期間，水向下滲流會使有機成份部份溶解，隨水以較快的速度流至地下水層，造成污染。若僅以地下水之污染物濃度判斷，污染情形可能不太嚴重，但不飽和層中土壤之角色，係成為一污染源，不斷因水之向下運動傳播污染至地下水中。

當 LNAPL 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的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 2-5)^[53]。當 LNAPL 在土壤與地下水中移動時，因為這些過程的作用會使得 LNAPL 的分布與傳輸更難掌握(圖 2-6)。然而，也同時因為這些作用，可能會使得 LNAPL 的質量減少，減輕污染對於土壤和地下水的衝擊。

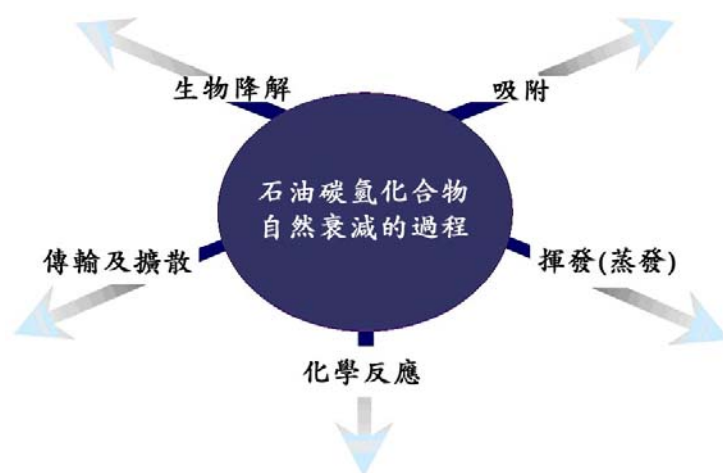


圖 2-5 土壤與地下水中石油碳氫化合物的自然衰減作用

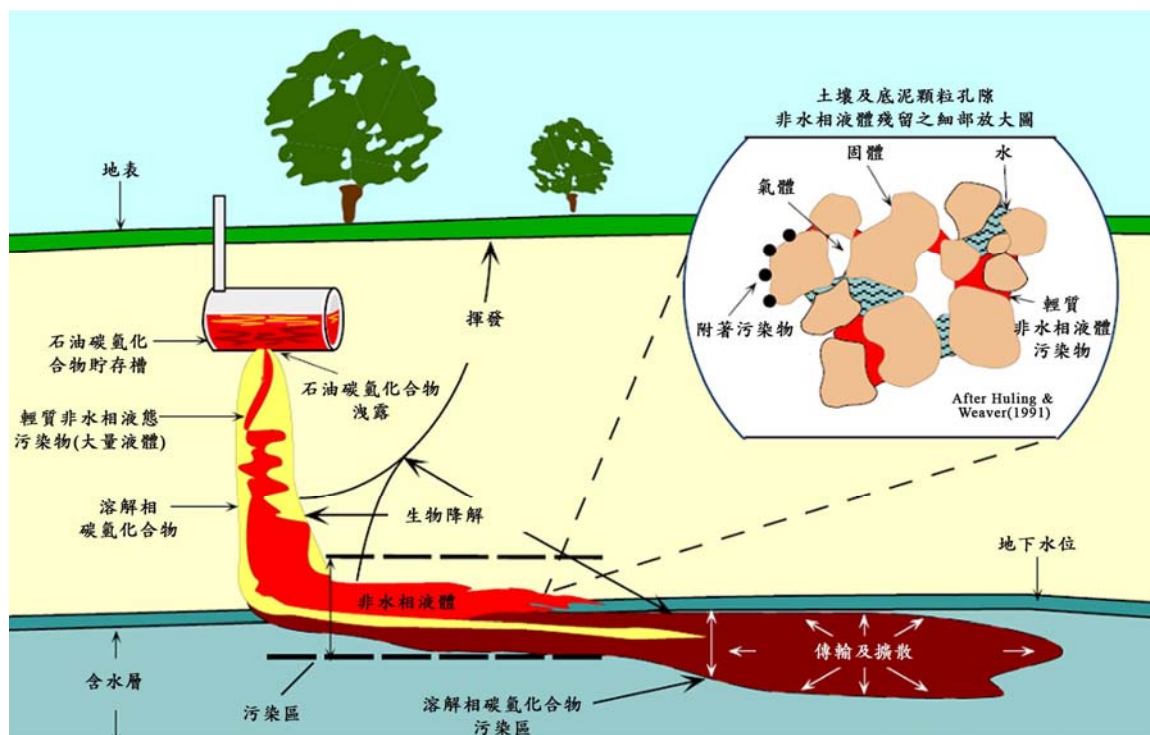


圖 2-6 石油碳氫化合物於土壤與地下水中之分布與傳輸示意圖

由圖 2-6 中可以明顯看出，當 LNAPL 經過地下時有些液體會殘留在土壤中以殘餘飽和度存在於不飽和層土壤孔隙中，有些會揮發經土壤孔隙再逸散至地表與大氣，有些會吸附在土壤與有機質的表面。往下移動到地下水位面的 LNAPL 會往側向擴張形成薄層的浮油往地下水位面較低的方向移動，另有一部分較易溶解的成分則會溶解在不飽和層的土壤水中或地下水中隨著地下水傳輸。必須要特別注意的是浮流在地下水位面上的浮油層會因為地下水位上下變動而侵入原本在水位面以下被水飽和的孔隙，當水位再度上升時，無法完全被水取代排出，而以殘餘飽和度困在地下水位面以下的土壤孔隙中，擴大了污染的範圍，其中較易溶解的成分更快速地溶解到地下水中，因而成為在地下水位面以下的二次污染源。然而，在不飽和層中和地下水位面的附近，因為土壤孔隙中有氧氣流通同時地下水中的溶氧濃度較高，因此在這個區域的微生物作用較為發達，導致 LNAPL 生物降解較為快速。另一方面，即使是殘留在不飽和層中之 NAPL 也會持續揮發，並且在日後因為地表水的入滲而溶解後下滲到地下水中，成為長期的地下污染源。

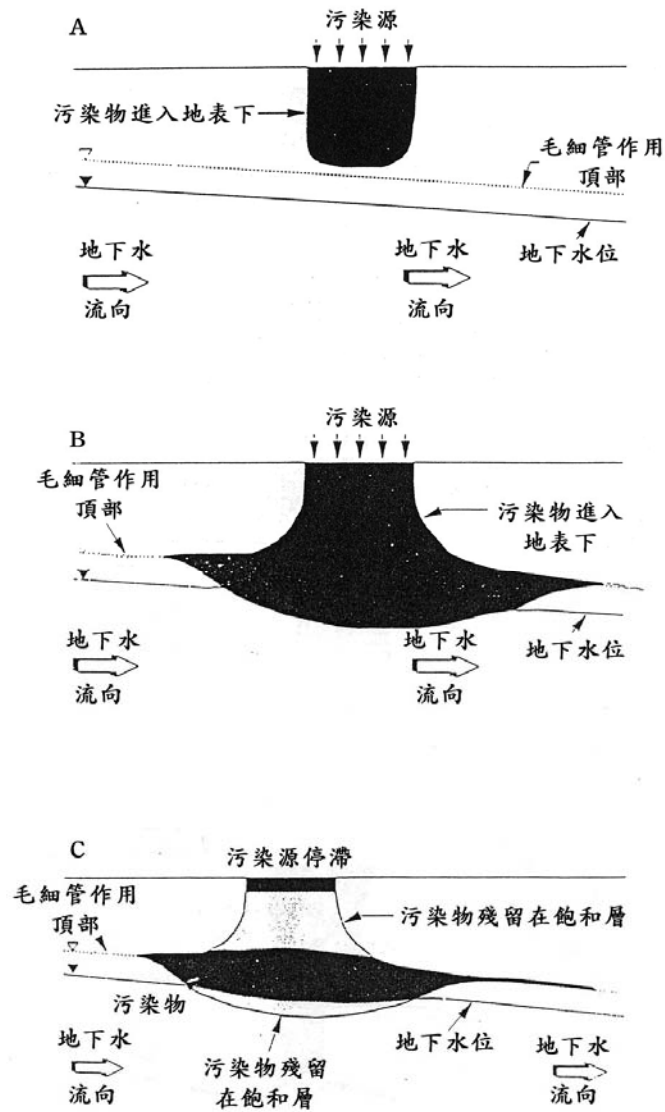
若進一步探討有機液體在地下的分布，則可由液體自地表往下滲入不飽和層直至地下水位面的過程來解析。當液體接觸地表之土壤，因重力而向下排水，一旦重力和表面張力達到平衡時，重力排水便停止，此時土壤間含水量稱為田間含水量(field capacity)。在乾燥過程中，毛細現象為不飽和層中水流動主要機制，因為有毛細現象使得水可保存於土壤孔隙中，並

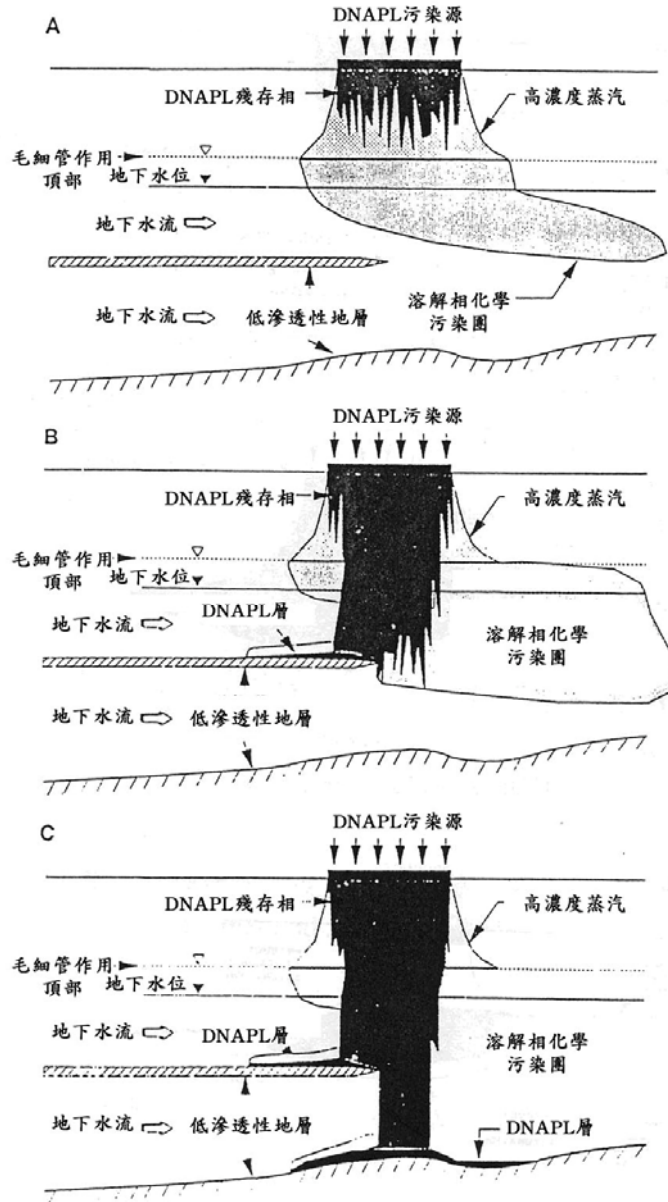
造成負的壓力（張力）。同時土壤顆粒粒徑大小分佈、孔隙分佈等，均會影響土壤中水和毛細張力關係。

LNAPL 在土壤中的行為及流動情形則視其為 LNAPL 或 DNAPL 的不同而有所差異。圖 2-7 則表示 LNAPL 在地下的移動情形。當滲漏的 LNAPL 量少時(如圖 2-7A)，除非超過殘餘飽和度，否則 LNAPL 會停留在不飽和層中。但 LNAPL 有些物質(如 BTEX)會溶解於入滲水而將其帶入地下水中；LNAPL 的揮發性較高(汽油、機油等)，因此其氣相也會和土壤中的空氣成一比例存在，並且藉著分子擴散在不飽和層中移動著。

若有較多的 LNAPL 滲漏(如圖 2-7B)，將會造成 LNAPL 到達地下水位。溶解在水中的有機物質將比滲漏的 LNAPL 先到達毛細層的頂部，且隨著毛細層中水的濕相性被改變，其殘餘飽和度逐漸減少，終至穿過毛細層到達地下水位，並形成一凹面。當 LNAPL 滲漏因不飽和層中的 LNAPL 達到殘餘飽和而不再流動，LNAPL 將在毛細層上半部側向擴散(見圖 2-7C)，地下水位也會因為 LNAPL 及水之間界面的總水頭降低而稍有回彈，但 LNAPL 仍然會以殘餘飽和度的量存在著，且入滲水亦會持續著將不飽和層中 LNAPL 的某些物質溶解到地下水中，造成含水層的污染^[46]。

圖 2-8 則為 DNAPL 的滲漏情形。由於 DNAPL 有低的溶解度、高密度及低黏滯力的影響，使得 DNAPL 在土壤中具有相當大的流動性。在取代水時，水相對地為低密度、高黏滯性流體，因此兩流體在接觸面上會造成不穩定的前進鋒面，即所謂 viscous fingering 現象。如圖 2-3A 所示，少量的 DNAPL 侵入會以 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 DNAPL 滲漏的話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 2-8B)。在滲透其間，若含水層中有一不透水的薄夾層，DNAPL 會在該不透水層上側向流動，累積形成一薄層(pool)DNAPL。若 DNAPL 持續滲透(如圖 2-8C)，DNAPL 會貫穿到含水層底部，且沿著底部的地形往低處流動，和地下水流動無關^[46]。

圖 2-7 LNAPL 於地下流動情形^[46]

圖 2-8 DNAPL 於地下流動情形^[46]

大部分的 NAPL 污染物在水中的溶解度甚低，因而形成多相流，這些不互溶的流體之流動行為及性質與可溶性污染物大不相同，如 LNAPL 浮於水面上或被嵌在孔隙介質中；DNAPL 則因重力之影響而繼續往下移動，DNAPL 的移動方向與地下水流方向無關主要是受地質特性的影響，由於此種污染情形並無快速固定之形式^[29]，因此 DNAPL 於地表下的分布與傳輸就更難以準確預測。

化學方面之性質也影響到污染物在其間之情形。土壤的離子交換容量、有機物含量、酸鹼度，加上以上之物理特性交互作用，使污染物質在其中之傳輸較水或液體本身滲流更為複雜。液體在不飽和層中的流動機制

較在飽和土壤中複雜。除了液態部分依達西定律的流動，大孔隙(macropore flow or fracture flow or secondary porosity flow)情況也可能存在，正如在飽和層中一般。不飽和層中另有液體因毛細現象運動(capillary movement)，而出水與吸水之間上有遲滯現象(hysteresis)，亦即在土壤/水份保持曲線上有一滯後區間(hysteresis loop)，使液體在不飽和層中流動更難預測、模擬。

液體在地下的滯留與移動情形，可以用能量的觀點來描述；一般以自由能(free energy)該項來判斷水在地層中流動的趨勢。當自由能量因為某項主要因素改變造成差異時，水將會由較高的自由能量往較低的自由能量處而移動。土壤與水之間自由能量主要受三種不同的能量勢能(potential)所影響^[30]：(1)結構勢能(matric potential)：指水和土壤顆粒之間的吸引力。主要是由於顆粒對水的吸附(adsorption)及孔隙間的毛細作用所引起。此勢能會減少自由能量的量值，即結構勢能會使水留滯，因此視為負值，亦稱為結構張力(matric suction)。(2)滲透勢能(osmotic potential)：由於溶解在水中的物質造成，及離子對水的吸引力而降低了自由能量，造成純水會往含高濃度溶質處移動之現象，故滲透勢能亦為負值，亦稱為滲透張力(osmotic suction)。(3)重力勢能(gravitational potential)：由於地心引力對重心的吸引而導致水的流動，因此重力勢能必為正值。

土水勢能(soil water potential)主要為此三種勢能之和。惟有在重力勢能大於結構勢能和滲透勢能之和時，才會造成水的移動。在不飽和層中，結構勢能及滲透勢能是影響水流動的主要因素。對一般土壤而言，毛細力可能是造成水移動最重要機制；而對於黏土質土壤來說，滲透束縛及電雙層作用則為主要的支配力。

土壤與水的特徵曲線(Soil Water Characteristic Curve, SWCC)可定義成一土壤中含水量與土水勢能之間的關係，亦稱為土壤與水之保持曲線(retention curve)。SWCC 中的含水比通常以體積含水比的型式來表示，而以一般土壤來說土水勢能通常即為毛細張力。圖 2-9 中表示一傳統的土壤水保持曲線。其中 θ_s 為土壤在大氣壓力下飽和時的體積含水比； h_b 則稱為空氣進入值(air entry value)或起泡壓力(bubbling pressure)，意指空氣(或非濕相液體)開始進入孔隙時的毛細張力； θ_r 則為最後的殘餘體積含水比(residual volumetric water content)。

隨著土壤中毛細張力的增加，土壤便會自飽和狀態開始排出液體，此時不同的張力狀態下會有不同的體積含液比，直至液體不再排出為止，此時壓(張)力與體積含液比的關係即為該土壤的主要排出曲線(Main Drainage Curve, MDC)。當土壤再重新濕潤，隨著張力的減少，也會有其相對的體

積含液比，此時張力與體積含液比的關係則稱為該土壤的主要濕潤曲線 (Main Wetting Curve, MWC)。殘餘體積含水比是指當土體中毛細力逐漸增加時，水份漸漸排出到一定程度，土壤的飽和度會維持一定值，此時就算張力增加飽和度也幾乎沒有改變，該體積含水比即稱為殘餘體積含水比。殘餘體積含水比會受到土體中液體性質、孔隙大小及土壤顆粒排列形狀所影響^[41,45,58]。若土壤中含有其他液體，則液體和液體間之介面性質如表面張力、接觸角、黏滯力、水力梯度等，也會改變殘餘飽和度^[44,51]。

對於 SWCC 所描述之不飽和層中土壤含液比與毛細張力間的關係，許多學者亦提出一些經驗方程式，如表 2-7 所示。

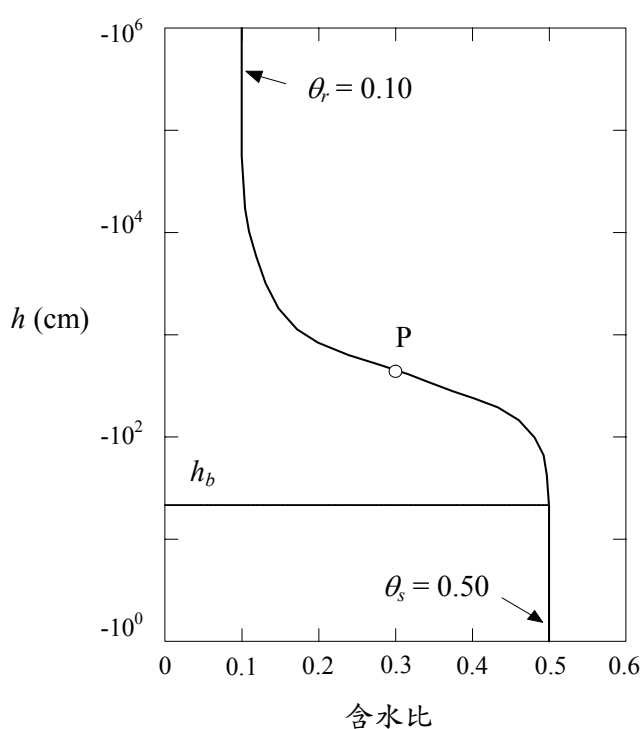


圖 2-9 傳統的土壤水保持曲線^[57]

表 2-7 土壤含水比與結構勢能關係的經驗方程式

文獻	經驗式	參數
Brooks and Corey (1964)	$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{h_b}{h}\right)^\lambda$	θ = 由試驗所得 SWCCf 曲線回歸所得之指數 h_b = 空氣進入壓力 θ_r = 殘餘體積含水比 θ_s = 飽和體積含水比 = 體積含水比 h = 土水勢能 (毛細張力)
Campbell (1974)	$\frac{\theta}{\theta_s} = \left(\frac{h_b}{h}\right)^\lambda$	同上
Van Genuchten (1980)	$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{1}{1 + (\alpha \cdot h)^n}\right)^m$	$n = \frac{1}{1-m}$ $\alpha = \frac{1}{h_b} (2^{1/m} - 1)^{1-m}$

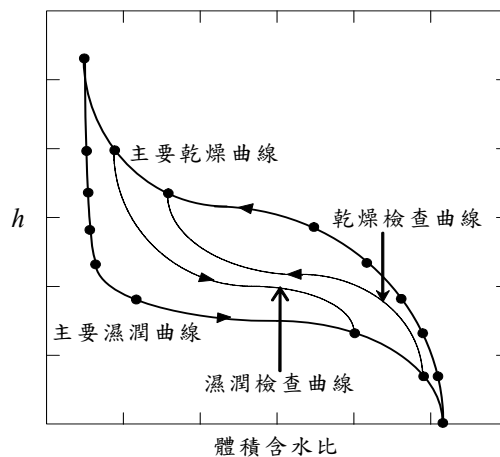


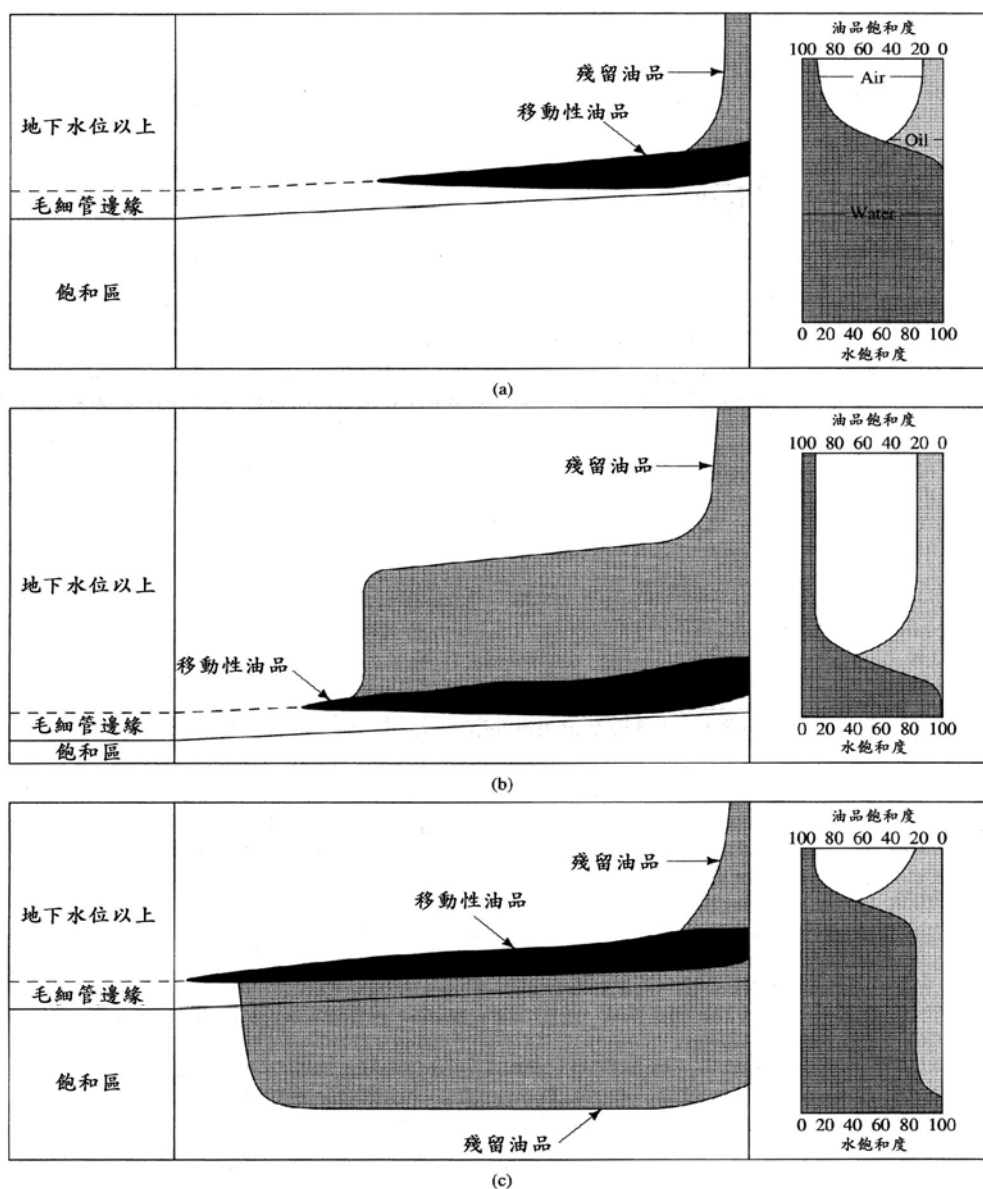
圖 2-10 保持曲線的遲滯效應

土壤中液體的貯留有一重要的特性稱為「遲滯現象」(hysteresis)，如圖 2-10 所示，排水和吸水兩條保持曲線並不相同，在濕潤曲線上的任何一點，其含液比都會比在排出曲線上對應相同張力情況下的含液比來得低，這種現象就叫做遲滯效應。主要造成遲滯效應的原因包括^[40]：(1)由於土壤孔隙的大小及幾何形狀呈不規則，因此在排水和吸水時會受大孔隙的控制導致相同的含液比下會有不同的張力，也就是所謂墨水瓶效應(ink bottle effect)。(2)液體和土壤顆粒之間的接觸角會視液體在土壤是排出或進入的情形而異(receding/advancing)，接觸角在濕潤情形(advancing)時會較排出時大，因此張力較小。(3)當土壤再濕潤時，濕相液體(如水)會取代非濕相液(如空氣、有機液)，但同時也會將非濕相液給牽絆住(entrapped)，使得濕相液

的含液量因此減少。

遲滯現象是造成在地下水位變動時 NAPL 會以殘餘飽和度殘留在地下水位面以下原應被水飽和的孔隙中之主要原因。對於土壤污染整治工作來說，有機液體在土壤中的殘餘飽和度可視為一個相當重要的指標。一般來說，NAPL 的表面張力較小，因此殘餘體積含水比較低，且遲滯現象更為明顯，當液體回吸時有更多孔隙會有空氣殘留。隨著不同土樣，土樣顆粒大小的不同，現地土層的情形(飽和或不飽和、均質或異質)，有機液體的殘餘飽和度差異性相當大，大致上隨著土壤顆粒的減小，殘餘飽和度會有增加的趨勢，而有機液留滯在乾燥土壤的殘餘飽和度一般也較在濕土中來得高。

由圖 2-11 中可以看出，當地下水位下降時，不飽和層中的 NAPL 往下流動，侵入了原本在地下水位以下被水飽和的孔隙；但當地下水再度回升時，水雖然回流至這些被 NAPL 入侵的孔隙，但因為遲滯現象的作用，因此孔隙中的 NAPL 不會被水所驅趕而完全排出，導致地下水位雖然已經回升，但是地下水位下孔隙中仍含有約為殘餘飽和度的殘留 NAPL。這些殘留的 NAPL 不僅擴大了污染的範圍且導致浮油回收之效率降低，更仍會持續使 BTEX 與 MTBE 溶解至地下水中，加快地下水污染的速度。

圖 2-11 地下水之升降對於 LNAPL 分布之影響^[37]

當有機液體移動至不飽和層中後，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留滯於土壤孔隙中。有機液體之存在使得不飽和層被提升成為一三相液體共存之系統。在典型之土壤系統中，水是溼相 (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 (non-wetting fluid)，但在三相併存情況下，其溼相 (wettability) 之順序為：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，在不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。而有機液體則屬中間溼潤 (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。通常 NAPL 在地下水中移動時會取代水及空氣的位置。水對於空氣及 NAPL 來說為濕相液體，因此會沿著孔隙的邊緣前進，並且附著在土壤顆粒上；NAPL 為非濕相液體，則傾向於往孔隙的中心部位移動。在不飽和層中，孔隙中常同時含有水、NAPL，甚至空氣。這些流體對於土壤的滲透性往往比孔隙中只充滿某一種液體時來得低，圖 2-12 表示水及 NAPL 在不同飽和度時與其相對滲透性的關係。每個流體(水或 NAPL)都會因其飽和度的遞減，使其相對滲透性跟著減少，直到該流體達到其殘餘飽和度，相對滲透性變成零，即該流體在土壤中已經不具流動性。要以試驗的方式求出不飽和土壤之導水度 $k(\theta)$ 值的過程相當困難，因而多以經驗公式推估，研究文獻中所提出之相對滲透性經驗公式如表 2-8 所示。

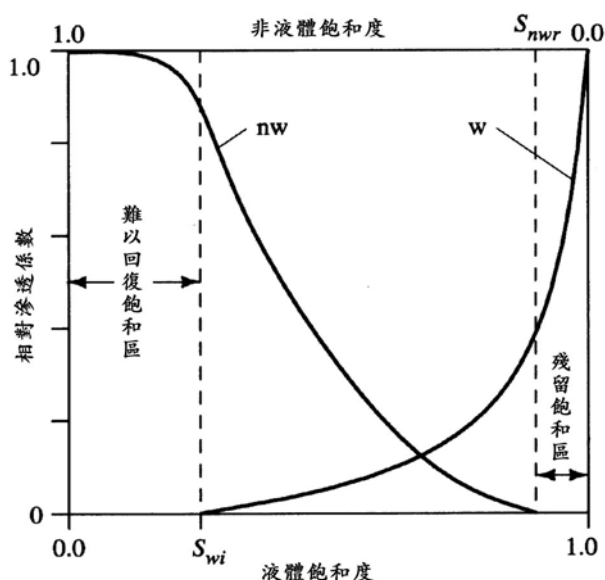


圖 2-12 液體飽和度與相對滲透係數之關係^[46]

表 2-8 土壤不飽和導水度與含水比關係的經驗方程式

文獻	方程式*
Brooks and Corey (1964)	$\frac{k(\theta)}{k_s} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{3 + (2/\lambda)}$
Campbell (1974)	$\frac{k(\theta)}{k_s} = \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^{3 + (2/\lambda)}$
Van Genuchten (1980)	$\frac{k(\theta)}{k_s} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{1/2} \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{1/m} \right]^m \right\}^2$

*表中參數 λ 、 m 的定義均與表 2-7 中水保持曲線經驗式相同， k_s 則為完全飽和時的導水度值。

NAPL 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。化學物質主要以四種型態存在於不飽和層中，包括其本身的液相、溶解在土壤水份中、吸附在土壤顆粒上、有機蒸氣相(organic vapors)；在此四相之間依不同之控制條件達平衡。

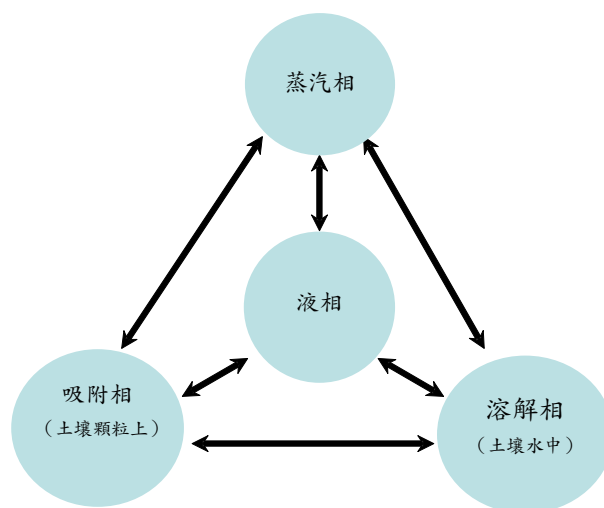


圖 2-13 不飽和土壤孔隙中 NAPL 四相動態平衡示意圖

有機污染物在水—氣兩相之間的平衡，探討的就是水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：

$$K_H = \frac{C_g}{C_w} \quad (2.1)$$

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(mole/L)。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^[49,64]。

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：

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (2.2)$$

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)。

一般的石化污染物大部分是非極性的烷類和弱極性的芳香族類，又因為對大部分有機物而言，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，我們可以將持久性有機物質在純有機碳上的吸附係數以 K_{oc} 來表示：

$$K_{oc} = \frac{Q_{oc}}{C_w} \quad (2.3)$$

式中， Q_{oc} 為沉積物或土壤的有機成分與水相達成平衡時，有機物在固相的濃度(M/M)， C_w 為該有機物在水相的濃度(M/L)。

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：

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (2.4)$$

式中， f_{oc} 即為單位土壤中之有機物含量。

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} 亦與有機物在水與辛醇(Octanol)中的分配係數 K_{ow} 有關(表 2-9)。 K_{ow} 是一個量化有機物親水性的參數，其定義為特定有機物在同時接觸到水和辛醇時，分別溶解於辛醇和水中濃度之比值。

$$K_{ow} = \frac{C_{octanol}}{C_{water}} \quad (2.5)$$

含有機質成分的土壤較易吸附具有高 K_{ow} 的有機物，較不易吸附低 K_{ow} 者，其關係如(2.6)式所示^[65]：

$$f_{oc} = \frac{S_a}{200(K_{ow})^{0.84}} \quad (2.6)$$

式中， S_a 為土壤之表面積。

另一方面，透過實驗亦可以直接得到 K_{oc} ，常見的石油碳氫化合物成分之 K_{oc} 列於表 2-10 中。

表 2-9 石油碳氫化合物代表性成分之 f_{oc} 值^[37]

有機物	K_{ow}	f_{oc}
二氯乙烷(Dichloroethane)	62	0.002
苯(Benzene)	135	0.001
三氯乙烯(Trichloroethylene)	195	0.0007
過氯乙烯(Perchloroethylene)	760	0.0002
萘(Napthalene)	2,350	0.00009
芘(Pyrene)	209,000	0.000002

表 2-10 由實驗求得常見石油碳氫化合物成分之 K_{oc} 值^[37]

有機物	K_{oc}
苯(Benzene)	1.50, 1.92, 1.98
乙苯(Ethylbenzene)	2.22
二氯酚(2,2-Dichlorobiphenyl)	3.92
四氯乙烯(Tetrachloroethene)	2.32
萘(Napthalene)	3.11
芘(Pyrene)	4.92, 4.80

2.3.2 污染物在飽和層之分布與傳輸

石油碳氫化合物在飽和層中的分布與傳輸的狀態遠不若在不飽和層中複雜，在飽和層中 LNAPL 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 LNAPL 以殘餘飽和度被困在地下水位面以下的土壤孔隙中，則 LNAPL 就以三態存在。但卡在孔隙中的液態 LNAPL 油粒(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 LNAPL 為主。

當 LNAPL 接觸到地下水時，部分的 LNAPL 會溶解於水中並隨地下水的流動傳輸，但在此過程中，LNAPL 會接觸到含水層的土壤而因分配作用會有一部分吸附於土壤或有機質上。除此之外，一部分 LNAPL 也可能

因其他的物理、化學、生物作用，而造成質變而轉換為其他的物質，甚至於最後變成了無害的二氧化碳和水。

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：

$$q = k \cdot i \cdot A \quad (2.7)$$

式中， q 為滲流率(flow rate, L^3/T)， k 為導水度(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導水度較高，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導水度約在 $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-3}$ m/s 之間。地下水的滲流速度通常可利用達西定律得出：

$$v_x = \frac{q}{n_e A} = \frac{v}{n_e} = \frac{k \cdot i}{n_e} \quad (2.8)$$

式中， n_e 為有效孔隙率，亦即土壤孔隙中相互連通（排除不相連通與無出口之穴型孔隙之外）的孔隙所佔總體積之比例。以顆粒性土壤來說， $n_e \cong n$ （總孔隙率），但在含有較多黏土質土壤中， $n_e \leq n$ 。

一般地下含水層中水流的速度約為 1×10^{-9} m/s~ 1×10^{-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(mechanical dispersion)、擴散(diffusion)。平流是指污染物隨著水分子因水頭（地下水位）差異而帶動，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。上述三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 2.8 中之地下水滲流速度 v_x 。平流所造成的污染物通量(Mass flux)，則為：

$$F_x = v_x n_e C \quad (2.9)$$

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。費克第一定律(Fick's first law)敘述了物質在溶液中傳輸的通量：

$$F = -D_d \left(\frac{dC}{dx} \right) \quad (2.10)$$

式中， D_d 為擴散係數(L^2/T)， 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 $1 \times 10^{-9} \sim 2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 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：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.11)$$

式中， $\partial C/\partial t$ 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：

$$D^* = \omega D_d \quad (2.12)$$

式中， $\omega \leq 1$ ，為與蜿蜒度(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 0.5~0.01 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。水在孔隙中流動的速度並非是一樣的，在大孔隙中水流動較快、在小孔隙中水流動較慢，而且愈蜿蜒、愈長的滲流路徑會使得水流較慢；此外，愈靠近孔隙中央的水流較快，欲接近孔隙邊緣土壤顆粒表面的水流較慢(圖 2-14)。這樣的速度差異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。

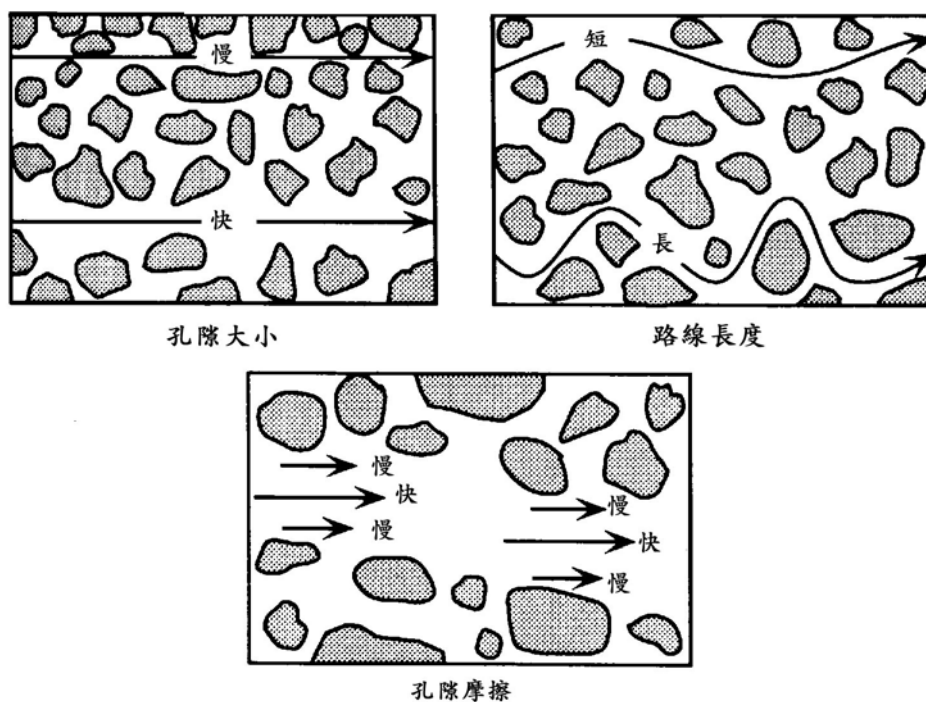


圖 2-14 水流在含水層中流速差異示意圖

橫向延散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(圖 2-15)。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。

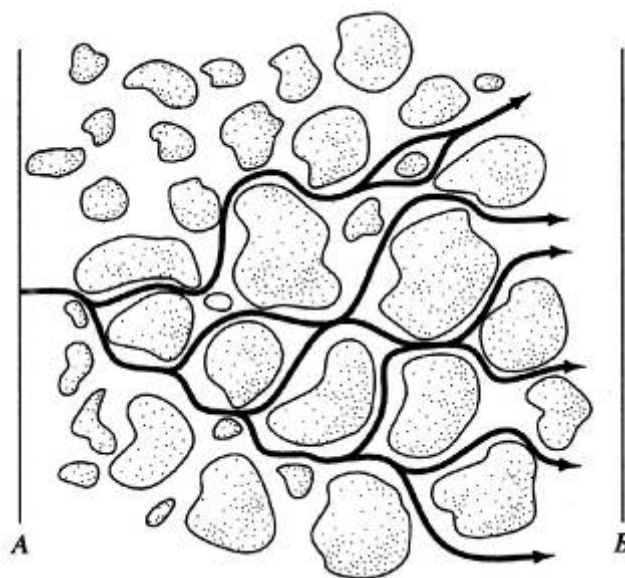


圖 2-15 污染物分子微觀滲流路徑示意圖

機械延散作用的大小可用延散係數來量化：

$$\text{縱向機械延散係數 } D_{mL} = \alpha_L v_x \quad (2.13)$$

$$\text{橫向機械延散係數 } D_{mT} = \alpha_T v_x \quad (2.14)$$

式中， v_x 為平均線性流速(L/T)， α_L 為縱向延散度(L)， α_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 α_T 約為 α_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、流體動力延散(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布和分子擴散類似，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_L 與 D_T 可分別表示為：

$$D_L = \alpha_L v_x + D^* \quad (2.15)$$

$$D_T = \alpha_T v_x + D^* \quad (2.16)$$

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：

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2.17)$$

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：

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2.18)$$

式中之， D_x , D_y , D_z 分別為 $D_x = \alpha_x v_x + D^*$ 以及 $D_y = \alpha_y v_x + D^*$ ， $D_z = \alpha_z v_x + D^*$ 。

在圖 2-16 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，僅僅以和水流相同的速度前進，如圖(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(b)所示。圖(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，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布則在水流方向分布較廣、在與水流垂直的方向延散作用較小。

在圖 2-17 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，污染物僅僅以和水流相同的速度前進，污染團實際上為一直線，如圖(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(b)所示。圖(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布則在水流方向分布較廣、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。

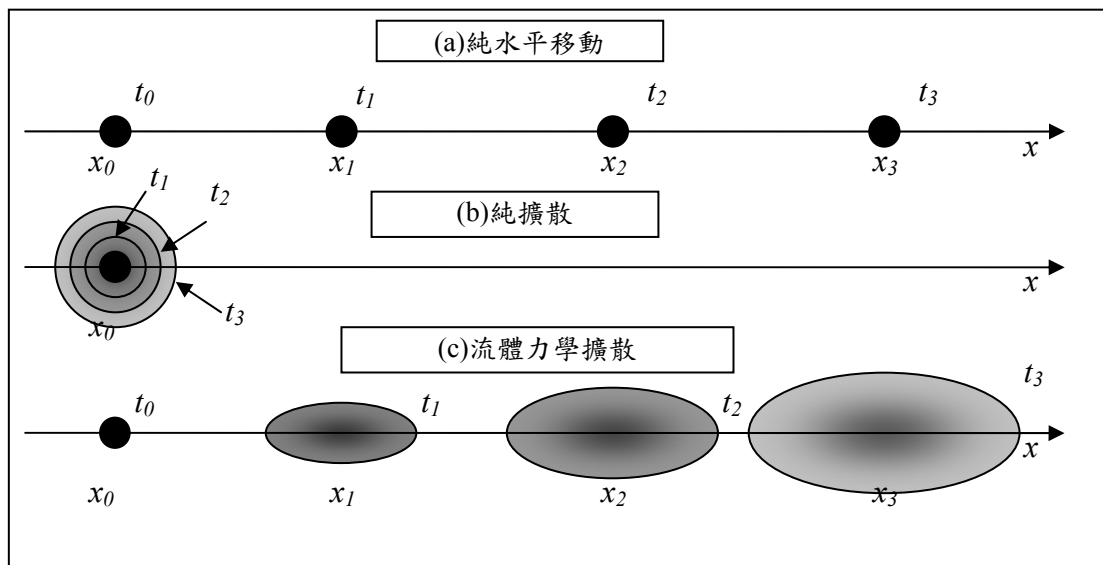


圖 2-16 污染物瞬時排放時水動力延散傳輸示意圖

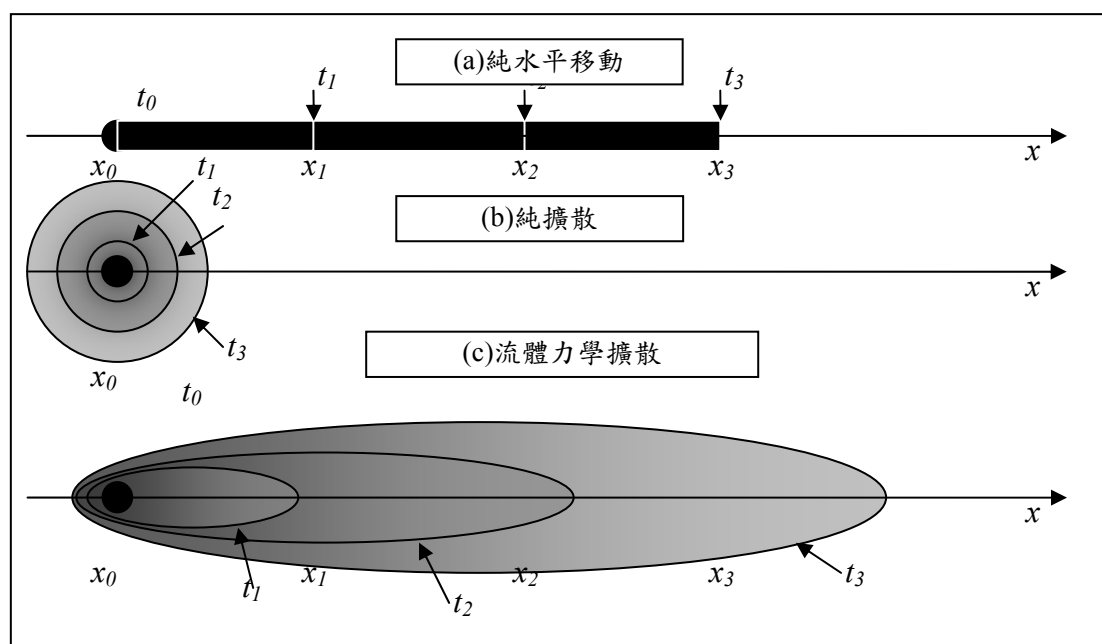


圖 2-17 污染物連續排放時水動力延散傳輸示意圖

五、延滯效應(retardation)

如 2.3.1 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，都可以用式(2.2)的 K_d 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「直觀速度」(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延滯因子(retardation factor, r_f)來描述速度降低

的比例：

$$r_f = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \quad (2.19)$$

式中， ρ_b 為土壤乾體積質量密度(M/L³)， θ 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(L³/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：

$$v_c = \frac{v_x}{r_f} \quad (2.20)$$

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

若以一管柱試驗對延滯性(retarded)及非延滯性(non-retarded)物種進行研究，並以此一維試驗結果來說明延滯效應對於污染物傳輸的影響；則由圖 2-18 橫軸代表與溶質注入口的距離，縱軸顯示某一特定距離水中溶質的濃度。則圖中可顯示延滯效應不僅造成溶解峰前進較慢，而且延散的範圍也較窄。換言之，若以二維或三維的傳輸來說，延滯效應不僅污染團的移動速度減緩，也會使得污染團擴大的速率變慢。然而，值得注意的是，污染物並沒有消失，而是吸附在土壤顆粒之上。若污染團繼續往前移動，原本吸附在土壤顆粒上的污染物會因為地下水中的污染濃度降低，而自土壤顆粒上再度釋放出來，以達到新的分配平衡。此時，這些吸附了污染物的土壤實際上就等於是污染源。這樣的動態平衡關係，也造成了在以抽水處理法(Pump and Treat)抽取地下水並去除其中污染物以復育含水層時，地下水中污染物的濃度降低速率非常緩慢，甚至於在停止抽水時，地下水中污染物濃度彈升(rebound)的原因。

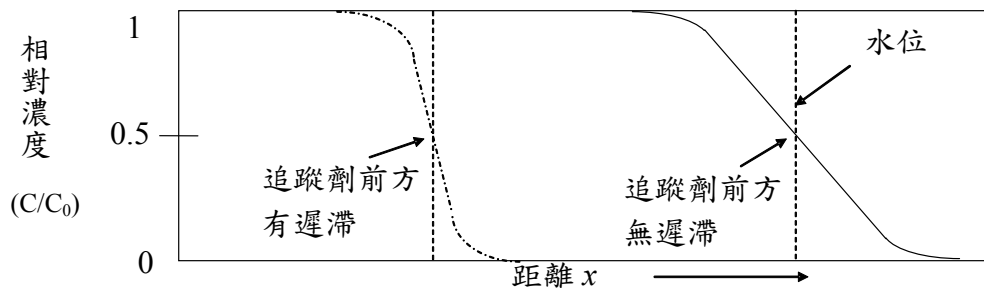


圖 2-18 遲滯對污染物傳輸的影響

簡言之，污染物在地表下的傳輸與轉換機制相當的複雜，受到許許多多因素的影響，但本章中已將主要的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，有機污染物的種類繁多，且自然界的物理與生化作用變化萬千，因此任何一種污染物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. 土壤及地下水污染整治基金管理委員會，場址資訊－加油站污染，土壤及地下水污染整治網，<http://sgw.epa.gov.tw/public/050103.asp>，2007。
2. 土壤及地下水污染整治基金管理委員會，場址資訊－大型儲槽污染，土壤及地下水污染整治網，<http://sgw.epa.gov.tw/public/050103.asp>，2007。
3. 尤浚達，經濟部技術處 ITIS 計畫－2006 年台灣石化基本原料產業回顧與展望，2006。
4. 史盟秀，「BTEX 在幾種台灣土壤中吸附與降解」，碩士論文，國立屏東科技大學環境工程與科學研究所，屏東，2000。
5. 台灣中油股份有限公司，石油教室，四通八達輸油網－油管與泵站，<http://www.cpctc.com.tw/big5/content/index01.asp?sno=198&pno=108>，2007。
6. 行政院，2015 年經濟發展願景第一階段三年衝刺計畫(2007-2009 年)：產業發展套案，2007。
7. 行政院環保署，全國十年以上加油站及大型儲槽潛在污染源調查計畫，2001。
8. 行政院環保署，全國十年以上加油站及大型儲槽潛在污染源調查計畫，2001。
9. 阮國棟、簡慧貞，健康風險暴露評估準則之建立，工業污染防治，第 50 期，pp.1-18，1994。
10. 柯清水，石油化學概論，正文書局，台北，第 89-124 頁，1992。
11. 高雄市環境保護局，土壤及地下水污染類型簡介，<http://depweb.ksepb.gov.tw/2/soil/p1.html>，2007。
12. 陳靜生，水環境化學，曉園出版社，台北，第 113-137 頁，1992。
13. 經濟部能源局，已開業汽車加油站分布情況分析統計表，2007。
14. 葉琮裕，加油站地下儲油槽--談土壤及地下水污染，環訓所-雙月刊 59 期，2002。
15. 蔡見能，地面儲槽洩漏污染潛勢評估及傳輸模式研究，朝陽科技大學環境工程與管理系碩士論文，2005。
16. 環保署，飲用水水源水質標準，1997。
17. 環保署，土壤污染管制標準，2001a。
18. 環保署，地下水污染管制標準，2001b。

- 19.環保署，飲用水水質標準，2005。
- 20.環保署，油品類儲槽系統污染調查及查證參考作業手冊，2006。
- 21.環保署，甲苯公共衛生聲明書，環保署網站，2007。
- 22.環保署土壤及地下水污染整治基金管理委員會，全國場址統計表，土壤及地下水污染整治網，http://sgw.epa.gov.tw/public/site_chart.asp，2007。
- 23.謝俊雄，新版石油化學工業，文京圖書/民 72/第四版，2002。
- 24.簡慧貞、阮國棟，我國毒性物質風險評估資料庫及其應用，工業污染防治，第 46 期，pp.145-170，1993。
- 25.Agency for Toxic Substances and Disease Registry, “Public Health Statement for Methyl-tert-butyl Ether,” <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/phs91.html>, 2006.
- 26.API, Recommended Practice 1615, “Installation of Underground Petroleum Storage Systems,” 5th Edition, 1996.
- 27.API, 2001, Recommended Practice 1007, “Loading and Unloading of MC306/DOT 406 Cargo Tank Motor Vehicles,” 1st Edition.
- 28.Backer L.C., Egeland G.M., Ashley D.L., Lawryk N.J., Weisel C.P., White M.C., Bundy T.S.E. and Middaugh J.P., “Exposure to regular gasoline and ethanol Oxyfuel during refueling in Alaska,” Environment Health Perspective, Vol.105,pp.850~855, 1997.
- 29.Bedient, P. B., Rifai, H. S., and Newell, C. J., “Ground water contamination: transport and remediation”, Englewood Cliffs/PTR Prentice Hall, 1994.
- 30.Boulding, J. R., “Pactical Handbook of Soil, Vadose-Zone, and Ground-Water Contamination: Assessment, Prevention, and Remediation,” Boca Raton : Lewis Publishers, 948 p, 1995.
- 31.Brooks, R. H., and Corey, A. T., “Hydraulic Properties of Porous Media,” Colorado State University, Fort Collins, Hydrology Paper 3, 27 p, 1964.
- 32.Campell, G. S., “A Simple Method for Determining Unsaturated Conductivity from Moisture Retention Data,” Soil Sci., 117:311-314, 1974.
- 33.Church C.D., Isabelle L., Pankow J.F., Rose D.L. and Tratnyek P.G., “Method for Determination of Methyl Tert-Butyl Ether and Its Degradation Products in Water,”

- Environment Science Technology, Vol.31, pp.3723~3726, 1997.
34. 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.
- 35.U.S.EPA, "MTBE Fact Sheet#2, Remediation of MTBE Contaminated Soil and Groundwater," EPA 510-F97-015 (<http://www.epa.gov/OUST/mtbe/mtbefs2.pdf>) , 1998.
- 36.U.S.EPA, "MTBE fact sheet#3,Use and Distribution of MTBE and Ethanol," EPA 510-F97-016 (<http://www.epa.gov/OUST/mtbe/mtbefs3.pdf>) , 1998.
- 37.Fetter, C. W., Contaminant Hydrogeology, 2nd ed., Prentice-Hall, Inc, 1998.
- 38.Grosjean E., Grosjean D., Gunawardena R. and Rasmussen R.A., 1998, "Ambient Concentrations of Ethanol and Methyl Tert-Butyl Ether in Porto Allegre, Brazil," Environmental Science Technology, Vol.32, pp. 736-742 , March 1996 to April 1997.
- 39.Happel A.M., Beckenbach E.H. and Halden R.U., "An Evaluation of MTBE Impacts to California Groundwater Resources," Lawrence Livermore National Laboratory, Environmental Protection Department, Environmental Restoration Division, University of California, UCRL-AR-130897, 1998.
- 40.Hillel, D., "Fundamentals of Soil Physics," New York, Academic Press, Inc, 413 p, 1980.
- 41.Kia, S.F., "Modeling of The Retention of Organic Contaminants in Porous Media of Spherical Particals," Water Res., 22(10), pp. 1301-1309, 1988.
- 42.Kuiper-Goodman, T., "Mycotoxins: Risk Assessment and Legislation," Toxicology Letters, 82/83, pp. 853-859, 1995.
- 43.Matthew C. and Small R.G., "An Updated Conceptual Model for Subsurface Fate and Transport of MTBE and Benzene," Proceedings, 2000 Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater: Prevention, Detection And Remediation, pp. 209-219, 1999.
- 44.Mercer, J.W., and Cohen, R.M., "A Review of Immiscible Fluids in The Subsurface: Properties, Models, Chacterizationand Remediation," Journal of Contaminant

- Hydrology, V.6, pp.107-163, 1990.
- 45.Morrow, N.R., "Irreducible Wetting Phase Saturation in Porous Media," Chem. Eng. Sci., 25(11), pp.1799-1815, 1970.
- 46.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.
- 47.Piel W.J. and Thomas R.X., "Oxygenates for Reformulated Gasoline," Hydrocarbon Processing, Vol.69, pp. 68-73, 1990.
- 48.Reuter J.E., Allen B.C., Richards R.C., Pankow J.F., Goldman C.R., Scholl R.L. and Seyfried J.S., "Concentrations, Sources, and Fate of the Gasoline Oxygenate Methyl Tert-Butyl Ether (MTBE) in a Multiple Use Lake," Environment Science Technology, Vol.32, pp. 3666-3672, 1998.
- 49.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.
- 50.Squillace P.J., Pope D.A. and Price C.V., "Occurrence of the Gasoline Additive MTBE in Shallow Groundwater in Urban and Agricultural Areas," USGS Fact Sheet FS-114-95, 1955.
- 51.Stegemeier, E.A., "Mechanisms of Entrapment and Mobilization of Oil in Porous Media," in Improved Oil Recovery by Surfactant and Polymer Flooding, In: D.O. Shan, and R.S. Schechter (editors), Academic Press, New York, pp. 55-91, 1977.
- 52.U.S.EPA, "MTBE Fact Sheet#2, Remediation of MTBE Contaminated Soil and Groundwater," EPA 510-F97-015, 1998.
- 53.U.S.EPA, "Monitored Natural Attenuation of Petroleum Hydrocarbons," U.S. EPA REMEDIAL TECHNOLOGY FACT SHEET, EPA/600/F-98/021, 1999.
- 54.U.S.EPA, "Frequently Asked Questions (FAQs) About MTBE and USTs," <http://www.epa.gov/oust/mtbe/mtbefaqs.htm>, 2006a.
- 55.U.S.EPA, Preventing Underground Storage Tank Releases, <http://www.epa.gov/OUST/fsprevnt.htm>, 2006b.

56. Vainiotalo S., Peltonen Y. and Pfaffli P., "MTBE Concentrations in Ambient Air in The Vicinity of Service Station," *Atmos. Environment*, Vol.32, pp. 3503-3509, 1998.
57. van Genuchten, M. Th., "A Closed Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils," *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 44. pp. 892-898, 1980.
58. von Englahardt, W., "Interstitial Water of Oil Bearing Sands and Sandstones," *Proc. World Petroleum Congress*, pp. 399-416, 1955.
59. Zogorski J., Morduchowitz A., Baehr A., Bauman B., Conrad D., Drew R., Korte N., Lapham W., Pankow J. and Washington E., "Fuel Oxygenates and Water Quality Coordinated by The Interagency Oxygenated Fuel Assessment," Office of Science and Technology Policy, Executive Office of the president, Washington DC, 1997.
60. Nakamura, D. N., "MTBE. Still the Best Choice," *Hydrocarbon Processing*, Vol. 73, p. 17, 1994.
61. Squillace, P. J., Pankow, J. F. Korte, N. E., and Zogorski, J. S., "Environmental Behavior and Fate of MTBE." Fact Sheet FS-203-96. U.S. Department of The Interior, USGS, 1998.
62. Weaver, J. and Exum, L., "Impacts of Regulation on U.S. Gasoline Composition," 19th National Tank Conference, 2007.
63. 李家偉，人體 MTBE 暴露之生物偵測，2001 年職業衛生暨環境醫學學術研討會，高雄，2001。
64. 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* 22 298 - 303, 1988.
65. McCarthy, P. L., Reinhard, M., and Rittman, B.E., 1981, "Trace Organics in Groundwater," *Environmental Science and Technology*, 15, No. 1, pp.40-51.
66. ASTDR, 2005, Public Health Statement for Naphthalene, 1-Methylnaphthalene, and 2-Methylnaphthalene, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/phs67.html>.

67.環保署，2007，「萘」毒理資料，毒理資料庫網址

<http://flora2.epa.gov.tw/toxicweb/toxicuc4/database/7419.htm>

第三章 土壤及地下水污染預防與監測

土壤及地下水油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油污染事件發生，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油污染之目標。土壤及地下水油污染主要成為：製程反應槽洩漏、管線破裂、地上或地下儲槽洩漏、地下輸油管線破裂、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油污染評估、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油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，進而影響工廠之運作。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可分為三種(圖 3-1)，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^{-6} cm/sec，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 0.2cm 以上。
3. 外層阻隔物不得妨礙陰極保護系統之正常操作，原因與前述防蝕要求相同；儲槽需與外層阻隔物絕緣。

(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，並防止洩漏油料污染土壤及地下水，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]：

- 1.儲槽底板洩漏防制設施：如電子式油氣感知器、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鋪設彈性不透水膜，以防止油料洩漏污染土壤。
- 3.土壤氣體監測井(油氣測漏管)。
- 4.排水集油設施。
- 5.擋油堤及漏油偵測設施。

(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油氣監測井(vapor monitoring well)，簡稱測漏管，可藉由定期檢測，及早發現土壤中油氣濃度的異常變化，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。

土壤油氣監測井(圖 3-2、圖 3-3)之設置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响，而導致滲漏發生超過 30 日無法偵測之限制。
4. 開挖區中之背景濃度不能影響其滲漏偵測。
5. 油氣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。

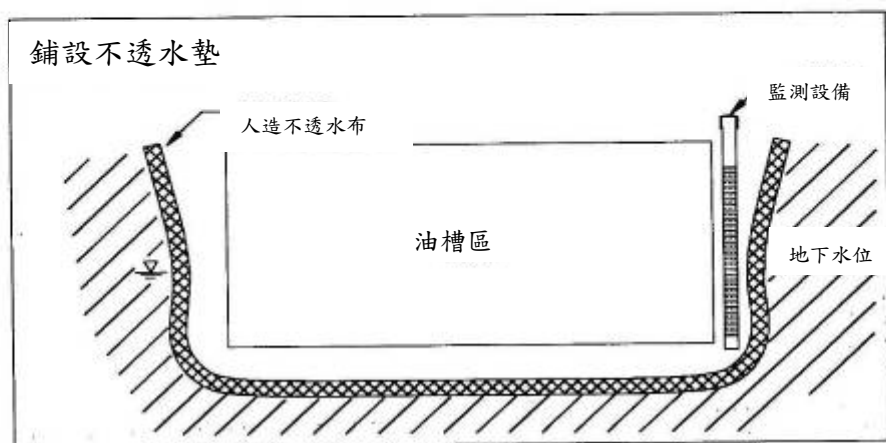
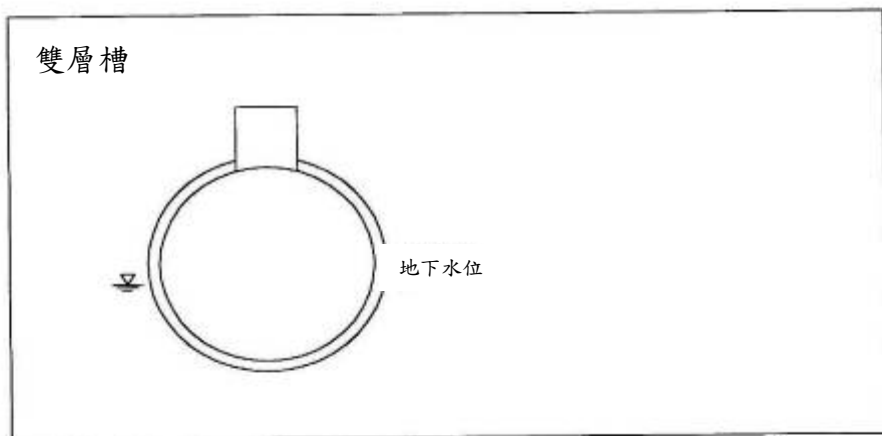
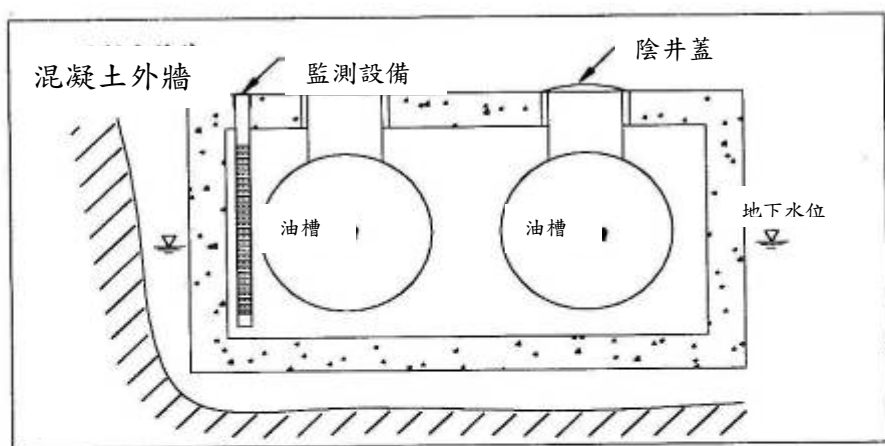
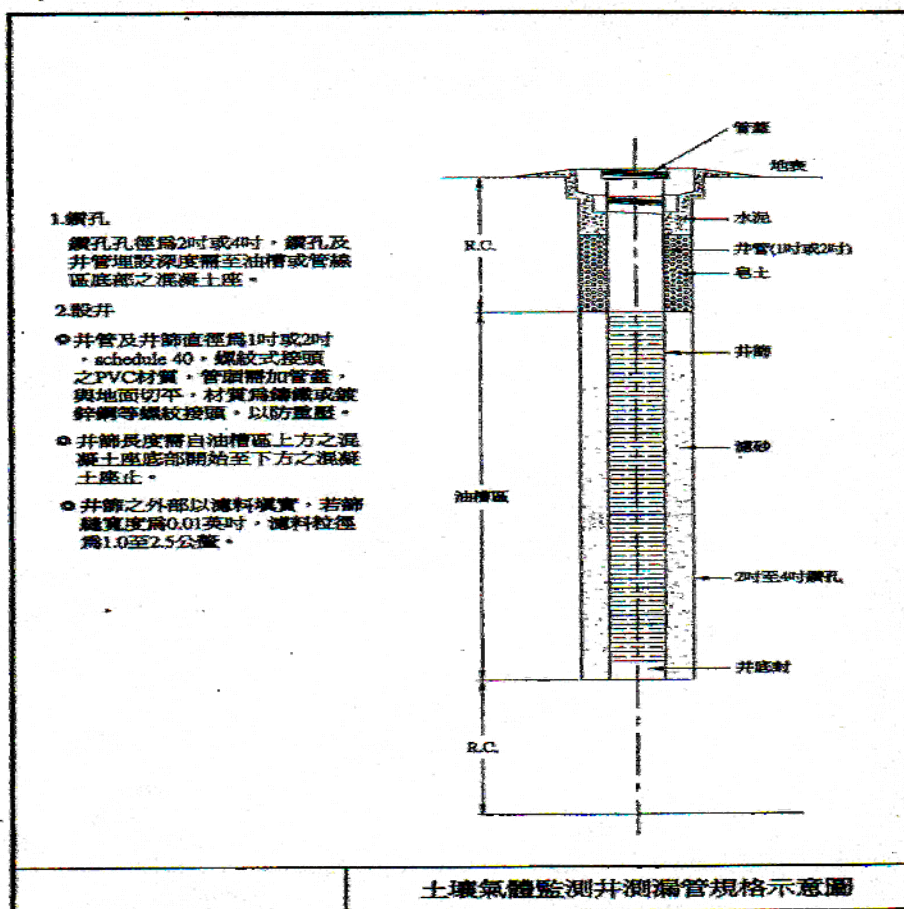
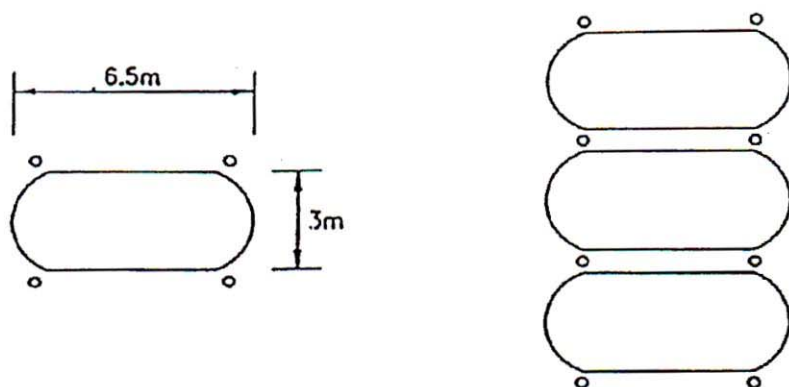
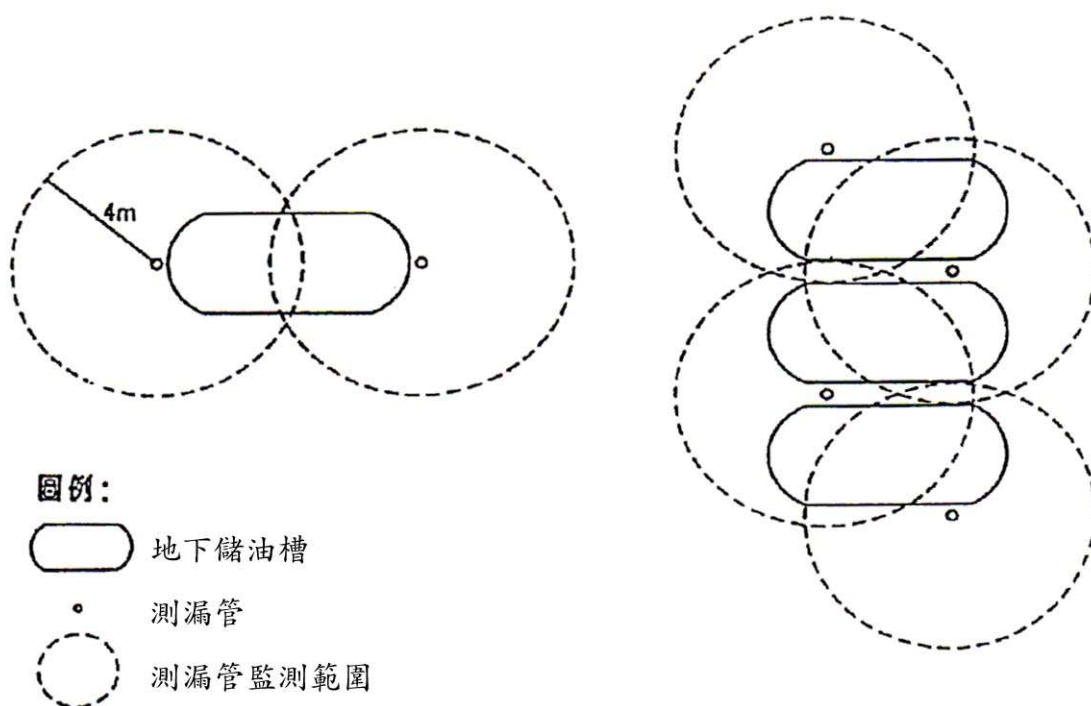


圖 3-1 地下儲槽二次阻隔設施型式^[1]

圖 3-2 土壤油氣監測井^[1]



資料來源：日本消防法第十三條(1988)



資料來源：“Design and Placement of Vapor Monitoring Well” 技術規範(1993)

圖 3-3 土壤油氣監測井配置方式^[1]

3.1.2 污染評估

工廠運作可能造成污染的污染物種類，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，包括監測井的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) 地下輸油管線破裂。
- (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，可以瞭解工廠地質的特性，包括工廠的地質與地層特性，以及水文特性，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，瞭解工廠的水文地質特性。

含水層中砂及黏土的組成及接觸面的關係為影響污染物傳輸之重要因素，薄層黏土會使地下水水流分離、減緩或改變其方向，而使污染團向水平及垂直方向延伸。地下水流過污染區域因地質地層不同，而有所改變，而未受污染的工廠，可能會因上游工廠之污染源移動，而污染其下之地下水。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、複雜且昂貴。不同特性的污染物於環境介質中，有不同的傳輸特性，業者進行污染評估時，應先瞭解工廠運作污染物的特性，及其在環境介質中的傳輸特性，有關污染物在飽和層及

不飽和層之分布與傳輸特性請詳第二章第 2.3 節。

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。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。

表 3-1 政府機關水文地質資料內容及來源

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

三、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)^[5]或環境場址評估(Environmental Site Assessment, ESA)之標準方法評估。該等評估可於作業活動中，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^[6]。

(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、污染調查或早期預警或監測系統規劃之用。

參考美國材料及試驗協會(American Society for Testing and Materials，以下簡稱 ASTM)第一階段場址評估(ASTM E1527)^[7]，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，而誤導後續工作的規劃，或因誤判場址的污染狀況，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操作管理不當的狀況下，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，如未妥善處理，容易造成環境污染。業者宜依工廠的運作特性，將土壤及地下水污染預防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，以便認識問題的本質，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。
- (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。

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、震動等之可能性，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：

1. 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。
2. 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。
3. 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，以防發生容器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，如果貯存時間會超過時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要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去使用合適之容器或儲槽之材質。如果為大型儲槽，還必須考慮周圍環境與受撞擊、地震等外力時會造成的傷害，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，大型的儲槽應該設有液位量測、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

1. 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。
2. 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) 研訂測漏計畫

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 3-4 所示。

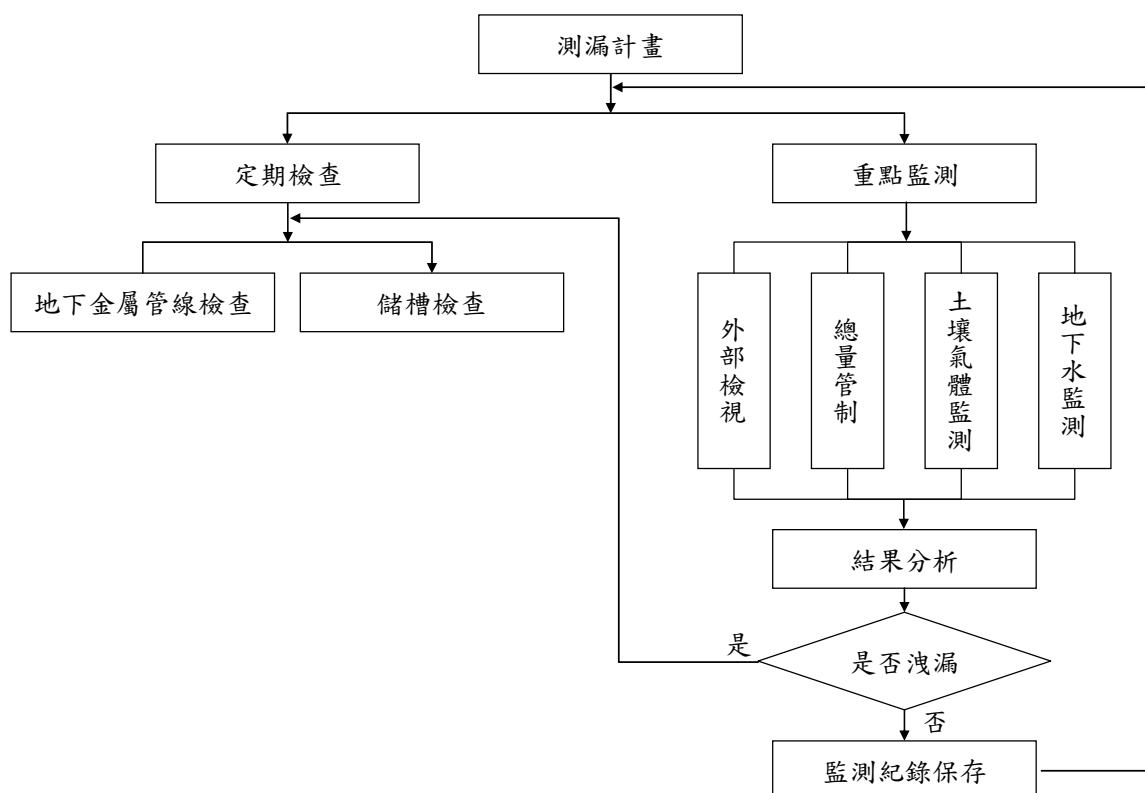


圖 3-4 工廠儲槽管線測漏計畫範例

四、預防儲槽與管線洩漏之管理措施^[8]

(一) 建立管線管理資訊系統

1. 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，應考量液態化學品或油品大量洩漏時，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視，經分離、收集之污染物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，及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二階段，第一階段為瞭解地下水位狀況及土壤污染潛勢之普查，第二階段則依第一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 3-5 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。

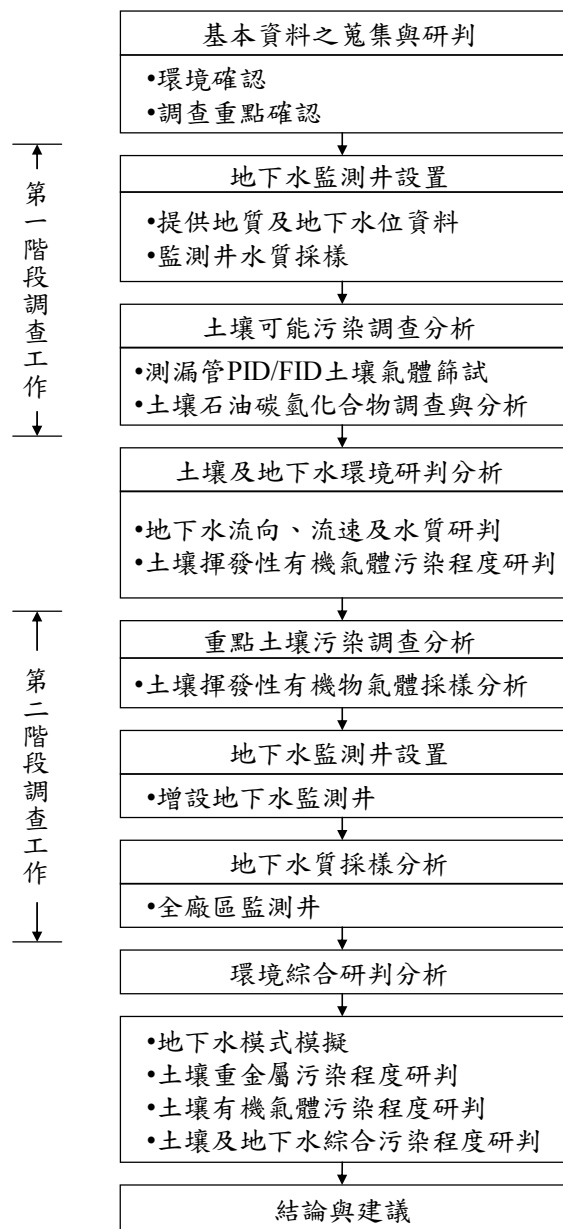


圖 3-5 工廠土壤及地下水品質監測計畫工作流程範例

二、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，擬定合理監測週期，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。

三、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。

四、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 油污染事件分級與緊急應變措施

由於原油、汽油、柴油或燃料/航空器用油等石油碳氫化合物 (Petroleum hydrocarbons)、或其他半揮發性有機化合物 (Semi-Volatile Organic Compounds, SVOCs)、揮發性有機化合物 (Volatile Organic Compounds, VOCs) 等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。故油污染事件發生後，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, 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虞)、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 3-2^[9]所示為摘錄自美國試驗及材料協會 (ASTM) 有關地下環境油污染事件之分級與相關緊急應變措施。

表 3-2 地下環境油污染事件之分級與相關緊急應變措施^[9]

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。	1.2 通知管理機構、業者及可能受影響者 ➤ 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。	2.2 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，或安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「自然降解法」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 3-2 地下環境油污染事件之分級與相關緊急應變措施(續)^[9]

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。	3.2 通知管理機構、業者及其他可能受影響者 ➤ 監測地下水，並判斷污染物未來可能影響含水層的可能性。 ➤ 監測溶於地下水中的污染團，同時評估自然降解的潛力，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，評估自然降解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/控制污染的必要性。 ➤ 限制進出土壤已受污染之地區。
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。	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解之效果。 ➤ 監測地下水，且評估地下水中污染團飄移過程中之自然降解效果。

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，第一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 3-6 所示，工作內容如下：

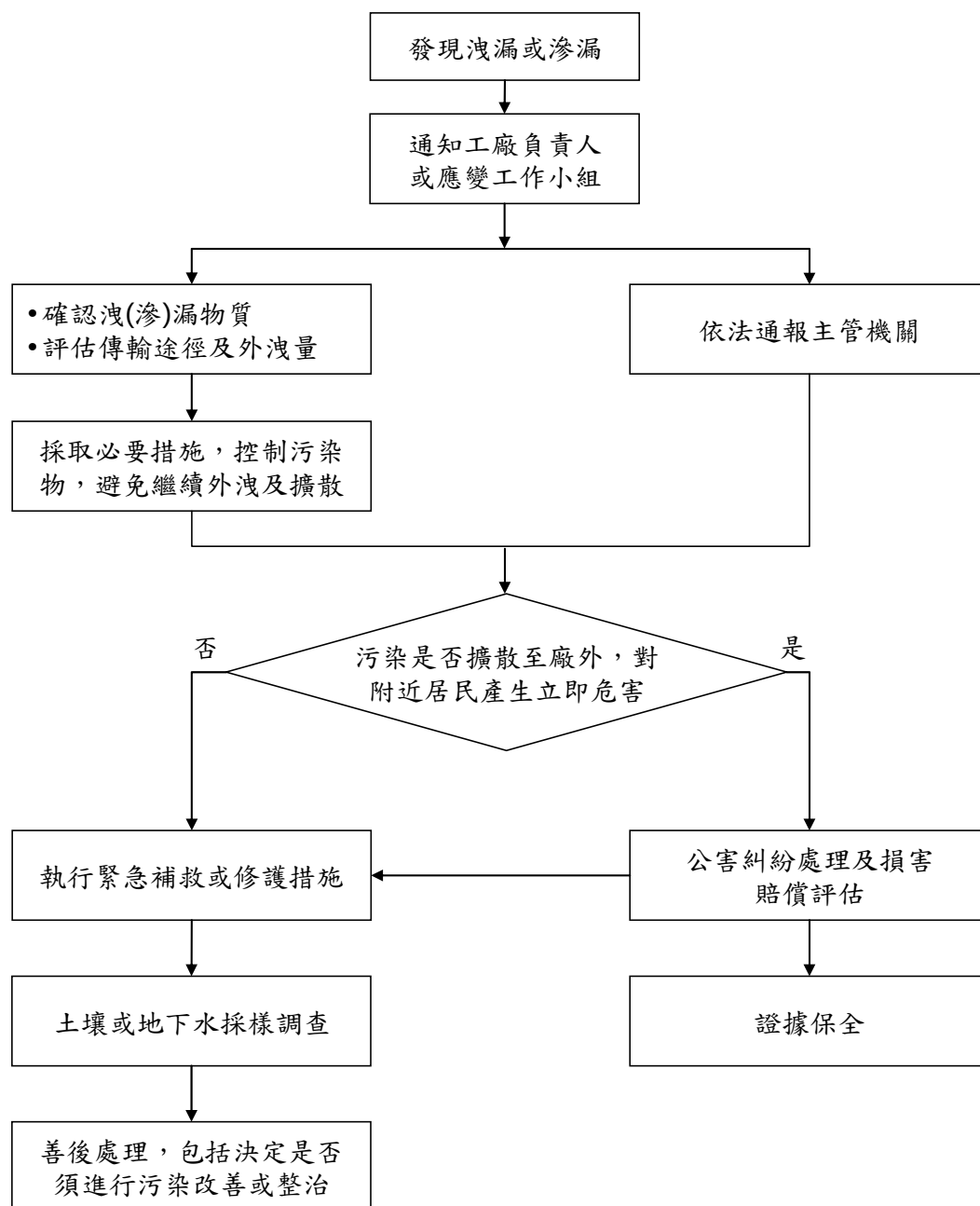


圖 3-6 工廠緊急應變處理流程

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，洩漏或滲漏可能係一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^[10]

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虞時。
- (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、滲漏或監測結果發現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)漏油槽或管線之使用，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 3-7)，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 3-7 吸油棉與吸油索及於污染場址使用狀況

四、善後處理

- (一) 儘速檢討發生污染的原因與研討矯正預防之改善對策，包括如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。

3.4.4 土壤及地下水油污污染緊急應變案例

下列圖 3-8 至圖 3-14 為國內土壤及地下水油污污染事故發生時常見採取之各項緊急應變措施。



圖 3-8 以明渠攔截浮油



圖 3-9 浮油回收作業



圖 3-10 漏源(管線)搶修



圖 3-11 油污染土壤移除



圖 3-12 浮油(泵)回收作業



圖 3-13 鋼板樁阻絕措施



圖 3-14 復原及採樣驗證

參考文獻

1. 台灣中油公司油品行銷事業部，環境保護手冊，民國 91 年 10 月。
2. USEPA, Ground Water Issue - Light Nonaqueous Phase Liquids, July 1995.
3. Ministry for the Environment New Zealand, Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand, October 1999.
4. USEPA, Estimating Potential for Occurrence of DNAPL at Superfund Sites, January 1992.
5. 中國國家標準，環境管理—場址與組織之環境評估，CNS 14015，民國 92 年 11 月。
6. 環保署，環境場址評估作業行政指引建置計畫，民國 92 年 4 月。
7. ASTM, Standard Practice for Environmental Site Assessments : Phase I Environmental Site Assessment Process, E 1527-05，2005.
8. 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」，民國 93 年 5 月。
9. ASTM, Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites, E1739-95，2002.
10. 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，民國 93 年 4 月。

第四章 石油碳氫化合物土壤及地下水污染調查

工廠之土壤及地下水污染調查，常因土壤及地下水環境狀況或污染程度，及污染發生的原因與工廠運作現況之不同，其調查策略與採樣方法亦有所不同。本章就石油碳氫化合物類污染類型如何進行污染調查規劃之步驟與內容，包括場址概念模型之建立，說明採樣器具與快速篩試之選用原則及注意事項。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，本章亦將提供專業機構聘請之原則，並就國內外執行的案例加以介紹說明。

4.1 採樣調查應考慮事項

工廠在執行土壤及地下水污染調查時，有許多必須考慮的因素，如採樣的目的、樣品的代表性、採樣的限制等。

4.1.1 採樣目的

一、一般採樣目的^[1]

理想的採樣設計務必於採樣時建立某些目的與假設，或建立場址概念模型。一般採樣目的可歸納為：

- (一) 追查某一污染源的污染特徵。
- (二) 瞭解某一污染場址之污染特性及其污染範圍。
- (三) 判斷某一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) 確認高污染區域(hot spot)之位置或污染團之記載。
- (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，產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^[2]。

(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公告場址為控制、整治場址後，污染行為人均需進行場址土壤及地下水污染調查工作，以研判污染來源及調查評估污染範圍。

4.1.2 採樣的代表性^[1]

所採集到的樣品應具有實質上的證據，以及採樣過程之週全性。包括：

- 一、何處採樣(when to take samples)：採樣位置的經緯度。
- 二、何時採樣(when to take samples)：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(how many samples to take)：需採多少個樣品及多重的樣品。

4.1.3 採樣的限制^[1]

選擇採樣設計可能的限制有 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型態的樣品採集能力。
- 二、時間/進度的限制：包括季節性的限制，如暴露與季節的關係。
- 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，到分析樣品、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，業者進行污染評估時，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。

4.2 擬定土壤及地下水污染調查計畫

擬定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)，作為擬定土壤及地下水污染調查計畫之依據。

4.2.1 場址概念模型之建立

業者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、地下水流場、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，可增進人們對場址概念模型的信心。

(二) 建立場址概念模型應注意事項^[5]

1. 避免過於複雜。
2. 基於測試及調查資料的更新，可能發現所採用的假設是錯誤的。
3. 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^[6]，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，有關油品污染場址概念模型圖示之範例，如圖 4-1 所示。此外，亦有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 4-2 所示。

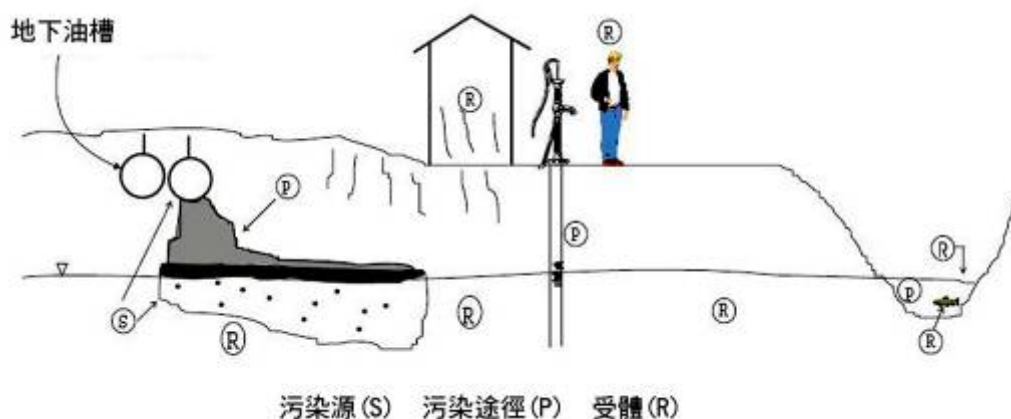


圖 4-1 以圖示方法展示油品污染場址概念模型

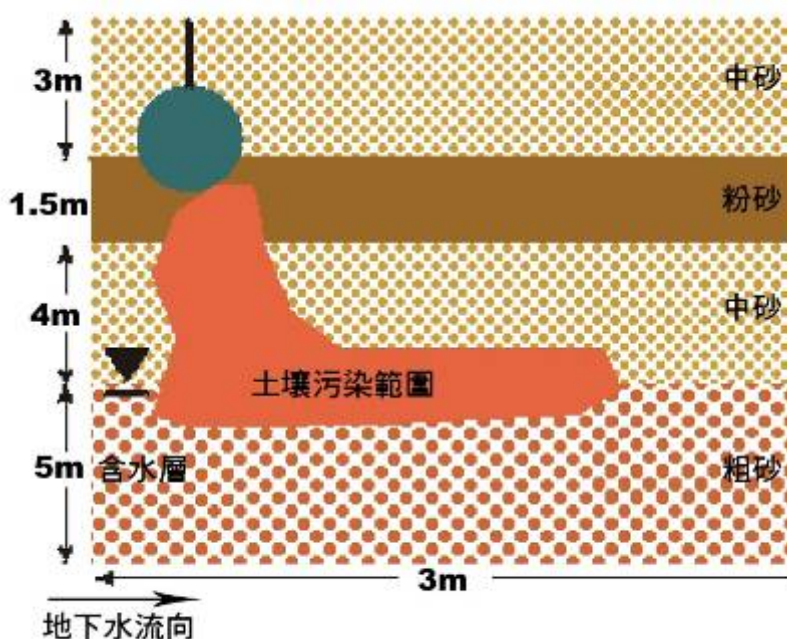


圖 4-2 以水文地質剖面圖展示油品污染場址概念模型(水文地質概念模型)

(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 4-3 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。

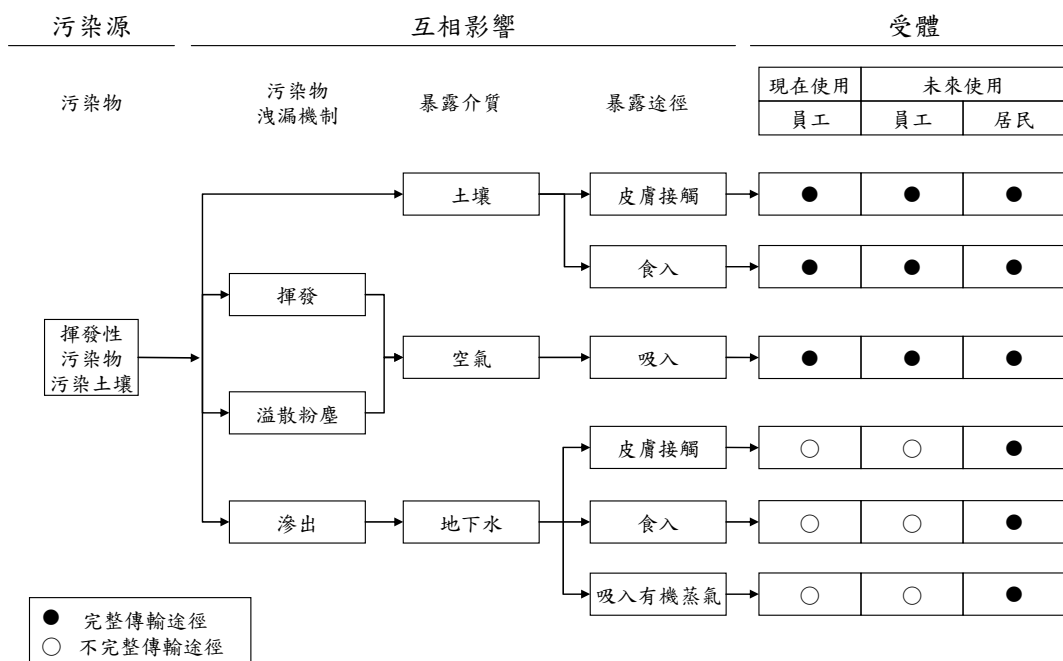


圖 4-3 污染暴露途徑(人類為受體)之場址概念模型

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置性資料。

(二) 研判污染流布與污染範圍

由資料蒐集至初步現場調查完成後，調查工作人員除完成建立工廠初步的污染場址概念模型外，並已完成場址配置圖及採樣分析作業，可建立調查初期污染場址概念模型，隨著計畫土壤、地下水污染調查的完成，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、地質剖面圖等予結合，可以協助研判污染流布與污染範圍，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

於場址初步現勘、調查完成後，建立如圖 4-3 之污染源、傳輸途徑、受體之關聯圖，關聯圖可呈現場址目前、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，且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。

4.2.2 訂定土壤及地下水採樣計畫

採樣為環境分析工作第一階段，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，進而有效的擬定採樣計畫。
- 二、現場勘察：包含現場勘察之時間、參與人員、所需工具及如何記錄等，現場勘察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、採樣計畫書擬定：以現場探勘之結果，進行採樣計畫之安排及計畫書之擬定，採樣計畫書之內容需包含採樣目的、執行及工作之內容、現場工安衛生、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購置、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，並確定採樣之進度。
- 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，所採集之樣品必須以規定加以保存(如 4°C 冷藏)，並進行必要之品管動作(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，樣品之前處理則須注意受污染之問題。土壤及地下水採樣流程分別如圖 4-7 與圖 4-8 所示。

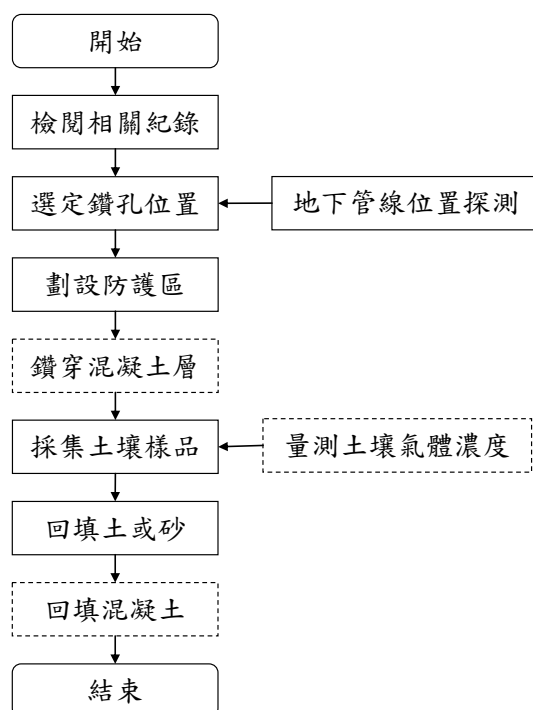
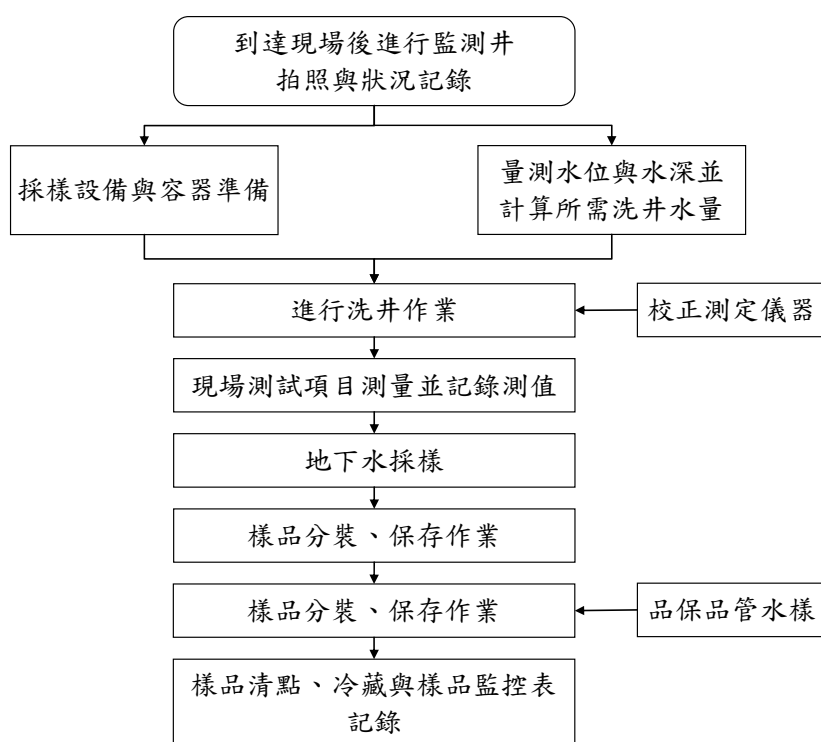


圖 4-4 土壤採樣流程

圖 4-5 地下水採樣流程^[7]

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 LNAPL 污染時，可能同時分布於土壤或地下水中，故於調查、整治或驗證階段土壤或地下水宜均補充檢測，以瞭解有無遭污染。

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) 依特定目的擬定之採樣計畫。
- (二) 採集到代表性的樣品。
- (三) 樣品妥善處理及保存。
- (四) 樣品標示及交接監視紀錄。
- (五) 現場採樣之品保品管措施。
- (六) 合格人員使用適當的採樣工具。

九、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、撰寫調查報告書及污染評估：利用分析之結果可以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工作。

4.3 土壤及地下水採樣方式與檢測方法

事業於進行土壤及地下水污染採樣與檢測時，須依據環保署公告之「土壤採樣方法」、「監測井地下水採樣方法」及「地下水水質監測井設置規範」辦理，茲就採樣工具之選擇、採樣點配置及檢測方法等，說明如下。

4.3.1 選擇採樣工具

依照採樣目的、污染物種類、採樣深度及採樣機具之不同，可以分成淺層土壤採樣、深層土壤與地下水採樣，淺層土壤採樣之深度通常小於 2 公尺，而深層土壤及地下水採樣深度則可能大於 10 公尺，由於石油碳氫化合物污染類型大都屬高揮發性有機化合物，在淺層之表土層土壤較易揮發至大氣中，一般而言，採樣深度大都採至 30 公分以下的土壤，此外，亦可使用現場快速篩試之採樣工具輔助先行了解土壤氣體濃度分布情形，再做進一步實驗室較精密分析作業，如此，可協助了解現場污染初步狀況後，再進行採樣分析作業，可節省一部份採樣分析費用，此外，揮發性有機化合物採樣工具之選擇，尤應注意樣品之取樣方式及封存作業，避免揮發性有機化合物揮發逸散，造成樣品採樣代表性之誤差，以下就淺層土壤採樣工具。

一、淺層土壤採樣工具

依環檢所「土壤採樣方法」，常用於土壤污染調查之採樣工具包括：

- (一) 採樣鏟(hand-held shovel)。
- (二) 土鑽採樣組(hand-held auger)。
- (三) 劈管採樣器(split-barrel sampler)。
- (四) 薄管採樣器(thin-walled tubes sampler)。
- (五) 活塞式採樣器(piston rod soil sampler): 利用採樣器內的活塞造成適當的真空，以採集具流動性的樣品(如湧砂)
- (六) 雙套管採樣器(dual tube soil sampler): 具有內、外二組螺桿，內螺桿前端接採樣襯管，同時直接貫入土中，土樣即進入襯管中。

其中，常用於重金屬淺層土壤採樣調查工具為土鑽(auger)，如圖 4-9 所示，但此種工具僅限重金屬污染土壤採樣分析(不適合石油碳氫化合物類型採樣使用)，土壤之採樣深度包含表土(surface soil, 0~15 公分)及裡土(subsurface soil, 15~30 公分)，最大採樣深度(maximum reliable depth)視地質條件而定約為 2~6 公尺。



圖 4-6 土鑽採樣組及現場使用狀況

土壤採樣方法適用之地質特性及適用之污染物種類如表 4-1 及表 4-2 所示，石油碳氫化合物污染類型採樣不適合手動採樣法。

表 4-1 土壤採樣方法適用之地質特性^[8]

採樣方法	黏土層	粉砂層	砂層	湧砂 含水層	礫石層	一般土壤 特性
劈管採樣法	√	√	√	X	○	√
活塞式採樣法	√	√	√	√	√	√
雙套管採樣法	√	√	√	○	○	√
薄管採樣法	√	○	X	X	X	○
手動採樣法	√	√	√	X	○	√

註：依採樣法普遍性、效率與適用性程度，依序建議：√屬「推薦使用」，○屬「適用」，X屬「不適用」。

表 4-2 土壤採樣方法適用之污染物種類^[8]

採樣方法	揮發性有機物 (VOCs)	半揮發性有機物 (BNAs)	農藥	重金屬
劈管採樣法	√	√	○	○
活塞式採樣法	√	√	○	○
雙套管採樣法	√	√	○	○
薄管採樣法	○	○	○	○
手動採樣法	X	√	√	√

註：依採樣法普遍性、效率與適用性程度，依序建議：√屬「推薦使用」，○屬「適用」，X屬「不適用」。

二、深層土壤及地下水採樣鑽探設備

利用鑽機鑽孔方式進行深層土壤及地下水採樣，利用重鉋、旋鑽、氣鉋等方式鑽孔，鑽至目標深度，再利用採樣設備採集特定深度的土壤樣本，或設置臨時井、簡易井與標準井，採集地下水樣本。鑽機之選擇須考慮水文地質條件、預算、可操作空間等。各式鑽機分別敘述如下：

(一) 直接貫入鑽機(powerprobe 或 geoprobe)：鑽孔時不需使用循環流體，其操作狀況如圖 4-7。

1. 使用方法：以氣錘方式鑽孔，孔徑約 1.5-3 吋。
2. 適用地層：土壤粒徑小於採樣器開口直徑一半之地層皆可。
3. 深度：視地質條件而定約在 10~30 公尺。
4. 優點：土壤擾動小，樣品代表性高，如圖 4-7(b)所示。



(a)鑽機



(b)採樣套管

圖 4-7 直接貫入鑽機現場操作狀況

(二) 中空螺旋鑽機：鑽孔時不需使用循環流體，其操作狀況如圖 4-8。

1. 使用方法：以旋轉方式鑽孔，孔徑約 4-8 吋。

2. 適用地層：未飽和層。
3. 深度：視地質條件而定約在 20~30 公尺。
4. 優點：操作便利，可於中空鑽頭內直接採樣。



(a)鑽孔



(b)設井

圖 4-8 中空螺旋鑽機現場操作狀況

(三) 鑽堡：鑽孔時需使用循環流體，其操作狀況如圖 4-9。

1. 使用方法：以氣鎚及旋轉方式鑽孔，孔徑約 4-6 吋。
2. 適用地層：適用於難以鑽探地層。
3. 深度：20 公尺至 100 公尺以上。
4. 優點：動量大，速度快，以套管保護孔壁。
5. 缺點：鑽孔時需使用高壓空氣或水；機具較大，搬運成本較高，且需注意土壤交叉污染問題。



圖 4-9 鑽堡現場操作狀況

三、地下水採樣設備

依 94 年 12 月 14 日環檢所修正公告之「監測井地下水採樣方法」(NIEA W103.53B)，地下水污染調查之採樣工具包括貝勒管與抽水泵。分別說明如下：

(一) 貝勒管(Bailer)

貝勒管材質以鐵氟龍材質較佳。國內地下水採樣以貝勒管為採樣設備為主，現場操作狀況如圖 4-10。



圖 4-10 貝勒管現場操作狀況

(二) 抽水機^[9]

抽水機須為可調整抽水率並可提供穩定抽水率(0.1~0.5 公升/分鐘)，材質應不與待測物發生化學反應或吸附脫附作用，抽水時不致產生氣提、氣曝及濁度增加等現象者為宜，可選用氣囊式或離心式沉水式抽水機。

4.3.2 採樣點配置

土壤採樣點與地下水監測井配置方式，分別說明如下：

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 4-3 所示。詳細規劃設計可參考環檢所公告之「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 4-3 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. 調查區域內污染分布均勻。 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。	1. 因土壤地質、風向或地下水等變異，造成污染物分布影響時。 2. 已充分了解污染物分布情形，其分層現象明顯。 3. 若每調查區內之差異越小，精確度越高。 4. 可求得各層之估算值。
系統及網格採樣	隨機取出第一個樣品，其後在一定時間或空間間隔下，依序取出其他樣品。	1. 污染物質任意分布或有模糊層化現象時。 2. 屬週期性或定期性採樣作業。 3. 系統/網格採樣依序採樣，故較方便。 4. 污染物分布均勻時，可得較高精確度。
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。	1. 可決定污染物範圍。 2. 較能專注於高污染源區域。 3. 可額外提供觀測特性，增加研究的整體價值。
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，無法配置太多採樣品，規劃單位視場址之地下水水文、地質特性、規劃監測井之設置分布，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，再依污染團分布情形與地質條件，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 4-11 所示。

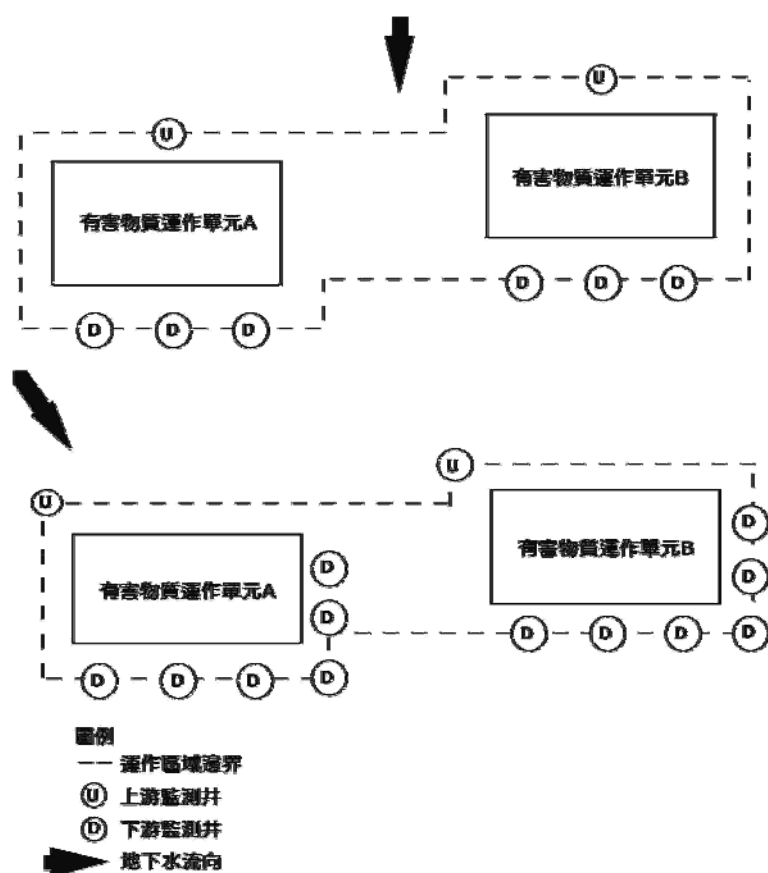


圖 4-11 工廠地下水監測井配置範例^[10]

4.3.3 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與檢測方法，可參照環檢所所公告之標準方法。茲彙整國內產業界常見之檢測項目之保存與檢測方法，分別如表 4-4、表 4-5 所示，由於石油碳氫化合物類污染類型大都屬揮發性有機物故適用之盛裝容器、保存方法及最長保存期限，可比照揮發性有機物

之保存與檢測方法。惟業者在整治過程中僅欲了解初步整治成效或污染情形時，可採用現場一些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，各事業如欲查詢環檢所公告之標準方法可上環檢所網站(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 4-4 揮發性和半揮發性樣品最少需要量與保存方法^[11, 12]

檢測項目		最少樣品量	容器	保存方法	最長保存期限
土壤	揮發性有機物	250 g (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)
	半揮發性有機物	250 g (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	1,000 mL	以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 °C 冷藏，若水樣中含有餘氯，則於每瓶水樣中添加 25 mg 抗壞血酸。	14 天
	半揮發性有機物	40 mL ×2	以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(若水樣中含有餘氯，則需添加 80 mg 硫代硫酸鈉/L)。	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 <http://www.niea.gov.tw>)，查閱最新公告之檢測方法。

表 4-5 土壤及地下水檢測方法^[13]

檢測類別	檢測項目	檢測方法
土壤	土壤污染管制標準之 20 項有機化合物管制項目(不含 TPH)	- 揮發性有機物檢測方法—氣相層析質譜儀偵測法(NIEA M711.01C) - 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)
	總石油碳氫化合物(TPH)	土壤及事業廢棄物中非鹵有機物檢測方法—氣相層析儀/火焰離子化偵測法(GC/FID) (NIEA M611.02C)
地下水	苯、甲苯、萘、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, 1-二氯乙烷、順 1, 2-二氯乙烯、反 1, 2-二氯乙烯、四氯乙烯、三氯乙烯、氯乙烯	- 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) - 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) - 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) - 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)
	總酚	水中總酚檢測方法—分光光度計法(NIEA W521.52A)

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

4.4 現場篩試工具之應用

美國環保署於 1998 年推動以績效為評估基準之檢測系統(Performance Based Measurement System, PBMS)，期使檢測方法選擇具有變通性，加速新的檢測技術之核准，以及發展及使用具經濟效益之方法。^[14]

茲就國內石油碳氫化合物土壤及地下水污染調查，較常用的篩試工具，分別介紹如下。

4.4.1 火焰離子化偵測器(FID)

一、原理

火焰離子化偵測器如圖 4-12 所示，是採用氫火燄將有機氣體離子化，藉由自由離子所造成的電流(稱為儀器反應)與樣品中的揮發性化合物濃度成正比的相對關係加以量測。火焰離子化偵測器一般是利用甲烷進行校正。

二、適用時機與限制

手提式 PID 可以檢測土壤、地下水、土壤氣體甚至空氣中 VOCs 及 SVOCs 污染化合物，檢測費用低廉，又可以立即獲得檢測結果，執行現場篩選，可有效協助採樣佈點。亦可以應用於緊急洩漏檢測、有毒廢物現場檢測、地下儲槽洩漏檢測、石化煉油安全衛生檢測、微量有機有毒氣體污染檢測、健康安全檢測、室內空氣質量監測等。



圖 4-12 火焰離子偵測器^[15]

4.4.2 光離子化偵測器(PID)

一、原理

光離子化偵測器如圖 4-13 所示，是以紫外光將有機氣體分子游離並產生離子，利用不同氣體特定的游離能和游離效率，偵測化合物游離後所產生的電流大小，可加以定量。不同氣體的游離能不同，可更換紫外光燈以獲得對氣體之選擇性，但鑑別力有限，亦無法確實定性^[16]其缺點是不易偵測出低分子量的氣體(如甲烷、乙烷)，且易受溼度影響。

二、適用時機與限制

以 FID 而言，較適用於脂肪族的有機污染物。光離子化偵測器則對芳香族有機化合物反應較靈敏，對油品類碳氫化合物，感應值隨不飽和度增加而增加，對甲烷、乙烷、無機氣體和水蒸氣較不敏感，也偵測不到輕質烷類。高離子化電位（如脂肪族）的化合物需要較高的能量才能離子化，因此這種儀器對於芳香族碳氫化合物（如 BTEX）最敏感，但部分的脂肪族也可以利用能量較高紫外光燈予以離子化並偵測。



圖 4-13 光離子化偵測器^[15]

4.4.3 氣相層析儀(GC)與氣相層析質譜儀(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，將組成化合物傳輸經過管柱，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，可將污染物分離開來，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)，氣相層析質譜儀如圖 4-18 所示，實際上是由兩部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。假設將氣相層析儀的裝置連接質譜儀，則各成分都可測定出其分子量和結構。因為在質譜儀的游離室中，樣品受電子照射，於是，化合物即產生帶正電荷的碎片或離子，經電場加速、磁場轉彎，可得一質譜圖。

二、適用時機與限制

目前常用於石油碳氫化合物分析的現場氣相層析儀包括可攜式氣相層析儀(portable GC)與可運送氣相層析儀(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，固其具有可攜帶性。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，故其管柱通常是恆溫(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，卻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相對的優勢，故可提供較佳的化合物分離。



圖 4-14 氣相層析儀^[15]



圖 4-15 氣相層析質譜儀^[15]

4.4.4 免疫學分析方法(Immunoassay test kit)

一、原理

免疫學分析方法是利用酵素連結免疫吸附分析法的原理，利用抗體與抗原結合的高專一性，像鎖與鑰匙一般地相互作用，加上酵素的呈色(或產生螢光)反應，來顯示特定污染化合物是否存在。

二、適用時機與限制

由於免疫學檢測法既簡單又靈敏，在簡單的實驗環境中，可被用來測定微量土壤和地下水樣品。免疫學檢測套件通常適用於量測化合物族群(如短鏈碳氫化物、TEX)或一個組成範圍的化合物(如 PAH、TPH)。雖然方法本身可以提供定量的篩選資訊，通常多用於決定樣品是否高於行動基準 (action level)，亦即決定樣品有污染物存在。

4.4.5 薄膜界面探測系統(Membrane Interface Probe, MIP)

一、原理

薄膜界面鑽頭為一半透膜嵌入鑽頭表面，其構成如圖 4-16 所示。薄膜界面鑽頭設備的主要組成包括載流氣體管線、密閉室、加熱系統以及半透膜，而載流氣體管線的末端則可連接至一般的 ECD、PID、FID 偵測器或氣相層析儀。通常會加熱至 100 至 120°C，揮發性有機污染物經過半透膜進入密閉室，並由載流氣體將污染物帶至地表的偵測器進行分析定量。

二、適用時機與環境介質

在較廣大的範圍中密集使用此類的篩選工具，可以快速的描繪出場址地下環境或污染源區域之三維特性。當污染場址污染分布情形不明確，或是在場址初步調查初期的情形之下，適合利用本項技術。本技術適用於具有揮發性的污染物質的分析，對於非揮發性有機污染物或低揮發性有機污染物之鑑定作用可能較差，而且若地下環境中存在有浮油層，亦有可能造成浮油附著於鑽桿上，而造成即時分析上的誤差。

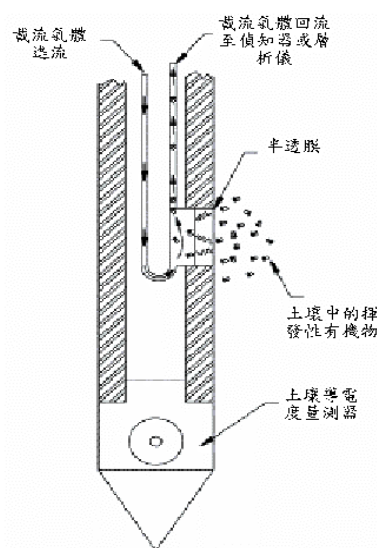


圖 4-16 MIP 直感鑽頭結構^[15]

4.4.6 雷射引發螢光偵測器 (Laser Induce Fluorescence, LIF)

一、原理

雷射引發螢光 (Laser Induced Fluorescence, LIF) 如圖 4-17 所示，是利用衝擊紫外光之雷射光源激發化合物分子的電子至激態或較高能階。當電子回到較低的基態能階之過程中，會產生比紫外光激發波長還長的紫外光與可見光螢光電子，再藉由光學偵測器量測螢光的程度，進而決定待測物的濃度。

二、適用時機與限制

電子錐式的 LIF 系統最常用於現場快速篩選，作為判對地下環境是否存在石油碳氫化合物污染之依據，使場址調查可更謹慎的進一步利用有限數量採樣、鑽孔或監測井設置進行調查。此外，LIF 應用於整治階段時，因為可以立即得到檢測結果與污染物濃度資訊，整治的決策可以更加快速。

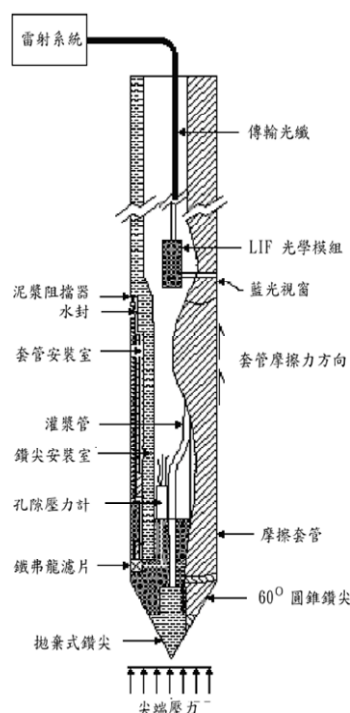


圖 4-17 LIF 鑽頭的結構示意圖^[15]

4.4.7 透地雷達法(GPR)

一、原理

透地雷達法(Ground-Penetrating Radar Method, GPR)，其探測方法與反射震測法之地球物理探測技術頗為相似，係由一雷達波射入地下或建

築結構體內，因不同地層或界面之介電常數變化而產生反射波，此一反射訊號經由地表接收天線接受訊號、放大、數位化後，由接收到訊號時間長短與波型的變化，記錄成原始資料，經資料處理後，研判地下構造、層面、地下異常物分佈狀況，並推測目標物之形貌。

二、適用時機與選用原則

透地雷達法因具高解析度且測勘迅速的優點，被廣泛應用於冰凍層研究、地下管線探測、地層描繪及污染調查等。透地雷達法測深取決於天線頻率與地質材料的導電性，其對淺地層之解析度高，尤其對於具強反射率之 LNAPL 有顯著的成效。但若污染源(LNAPL)與原本之電性地層介電常數差異不大情況下，應輔以其他地球物理探勘方法測勘。

4.4.8 比色法

一、原理

比色法(calorimetric test)是利用會產生顏色的化學反應，來定性或定量化學污染物質。比色法的應用方式又可分為檢知管、比色試紙及測試套組，可以對有機和無機污染物提供半定量或定量檢測結果。

針對碳氫化合物分析所設計之比色法套件是藉由 Friedel-Crafts alkylation 反應(圖 4-18)，使芳香族化合物呈色，此項反應的發生是利用觸媒(如氯化鋁)攻擊芳香族碳氫化合物的烷基(alkyl group)。

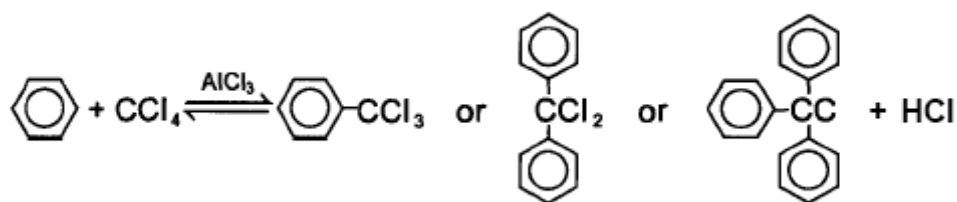


圖 4-18 Friedel-Crafts alkylation 反應機制^[15]

二、適用時機與限制

比色法可用於分析土壤中與水中的芳香族碳氫化合物(特別是 PAH)。在土壤中其偵測極限大約在 1 至 10 ppm，對於水樣則是小於 1 ppm。

比色法對於汽油、柴油與其他燃油類污染物的分析效果均非常有效，其最大特色在於分析成效與分析物之揮發性無關，使得其在年代較久的洩漏或重油的偵測特別有用。

4.4.9 濁度法

一、原理

濁度法之原理是將土壤中的碳氫化物萃取至溶液中，再利用濁度計量測懸浮於溶液中之萃取物所造成的濁度高低（亦即溶液的相對混濁程度）。為維持懸浮狀態，懸浮溶液會造成所萃取的 TPH 與溶液分離（亦即沉澱）。因為土壤中的 TPH 直接與所量測到的濁度成正比，因此可建構檢量線概估 TPH 的濃度，而濁度計法所能提供的數據是在 ppm 濃度範圍。

二、適用時機與限制

濁度法主要是應用於篩選檢測土壤中總石油碳氫化合物的濃度，可用於鑑別不飽和層中污染源存在之區域。此類的測試適用於定性篩選土壤中所含中間碳數石油碳氫化合物（例如：柴油、燃料油與潤滑油）的量，對於高分子量的碳氫化物較敏感，能夠偵測 C_{12} 至 C_{30} 之間的碳氫化物，特別是對偵測範圍末端的碳氫化物具備最高的敏感度。

4.5 土壤及地下水污染調查案例介紹

以下分別就石油碳氫化合物污染類型應用現場篩試工具、土壤污染調查、土壤及地下水污染調查案例，介紹說明如下：

一、應用 PID 之土壤調查案例

90 年底，桃園縣大溪鎮某加油站經檢舉，疑似漏油造成當地水源污染，環保單位遂於場址內及鄰近地區，進行土壤及地下水調查工作，經瞭解場址之污染狀況，評估可能污染範圍已隨地下水流擴散至加油站外。環保署委託某單位於場址南方坡坎地區（不含鄰近道路路面及建築物區），於地表鑽鑿深度介於 1~1.5 公尺間之小孔，再抽取孔內氣體，使用 PID 測定土壤內油氣濃度，經將濃度特別高的採點剔除後，等濃度分布如圖 7 所示。調查結果顯示，調查區域內有 2 處高濃度區（圖 4-19 分別標示為 A 及 B），其中 A 距離場址約 200 公尺處，另 B 位於場址外約 400 公尺處，位於省道台三線與縣 83 號道路間，推測油水自山壁滲出，成為地表逕流並向地形低處匯流，在地表流動之同時，滲入地表下，再隨著地下水流動方向繼續擴散。

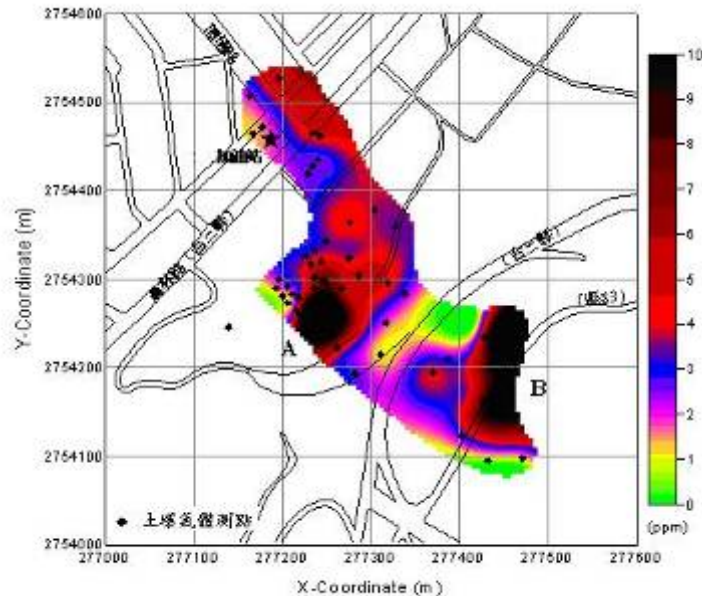


圖 4-19 國內某加油站鄰近地區土壤氣體調查結果

二、應用 LIF 技術偵測土壤中污染物濃度調查案例

(一) 美國加州 Port Hueneme 場址

Port Hueneme 為美國海軍設施用地，本場址為該設施用地內之一大型地上儲槽場址區，由於管線洩漏造成土壤受到船舶用柴油污染，傳統調查結果在地表下 20 英尺處之 TPH 濃度達 70,000 mg/kg，本場址以 LIF 系統進行 15 處之調查，貫入深度約 16 至 20 英尺，並於相同位置採集土壤樣品分析其總石油碳氫化合物(TPH)，本場址螢光反應之柴油濃度閾值為 109 mg/kg。LIF 結果與傳統實驗室分析 TPH 方法比較，針對兩種方法是否偵測到污染物之存在之定性描述進行統計分析，結果具一致性(agreement)比例為 89.2%，呈現假陰性(false negative)及假陽性(false positive)之比例均為 5.4%。顯示在定性分析方面 LIF 技術與傳統調查方法具有高度之一致性。

(二) 美國新墨西哥州 Albuquerque 場址

本場址位於美國新墨西哥州 Albuquerque 市之山迪亞國家實驗室(Sandia national laboratories)之油品儲槽區，該儲槽區為蒸氣工廠之備用供油儲槽，由於管線洩漏導致土壤受到污染。由於本場址含有螢光性質之碳酸鈣，因此運用 WTM (Wavelength Time Matrices)之方法來分辨自然礦物之螢光及碳氫化合物之螢光。評估結果顯示 WTM 可有效分辨不同之物質螢光，在與傳統實驗室分析 TPH 方法比較，是否偵測到污染物存在之一致性(agreement)比例為 96.5%。

三、應用地電阻法調查 LNAPL 調查案例

地電阻法主要依據地層的電阻率來區分地層，依據組成的礦物、顆粒大小、位態、含水量以及含鹽度不同來區分地層及地下構造。

國內運用地電阻法從事大規模且長期調查 LNAPL 之變化，始於 1997 年桃園縣某煉油廠管線破裂造成附近農田污染事件，在漏油期間，除調查當地地層之背景值外，同時亦對污染區作長期監測(圖 4-20)，配置四條電阻率影像剖面測線，茲就其中之測線 A(圖 4-21)與測線 B(圖 4-22)分別討論，測線 A 配置於滲漏點西側，其位置距南崁溪較遠，地形上則屬於河階地，地勢較高。根據施測結果之電阻率影像剖面中可發現，該地地層電性與半污染區測線之未受污部份大致呈相同形態，剖面中亦無明顯的污染團入侵界面，顯示油污染應未滲入此區地層(圖 4-23)。

測線 B(圖 4-24)則位於靠南崁溪下游側，由施測之電阻率影像剖面得知，地下 2 至 10 公尺部份有一層極高電阻帶，其電阻率在 300 ohm-m 以上，經比對地層原始電性及其他測線資料，判斷此區受嚴重污染，經與位置圖比較，分析其污染來源可能有二，一為原始滲漏點之污染團，另外則由原始滲漏點經溝渠流至該區形成之二次污染源。由於地層內油污染團的移動會受雨量及地下水位所控制，油污染團因比水輕，會浮於地下水水面之上，隨地下水面的升降而上下變動，在地層孔隙間有擴散或殘留集中的情形。本案例證實，地電法於污染團之探測，確為一有效、經濟且施測方便之探測工具，且應用在污染團之長期監測具極佳之成效。

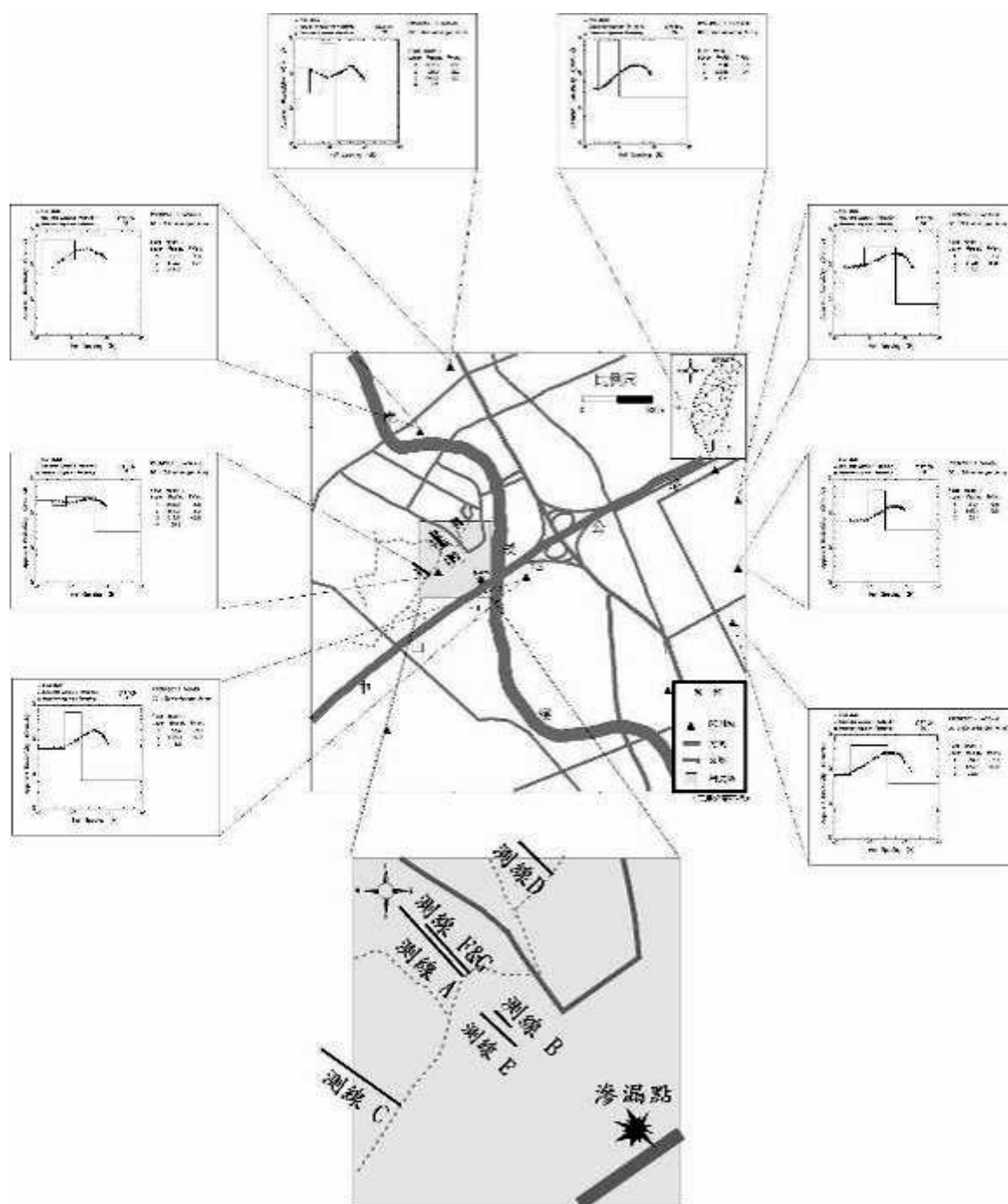


圖 4-20 桃園縣某地區偵測漏油之地電阻影像剖面(Resistivity Image Profiling, RIP)測線配置及垂直電探法(Vertical Electric Sounding, VES)反應



圖 4-21 桃園地區漏油測線 A 施測過程



圖 4-22 桃園地區漏油測線 B 施測過程

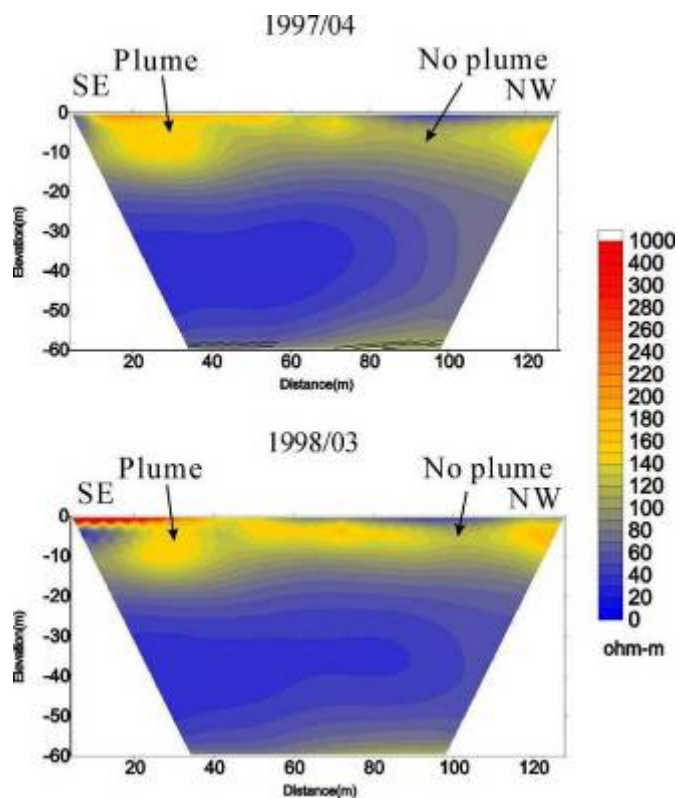


圖 4-23 測線 A 長期監測結果圖

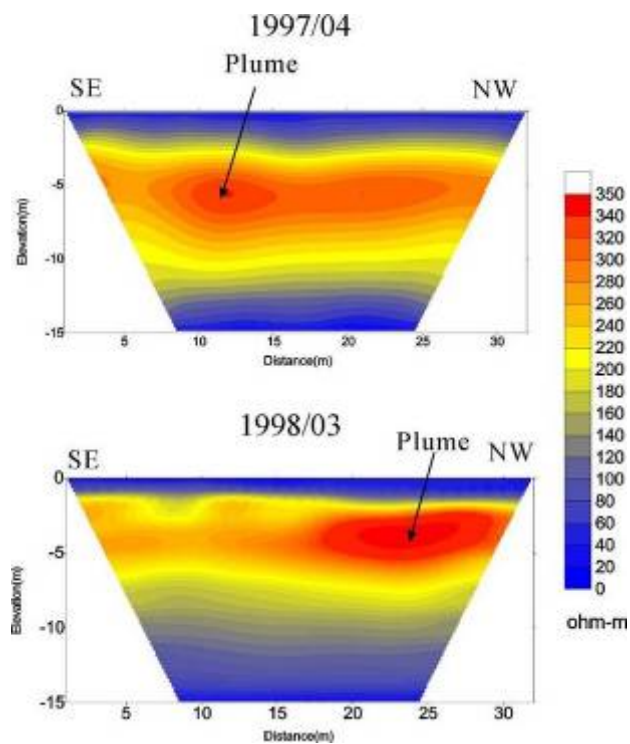


圖 4-24 測線 B 長期監測結果圖

四、應用透地雷達調查污染區域調查案例

國內應用透地雷達方面，圖 4-25 為透地雷達剖面於桃園地區漏油地點施測結果，施測時測線佈置時跨越地表可見污染區與未污染區，採用天線頻率為 25 MHz，雷達剖面可在地表 23 公尺處將剖面區分成兩區域，剖面前段在地下 2.5 公尺深處可見一明顯的不連續強反射訊號(黃色)，此段在地表位置為受污染區域，而剖面後段則未有此反射層出現，研判此反射層應為飄浮於地下水面之油污染物，由於其呈現高電阻率形態，故造成一層強反射信號。反之在地表未受污染區則因污染團未移動至此部份，而造成訊號快速衰減，而未有如前段之強反射層。

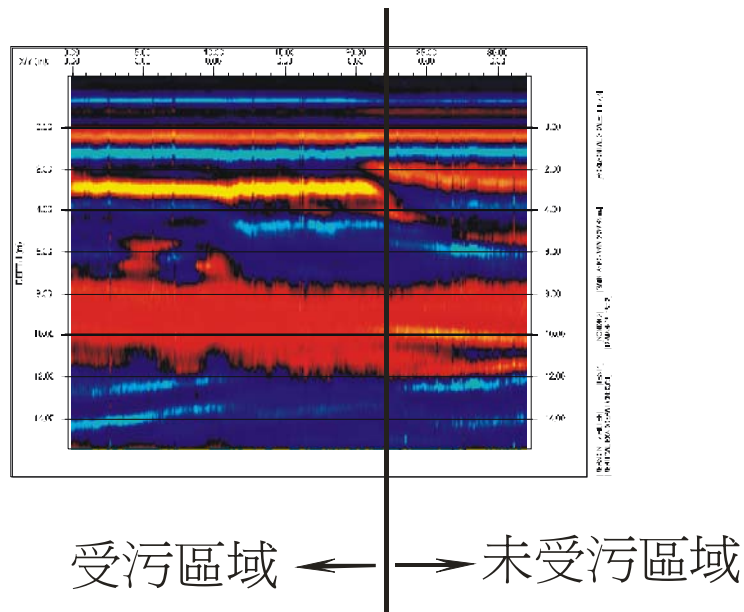


圖 4-25 以 25 MHz 透地雷達偵測桃園地區漏油於地層污染之情況

參考文獻

1. 環檢所，環境採樣規劃設計，民國 94 年 7 月 30 日。
2. USEPA, Ground Water Issue - Light Nonaqueous Phase Liquids, July 1995.
3. Ministry for the Environment New Zealand, Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand, October 1999.
4. USEPA, Estimating Potential for Occurrence of DNAPL at Superfund Sites, January 1992.
5. UK Environment Agency, Groundwater Protection : Policy and Practice Part 2 – Technical Framework.
6. USACE Engineer Manual, Conceptual Site Models for Ordnance and Explosives (OE) and Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste (HTRW) Projects (EM 1110-1-1200), February 3, 2003.
7. 環檢所，監測井地下水採樣方法(NIEA W103.53B)，民國 95 年 3 月 15 日。
8. 環檢所，土壤採樣方法(NIEA S102.61B)，民國 94 年 11 月 30 日。
9. 陳家洵，微洗井採樣方法簡介，台灣土壤及地下水環境保護協會簡訊，第 15 期。民國 94 年 5 月 4 日。
10. USEPA RCRA, Superfund & EPCRA Call Center Training Module - Introduction to : Groundwater Monitoring (40 CFR Parts 264/265, Subpart F) , EPA530-K-02-010I, October 2001.
11. 環檢所，土壤檢測方法總則(NIEA S103.60C)，民國 91 年 1 月 17 日。
12. 環檢所，水質檢測方法總則(NIEA W102.51C)，民國 94 年 6 月 15 日。
13. 環檢所網站(網址 <http://www.niea.gov.tw>)。
14. Federal Register Notice, Waste Management System; Testing and Monitoring Activities; Final Rule : Methods Innovation Rule and SW-846 Final Update IIIB, June 14, 2005.
15. 環保署，油品類儲槽系統土壤及地下水污染調查、驗證作業及整治工作等技術規範建置計畫—附冊三 油品類儲槽系統快速場址調查及評估技術參考手冊，民國 95 年 5 月。

16. USEPA Environmental Repose Team, Photoionization Detector (PID) HNU (SOP#2114), October 6, 1994.
17. 吳曉芬、劉文堯、陳冠宏，X 射線螢光偵測器(FPXRF)於重金屬污染土壤現地篩選之應用，第一屆海峽兩岸土壤與地下水污染整治研討會，民國 91 年 9 月 4~5 日。
18. 彰化縣環境保護局，彰化縣農地土壤重金屬含鉻銅鋅鎳(不含鎘)污染控制場址之污染改善計畫期末報告，民國 93 年 7 月 20 日。
19. 林文楨，某化工整治工作執行成果報告，九十二年度「土壤及地下水污染整治業務檢討會」會議資料，行政院環境保護署，民國 92 年 11 月 13~14 日。
20. 環保署，地下水潛在污染場址調查與應變計畫，民國 91 年 12 月。
21. 環保署，全國廢棄工廠土壤及地下水污染潛勢調查計畫，民國 94 年 11 月。

第五章 石油碳氫化合物土壤及地下水污染整治

土壤與地下水污染整治工作的難度相對於其他介質的污染物處理要困難許多，主要的原因在於污染物分佈在孔隙介質中，形成許多質傳上的阻力，造成土壤與地下水的整治困難，特別是地下水的整治，難度通常比土壤整治更高。

另一個影響整治的因素是污染物本身特質，舉凡污染物的物理與化學性質都會影響整治的選用方法與效果。石油碳氫化合物由於其生物分解性高，因此相對於含鹵素的碳氫化合物而言，通常被認為是比較容易處理。受石油碳氫化合物污染之土壤與地下水其整治方式繁多，舉凡物理、化學、與生物的處理技術都可試行，但因每一場址的水文地質條件不同，很難有單一整治技術可以完全適用，須視場址的各種條件而調整設計出適合此場址條件的整治方法，或整治系列，或將多種整治方法在不同階段實施。

在眾多整治技術中，僅針對較常用的幾種整治技術提出說明，同時為方便閱讀，將整治技術區分為：

1. 物理處理技術
2. 化學處理技術
3. 生物處理技術

請讀者注意，由過去累積迄今的整治經驗顯示，很少有單一技術可以完全勝任整治工作，絕大多數的情況都將數種整治技術合併使用，以達最佳的效果。例如整治的初期可能需儘量回收洩漏的浮油，其次再利用土壤氣體抽除法或化學氧化法將殘留的油滴作進一步處理，再以地下水抽出處理的方法對高濃度區的地下水作初步的減量，以及在污染的下游區以抽水方式防止污染向下游擴散，接下來可考慮以現地地下水生物分解的方法，以及對未飽和層土壤施以生物通氣法，作長時間的整治，如果時間條件許可尚可考慮申請採用自然衰減等。

此外，在本章最後將提出幾個實場案例作探討，預期讀者將可瞭解各整治技術原理、效果與實場設計之考量。

5.1 物理處理技術

在土壤與地下水污染整治領域中，常使用物理處理技術進行整治，例如經常可見將受污染的土壤挖除，經適當前處理後送掩埋場。相對於生物處理技術，物理處理的特色是時間短，早期案例是完全採用單一的物理處理方式，現今許多的場址多是以物理處理作為初期的整治方法，期望能在短時間內去除掉大部分的污染物，然後再改用生物或化學處理技術作為後續的處理，以降低操作成本。

石油碳氫化合物污染之物理處理技術有多種，但較常被使用的技術包括：

1. 土壤氣體抽除法（Soil Vapor Extraction，SVE）
2. 地下水曝氣法（Air Sparging，AS）
3. 浮油回收
4. 地下水抽出處理法（Pump and Treat）
5. 熱脫附法（Thermal Desorption）

以下針對上述各主要處理技術作說明：

5.1.1 土壤氣體抽除技術

一、概論與原理

土壤氣體抽除技術（Soil Vapor Extraction，SVE）是最早被應用的土壤整治技術，早在 1980 年代初期在美國即被用來處理未飽和層（指地下水位面以上）中揮發性有機物，例如加油站的漏油處理，除非場址的地下水位過淺或屬黏土質地質，SVE 憑藉其簡易、價格便宜、迅速等優點，往往是優先被考慮使用的技術，且由此可以再轉化成生物通氣法（bio-venting）、地下水曝氣法與蒸氣注入法（steam injection）等，在受污染場址整治的領域中應用非常廣泛。表 5-1 為使用 SVE 的優缺點^[1,2]。

表 5-1 土壤氣體抽除法優缺點彙整表^[1]

優點	缺點
- 在國外，相關整治成效已被證明，使用者容易取得設備，設置安裝容易。 - 對場址運作之干擾最小。 - 整治期程短：在理想情況下，一般整治期程約 6 個月至 2 年。 - 整治價格具競爭性。 - 易與其他技術結合運用，如空氣注入法、生物整治法、生物漱洗法等。 - 可運用於建築物下方或其他不能進行開挖的地方。	- 污染物濃度降低 90% 以上不易達成。 - 當應用於低滲透性土壤或分層土壤之場址時，其處理效果之可靠性低。 - 經抽除後之土壤氣體，為符合空氣排放標準，其廢氣處理費用可能需支付較昂貴的處理費用。 - 僅適用不飽和層土壤污染之整治；飽和層土壤及地下含水層部分需要採用別種整治方法。

SVE 的原理是利用在未飽和層土壤中以抽出空氣的方式引發負壓與氣體流動，使原本溶解在土壤水（soil water）中，或是以自由相（free products; NAPLs）駐留在土壤孔隙中，或分配（partitioning）在土壤有機質中的污染物，因抽氣所造成的負壓而持續蒸發到土壤孔隙的氣相中，再被流通的空氣帶到地表處理，詳如圖 5-1 所示。

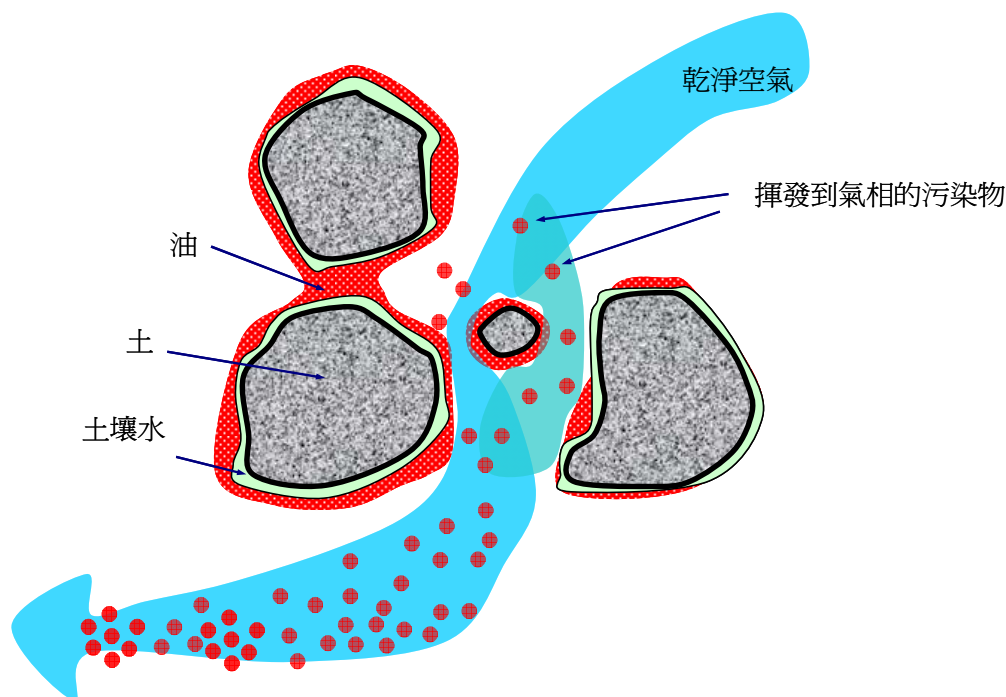


圖 5-1 SVE 操作原理示意圖

二、適用範圍

是否適合採用 SVE 技術主要取決於地質與污染物性質二項因素。對不利氣體在土壤孔隙中行進的地質，如黏土，則非常不適合；相反地，有利空氣流通的砂質或礫石土壤則非常適合。一般以土壤滲透係數（air permeability）的大小來代表此參數。另外因流體習慣往阻力最小的地方流動，因此未飽和層土壤的不均勻度（heterogeneity）也將嚴重影響處理的效果。表 5-2 為代表氣體在土壤中是否容易流動的土壤滲透係數（permeability）與 SVE 效率之對照表，其中土壤滲透係數與地質孔隙的大小有關，礫石的透氣係數約在 $10^{-3} \sim 10^{-6}$ 平方公分、砂約在 $10^{-5} \sim 10^{-9}$ 平方公分、粉土約 $10^{-8} \sim 10^{-12}$ 平方公分，黏土約 $10^{-12} \sim 10^{-15}$ 平方公分。

表 5-2 土壤氣體透氣係數與 SVE 處理效果^[1,6]

土壤滲透係數 ^[註]	SVE 處理效率
$k \geq 10^{-8}$ 平方公分	通常有效
10^{-8} 平方公分 $\geq k \geq 10^{-10}$ 平方公分	可能有效需再評估
$k \leq 10^{-10}$ 平方公分	可能無法發揮功能

註：水力傳導係數（hydraulic conductivity, K）與土壤滲透係數（permeability, k）二者間的關係式如下：

$$K = \left(\frac{\rho g}{\mu} \right) k, \text{ 其中 } \rho \text{ 是土壤中流體的密度, } \mu \text{ 是流體的黏度。}$$

另一影響因子為污染物的揮發性，表 5-3 為常見的石油類碳氫化合物的蒸氣壓，其中可看到萘差不多是適合以 SVE 有效處理的極限。另一個簡單的判斷指標為沸點，SVE 對沸點在 250°C~300°C 以下之污染物效率均不錯。以石油碳氫化合物而言，汽油（沸點在 40°C~225°C）與柴油（沸點在 200°C~338°C）因具高或中度揮發性，具有良好處理效果；但對低揮發度的燃料油或幾乎不揮發的潤滑油等，則效果不佳。對殘留在未飽和層土壤中具高揮發性的甲基第三丁基醚 (Methyl Tertiary Butyl Ether, MTBE) 有不錯處理效果，但由於其對水有高溶解度，所以對已溶解在水中的 MTBE 以 SVE 的方式處理，效果並不佳。表 5-4 為土壤氣體抽除技術選用檢點表^[1,2]，可作為此技術適合度的篩選。

表 5-3 常見石油類碳氫化合物蒸氣壓^[1,6]

污 染 物	蒸 汽 壓 (mm-Hg at 20°C)
甲 基 第 三 丁 基 醚 (MTBE)	245
苯	79
甲 苯	22
乙 苯	7
二 甲 苯	6
萘	0.5
四 乙 基 鉛	0.2

表 5-4 土壤氣體抽除技術選用檢點表^[1,6]

注意事項	檢點欄	
	是	否
1.0、土壤滲透性因素：		
1.1、土壤滲透性是否大於 10^{-9} cm^2 ？	☐	☐
1.2、地下水位是否低於 0.9 公尺（3 呎）？	☐	☐
1.3、場址土壤是否經常處於乾燥狀態？	☐	☐
2.0、揮發性成分因素：		
2.1、污染物蒸氣壓是否大於 0.5 mm-Hg？	☐	☐
2.2、如污染物蒸氣壓小於 0.5 mm-Hg，是否有提出相關技術（如注入加熱空氣），以增加污染物之揮發性？	☐	☐
2.3、污染物沸點是否低於 300°C ？	☐	☐
2.4、污染物亨利定律常數是否大於 100 L-atm/mol？	☐	☐
3.0、土壤氣體抽除技術設計之評估：		
3.1、抽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，確認各抽氣井流速是否分別符合原整治設計值？	☐	☐
3.4、井的型式（垂直井或水平井）是否切合場址狀況？	☐	☐
3.5、井的密度是否適當，抽氣井有效半徑是否涵蓋整個污染範圍？	☐	☐
3.6、抽氣井開篩位置是否符合場址之污染狀況？	☐	☐
3.7、選用之鼓風機（Blower）是否可達到預定抽除之效率？	☐	☐
4.0、選用設備之評估：		
4.1、是否設置注氣井？	☐	☐
4.2、注氣井設置是否適用於場址？	☐	☐
4.3、是否設置鋪面？	☐	☐
4.4、鋪面材質是否適用於場址？	☐	☐
4.5、是否需要降低地下水位？	☐	☐
4.6、如需降低地下水位，地下水抽水井之設置位置是否正確？	☐	☐
4.7、是否需要廢氣處理系統？	☐	☐
4.8、如需廢氣處理系統，所採用廢氣處理系統是否適合處理產生之廢氣濃度？	☐	☐

三、系統設計

SVE 的系統設計示意圖如圖 5-2^[3]所示，在受污染區設置抽氣井，連接到地表的真空抽氣機（常用鼓風機），利用抽氣所產生的真空壓力，在未飽和的土壤孔隙間產生氣體流動，為避免產生短流，抽氣井的周圍須對地表進行覆蓋，覆蓋範圍視抽氣的影響半徑（Radius Of Influence, ROI）大小而定，而抽氣井的井篩深度範圍與地質組成等因素會影響此影響半徑的大小，需先進行抽氣試驗以決定影響半徑大小，一般而言，此範圍大致上不會小於地表到地下水位面的深度。前述的地表覆蓋材質可以是水泥或柏油等可阻絕空氣的物質。如果整個場址地面均為水泥或柏油所覆蓋，造成乾淨空氣難以被吸入地表下，則可在適當的位置（如影響半徑的圓周上）設置補氣井，使地表乾淨的空氣可以經由此井而流到地表下。

所抽出的受污染氣體由於含飽和的水蒸氣，因此須先流經氣液分離器，以分離出冷凝的水；氣體先通過真空抽氣機，再進入處理污染物的廢氣處理設備，最常被使用的方式是活性炭吸附槽，但是如果污染物濃度非常高，則可考慮採用觸媒燃燒塔、燃燒引擎或其他處理方式。

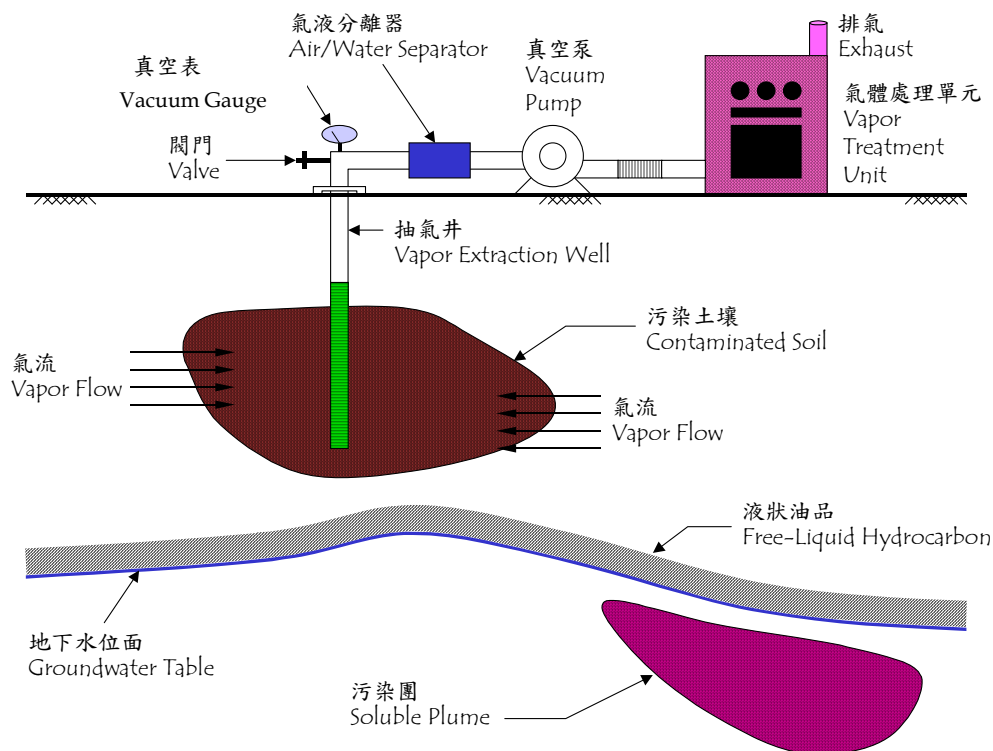


圖 5-2 土壤氣體抽除系統示意圖^[3]

四、設計要點^[1-3]

一個完整之 SVE 系統，通常包括下列設備或設施：抽氣井、管線系統、鼓風機、儀控設備、注氣井、地表面覆蓋 (surface seals)、地下水抽水泵浦、尾氣處理設備等選擇性設備。設計時系統需考慮的參數如下：

(一) 污染物種類與分佈範圍

此為進行整治規劃前即需取得的資訊，工程師須先知道確實的污染物種類與分佈範圍，才能進行後續設計規劃。同時應依照土壤污染物的分佈，初步估算各種污染在未飽和層、毛細水邊緣層 (capillary fringe)、與地下水位面下等不同位置的個別總量。

(二) 水文地質參數

如上，此參數為在進行整治規劃前即需取得之資訊，例如地質的組成、地下水位隨季節變化的高低等，土壤滲透係數於現場實作，請參見下列「影響半徑」之說明。如 SVE 併同其他技術一併使用，則需視狀況而增加所需參數。

(三) 影響半徑

影響半徑代表此抽氣井的處理範圍，其量測係以抽氣井為原點，觀察能造成水柱壓力下降至少 0.1 英吋 (0.25 公分) 之最大距離，受到土壤橫向與縱向透氣係數、地下水位深度、井篩位置、注氣井之使用與否等因素影響，需在現場進行抽氣試驗，常用下列壓力對時間關係公式，以求得抽氣影響半徑。

$$P=Q/4\pi m(k/\mu)\{-0.5772-\ln[(r^2\varepsilon\mu)/(4kP_{\text{atm}})]+\ln(t)\}$$

其中，

P = 在 t 時間後距抽氣井 r 處之實測壓力 (g/cm-sec^2)

Q = 抽氣率 (cm^3/sec)

m = 地層厚度 (cm)

k = 土壤滲透係數 (cm^2)

μ = 空氣黏滯度 ($1.8 \times 10^{-4} \text{ g/cm-sec}$)

r = 距抽氣井之距離 (m)

ε = 土壤氣體空隙常數 (0-1.0)

P_{atm} = 大氣壓力 ($1\text{atm}=1.013 \times 10^6 \text{ g/cm-sec}^2$)

t = 抽氣時間 (sec)

其次再依據現場試驗結果，以半對數紙求得壓力對時間 ($\ln(t)$) 之迴

歸斜率(S)，再以下列公式計算土壤滲透係數：

$$k=Q\mu/4S\pi m$$

由所得的透氣係數，帶入上述之公式，並令壓力為 0.1 英吋（須再將單位轉換成大氣壓），則可算出抽氣影響半徑。

(四) 抽氣井井數

一個受污染場址究竟需要設置幾個抽氣井才夠，則取決於受污染的範圍大小與影響半徑的大小而定，如圖 5-3 所示，抽氣井群之抽氣範圍必須涵蓋接受整治的污染範圍，由於地表必須密封，因此必要時須設置空氣注入井。

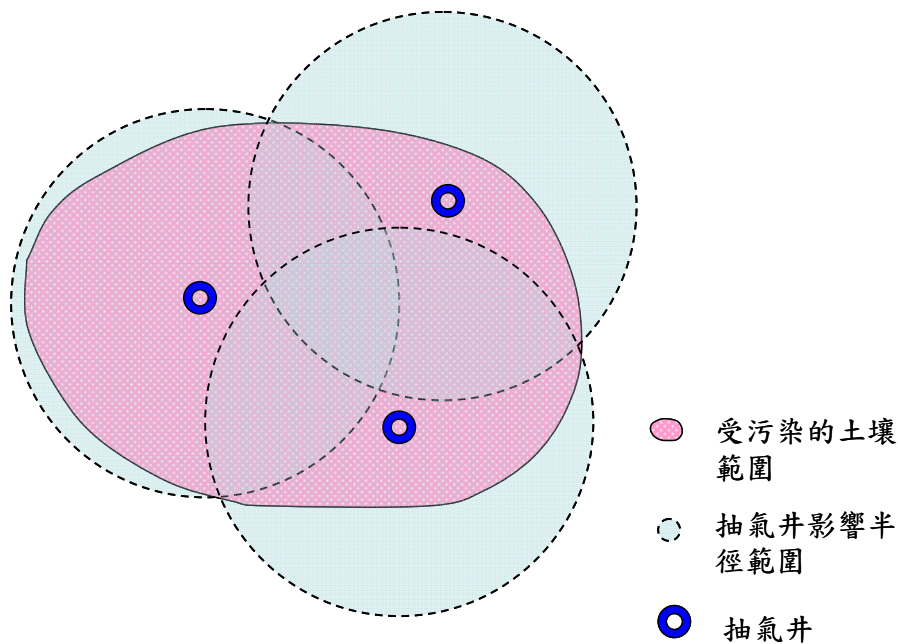


圖 5-3 抽氣井數決定

(五) 井頂真空度

抽氣井頂約維持在 3 至 100 英吋（7.62 至 254 公分）水柱之真空度，滲透性低之土壤需要較高之真空度以維持一定影響半徑。

(六) 氣體抽出流量

一般抽出流量約維持在每分鐘 10 至 100 立方英呎（0.28 至 2.83 立方公尺）之範圍，而氣體抽出流量與抽氣井影響半徑與井頂真空度均相互影響。

(七) 欲達到之最終污染物濃度

以國內而言，係以污染管制標準為最終整治目標。此項目可評

估所需整治之範圍以及 SVE 系統何時可停止運轉。

(八) 孔隙體積計算

與氣體抽出流量可計算孔隙體積交換率 (pore volume exchange rate)，建議每天抽氣體積至少應與土壤氣體孔隙體積相同或更大。而抽換相同土壤氣體孔隙體積所需花費之時間，可藉由下列公式進行估算：

$$E = \frac{\varepsilon V}{Q}$$

其中，E 為孔隙體積交換時間（小時）

ε 為土壤孔隙率（m³ 氣體/m³ 土壤）

V 為以 SVE 處理之土壤體積（m³ 土壤）

Q 為總氣體抽出流量（m³ 氣體/小時）

(九) 排放限制或監測需求

以國內為例，SVE 排放限制主要受到環保署空氣污染防制法相關法規之要求。設計時須確認 SVE 系統設計有監測口，以利系統運轉時進行監測（國內大部份 SVE 系統無此設計）。

(十) 場址構造物限制

如建築物位置、設備、埋藏物體、住宅區或其他於設計時須考量之因素。

(十一) 抽氣井類型

SVE 系統可運用垂直或是水平抽氣井，視地下水位深度而定，一般而言，垂直抽氣井適用於地下水位面深度超過 3 公尺以上，地下水位過高的場址若使用垂直抽氣井，則其影響半徑過小，增加設置成本，此時可改採水平抽氣井的方式。

(十二) 抽氣井構造

一般垂直抽氣井與水平抽氣井之構造如圖 5-4 與圖 5-5 所示。垂直抽氣井之設置與地下水監測井設置方法相同，水平抽氣井則通常需透過開挖方式進行設置。抽氣井井管通常使用 PVC 材質，口徑範圍介於 2 至 12 英吋；建議使用 4 吋井因其較 2 吋井能運用更大之抽氣量並產生較小之壓損。

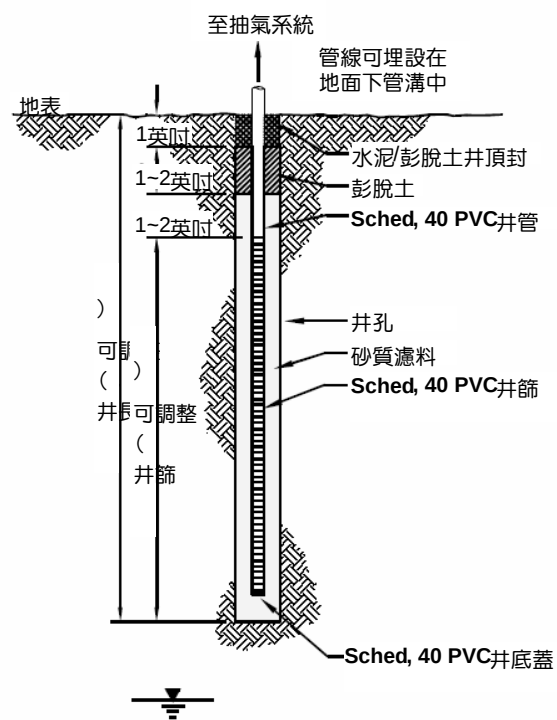
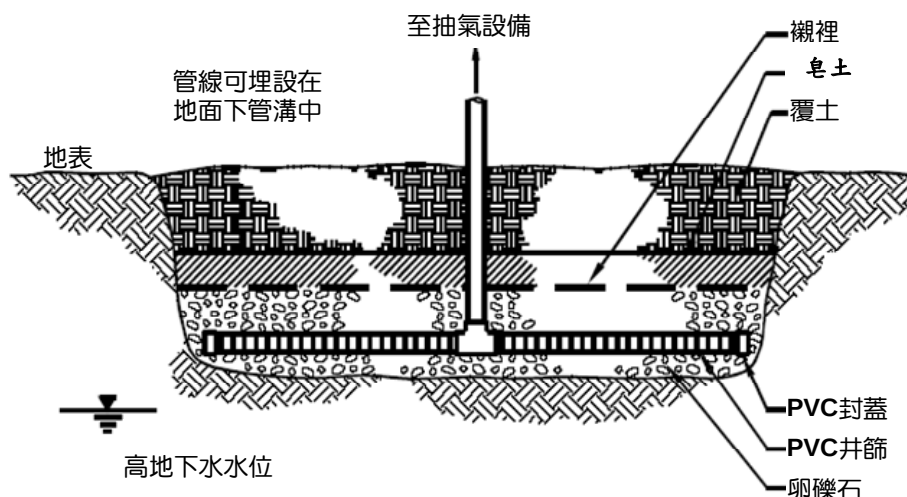


圖 5-4 SVE 垂直抽氣井構造^[6]

圖 5-5 SVE 水平抽氣井構造^[6]

(十三)管線系統

管線系統主要在連接注氣井與鼓風機，可設置於地面上或地下管溝中。管線設計上可向注氣井傾斜，如此凝結或不慎抽出之地下水可回流至注氣井中。

(十四)氣體前處理設計

抽出之氣體中可能含有大量的水氣、地下水或顆粒，可能會對鼓風機造成損害，並降低整體系統之處理效率。故通常會在氣體進入鼓風機前設置氣液分離裝置與過濾裝置，以避免發生前述情形。

(十五)鼓風機 (Blower) 選擇

鼓風機大小與型式之選擇主要取決於所需形成之井頂真空度與總抽氣流量。由於實際應用上可能有爆炸之危險，故應選擇具有「防爆」功能之鼓風機為宜，下列三種為常應用於 SVE 系統之鼓風機型式：

1. 離心式鼓風機 (centrifugal blowers)

適用於高流量（可達 280 scfm (7.93 m³/min)）與低真空度（低於 30 英吋 (0.76 公尺) 水柱）之情況。

2. 再生式與渦輪鼓風機 (regenerative and turbine blowers)

適用於高真空度（高於 80 英吋 (2.公尺) 水柱）之情況。

3. 回轉葉 (rotary lobe) 式鼓風機

當需要非常大之抽氣流量時。

前述三種型式鼓風機之抽氣量與真空度範圍如圖 5-6 所示。

(十六)儀控設計

通常需監控之參數包括下列四項：

1. 壓力（或真空度）
2. 抽氣或排氣量
3. 污染物移除效率
4. 排氣溫度

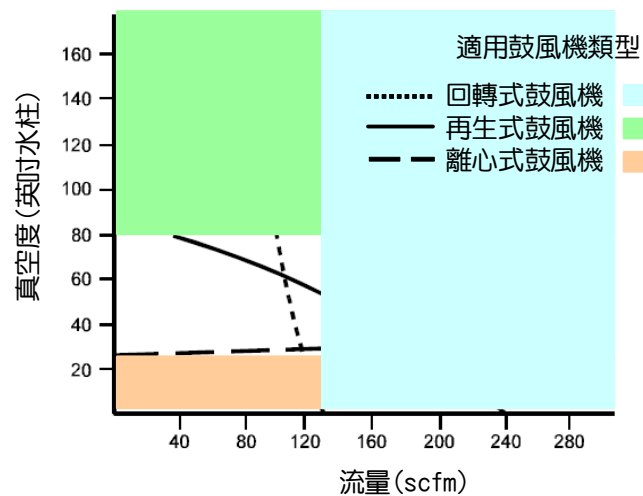


圖 5-6 鼓風機型式與適用範圍^[6]

(十七)選擇性設備

1 補氣井

當整治區域較深（大於 25 英呎（7.6 公尺））或週遭為低滲透性土壤時，規劃使用補氣井可調整氣流流向分布與加強抽氣效率，並可預防短流情形發生。規劃時亦須注意應避免造成污染物移動至整治區域外。

2. 地表覆蓋

地表覆蓋之設計可預防地表水入滲、污染物氣體之逸散、氣體之短流、增加抽氣井之影響半徑等。但其亦增加地下環境空氣補助所需之距離，因此抽氣井需要更大之真空度。地表覆蓋通常可使用高密度聚乙烯（HDPE）襯裡、黏土或皂土（搭配植被或其它保護），或是混凝土鋪面等。

3. 地下水抽水泵浦

當地下水位離地表很近時可規劃設置地下水抽水泵浦，可降低地下水位面以減少地下水被抽氣井抽出，以利於 SVE 系統處理較

大之土壤體積。然而抽出之地下水可能含有浮油或溶解相之污染物，必須進行處理。

4. 氣體處理系統

假使 SVE 尾氣排放濃度過高有可能導致環境周界之空氣污染物超過標準時，即應設置處理設備。較適合之處理設備包括顆粒活性炭（GAC）、觸媒氧化或熱氧化等。國內有設置處理設備之加油站大多採用活性炭設備處理尾氣，因其設置與操作成本相對上較為經濟。

(十八)為能監控 SVE 系統之處理成效，應針對 SVE 系統進行監測，而其監控設備需求如表 5-5 所示，且 SVE 系統運轉與監測時，應注意下列重點：

1. 初期運轉

SVE 系統初期運轉之 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。流量量測、真空度記錄、氣體濃度檢測等監測項目須每日進行紀錄。

2. 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，監測頻率可兩週或每月量測 1 次。

抽出氣體中污染物的濃度變化，是長期運轉所需監測的重要項目，由此濃度變化，如圖 5-7，可得知兩個重要訊息：

(1) 處理的效率

操作初期 SVE 的抽出濃度非常高，但隨時間進行，此濃度會逐漸下降，當運轉一段時間後，若濃度持續維持很低，表示此時的操作效率很差。此時一般會停止抽氣，待土壤氣體累積較高，則可再開始操作，但濃度通常會立即下降，此可稱為間歇式（pulse）操作，通常此時會持續操作一段時間，如果尚未能達到管制標準，則可考慮以其他方式，如生物通氣，或監測式自然衰減（Monitored Natural Attenuation）作後續的整治方法。

(2) 累積處理效果

將抽出氣體的濃度乘上氣體的流量與時間，經累加可得到累計的處理量。

表 5-5 SVE 系統監控設備需求^[6]

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

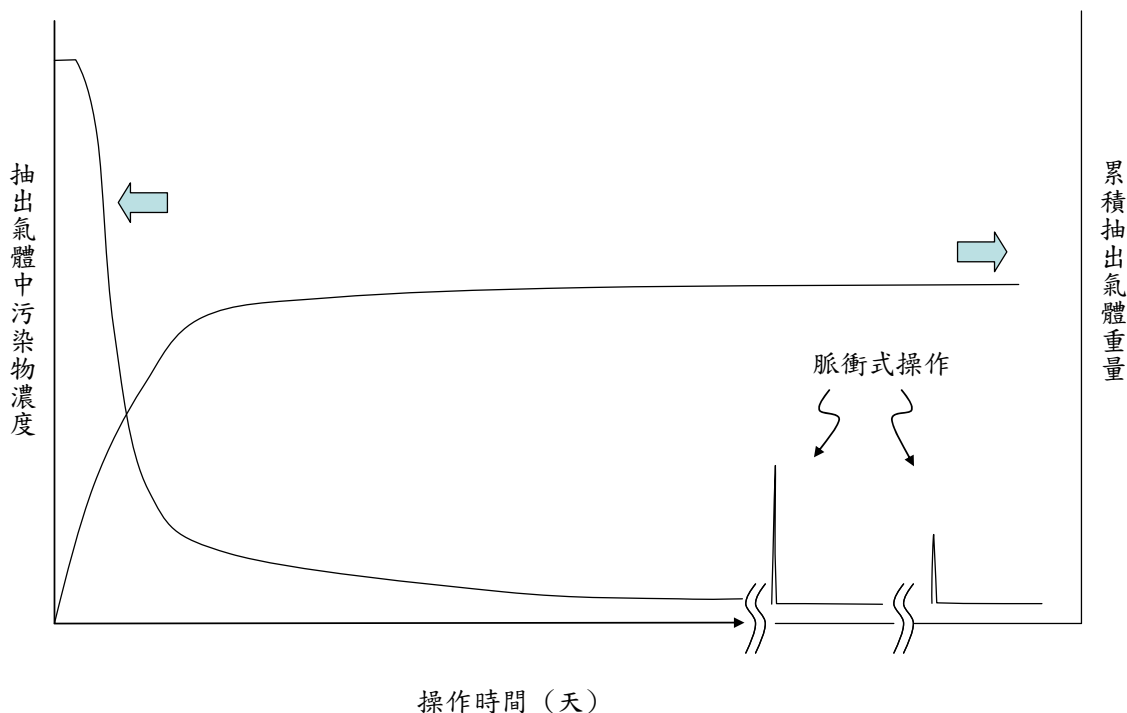


圖 5-7 SVE 操作過程中抽出氣體的濃度與累積處理量變化示意圖

5.1.2 地下水曝氣法

一、概論與原理

地下水曝氣技術是應用於處理地下水中的揮發性有機物。將乾淨的空氣注入受污染的含水層中，使地下水中的揮發性有機物（VOCs）經由質傳(mass transfer)效果，移轉到氣相中，而藉浮力上升的氣體被收集、處理，通常氣體收集部份都伴隨未飽和層的 SVE 一併實施。另外除經由 VOCs 移轉到氣相的物理作用之外，由於地下水中的溶氧(Dissolved Oxygen, DO)因通入空氣而提高，因此對地下水或土壤中原本可能就已經在進行的生物分解能力得以提高，因為大部份的情況下，溶氧量經常是限制生物分解的主要因素。

目前有關地下水曝氣的技術，主要可以區分為兩類：

(一) 現地地下水曝氣方法（In-situ Air Sparging, IAS）

如圖 5-8 所示，直接將乾淨空氣注入到含水層中，然後再以 SVE 井移除隨空氣上升的污染物。此方式應是最早也是最直接的整治方式。

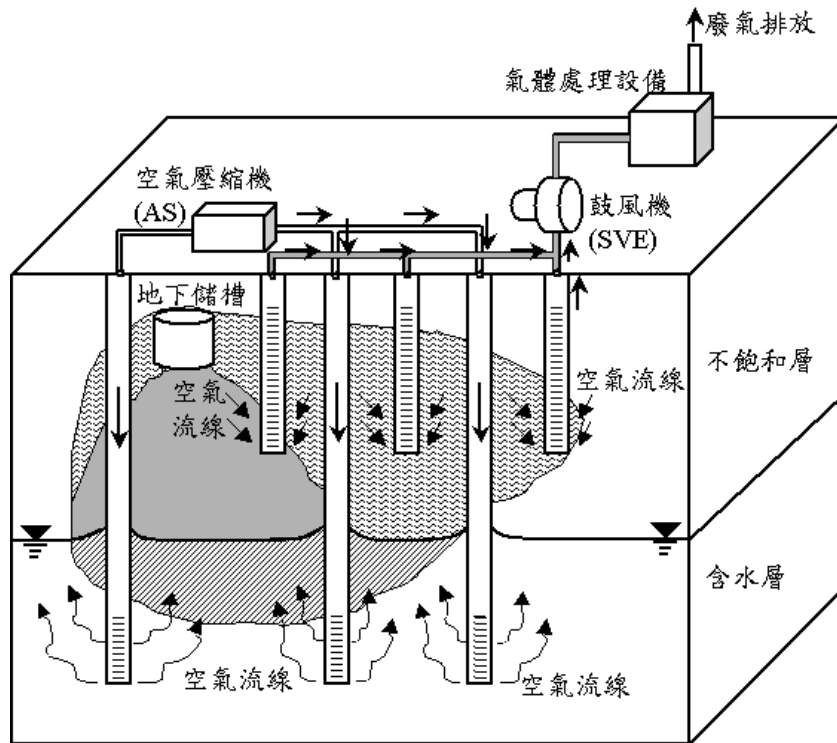


圖 5-8 現地地下水曝氣示意圖^[1]

(二) 井內地下水曝氣技術 (In Well Air Sparging; 或稱 In-well Aeration)

地下水曝氣技術除 IAS 之外，還有井內地下水曝氣技術，如圖 5-9 所示^[1]，將空氣注入地下水中，但所產生之氣體（氣泡）卻在與空氣注入管相同的井中垂直逸出並帶走 VOCs，氣泡不會逸散至井外；在氣泡垂直上昇的同時，亦會造成地下水由井管下方之井縫（screens）流入，而由井管之上方切縫流出，靠著氣泡將 VOCs 由液相帶到氣相，及地下水於井管附近之流動、更換，地下水中之 VOCs 得以去除。其實此井內地下水曝氣技術類似傳統之 Pump and Treat，最大不同點在於無須將地下水抽至地表上處理，而是藉由氣泡上昇所產生之效果，使地下水在地下的井管中就得以處理，節省地下水抽取之操作費用。但與傳統的 Pump and Treat 相同，此技術仍然有一些限制：

1. 若由於地質中組成之非均勻性，使得低速流動區（low permeability region）之污染物須靠質傳（mass transfer）的機制傳輸至高速流動區，使得低速流動區之處理效果不佳。
2. 若污染物對水之溶解度低，使得處理速率緩慢。

井內地下水曝氣技術最早被開發成為商業化技術是由德國 IEG Technologies 公司，其主要專利為 UVB process，之後陸續又

由 UVB process 開發許多相關之地下水整治、控制技術。UVB 及其衍生之技術已有多起現地整治案例，由於此技術有專利，故以現地曝氣技術為主要說明對象。

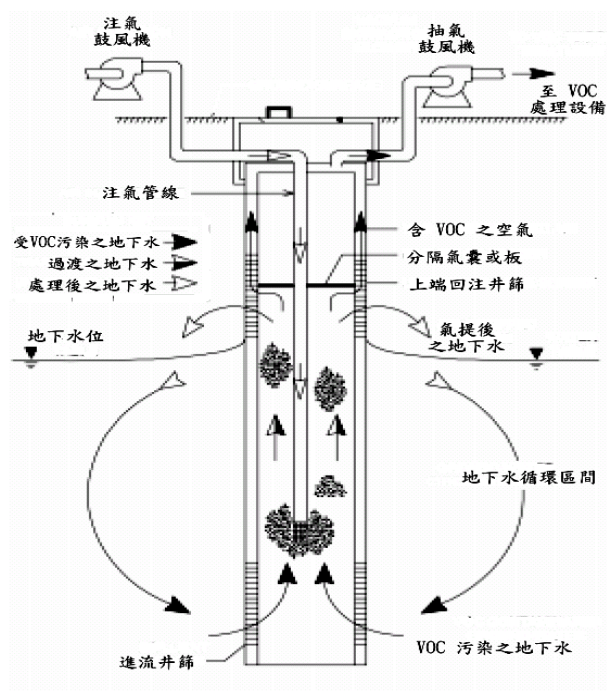


圖 5-9 井內地下水曝氣示意圖^[4]

二、技術適用時機

使用地下水通氣技術的優缺點如表 5-6^[1]所示，為被廣泛使用的技術。此整治技術適用與否主要取決於「污染物特性」與「水文地質條件」，分述如下：

表 5-6 地下水曝氣技術優缺點

優點	缺點
■ 簡單可得之工具器材，容易設置。 ■ 操作空間較小。 ■ 較短的處理時間，在特定條件操作下，整治期程小於 1 至 3 年。 ■ 每噸土壤處理費用約 20~50 美元，較其他地面處理程序便宜。 ■ 不須移除、處理、儲存、處置遭受污染的地下水 ■ 可以 SVE 加強處理效能。	■ 若有自由相浮油存在，不能同時處理，必須先移除浮油。 ■ 不能處理遭特殊地質局限之污染團。 ■ 土壤若有分層，恐造成效能降低。 ■ 一些化學性、物理性、生物性的交互作用尚不清楚。 ■ 缺乏實場及實驗室數據支持設計考量因子，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。

(一) 污染物特性

由於地下水曝氣技術主要是藉由蒸發之機制，將污染物由液相移轉至氣相，因此污染物本身必須俱備「高揮發性」與「低溶解度」的特性，一般以亨利常數（Henry's constant）為 10^{-5} atm-m³/mole，或相對於無因次的 4.1×10^{-4} ，作為判定適合與否的標準，地下水中常見污染物的亨利常數值如表 5-7 所示，初步估計可以碳數是否小於 C₁₀ 來作估計。對不易被脫附的污染物，如其對微生物毒性不大，且現地的地下水中有適當的菌種（群）能分解，則因實施地下水曝氣，增加地下水中的溶氧，往往亦能處理此類污染物。但以處理污染物所耗費的時間而言，採用地下水曝氣的脫附比採用生物分解速率快，因此，具高亨利常數值之污染物，是採用地下水曝氣技術需優先考慮之因素。

另外如果有 NAPLs 存在，則需儘可能先將 NAPLs 抽除，因為 NAPLs 對水的溶解度很低，此處理之步驟可能將影響整個處理所需的時間。而且已有文獻指出地下水曝氣將造成原本靜置於地下水層底部的 DNAPLs 移動，若系統設設計不當無法完全回收這些移動的 DNAPLs 將造成受污染範圍擴大。

表 5-7 地下水中常見污染物之亨利常數值

化學品		亨利常數（無因次）
英文	中文	
Benzene	苯	0.23
Toluene	甲苯	0.28
Ethyl Benzene	乙苯	0.36
Xylene	二甲苯	0.22
Tetrachloroethylene (PCE)	四氯乙烯	0.63
Trichloroethylene (TCE)	三氯乙烯	0.41
Trans-1,2, Dichloroethene (DOE)	反-1, 2 二氯乙烯	0.39
Naphthalene	萘	0.019
Tert-Butyl Alcohol	第三丁醇	0.0005
Di-isopropyl Ether (DIPE)	二異丙醚	0.42

(二) 水文地質特性

地表下地質條件將直接影響到該場址是否適合使用地下水曝氣技術。最適合使用此技術的地質條件為土壤「均勻」且「孔隙度大」（亦即礫石與粗砂），此二條件主要是促使注入地下的空氣能均勻地

分佈，避免造成部份孔隙度較小的區域無空氣流過，及避免帶有污染物蒸氣的氣體因土質不均造成飄移 (drifting)，形成擴大污染範圍。過去經驗指出水力傳導係數(hydraulic conductivity)要大於 0.001 公分/秒的地質條件才適合使用現地地下水曝氣技術。

此外，由於許多地下水層屬於沈積地質，水平方向的水力傳導係數往往比垂直方向的值大 10~100 倍，雖然此現象可增大影響半徑的範圍，但如上所述，過大的差異，或有低透水層(stratified layers)阻礙氣體在垂直方向的移動，將形成擴大污染範圍。

另外，對空氣注入地下水中是否能形成氣泡，一直是頗受爭議。由於對相同的氣體流量而言，形成氣泡表示氣、液的接觸面積遠大於形成匯流(channeling)，對藉由蒸發機制的處理效果及溶氧的增加，自然較為有利。實驗室研究顯示以 2 mm (粗砂的粒徑)，空氣在介質的粒徑大於 2 mm，可以觀測到氣泡生成，但對介質粒徑小於 2 mm，無論空氣壓力增加到多大，空氣都是以匯流的方式呈現。由於大部分場址的土壤粒徑都小於 2 mm，因此實際上地下水曝氣法所通入的空氣以匯流為主要的型態。另外空氣壓力如果突然劇烈改變，可能在含水層土壤中造成裂縫，於是日後所通入的空氣只能循此裂縫流通，可能對整治效果會有所影響。

三、系統設計

本系統主要器材包括：

- (一) 地下水曝氣井：井數需依整治範圍與曝氣井的影響半徑大小作決定。
- (二) 土壤氣體抽除系統：由於污染物蒸氣會自地下水中傳輸到未飽和層，因此需依 SVE 的方法，設置土壤氣體抽除系統。
- (三) 系統管線與附件設計

曝氣井與抽氣井都需使用鼓風機。一般使用的注入空氣流量約 3~10 scfm；另外 在設計時需注意兩點：

1. 注入地下之空氣務必乾淨的，以免受污染之空氣注入地下後，造成新的污染。
2. 基於安全之考量，一旦抽氣系統不正常，進氣系統必須能夠自動停止進氣。

每個注入井之連接管線，一定要有壓力計與壓力調節閥，以便能彈性控制注入氣體流量，為防止因井管出口處的篩網被阻塞後所造成的空氣回流，一般也會考慮裝上逆止閥(check valve)。

其他附屬管件在監測方面有：

1. 氣體流量計
2. 壓力計
3. 火焰式偵測器之氣相層析儀（GC / FID）或爆炸性氣體偵測器
4. 地下水水位計
5. 水中溶氧測定儀
6. 氧氣測定器
7. 二氧化碳測定器

（四）監測系統

監測系統是需求不同而異，但是基本包括氣體注入之壓力、流量、監測井中之溶氧與有機物濃度、未飽和層土壤中之壓力、抽氣井之壓力、氣體流量與成份濃度，地下水位高度等等；另外視狀況而作的監測有地下水氧化還原電位，追蹤氣體（tracer gas）之監測，氧氣與二氧化碳氣體濃度等等。

四、設計要點

（一）影響半徑測量

影響半徑是指當空氣注入地下時，受注入空氣影響的範圍或半徑，此參數是設計井數多寡及井位安排之依據。理論上，可以由數學理論之推導，計算出各種不同參數值下所對應的影響半徑範圍，但是實際上由於地質的非均勻性，與空氣在地下水中常形成匯流等因素，因此截至目前為止，多使用現地實驗值，作為實場設計之依據。現地試驗主要是證明此地下水曝氣技術是否可行，由於經費之限制，目前現地實驗之操作時間多半短達數小時或一天。其硬體基本需求至少包括：進氣 / 抽氣井與泵和管線、監測井、及監測有機氣體和量地下水位高程與地下水溶氧等設備。

目前現地決定影響半徑之方法包括有：

1. 由未飽和層土壤中測量壓力變化
2. 由未飽和層土壤中測量氣體組成變化
3. 由監測井中測量追蹤劑（tracer gases）出現與否
4. 地下水位上昇
5. 地下水層中之壓力變化
6. 地下水中之溶氧（dissolved oxygen）變化

由 API (American Petroleum Institute) 調查之資料顯示，目前最廣為使用的方法為測量不同位置的地下水中溶氧濃度隨時間變化之關係圖。由 API 調查資料顯示最廣為使用的影響半徑約 3~8 公尺。

抽氣井與注入井之井管材料可選擇使用 PVC 或不鏽鋼材料，一般會考慮井管材質對地下水環境之耐化學性與腐蝕性，最常使用的仍是 PVC 管，其原因乃 PVC 管較為便宜，且井管大小以直徑為 2 英吋最常見。注入井的構造和一般監測井類似，井管篩網開口處大概在最深的受污染點以下約 1~2 英呎，會有最佳的處理效果；另外由於氣體會從篩網的最上方逸出，因此篩網的開口不長，僅約 1~3 英呎；篩網旁邊填充濾料（與一般地下水監測井相同），其上則需將井管與洞之間縫隙予以密封，如果密封不佳，則日後容易造成注入之空氣自管封裂縫逸出，造成氣體短路，進而影響整體處理效率。

(二) 操作條件

通常注入空氣的壓力需大於水壓與土壤的毛細管壓力（capillary pressure）之和，但過大的壓力會造成氣體注入井內封管之黏土生成縫隙，造成氣體短路；注入的壓力所對應的氣體流量一般為每口井為 3~20 scfm。最常見的現場使用案例是空氣注入流量小於 5 scfm，空氣注入壓力小於 5 psi。

5.1.3 浮油回收

一、概論與原理

(一) 概論^[1]

對發生石油碳氫化合物洩漏的場址，整治前的前準備工作就是回收（抽除）浮油，因為石油碳氫化合物的水溶解度極低，一旦油相長期存在地表下，將持續緩慢溶解到地下水中，造成長期的污染源，會增加整治所需時間與整治費用，因此在進行土壤與地下水整治之前，務必儘可能先回收地表下的浮油。

一般而言，地表下的浮油回收率不高，因為夾在土壤微小孔隙間的浮油，藉由毛細管作用力（capillary force）很容易滯留在微小孔隙間，一般經驗法則認為傳統的抽除方式不太容易達到一半以上的回收率。如果為防止浮油繼續擴大，可以考慮在下游方向設置浮油攔截溝，搭配回收浮油，將可有效阻絕浮油向外擴散。

當浮油（或稱為 LNAPL）洩漏到地表下時，受重力影響向下移動，NAPL 在孔隙介質中如果量夠多足以形成連續相，可稱為「自

由相」(free-phase) 或「移動相」(mobile phase)，或當其「大量」蓄積在地下水位面上，亦可稱為「油池」(NAPL pool)。但是當自由相的 NAPL 受重力或馬達抽力移動後，於移動之路徑上會在較小的孔隙中殘留部分 NAPL，其特色為非連續相且不易移動，一般稱為「殘留相油滴」(residual-phase)，或稱為「油滴」(blobs)，如圖 5-10 所示。前述的移動相被歸類為較容易被抽除的浮油，但殘留相的油滴則不容易被抽除。

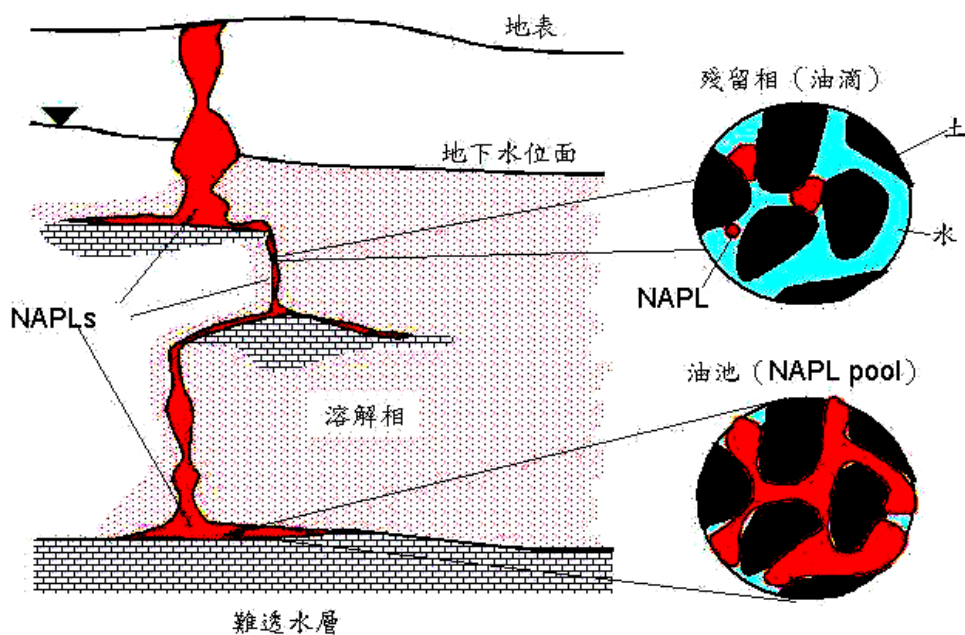


圖 5-10 NAPL 在含水層中的型態示意圖^[1]

如果發生洩漏不是源源不斷釋放出油品，則油品經過的土壤孔隙必將留下「殘留相油滴」，而繼續下降的油品最終將碰到「毛細管區」(capillary fringe zone) 的頂部而開始累積；所謂的「毛細管區」是因為土壤孔隙極小產生毛細作用「吸力」(capillary force)，致使地下水會被向上吸，形成地下水位面 (water table；定義為該處的壓力等同大氣壓力) 上面的毛細管區，其孔隙的水已經幾乎達到飽和。上述向下移動的 LNAPL 持續在毛細管區域的頂部累積，將造成在「水平方向」的擴張以及在「垂直方向」繼續向下移動，最終「地下油面」(oil table) 與「地下水位面」間毛細管區域的水將逐漸被油取代。地下油面會如同地下水位面一般，依照液位面高程的高低進行橫向流動。圖 5-11 為 LNAPL 在未飽和層分佈的示意圖。

通常地下水位面高低會隨降雨量 (入滲量) 多寡而有所變異，

當地下水位面下降時，整個「地下油面」也將隨之下降，因此在「原位置」與「新位置」兩不同高程間形成「殘留相油滴」，此殘留相油滴的範圍與「地下油面」在水平方向的分佈範圍一致，若「地下油面」範圍很大，則此「殘留相油滴」的範圍也跟著放大；若地下水位面上升時，則「地下油面」也將隨之上升，此時先前的「殘留相油滴」將淹沒在地下水位面下。因此對一個發生油品洩漏時間久遠的場址而言，由於地下水位面長時間的上下變異，將在「最高」與「最低」的地下水位面之間形成較大範圍的「殘留相油滴」，且此範圍可能延伸至當時的地下水位面下。此外，地下水監測井內有時觀測不到浮油，這往往因為地下水位面上下移動的速度高過於「地下油面」的上下移動速度所致，倘若地下水位面上升的速度快過「地下油面」的上升速度，則可能發生「移動相」的油淹沒在地下水位面下；或者是地下水位面下降的速度快過油面下降速度，則可能發生「移動相」的油仍然留在未飽和層；上述兩種情形都可能導致地下水監測井內在短時間內無法觀測到浮油。

通常有人會將監測井內觀察到浮油厚度誤以為含水層的浮油厚度，其實如果假設浮油比重為 0.8 時，則含水層的浮油厚度概略約相當於監測井內觀察值的五分之一^[2]。

早期傳統抽除浮油的方式是以浮油回收機 (oil skimmer) 進行，其目標是要在不回收地下水 (或非常少量) 的條件下回收浮油。一般而言，這種方法涉及在開挖處、回收溝或回收井使用油水分離設備移除浮於地下水位上的浮油，通常用於臨時性或短期的處置。但僅靠重力自然的流動往往僅能回收開挖面周圍小範圍的區域，地質的孔隙愈小，浮油回收的效率愈差。所以下列浮油的抽除技術以效果比浮油回收機好很多的雙相抽除法 (Dual Phase Extraction, DPE) 為主要說明對象。

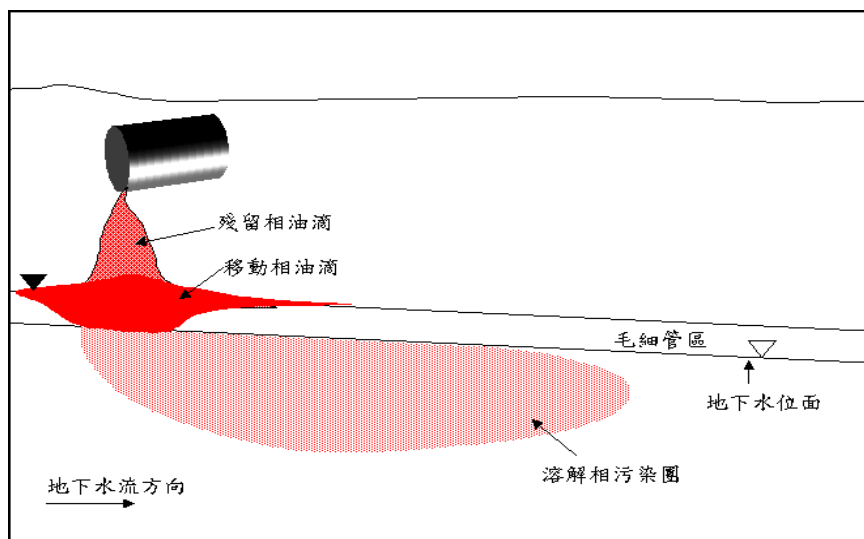


圖 5-11 LNAPL 在地下分佈示意圖^[7]

(二) 雙相抽除法^[3]

雙相抽除法亦稱為多相抽除法 (Multi-phase Extraction)、真空抽除法 (Vacuum-enhanced Extraction) 以及生物漱洗法 (Bioslurping)，屬於現地處理方式之一。主要於污染區土壤上方，挖設一個回收整治井，井中設置泵，由泵抽離、移除土壤及地下水中以不同型態存在的污染物質，其中包括液態之地下水自由相 (free product)、溶解相，以及不飽和土壤層中以氣相存在之揮發性有機物等物質，屬於油、水、氣可同時抽除處理之整治技術。抽除之各種型態之污染物，經處理之後排放或廢棄、回收。

雙相抽除法在不飽和土壤層中，由於土壤氣體遭不斷的抽除，造成不飽和層趨向真空的狀態，也因回收井附近之抽氣作用，使得污染區以外之遠方乾淨土壤氣體引入，造成通氣氣流之現象，持續補助整治區之土壤層供氣供氧，產生類似生物通氣法之作用，如此可以加強不飽和層土壤層之生物降解作用。

雙相抽除法特別適用於油品類污染之場址，尤其是在自由相之浮油尚未移除之前，並不適合直接利用生物或化學方法進行整治的場址。因此，在污染場址採取多重處理方法併用原則下，針對有浮油層的場址，雙相抽除法往往優先於其他整治程序，被選擇來處理地下環境中之污染物。

在系統的設計上，大致可分為單泵與雙泵兩種，其示意圖分別如圖 5-12 與圖 5-13 所示。單泵與雙泵的差異在於前者採用單一泵同時從回收井中回收浮油與地下水，後者則是一組泵抽取浮油，另外

有一組泵抽取地下水同時提供必要的水位洩降。單泵系統適用於具有低到中等程度透水性的地質，其設置成本低也較容易，其抽取量一般藉於 5 gpm 到 20 gpm 之間，抽取方式則是藉液位偵測器做間歇性的抽取。由於任何的泵型式，在抽取過程中均會造成乳化現象，致使溶解相之濃度升高，所以地表上都必須設置油水分離與水處理設備。至於雙泵系統，其主要目的是最佳化洩降錐的程度以達到最高的浮油回收效能，同時讓油水混合的狀況減至最低，因此這種系統採用一組泵只抽取地下水以製造所需之洩降錐，第二組泵則只抽取浮油。抽取地下水的抽取量需經過適當的調整以控制洩降之深度，抽除浮油的部分則採用油類偵知器作為啟動與關閉泵的機制。藉由平衡地下水與浮油之抽取量，即可以將乳化現象減至最低，甚至可以達到不需要油水分離設備的程度。

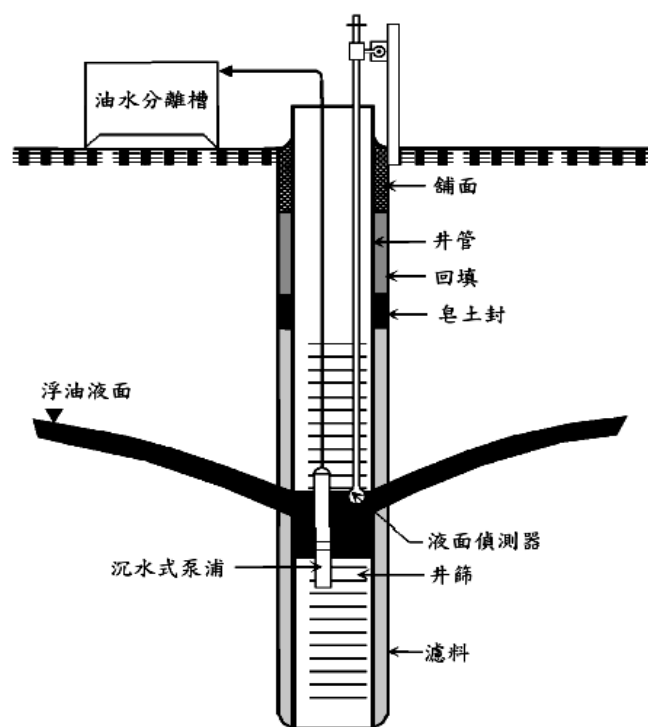


圖 5-12 單泵回收井設備示意圖^[5]

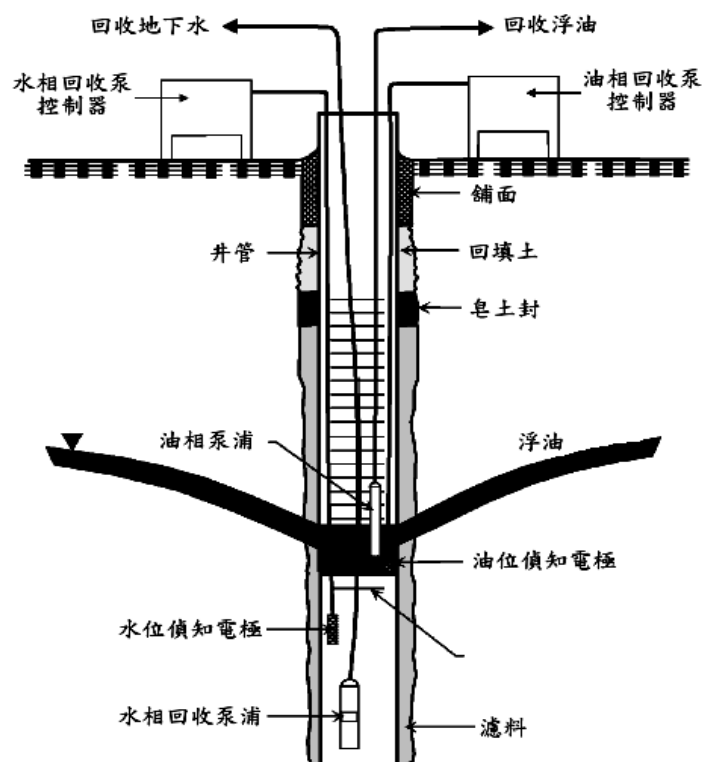
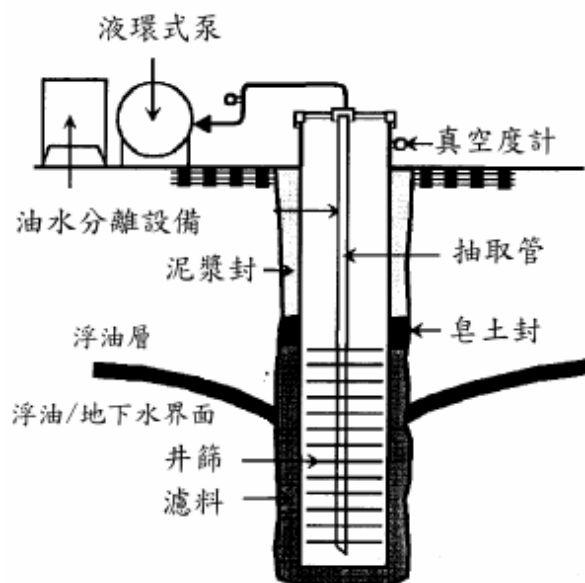
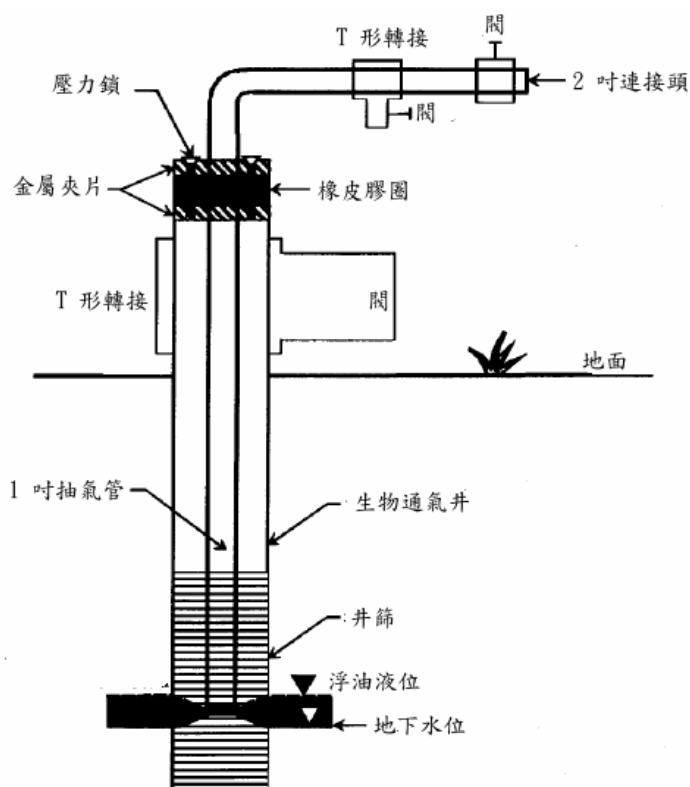


圖 5-13 雙泵回收井設備示意圖^[5]

雙相抽除法在實際整治設計上已發展出多種形式，但主要有二種配置的概念，其差異僅在於抽接管在井中之垂直位置的不同。一般的真空/抽水系統如圖 5-14 所示，直接將抽出管出口置於地下水中，採用單一泵同時抽取水與浮油，由於回收井為氣密設計，所以回收井上部產生真空而有回收油氣之效果。另外一種系統則是設計同時用單一泵同時抽取浮油、空氣與水，所以將抽出管或抽氣管的出口置於空氣/浮油的界面（圖 5-15），這種設置即為一般所稱的生物漱洗 (Bioslurping)。有時雙相回收系統可以藉由地下水抽取量與回收井的數量與位置的設計，達到利用水力控制來限制浮油團的擴散。

圖 5-14 單管雙相回收系統示意圖^[5]圖 5-15 生物漱洗井結構示意圖^[5]

二、技術適用時機^[3]

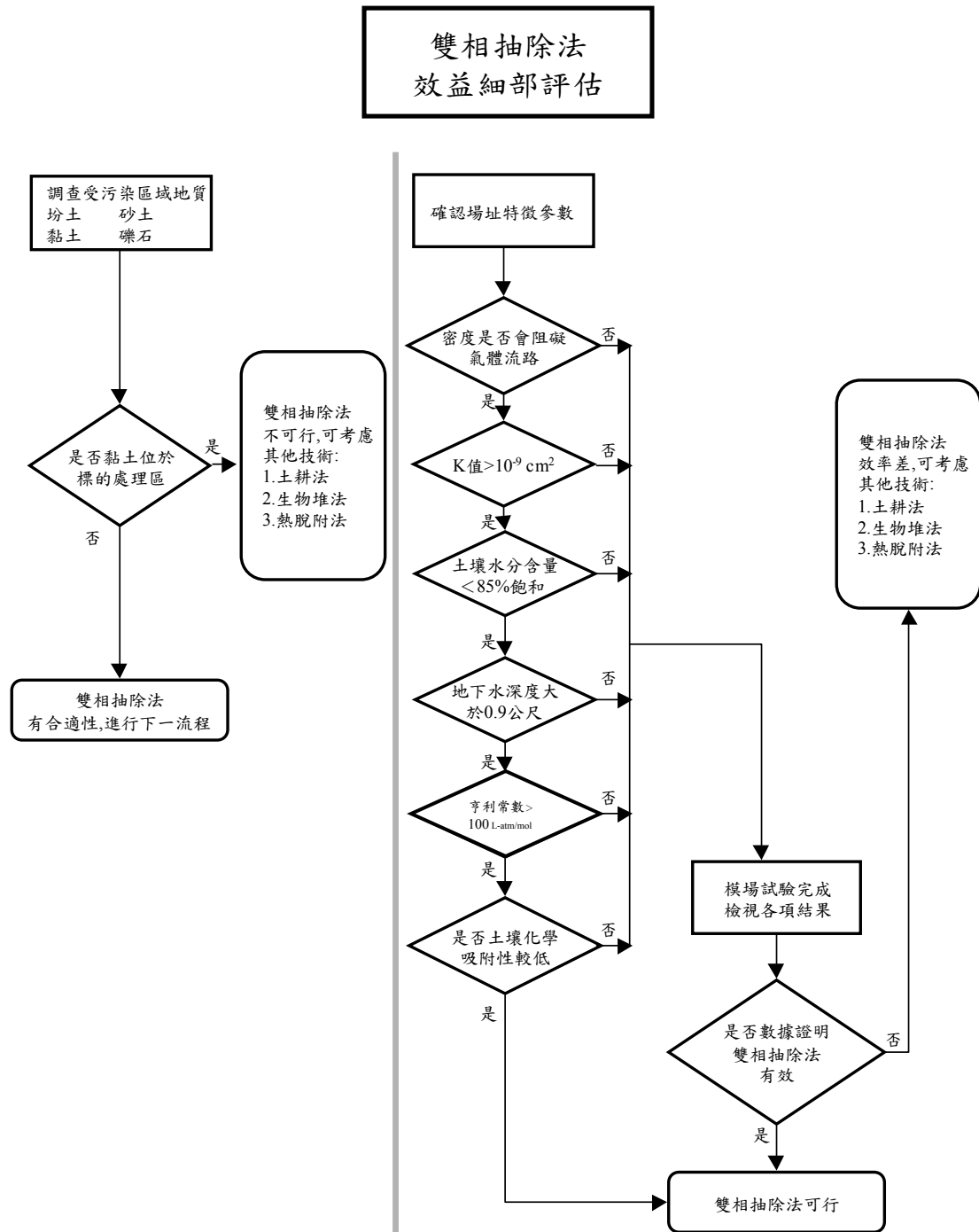
圖 5-16 為 DPE 適用與否的評估流程圖，雙相回收抽除系統適用於土壤、地下水污染併同處理，甚至包括浮油之回收，具有氣、液、油共同處理之適用優勢。

雙相回收抽除系統的適用條件包括：

1. 低到中等的透水性地質 (水力傳導係數 $< 10^{-3}$ 公分/秒) 或較薄的浮油厚度(< 15 公分)。
2. 地下水位介於 1.5 到 6 公尺。
3. 傳統的抽出法或回收溝技術不適用。
4. 浮油位於鋪面或不透氣表面之下。

當雙相回收系統之浮油回收體積不夠多的時候，就該考慮停止操作，所以訂定停止運作之標準也是系統建置時必須審慎考慮的條件。停止運作的標準可能包括總浮油回收率 (例如：每個月少於 2 加侖或者浮油回收體積對地下水抽出速率的比例小於 0.1%) 與回收/監測井中浮油厚度 (例如：小於 3 公分)。浮油厚度應按季或按月進行監測，以確保回收/監測井中的浮油厚度在規定時間內 (如 2 年) 沒有超過閾值 (如 3 公分)，此閾值也可同時作為重新啟動回收設備的參考。

另外，有關「單泵雙相」與「雙泵雙相」的優缺點如表 5-8 與表 5-9 所示。

圖 5-16 雙相抽除法簡易評估流程^[2]

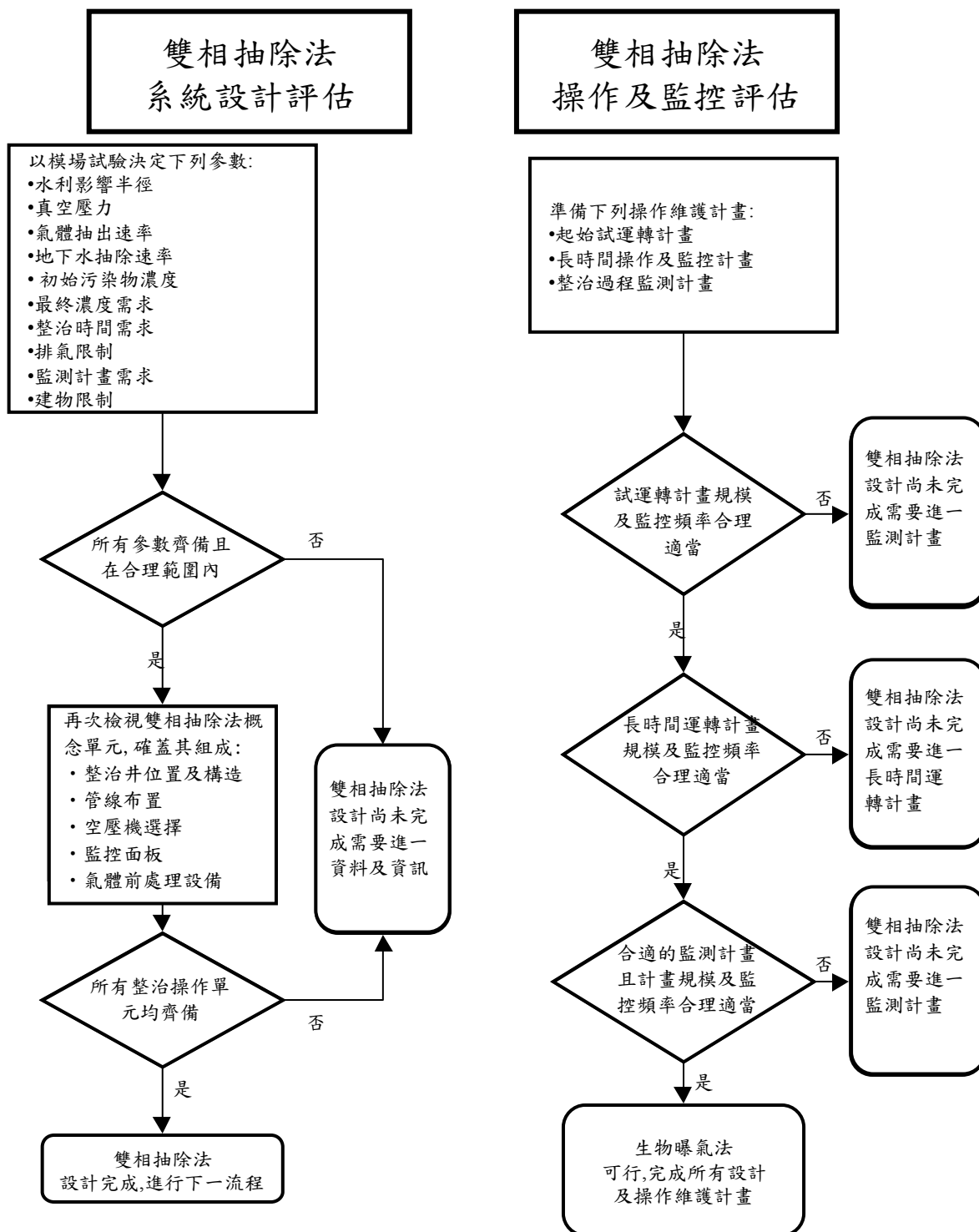


圖 5-16 雙相抽除法簡易評估流程 (續) ^[2]

表 5-8 單泵雙相抽除法優缺點比較表^[2]

優點	缺點
■ 在低滲透性地質特性場址中，整治較有效。 ■ 操作空間較小。 ■ 較短之處理時間（一般在最適條件下操作約為至 6 個月至 2 年）。 ■ 增加污染地下水之抽除速率。 ■ 可以應用於有浮油的場址，並且可以結合其他整治技術併行，例如空氣注入法、生物整治法等。 ■ 在有建物或其他地上物之地方，也能輕易施工建置。	■ 在高滲透性地質特性場址中，要達到整治目標所需之經費較高。 ■ 在地下水水位變動較大之區域難以處理 ■ 處理抽除之土壤氣體或是分離油、水兩相之經費可能較高。 ■ 在地面上，必須設置能夠處理大量地下水的設備。 ■ 須有特殊的機器設備以及有經驗的操作及試驗技術。 ■ 操作期間需要複雜的操作、控制以及監測計畫。

表 5-9 雙泵雙相抽除法優缺點比較表^[2]

優點	缺點
■ 廣泛適用於各種條件之地質狀況，機具設備較容易獲得。 ■ 處理設施運作之空間需求較小。 ■ 較短之處理時間（一般在最適條件下操作約為 6 個月至 2 年）。 ■ 對於地下水位變化較大的區域有較大的彈性運用空間。 ■ 可以應用於有浮油的場址，並且可以結合其他整治技術併行，例如空氣注入法、生物整治法等。 ■ 在有建物或其他地上物之地方，也能輕易施工建置。	■ 對於地下環境之資訊不完整之場址有使用上的限制，可能較無效。 ■ 氣體處理需要較多的經費。 ■ 分離油、水兩相，經費可能較高。 ■ 操作期間需要複雜的操作、控制以及監測計畫。

三、系統設計^[3]

雙相抽除法的主要設備包括：

(一) 裝有漱洗管（抽氣管）之回收井

(二) 可以抽取液體與氣體的抽氣泵 (一般使用液環式泵)

(三) 氣/液與油/水分離設備

(四) 水與尾氣處理單元

漱洗管是一置於回收井井篩開篩區間且可調整長度並延伸至 LNAPL 層的抽氣管，地下水、浮油以及土壤氣則用抽氣泵由此抽氣管抽出。因為抽氣在回收井中產生負壓梯度 (真空度)，所以可以加強地下水中浮油及不飽和層中殘留相之移除。生物漱洗系統利用漱洗管在移除液相與移除氣相之間循環運作，並在處理期間維持相對穩定的地下水位。同時由漱洗管抽除氣體提昇了不飽和層的通氣量，增加該層的氧氣濃度，進而增加好氧生物降解機制。如果生物漱洗設備運作條件得宜，有時候處理回收的地下水與氣體的地上設備亦可以免除。當浮油回收工作完成後，回收井可以輕易的改裝成生物通氣 (bioventing) 井繼續後續的生物處理工作。

當漱洗井開始抽氣時，首先抽除浮油與少部分的地下水，如果浮油流進井中的速率夠快，且地下水位在地表下 7.5 公尺以內，回收過程中浮油一般是可以充滿整支漱洗管；但如果條件不足 (例如：浮油回流速度不夠快)，則回收的浮油會是斷斷續續，在漱洗管中形成一段一段的油水混合型態，這也就是所謂「漱洗」。回收的液體被導入油水分離裝置，浮油可以回收再利用，而所收集的地下水經處理後再放流。當地下水回流速度不夠快時，回收井無法提供漱洗管所需之液體量 (液面低於漱洗管)，於是漱洗管開始抽取井篩週邊的土壤氣，形成低到中等的真空度 (3 到 20 in-Hg)，所抽取的氣體則收集於氣/液分離設備，再由尾氣處理設備處理後排出。此時漱洗管不斷抽出不飽和層的土壤氣體，使得週邊的空氣不斷的補充進入回收井中，增加不飽和層的氧氣流通量，進而提高了好氧生物之降解效能。於抽除氣體一段時間後，因為回收井上方之真空度所造成的壓力梯度，液面逐漸回升，在液面回到漱洗管的抽氣口位置，漱洗程序回到抽除液相的階段。生物漱洗回收浮油技術的運作就是在地下水/浮油抽除以及土壤氣抽除兩者間循環。至於運作時抽除地下水的體積則可以藉由調整漱洗管的深度控制，而土壤氣體的抽除體積可以藉由調整抽氣泵的抽氣量與所得之抽除速率控制。

四、設計要點^[1]

污染場址是否適用雙相抽除法，必須進行完整的場址特性 (site characteristics) 調查及污染物特性 (chemical properties) 等兩項主要項目工作，包括以下內容：

(一) 土壤滲透

土壤滲透係數 (air permeability) 主要判定地下水在含水層中的移動能力，是研判雙相抽除法相當重要的指標，控制不飽和層中氣體傳輸供給微生物之速率，以及飽和層地下水被抽除的速率。

一般而言，單泵雙相抽除法適合原土壤滲透係數 10^{-9} ~ 10^{-11} 平方公分的情形下，對於本項技術相當有利；土壤滲透係數大於 10^{-9} 平方公分下較不建議執行，因為孔隙過大反而不易維持真空度。對於雙泵雙相抽除法而言，原土壤滲透係數適用範圍較廣，因孔隙過大的所造成的限制較單泵雙相系統小。另外地質如果有孔隙大小差異較大的分層現象，將會降低成效。

(二) 土壤濕度

未飽和層土壤濕度大於其田間含水量 (field capacity) 的 85%，則可能會有氣體被阻塞形成氣泡，進而影響氣體的流動。

(三) 地下水深度

一般而言，地下水位離地表 3 英尺 (約 90 公分) 以內者，不飽和層之氣體流路太短，不利於形成真空狀態及併同抽除油、氣、水之期望。

對於單泵雙相抽除法而言，在地下水水位變動較大之區域難以處理，故不建議採用本項方法，或改採用雙泵雙相抽除法代替。

(四) 污染物揮發性

可由化合物蒸氣壓、沸點以及亨利常數等進行揮發性的研判，一般以蒸氣壓大小為簡易研判之基準，大於 0.5 mmHg 者，容易於抽氣井中被抽氣泵抽除；但若是化合物之蒸氣壓小於 0.5 mmHg 者，則必須藉由通氣作用，由土壤層中的微生物進行分解。

(五) 污染物吸附特性

吸附容量 (sorptive capacity) 決定污染物會不會被吸附於土壤顆粒間隙中，一般由土/水分配係數 K_d 值表示，若是吸附容量越大，則表示污染物越容易存於土壤層內，不易被雙相抽除法系統中的泵所抽除。

(六) 模場試驗結果

本技術相對於其他整治技術而言，更有模場試驗之需求，由結果決定本技術是否能有效回收浮油。

5.1.4 地下水抽出處理 (Pump & Treat)

一、技術概論

地下水抽出處理是使用最為廣泛的地下水整治技術，即便新穎技術不斷推出，抽出處理的方式仍然是地下水整治中非常廣泛使用的方法。利用抽水井將受污染的地下水抽到地表的處理設施，經處理後再予以放流或回注含水層（注意，須符合相關的其他法規，如排放水標準或注入地下水體標準）。抽出處理有兩項基本功能：

- (一) 處理受污染的地下水
- (二) 藉由抽水在抽水井周圍所產生的洩降錐 (drawdown)，導引抽水井附近的水向抽水井集中，形成所謂的捕捉區 (capture zone)，使此區域中的污染物不致向外流散，宛如一道水力牆 (hydraulic wall) 阻絕污染物向外的傳輸。

二、使用時機

地下水抽出處理在很多時機都會被使用。最常被使用的時機包括：

- (一) 緊急應變：當一開始發現有地下水污染，為防止污染擴大，於是在發現污染物或發生洩漏點設置抽水井，或臨時以現有的監測井應急，作緊急的抽水行為。
- (二) 地下水整治：早期（1990 年以前），地下水抽出處理幾乎是地下水污染整治的唯一方式，後來到 1990 年以後，逐漸開始有生物復育、地下水空氣注入法、與化學氧化等等之後，抽出處理的比重才稍微降低，但仍然廣為使用。
- (三) 傳送反應物質：即使抽出處理不是主要的地下水整治方式，但是其他的整治方法仍然會有許多機會利用地下水注入與抽出的方式，將反應所需的物質輸送到污染區，例如在現地微生物處理時，可藉由上述抽出與注入的方式，將微生物所需的營養源或溶氧送到微生物反應區；又例如化學氧化，也是需要以注入—抽出的方式將氧化劑輸送到反應區。

表 5-10 為地下水抽出處理的優缺點，整體而言，抽出處理在剛開始的緊急應變防止污染物擴大有一定的功效；搭配其他的整治技術也有良好成效，但若以地下水抽出處理作為單一的整治方法，由過去國內外的許多經驗看來，其處理效率因受限於污染物由土壤的慢速脫附與由微小孔隙中緩慢擴散出來的質傳限制，造成後期的處理效率不佳，很難在合理的期限內完成整治。在國外有一些場址使用抽出處理方式作為單一的

整治方式，操作時間超過十年，仍然無法達到管制標準（一旦停止抽水，一段時間後濃度因污染物擴散出來而又升高），部分場址在操作多年後改以其他整治技術作為第二階段的地下水處理方法。

表 5-10 地下水抽出處理的優缺點^[19,20]

優點	缺點
■ 設置簡單、快速，操作經驗需求較低。 ■ 設置及維護成本較低。 ■ 對於污染區域較小，或是污染濃度不高的場址，容易達成整治目標。 ■ 容易同時搭配其他土壤或地下水的整治方法，形成多重組合的整治序列，提高整治效能。	■ 部分 NAPL 物質，溶解於水中的速率相當緩慢，導致污染物無法隨地下水快速有效的抽出。 ■ 污染物從水力傳導係數（hydraulic conductivity）低的區域擴散到水力傳導係數高的區域速率緩慢。 ■ 含水層中，已被土壤吸附污染物質的脫附速率較為緩慢，因此，可能當在地下水中污染物濃度已被抽除降低之後，若停止抽水，仍有可能因緩慢的脫附作用，使得水中濃度再度緩慢的提升。 ■ 在死角區域（dead-end zone）的水動力會遭到隔絕（hydrodynamic isolation）。

三、系統設計

地下水抽出處理系統主要設備為下列 3 個部分：

- (一) 抽水井網及集水管線。
- (二) 抽水泵與配電。
- (三) 地面廢水處理設備。

與其他整治技術相較，抽出處理的硬體設備較簡單，主要是設置抽水井（網），此部分須在取得污染團（指溶解相污染物，plume）分佈圖以及含水層的詳細水力傳導係數資料（需要較準確的數據，盡量以抽水試驗所的數據為準，並且同一含水層如果有明顯地質變化，最好要有分層的水力傳導係數資料），然後利用井水力學的方式，求算井（或井網）的位置、數量、與抽水量，計算方式除以套圖加手算外，也可以利用電腦軟體程式，如 Modflow，作計算。圖 5-17 為以 Modflow 軟體設計某場址的抽水系統所畫出的捕捉區，理論上設計時捕捉區的範圍必須涵蓋受污染區的範圍（以整治標準為界線）

抽出的地下水由於含有污染物，因此需進一步作處理，處理的方式有多種選擇，如果現場有既有的廢水處理廠，則可在不超過廢水場的設

計操作流量下，一併處理。由於污染在地下水的濃度大部分時候都很低，因此活性炭吸附法是較廣被使用的處理方法之一；其它像是氣提法（Stripping）、化學氧化、生物法或其他方法亦都可考慮。

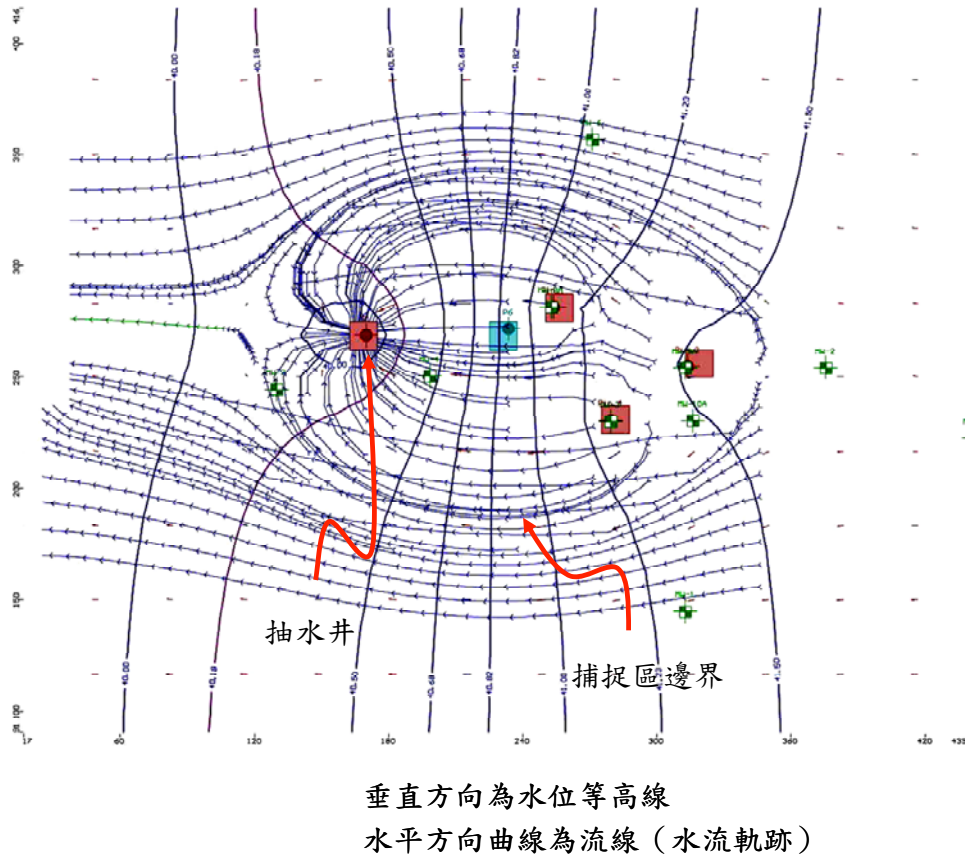


圖 5-17 地下水抽出處理所造成的捕捉區（capture zone）

四、設計要點

- (一) 設計抽水井的數目與位置前，應先對水文地質作較深入的掌握。例如水力傳導係數可能就不適合以微水試驗（slug test）來決定，而應以較為準確的抽水試驗（pumping test）取代。另外究竟有無地質分層的現象，這將影響地下水的流動。在設計抽水井時這些因素都應一併納入模式計算，否則容易造成誤差，即部分區域的整治效果不佳，一旦停抽後，濃度很快就上昇。
- (二) 含水層地質不均勻性的掌握。水不易流入的微小孔隙區，裡面的污染物僅能靠擴散緩慢釋出，將造成長期的污染源。
- (三) 油相的存在也是長期的污染源，一樣造成後期整治的失敗。
- (四) 依國外過去的經驗，單靠地下水抽出處理的方法，很難完全將一個場址整治乾淨，一旦停止抽水，地下水濃度又會上升到超過管制標

準，其可能的原因如上所述。因此此方法應與其他方法結合，例如以此法作為初期的整治方法，在搭配現地地下水生物復育法，或自然衰減法等。

- (五) 地下水抽出處理技術除可單獨使用作為整治技術外，也能同時搭配其他的地下水整治技術一併實施，例如：在地下水生物復育技術時經常需搭配地下水抽出技術加速將營養鹽與溶氧等輸送到需處理的地區；在處理 DNAPL 時所使用的界面活性劑沖提技術（surfactant flushing）也需要利用地下水抽出處理技術將界面活性劑輸送到受污染區域，並控制防止被沖洗出的污染物向外擴散；其它又如現地化學氧化也是需搭配此技術。上述各技術在搭配抽出處理使用時，建議也須依前述要點估算地下水的捕捉區。

5.1.5 熱脫附技術

一、概論與原理

熱脫附技術可分為離地（ex-situ）與現地（in-situ）處理兩種，前者一般是應用在將挖掘出來的土壤送到機器中加熱到污染物的沸點以上使之完全氣化，以達脫附處理的目的，其所使用溫度約 150~300 °C（低溫熱脫附）與 400~600 °C（高溫熱脫附）；污染物自土壤脫附出來轉成氣態，經由後續的空氣處理設備去除懸浮固體與有機氣體，然後排放。

現地熱脫附除是不挖掘土壤直接將熱送到地表下，可處理未飽和層土壤外，也可整治含水層中受污染的地下水，現地加熱的方法可以藉由通入水蒸汽，或在含水層中安置電阻加熱的方式，或利用電磁波加熱，或熱空氣等等將地下水加熱成蒸氣，污染物受熱後將蒸發到氣相，再經由地下水收集井及未飽和層的土壤氣體抽除法（SVE）井將移動的污染物收集到地表作進一步處理，如圖 5-18 所示。

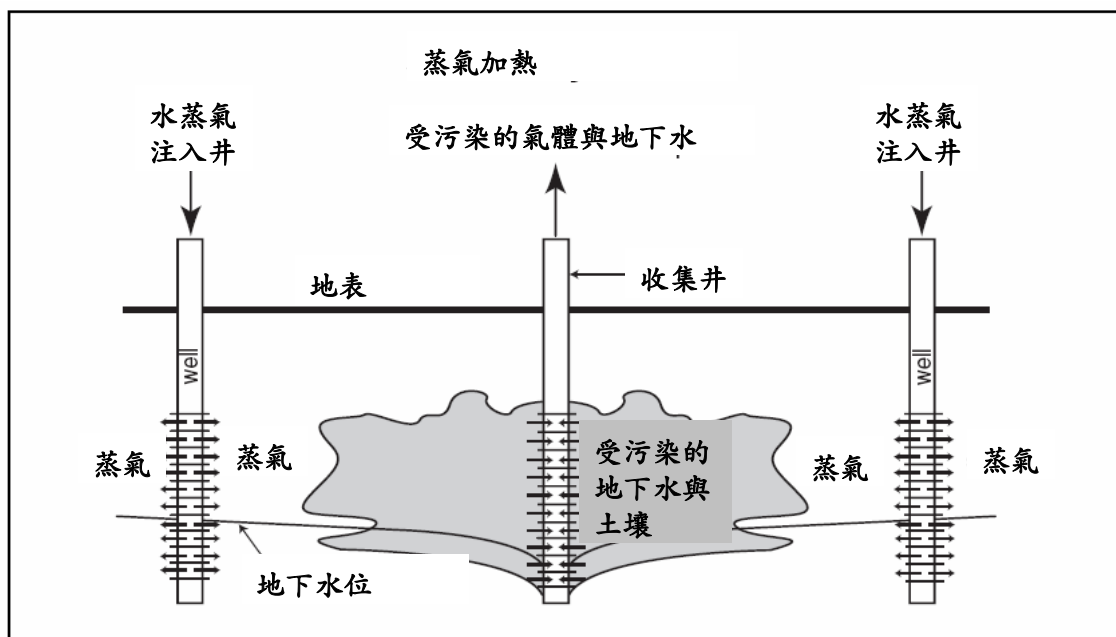


圖 5-18 現地加熱技術示意圖^[1]

二、使用時機

離場熱脫附主要是針對半揮發的有機污染物，如燃料油、殺蟲劑、多氯聯苯、戴奧辛以及受汞污染土壤或污泥等，特別是如果污染物屬生物難分解，則更加適合。雖然對揮發性有機物也會有效果，但是不符經濟效益。熱脫附對黏土質土壤的處理效果稍差。表 5-11 為使用離地熱脫附技術的優缺點。

表 5-11 離地熱脫附法優缺點比較表^[6]

優點	缺點
■ 現場 (on-site) 或離場 (off-site) 的技術及設備上取得容易，已經商業化 (如美國)。 ■ 非常快速的處理時間，商業化系統每小時處理量可達 25 噸土壤。 ■ 處理大量土壤時 (大於 765 立方公尺)，具有競爭優勢，每噸土壤處理費用約 30~70 美元，但不包括離場 (off-site) 處理方式的土壤運輸費用。 ■ 可以快速處理主污染區 (hot spot) 的高濃度油品污染。 ■ 可以簡單的和其他技術再進行結合處理，例如空氣注入法等。 ■ 經處理土壤可以回填原場址，或是做為原污染場址以外地方之其他填土用途 (惟必須經環保機關同意)。 ■ 可持續降低 TPH 至 10 ppm 以下，以及 BTEX 至 100 ppb 以下，或甚至更低。	■ 必須挖除土壤，但一般限制在地表以下深度 7.6 公尺以內。 ■ 現地處理必須有足夠的設備設置空間 (大約大於 2,000 平方公尺) ■ 離場 (off-site) 處理方式的土壤運輸費用較高。 ■ 欲處理地下水面以下之含水層土壤者，必須以抽水等方式先降低地下水位。

現地加熱脫附技術除可整治如前所述的半揮發性污染物外，也是少數幾種可以處理含水層中 NAPLs 的適用技術之一。其優點是無須開挖土壤，且整治的速度快，例如以電阻加熱的方式約一個月左右即可完成整治，但需花數倍的時間降溫；現地熱脫附主要的限制因子為地質不均勻性，被氣化後的污染物移動性高，如果地質非常不均勻，可能較難完全收集污染物，造成二次污染。

三、系統設計

(一) 離地熱脫附

離地熱脫附處理系統有多種商業化的機種，國內就曾數次引進不同機型。離地熱脫附的系統主要包括：

1. 進料系統：挖掘出來的土壤以推土車或其他機具送進料至槽內，再以螺桿的方式將土壤送入加熱器。
2. 加熱器：加熱器有分為直接加熱與間接加熱兩類，前者直接以燃燒器噴油點火，後者多以高溫高壓水蒸氣加熱。
3. 尾氣處理設施：被蒸發出來的污染物夾帶懸浮微粒 (土壤)，因此

氣體需處理被蒸發出來的有機物蒸氣與懸浮微粒後方可排放。氣體中有機物的處理可以選用高溫焚化（二次燃燒室）、觸媒氧化、或活性炭吸附等，視有機物濃度高低決定。而懸浮微粒多採用袋濾機（bag house）攔截，如果有酸性氣體產生則需再加裝水洗塔（scrubber）。

（二）現地熱脫附

現地熱脫附均需搭配 SVE 系統抽除蒸發出來的污染物氣體，以及必要的抽水井以防止污染的地下水外移。加熱的設備視所選用的加熱方式不同而異，如採用注入熱蒸氣或熱空氣，則需設置注入井，作法與一般的地下水空氣注入井類似，但須留意注入井的材質是否能耐高溫；如採用電阻加熱，則需在地表下埋設電極，依使用電相的不同可再區分為三相與六相電阻加熱。所收集的受污染氣體需處理氣相中的有機物方可排放。

四、設計要點^[1]

- （一）因為本項技術單元並不期望有加熱裂解或是焚燒的情形發生，因此，所以尾氣溫度必須低於油品類會被焚燒之溫度，也就是低於油品會產生自燃現象的溫度。
- （二）加熱的污染物中應排除有含氯的污染物在內，否則容易與碳氫化合物在高溫下產生戴奧辛。

5.2 化學處理技術

一、概論與原理

應用在土壤與地下水整治的化學處理方法可分為還原與氧化兩大類別，前者主要用於含氯有機物或是氮氧化物的脫氯或脫氮，在石油碳氫化合物的整治著重於氧化。化學氧化處理在應用於土壤地下水整治前就已經廣泛應用於廢水處理，直到最近 20 年才開始逐漸應用在地表下的污染物處理。雖然反應的基本原理一樣，但是由於系統中多出土壤以及地下水中豐富的碳酸氫根、亞鐵離子、與土壤有機質等等，使得整個化學反應較單純水相更為複雜，原本不顯著的副反應在土壤地下水中可能反成為主要的反應，使得氧化劑的消耗量大於單純的水相反應，因此雖然早在 1980 年代就開始有人嘗試現地化學氧化，但是碰到上述瓶頸故此整治技術在當時並未成為主流之整治技術。

直到約 10 年前開始使用其他的化學氧化劑，如高錳酸鉀（Permanganate）與過硫酸鹽（Persulfate）等，以及原有的強氧化劑使

用條件的改良，使得近年來化學氧化整治技術又再度受到重視。

化學氧化技術的優點如下：

(一) 反應迅速

一般現地生物復育處理所需的時間通常以「年」作單位，實際時間視每個場址的污染物種類、程度、以及當地地質水文條件而定。但是以化學氧化法，所需的時間是以「週」或「月」作單位。

(二) 適用的污染物對象廣泛

一般微生物分解常會有所謂難分解的化合物，即使實驗室中能夠馴化出適當的分解菌，但是到現地應用時會有植入菌種的適應問題，以及現地的地下水環境是否容易被改造成適當的生物繁殖與分解的條件。而以物理方法處理則受到其蒸氣壓或溶解度等物理性質的限制，但是化學氧化方式在這方面受到的限制顯然較少，例如氫氧自由基幾乎可以與大部分的有機物進行反應。

(三) 能直接與「油相」(Non-Aqueous Phase Liquid, NAPLs)直接反應

現地化學氧化除可以處理溶解在地下水中的污染物外，也可以直接在 NAPLs 存在下使其快速降解，這是一般生物反應很難達到，因此近年來許多應用化學氧化整治技術，反而將目標放在污染源 (NAPLs) 的整治。

目前已經在實場使用過的氧化劑包括有：

- 過氧化氫 (Hydrogen peroxide, 即雙氧水)
- 臭氧 (Ozone)
- 高錳酸鉀
- 過硫酸鹽

其原理說明如下：

(一) 過氧化氫

1. 芬騰反應 (Fenton reaction)

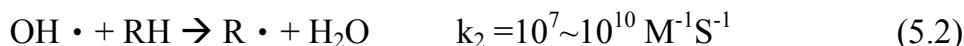
過氧化氫 (氧化還原電位 1.8 V) 單獨使用作為氧化劑的效果不佳，須與「亞鐵離子」一起反應才会有強氧化的效果，這種雙氧水加亞鐵離子的方法稱為「芬騰」反應。「芬騰」反應的發明歷史非常久遠，早在 1894 年英國 H. Fenton 提出在亞鐵離子可以「催化」雙氧水對 malic acid 的氧化。Walling^[9]將反應整理如下，但為更清楚表達，作者將排列的順序略為調整，並予以歸類如下，同

時反應速率常數值除 Walling 外亦包括 KIWI^[10]的數據：

(1) 產生自由基的起始反應



(2) 有機物反應 – 產生 alkyl radical 反應



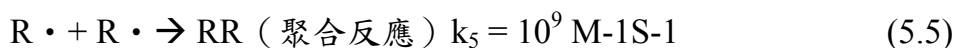
(3) 有機物反應 – alkyl radical 反應



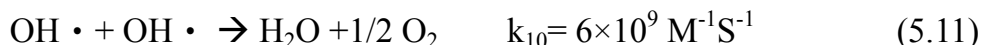
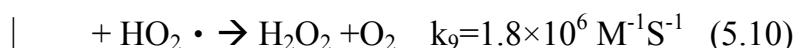
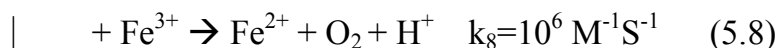
$$k_3 = 9.5 \times 10^4 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1} \quad (5.3)$$



$$k_4 = 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1} \quad (5.4)$$



(4) 氫氧自由基的競爭反應



E. 亞鐵離子再生反應



上述的反應相當複雜，雙氧水藉由所加入的亞鐵離子，於是經由式(5.1)產生出氫氧自由基並將亞鐵氧化成三價鐵離子，氫氧自由基的氧化還原電位， E_o 為 2.76V 是氧化能力最強的氧化劑，也因此對反應的對象無選擇性。

式(5.1)的反應速率相對於後續的自由基反應而言是相當緩慢，但是一旦形成氫氧自由基之後，迅速的進行式(5.2)的反應，使有機物成為高反應性的自由基，然後進行式(5.3)～式(5.5)的連鎖反應(chain reactions)，其中式(5.4)的三價鐵扮演將有機物進一步氧化的角色。另外，並非所有的氫氧自由基都會與有機物反應，它還會與式(5.6)、(5.7)、(5.10)進行競爭反應，意即這類反應對分解有機污染物而言是不利的反應。因此提高雙氧水與亞鐵離子的濃度雖然可以

增加式(5.1)的氫氧自由基生成速率，但是過多的雙氧水或亞鐵離子反而會促成與有機物一起競爭氫氧自由基的反應，因此過多的亞鐵或雙氧水對有機物的分解速率增加有限，特別是過多的雙氧水只是增加被分解成水與氧氣，反而是浪費藥品費用。

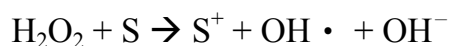
因此雙氧水—亞鐵離子—有機物三者間的最佳劑量關係是相當複雜，一直都不斷有許多研究持續進行中。另外由於鐵離子容易生成氫氧化鐵沈澱，以及雙氧水在中性以上容易自我分解成氧氣與水，因此一般水相芬騰反應的最佳的 pH 操作條件約在 3 附近。

選擇「芬騰反應」的理由可以歸類如下幾點：

- (1) 具有非常高的氧化能力，幾乎可以與所有的化學物質產生反應，且完全礦化（轉化 CO_2 與水）的比例也相當高，許多研究^[11,12]顯示有數十百分比（percentages）的有機碳是可以完全被氧化成二氧化碳。
- (2) 所使用的化學藥劑，雙氧水與亞鐵離子（後者視狀況添加），其藥品單價與其他化學藥品相較為便宜。
- (3) 水相芬騰反應的改變方式多樣化，例如以電解的方式產生亞鐵離子或產生雙氧水等等，使得此技術應用在地下水處理時的未來變化空間仍大。

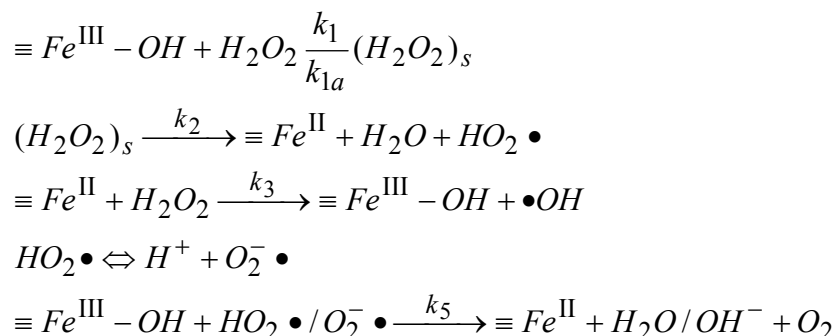
2. 「類芬騰」反應（Fenton-like Reaction）

「芬騰反應」是在水相中利用亞鐵離子產生氫氧自由基，進而氧化有機物的反應。而「類芬騰」一般而言是指以「固態的金屬氧化物」取代水相中的亞鐵離子，經與雙氧水反應後產生出氫氧自由基與有機物進行反應：



其中 S 代表金屬氧化物的表面， S^+ 則代表經氧化後的化合物。基本上是以水相中 Fenton 的反應機制方式來解釋金屬氧化物的催化現象。

但是 Lin 等^[13]以氧化鐵（Goethite; $\alpha\text{-FeOOH}$, Iron oxyhydroxide）與雙氧水反應為例，提出更為詳細的反應機制，經簡化後如下所列：



氧化鐵上的鐵為三價，經與雙氧水反應後，並非被氧化，而是被還原成二價的亞鐵，進而再與雙氧水反應氧化為原來的三價鐵氧化物，並進而產生氫氧自由基。所產生的氫氧自由基就可以如同芬騰反應中的機制與有機物進行分解反應。而氧化鐵上的三價鐵卻是「再生」反應，Lin^[13]的實驗數據顯示所使用的氧化鐵的觸媒活性，並未因為反應一段時間後而會有所降低。這個結果非常重要，表示無須像水相般持續提供亞鐵離子。且 pH 在中性或鹼性下所得的反應速率與在酸性環境下相當^[14]。

(二) 臭氧

臭氧是一種氣態的強氧化劑，其氧化還原電位為 2.07 V。臭氧被使用在飲用水的消毒與後處理上已經有相當長的歷史，雖然台灣與美國的飲用水都使用氯氣殺菌，但是歐洲大部分的自來水廠仍然堅持使用臭氧殺菌與臭氧及其相關的組合，例如「臭氧/雙氧水」，「臭氧/UV」，「臭氧/氧化鈦」等，一直都是廢水高級氧化中經常被使用的處理方法。但是與上述的「類芬騰」與「高錳酸鉀」一樣，臭氧被考慮應用到處理土壤與地下水污染物還是 1990 年代以後的事。

臭氧的化學反應兼具氫氧自由基連鎖反應與直接反應。在酸性的情況下，臭氧進行直接反應，藉由烯類雙鍵上的電子移轉，臭氧與烯形成環狀化合物，然後再裂解。但是當水溶液的 pH 提高，則水中的臭氧會自行分解，產生出氫氧自由基，然後與有機物進行連鎖反應。在水溶液的 pH 值小於 2 的時候，臭氧相對於其他 pH 值時非常安定，通常此時的反應可以完全視為直接反應，但是隨著 pH 逐漸提高，氫氧自由基的產生速率也跟著提高，連鎖反應變成主要的反應機制。自由基的反應速率遠大於臭氧與烯類雙鍵間的反應速率，且能被反應的對象也較廣，但是相對地臭氧「消耗量」也較直接反應高。而應用在土壤地下水的反應也是以氫氧自由基反應為主。

(三) 高錳酸鉀

高錳酸鉀氧化反應與芬騰反應的最大差異是後者利用氫氧自由基進行所謂的「連鎖反應」(chain reactions)，而高錳酸鉀的反應卻不是靠氫氧自由基，而是靠高錳酸根直接與具雙鍵的有機物進行電子移轉反應，其氧化還原電位為 1.70 V，氧化能力低於氫氧自由基、臭氧分子、和硫酸根自由機，對土壤消耗的氧化劑劑量要比芬騰反應少許多。

容易與高錳酸鉀進行反應的污染物以具有雙鍵為主，如烯類，但對苯環類的石油碳氫化合物則反應性差，例如高錳酸鉀與苯就不會產生反應。因此高錳酸鉀在土壤與地下水整治方面以應用在含氯乙烯類的整治。

(四) 過硫酸鹽

過硫酸鹽為最近應用在土壤及地下水化學氧化的氧化劑，其本身即為強氧化劑，氧化還原電位為 2.01 V，經過還原反應後，可分解成：



其中硫酸根自由基 ($\text{SO}_4^{\cdot -}$) 的氧化還原電位高達 2.6 V，僅微低於氫氧自由基，因此具有極強的氧化能力。由於所生成的硫酸根自由基除與有機污染物反應外，仍會繼續與 Fe^{2+} 及其他物質進行連鎖反應，造成高濃度的過硫酸鹽生成較多的硫酸根自由基，但其他對分解污染物無幫助的反應消耗掉硫酸鹽自由基的比例也大幅增加，造成無謂的浪費，因此氧化劑（過硫酸鹽）、啟動劑 (Fe^{2+}) 與污染物三者間的最佳使用劑量仍為研究的課題。地下水中的碳酸根、碳酸氫根等陰離子雖對硫酸根自由基有捕捉的作用，但影響卻不若對氫氧自由基那麼明顯^[14]，因此也造成過硫酸鹽在含水層中可以有長距離的傳輸，這優點是過氧化氫所不及。不過由於過硫酸鹽須要以加熱、紫外線照射或添加亞鐵離子來啟動硫酸根自由基的生成，若以後者啟動，則 pH 值須控制在酸性/弱酸性條件，以防止沈澱，或者須以添加螯合劑方式防止 Fe^{2+} 沈澱。近年的研究顯示過硫酸鹽對含氯有機物的分解及汽油中的 BTEX 與 MTBE 也都有良好的處理效果^[15]。由於近年才開始發展將過硫酸鹽應用在土壤及地下水整治，因此目前相關的研究與實場應用仍在研究發展中。

二、適用時機

雖然化學氧化法對溶解在水中的污染物有處理效果，不過其更引人注意的是將化學氧化使用在污染源，即 NAPLs 存在的情況下，不過為節省藥劑費用以及安全起見，浮油應先予以抽除，再以 SVE 進行處理，之後殘留的油相才以化學氧化處理。對以過氧化氫或臭氧為氧化劑的化學氧化處理，其水文地質條件的要求是：

- (一) 土壤有機質含量愈低愈好
- (二) 地下水中碳酸氫根（或碳酸根）含量愈低愈好
- (三) 地質均勻性
- (四) 儘量避免應用於黏土地質場址
- (五) 土壤最好含有豐富氧化鐵

土壤有機質將與污染物一起競爭氧化劑（氫氧自由基），1%的土壤有機質等同 10,000 mg/kg 的有機污染物，因此若該處土壤有機質過高，則會消耗大量氧化劑。地下水中的碳酸氫根（或碳酸根）會吸收氫氧自由基，除消耗氧化劑外，也將影響氧化劑傳輸的距離。地質如果很不均勻，則原本分佈在微小孔隙中的污染物可能會有質傳限制之問題，而降低處理效果。黏土量高的地質一樣會有氧化劑難以和污染物接觸之問題，降低處理成效。土壤中若含有較高含量的氧化鐵則較有機會進行類芬騰反應。

在決定是否採用現地化學氧化之前，建議先採集現場的含水層樣品（含土壤）於實驗室進行可行性評估，包括以批次（batch）實驗決定土壤對氧化劑的需求量，以及以管柱實驗決定氧化劑的有效傳輸距離。

由於高錳酸鉀對石油碳氫化合物處理效果不佳，過硫酸鹽對土壤有機質及地下水中陰離子的反應都比較溫和，受到的影響較不顯著，但由於此方法目前的研究與實場案例都仍少，故後續不再做案例介紹及討論。

圖 5-19^[6]為美國環保署建議選用化學現地氧化法的評估表。工程師可由此表逐條檢視此場址是否適合採用此技術。

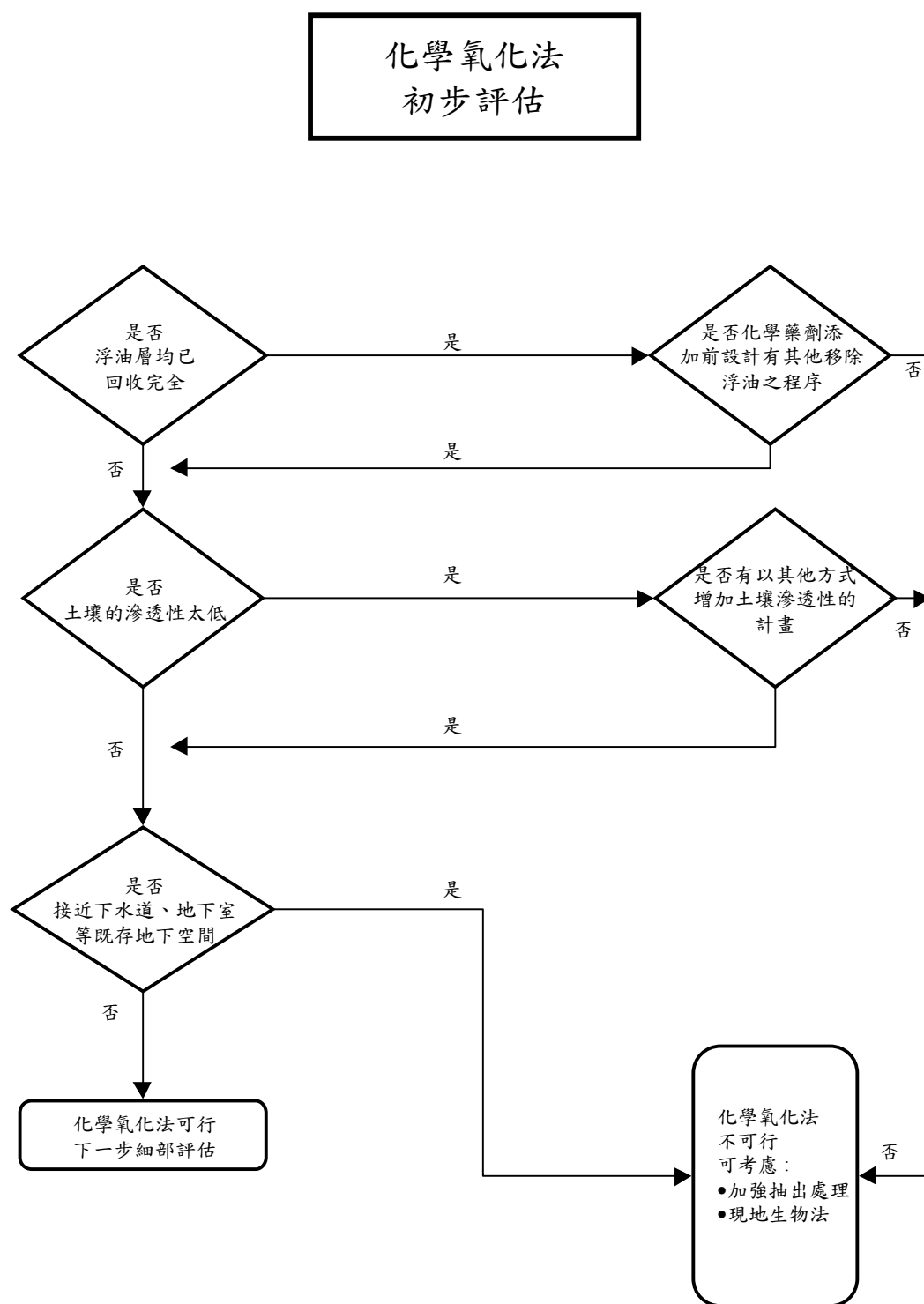


圖 5-19 現地使用化學氧化評估表^[6]

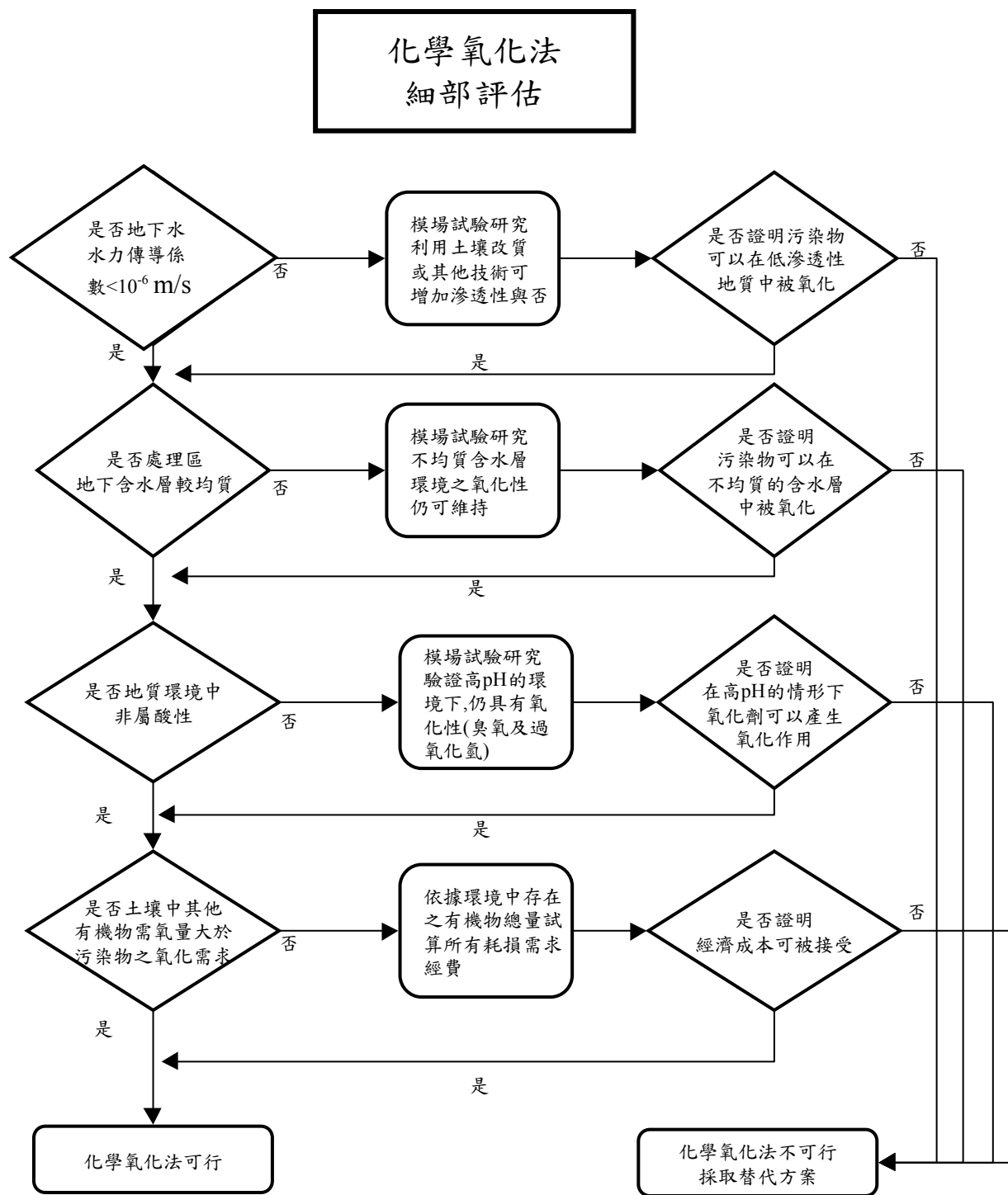


圖 5-19 現地使用化學氧化評估表（續）

三、系統設計及要點

(一) 系統設備

類芬騰反應系統所需設備如下：

1. 氧化劑注入井
2. SVE 抽氣井（含鼓風機與尾氣處理）
3. 氧化劑貯存槽與管線系統（含泵）
4. 地下水抽水井
5. 土壤氣體監測

(二) 設計要點

由於氫氧自由基在土壤中反應非常快，氧化劑所能傳輸的距離有限，因此氧化劑注入井的距離不宜太遠。由於反應後會產生氧氣，進而帶動污染物移動，因此無論未飽和層是否有污染物存在都應設置抽氣井，以防止揮發性有機物竄流，也避免在未飽和層蓄積壓力，國內雙氧水買來的濃度約 30%，使用濃度最好先取現地樣品進行相關實驗後再決定稀釋倍數，高濃度可能有助氧化劑傳輸的距離，但過高濃度將迅速提高溫度、產出大量氣體、蓄積壓力，容易引起工安意外，且氧化劑的利用效率也較低，另外反應過度劇烈除提高溫度外，所產出的氣泡是否可能堵住含水層的孔隙，阻礙後續氧化劑的實施，也需事先考慮。此系統需要地下水抽水井以加速氧化劑的傳輸。在實施過程中需監測附近土壤氣體，觀察是否有揮發性有機物流竄。另外添加適量亞鐵離子有助處理效果，但須將 pH 控制在酸性下或添加螯合劑以防止亞鐵離子沈澱，天然土壤中所含有的赤鐵礦有助過氧化氫進行類芬騰反應，可減少亞鐵離子的使用，但各地土壤性質不同，建議應先採集當地土壤於實驗室進行可行性評估。

臭氧的現地實施方式在國外有先將臭氧溶在水中再注入地表下的方式，其系統設計與類芬騰法類似；另種實施方式是將臭氧氣體直接以地下水曝氣（Air Sparging）方式經由氣體注入井將臭氧氣體傳送到地下水中，其硬體設計則與前述的地下水曝氣類似。但與過氧化氫一樣，都需注意氧化劑的最大傳輸距離。

5.3 生物處理技術

生物處理技術是利用微生物分解受污染土壤或地下水中的污染物，特別是有機污染物。由於生物復育的價格較低，且藉由菌群的分解多能將有機物分解成無害的產物，因此被廣泛應用於土壤與地下水的污染整治。

在土壤污染的整治上分為現地（in-situ）與離地（ex-situ）兩種，前者不開挖土壤，提用提供足夠的氧氣（電子接受者）與適當的營養鹽（如氮、磷等）到飽和層中，此法稱為生物通氣法，其供給氧氣的方式與先前 SVE 的方法相同，只是氣體的流量遠小於 SVE；後者是將受污染的土壤掘出，在現場或其他場地的地表面處理，此法可以迅速解決污染場址的問題，同時在地表處理可以翻動土堆，減少質傳的阻力。

在地下水污染整治方面，大多是利用現地的方式，讓受污染的地下水在含水層中進行生物分解。其中又可再分為無須人為介入，藉由大自然的力量自我修復的「監測式自然衰減」（Monitored Natural Attenuation, MNA），以及以人為工程方式提供欠缺之營養源（泛指氮、磷等營養鹽與溶氧等電子接受者），期能加速分解速率之「地下水現地生物復育」。如果僅涉及添加營養源（含溶氧等）則稱為生物刺激（Bio-stimulation），若另外添加其他菌種到含水層中，此稱為生物補強（Bio-augmentation）。對一般石油碳氫化合物而言，污染場址內幾種常見的細菌都具有分解石油碳氫化合物的能力，無須另外再添加其他菌種。

有關土壤離地生物處理將在 5.3.1 節說明，地下水現地生物處理與監測式自然衰減分別在 5.3.2 節與 5.3.3 節說明。

5.3.1 土壤離地生物處理

一、概論與原理

土壤離地生物處理是將受污染土壤挖掘出來，然後在現場或其他場地之地表以微生物的方法分解污染物。將受污染土壤放置在預先鋪設通氣管線的塑膠布或水泥槽中，稱為生物堆法（Bio piles）；若將受污染土壤放在農地上，以翻耕的方法來提供微生物所需的氧氣稱為土耕法（Land farming），二者最大的差異在於氧氣的提供方式。

生物處理是藉由土壤中的微生物菌群分解污染物。對石油碳氫化合物而言，除分子量最大的潤滑油生物分解速率緩慢外，其他如汽油、柴油、燃料油等都可經由微生物進行好氧分解，只是分子量愈大的油其分解速率也愈慢。在微生物分解過程，石油碳氫化合物為電子供應者（electron donor），而氧氣扮演電子接受者（electron acceptor）的角色，此二半反應結合，才可完成代謝反應，將碳氫化合物轉換成二氧化碳與水，並放出能量，供微生物活動及合成新細胞所需的能量，絕不可能只有單一的半反應即可進行代謝反應。因此在土壤離地生物分解的過程中，氧氣的提供是好氧生物分解中最重要的一環。

由於需要生長新的細胞，以加速微生物的分解速率，因此若受污染的土壤中沒有足夠的氮、磷作為合成新細胞所需的原料，則需以人為的方式添加適量的氮與磷。至於其他微生物所需的鈣、鎂、鐵等微量元素，大部分在土壤中都已有豐富的存量，因此通常不需再額外添加。

二、適用時機

有關生物堆法的優缺點請參看表 5-12^[6]。

表 5-12 生物堆法優缺點比較表^[6]

優點	缺點
■ 相對於其他整治技術而言，較簡單，且容易設置。 ■ 較短的處理時間，在已調整為最適的操作狀況之下，平均約 6 個月至 2 年間可以完成整治工作。 ■ 每噸土壤處理費用約 30~90 美元，較其他地面處理程序便宜。 ■ 比土耕法需要較少的土地面積。 ■ 對於有機化合物具有生物降解之輔助作用。 ■ 相對於土耕法而言，可以設計密閉式的逸散氣體收集系統。 ■ 能有效處理複雜的油品類土壤污染場址。	■ 濃度去除率 > 95%，殘餘濃度 0.1 ppm 的情形是比較難以達到的。 ■ > 50,000 ppm 高濃度污染土壤可能效率較差。 ■ > 2,500 ppm 高濃度重金屬土壤可能會抑制微生物作用。 ■ 揮發性高的物質可能較易被抽氣系統移除，而不是被生物分解成無害物質。 ■ 需要較大的土地面積空間（雖然仍比土耕法需要較少）。 ■ 抽出之氣體必需處理，不能直接與大氣交換。 ■ 需要設置底部阻絕設施。

有關本技術的適用性主要著眼於污染物是否能被分解以及土壤孔隙是否太小。如前所述，除燃料油外，幾乎所有的碳氫化合物都可以被現地天然的微生物菌群所分解，不過工程師仍須在事前取得受污染的土壤樣品於實驗室中以批次的方式進行可行性評估，以確認污染物可以被分解。另一個適用與否的考慮因素是土質的孔隙大小，孔隙愈小的土壤其所受到的質傳阻力愈大，即微小孔隙內的污染物不易出來，而外面的營養鹽甚至微生物很難進入微小孔隙內。不過，這種因孔隙太小的質傳阻力在其他的整治技術也會面臨相同問題，而離地生物處理因為土壤已經被挖出再堆放，或是定期或被翻動，其所受到的質傳限制相對於其他現地（不挖出土壤）整治技術而言反而比較小。國內過去曾有某遭受石油碳氫化合物污染的場址，原先以現地方式整治，結果因土壤屬砂土/黏土的微小孔隙而整治效果欠佳，最後將受污染土挖出，改以離地生物復育進行整治。

三、系統設計^[1]

一個完整之生物堆系統，設置相關設施時必須注意下列事項：

(一) 土地需求

土地需求面積決定於待處理的土壤總量，傳統的生物堆設計高度建議約為 3 到 10 英尺（約 0.9 至 3 公尺），土壤總體積除以設計高度，即可得土地面積需求，但另外需準備其他額外空間來製造土堆側邊的斜坡。至於土堆之長寬比方面，若是以機械式空氣注入，並無特別的規定；但若是以人工翻土方式提供曝氣者，土堆寬度最好不要超過 6 至 8 英尺（約 1.8 至 2.4 公尺）。

(二) 佈置方式

場區設計決定於生物堆的佈置方式，生物堆系統可以是單一生物堆，也可以是多個生物堆。

(三) 生物堆結構

包括準備區、路肩、底部不透水布，覆蓋物（視需要）、空氣注氣設備、集/散氣管線、營養鹽注入管線、滲水收集設施及處理系統、土壤前處理設施（如 pH 調理、加藥等）、逸散氣體處理設施（視需要）以及其他耗材零件等。

鼓風機等注氣設備必須提供足夠之動力，使得空氣能夠均勻的散注於生物堆之中，避免散氣不均勻之情形。

整個生物堆的現場示意圖如圖 5-20^[6]所示。

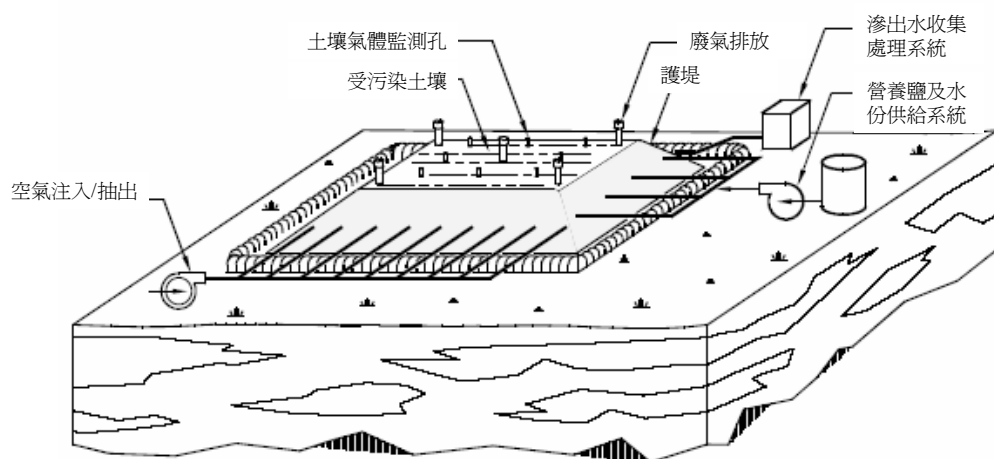


圖 5-20 生物堆法處理系統^[6]

四、設計要點^[1]

(一) 土壤的 pH 值應在 6~8 之間，過酸的土壤須先進行可行性評估。

- (二) 土壤必須維持濕潤，過乾的土壤將造成微生物死亡，太濕的土壤又會影響空氣的流通，合理的土壤含水率建議在 40 %到 85 %之間，現場應定期灑水。
- (三) 碳、氮、磷三者間的比例約在 100：10：1~ 100：1：0.5 之間。
- (四) 氧氣是整個過程中最關鍵的步驟，工程師應經常性檢查土堆中的氧氣濃度，並機動性調整通氣或翻土的頻率。
- (五) 在污染物濃度方面，建議總石油碳氫化合物(TPH)濃度不大於 50,000 ppm，而重金屬也必須小於 2,500 ppm。若超出建議濃度範圍是否可以執行，必須另外進行生物毒性試驗，或是必須延長預估整治時間期程。
- (六) 使用本方法時，須留意必須符合我國空氣污染防制法及其他相關規定。
- (七) 需有滲出水收集及處理系統。
- (八) 定期監測土壤間的氣體組成以掌握微生物的分解情況。氣體成分至少應分析：氧氣、二氧化碳、揮發性有機物，以及甲烷（也許會有）等。並定期分析土壤樣品中有機物的成分，氮、磷的含量、以及含水率。
- (九) 整治的時間通常在短短數個月內即可降到管制標準附近（我國對總石油碳氫化合物的管制標準是 1,000 mg/kg），但是殘留的有機物後續的分解通常就很緩慢。
- (十) 由於石油碳氫化合物中較低分子量的化合物具有易燃之特性，因此在挖掘土壤時，機具與土壤，特別是有礫石存在，容易因摩擦而產生火花，如果周圍碳氫化合物的蒸氣濃度高過最低爆炸極限(LEL)，則會產生爆炸。因此施工時應該特別注意防止此類事件發生，預防的方法可能包括：事先埋設抽氣井或以大量空氣吹開挖區以降低有機物的蒸氣濃度；噴灑二氧化碳或其他防靜電產生的泡沫；開挖工具改為防爆等。如涉及到地下油槽，應在油槽內先灌注二氧化碳氣體，以降低爆炸之可能。

5.3.2 地下水現地生物處理

一、概論與原理^[1]

現地地下水生物整治法(In-situ groundwater bioremediation)簡單來說就是促進飽和含水層之現地微生物之生長，強化生物分解作用。本技術能夠有效處理溶解於地下水中的有機類物質，例如油品類污染物等。

為了加強生物分解的作用，須提供足量的電子接受者（如氧氣、硝酸鹽）、營養鹽類（如氮、磷等）以及能量來源（碳源）。一般而言，污染場址中存在碳源，也就是有機性的污染物，而電子接受者與營養鹽類就成為生物降解作用重要的兩項限制性因子，特別是在好氧分解時，電子接受者（溶氧）的供給速率，往往成為反應速率的瓶頸。

現地地下水生物整治法可以多種型態進行，例如好氧作用（aerobic）、無氧及厭氧作用（anaerobic）以及共代謝作用（co-metabolic）等。而好氧作用已被證實對於降低脂肪族化合物（例如正己烷）、芳香族化合物（例如苯、萘）等常見於石油類碳氫化合物之污染物，其效果特別顯著。

二、適用時機^[1]

有關本技術之優缺點整理於表 5-13 所示。由於本技術使用生物方法，鮮少添加化學藥劑，對地下水環境之影響或是其他風險問題較低，此成本便宜，故只要場址的條件合宜本整治技術通常會被優先選擇。不過由於場址地質狀況，以及污染物分布的差異性，並不是每一個場址都能成功的，或是如期的完成整治工作。因此，調查工作仍應儘量完整，確實掌握污染源位置，使污染團能夠真正被涵蓋於密閉式之抽出、注入循環系統內，在整治過程中也可能須依照實際狀況，調整抽出、注入井位置，以獲得較佳的處理結果。

表 5-13 現地地下水生物整治法優缺點比較表

優點	缺點
■ 除了溶解於地下水中的污染物之外，對於吸附於土壤顆粒間隙的污染物分子，或是因地質因素侷限於地層中特定位置之污染團，均能去除降解。 ■ 簡單可得之工具器材，容易設置。 ■ 整治過程對於現場運作中之其他製程、工作等所造成的影響最小， ■ 對地下環境整治所需之時間相對於其他方法，例如抽出處理，期程較短。 ■ 一般而言，比其他類似方法，如抽出處理等較便宜。 ■ 能夠簡單的和其他技術結合應用。 ■ 許多例子顯示，本技術並不會產生廢棄物。	■ 注入井可能會被微生物生長的生物膜或是礦化沉澱物質所阻塞。 ■ 高濃度（TPH > 50,000ppm）、低溶解度物質可能會造成生物毒性，或是無法被生物利用。 ■ 在低透水性之含水層（$<10^{-4}$cm/sec）較難達到處理效果。 ■ 注入井設置、曝氣管的埋設須取得環保主管機關的同意。 ■ 需要連續的監測及操作維護。 ■ 降解作用很可能僅侷限於污染區內透水性較高之區域。

有關本技術之適用性評估詳如圖 5-21 及表 5-14 所示。主要著眼於兩方面：一是污染物是否可以被當地微生物分解，如果可以，場址的地下水環境是否合適？是否欠缺什麼營養源？另一個是場址的水文地質條件是否合適？孔隙太小的地質，如黏土層，會阻礙營養鹽的輸送，並不合適。前者可以藉由取得現場的含水層土壤與受污染地下水，於實驗室中進行簡單的可行性評估，後者則需藉助水文地質調查。

一般而言，石油碳氫類有機物大都可以被現地的微生物分解，例如汽油、柴油等均有許多數據顯示受污染場址天然存在的多種菌都可以有效進行分解。但是對高分子量的潤滑油可能受限於極低的水溶解度及較大的分子，微生物分解效果不佳。

而在使用工法上，本技術並非針對不飽和土壤層的污染所規劃的處理方式，而是對地下水污染加以處理，因此，土壤層污染部分必須搭配其他方式，例如土壤氣體抽除法、生物通氣法等來併同處理。此外，在使用本技術進行整治之前，必須先將浮油層移除，且雖然對於不同分子量範圍之石油類化合物，本技術均有其適用性，但是對於溶解性高、低分子量、短鏈鍵結之化合物仍有較高去除的效率。

此外，本技術最常見的操作問題在於氧化作用造成地下水井的阻塞，包括生物性阻塞物（生物膜），以及物理化學性的阻塞物（如鐵氧

化物以及其他氧化物沉澱)等。一旦阻塞物形成,勢必改變注入或是抽出地下水的速率,除了整治效果會打折扣之外,更有可能造成上游遭污染的地下水,未被下游之抽取動作阻絕,而造成穿透(breakthrough)的情形。因此,在設計上除了可以採取分區、階段性設置地下水抽水區外,亦可採用高壓沖洗或加酸溶解等方式進行洗井的動作。

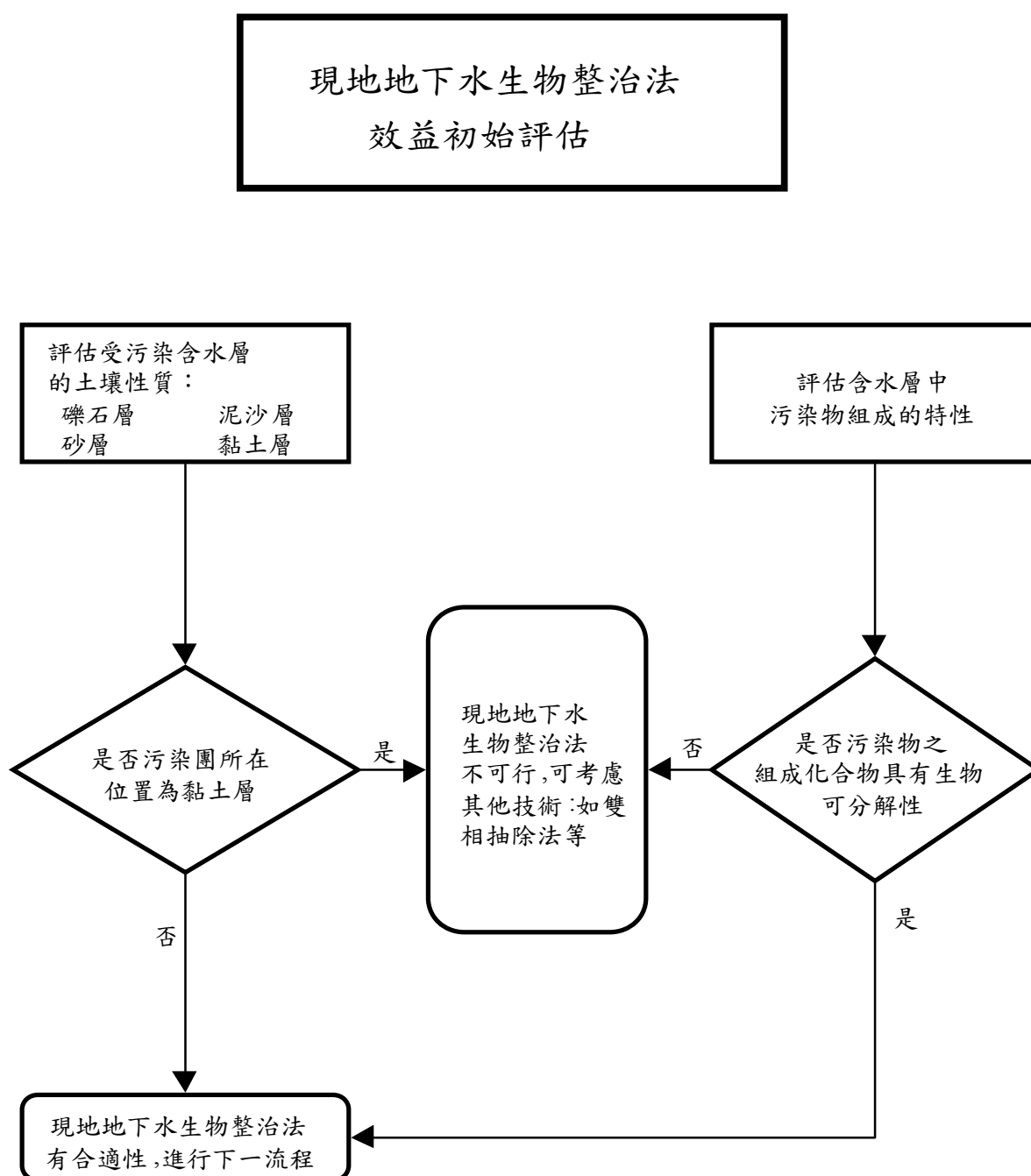


圖 5-21 現地地下水生物復育技術適用性評估流程圖^[6]

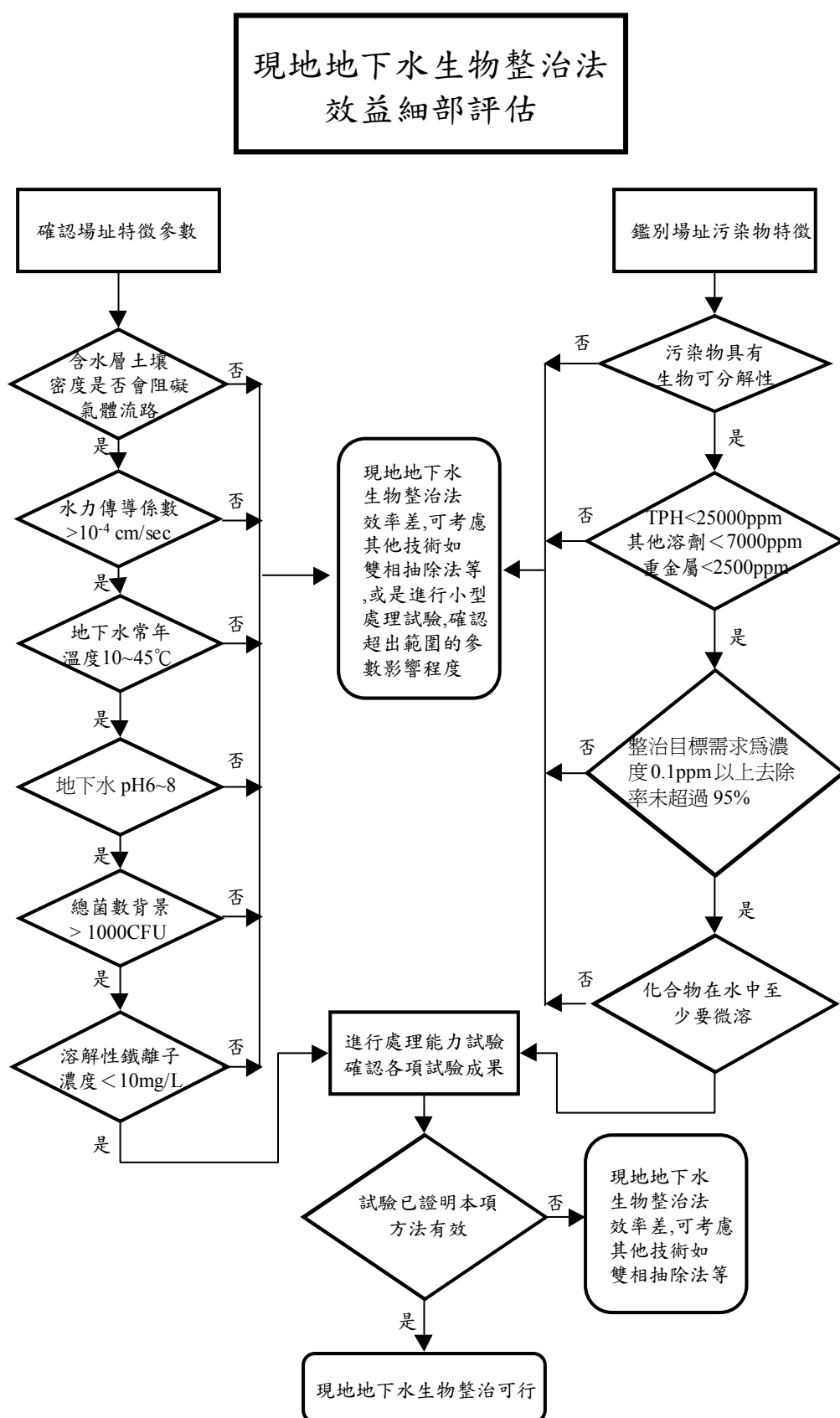


圖 5-21 現地地下水生物復育技術適用性評估流程圖（續）

表 5-14 現地地下水生物整治法技術選用檢點表^[6]

1.0 場址特性：	是	否
1.1 地下水傳導係數大於 10^{-4} cm/sec？		
1.2 無不透氣層或其他可能阻斷氣流之地質狀況？		
1.3 已檢測地下水礦物質含量並將其納入考量？		
1.4 地下水鐵離子濃度小於 10 mg/L？		
1.5 土壤 pH 值介於 6~8？		
1.6 地下水溫度介於 10°C~45°C 間？		
1.7 異營性細菌數 > 1,000 CFU/克-土壤？		
1.8 碳：氮：磷之比介於 100:10:5 與 100:1:0.5 間？		
2.0 污染物特性：		
2.1 已全部確認出可能的污染物？		
2.2 所有的污染物可被有效生物降解？		
2.3 總石油碳氫化合物濃度是否 $\leq 50,000$ ppm？		
2.4 有機污染物濃度是否 $\leq 50,000$ ppm？		
2.5 整治目標之濃度 > 0.1 ppm 且碳氫化合物去除效率 $< 95\%$ ？		
2.6 污染物可溶於地下水？		
3.0 現地地下水生物整治設計之評估：		
3.1 已進行生物處理試驗？		
3.2 已運用地下水模式計算含水層污染物濃度的演變情形？		
3.3 如否，是否已運用其他方法計算整治所需之時間？		
3.4 生物降解速率符合整治計畫所定之整治期程？		
3.5 整治計畫中訂定生物降解速率？		
3.6 已計算注入井或回收井之有效影響半徑？		
3.7 井的配置適當，注入井或回收井井之有效半徑涵蓋整個污染範圍？		
3.8 已經估算待處理污染物的量？		
3.9 已經估算整治所需的量與種類？		
3.10 如須設置電子接受者系統，是否已設計此系統？		
3.11 是否須於地面設置廢水處理系統？		
3.12 已經估算整治所需注入營養鹽的量？		
3.13 如須設置營養鹽注入系統，是否設計此系統？		
3.14 生物補強(Bioaugmentation)是否需要，如是，是否已設計此系統？		
3.15 已估算抽水速率？		
3.16 設計控制與警報系統？		
3.17 須設計自由相浮油回收系統？		

三、系統設計^[1]

一個完整的現地地下水生物整治系統，必須考量下列設備或設施及其設置原則：

- (一) 地下水抽出井（包括井體位置、方向、井深、井體結構等）。
- (二) 地下水注入井（包括井體位置、方向、井深、井體結構等）。
- (三) 過濾系統：移除生物性顆粒、地下水中的一般粒狀物等，避免造注入井、橫向管線加壓淋灑管線，抽出井等篩孔位置，形成膠凝沉澱現象。
- (四) 抽出地下水的處理系統：視需要可以設計生物處理、化學處理、粒狀活性碳吸附等地面設置之水處理設備，將抽出的地下水進行初步的處理，處理後的地下水除部分排放之外，大都於後續添加營養鹽及曝氣後回注至含水層。
- (五) 營養鹽溶液之準備單元及儲存槽。
- (六) 微生物注入系統：一般場址都具有現地微生物，可以加以馴養後，增強其降解地下水污染物之效能。但若污染場址歷史較短，現地尚未初步自然增長出足量的微生物，或是馴養過程中期望的微生物族群未出現、或是生質量不足者，可嘗試注入特定的微生物族群。但必須強調的是，外來菌種添加方式在許多國家都是嚴格管制的，此舉必須詳細評估，並獲得環保主管機關審查同意。若生物系統無法有效地在現地執行，此時就必須考慮放棄生物處理方式，改採如化學氧化等其他物理化學整治方法。
- (七) 電子接受者系統：包括曝氣槽、過氧化氫混和槽等型式。
- (八) 監測井。
- (九) 儀控系統以及警示系統。

四、設計要點

(一) 含水層孔隙大小

含水層孔隙大小決定營養源等物質的傳輸，一般可以使用水力傳導係數（K）的大小來反應，礫石的 K 值約在 $10^{-2} \sim 10^{-1}$ cm/sec，乾淨的砂約在 $10^{-1} \sim 10^{-3}$ cm/sec，粉土質砂約在 $10^{-1} \sim 10^{-5}$ cm/sec，黏土約在 $10^{-7} \sim 10^{-10}$ cm/sec，一般 K 值大於 10^{-4} cm/sec 的情形下，對於本項技術相當有利； $10^{-4} \sim 10^{-6}$ cm/sec 可能可以執行，但必須以模場試驗設計控制；K 值小於 10^{-6} cm/sec 的情形下，則其地質條件可能不適

合本技術。另外由於土壤本身具不均勻，若受污染的含水層同時存在孔隙大小差距很大的區塊或分層，則須留意水流可能會繞過小孔隙的區域，造成該區域內的整治效果會較差，進而拖延整個場址的整治時間。工程師可能需要對這種區域作特殊的考量。

(二) 場址地下水水質

地下水水質代表微生物生長的天然環境，須留意：

1. pH

一般微生物適合生長在中性的水質，因此地下水的 pH 以 6~8 為適合的生長範圍。大部分的含水層均可符合這個條件。但如果需要靠人工方式調整 pH，則由於土壤本身含有許多礦物的特性，所需添加的酸或鹼的量通常都很大。

2. 溶氧

在受石油碳氫化合物污染的含水層中，這些碳氫化合物即為能量的供應者（電子供給者），但要完成微生物代謝反應仍須有電子接受者，雖然溶氧、硝酸根、三價鐵離子、硫酸根及二氧化碳等都可以當作微生物代謝的電子接受者，但這其中明顯以溶氧與硝酸根當作電子接受者時代謝所獲得的能量最大，因此如果含水層同時存在溶氧與其他上述的電子接受者，以溶氧為電子接受者的微生物菌群通常會發展的比其他菌群好，及數量上佔優勢。由於一般受有機物污染的含水層除在污染團（plume）的邊緣有溶氧，其他在污染團內的溶氧都以被消耗，且好氧微生物代謝速率快於厭氧的代謝，所以如何提供溶氧到含水層中將對整個場址的整治時間有重要的影響。在本節後面會另外說明工程上可能提高溶氧的方法。

3. 氮與磷含量

微生物生長的基本原料除需要碳與氮元素外，尚需要氮與磷，一般建議生物生長需求為碳：氮：磷比為 100：10：1~100：1：0.5。因此如果現地地下水中氮與磷的濃度明顯不足，可以考慮以人工方式添加適量的氮與磷。不過大部分的地下水中都已含有硝酸根離子，所以究竟是否仍須添加，須視場址的水質而定。

4. 其他

微生物生長除上述所需元素外，其他仍需鈣、鎂與其他微量元素，但由於含水層的土壤中含有豐富礦物質，所以通常無須另外

添加此類礦物質。另外地下水中溶解態的鐵離子（通常以亞鐵離子型態存在）在溶氧提高後，容易轉換成氧化鐵沈澱，特別是在提高溶氧的注入井的井篩周圍，進而影響水流或其他營養源的傳輸，一般亞鐵離子濃度高於 20 mg/L 則認為可能會產生沈澱。其他地下水的陰離子，如碳酸氫根、氯離子等對微生物並無大的影響，地下水水溫以本島的氣候而言，也不會是問題。

(三) 含水層微生物量

一般受石油碳氫化合物污染的場址都存在多種可分解此類污染物的菌種，美國環保署建議含水層土壤中的總菌數須大於 10^3 CFU/g 土壤，依筆者經驗受此類污染場址所取回的樣品，其總菌數大都在 10^6 CFU/g，若經實驗室給予充分生長條件，則總菌數可達 10^8 CFU/g。因此，建議以一般批次的可行性實驗試驗當地的菌種能否充分分解污染物即可。

(四) 油相

受污染場址受否存在油相，以及油相的多寡及存在的型態等因素，都將影響現地微生物整治的時間。當溶氧及其他營養鹽都足夠時，含水層中油相的溶解速率就可能成為整治時間長短的決定因子。因此在進行微生物整治前，應對浮油先盡可能地回收，然後搭配物理方法如 SVE 或 DPE 等技術移除，甚至考慮以化學氧化作前處理。油相以各別油滴型態存在所需的溶解時間要比整團油以油池（pool）存在的時間短，因前者與地下水接觸的表面積大於後者。

(五) 工程設計

經過前述的場址調查、浮油的前處理、及實驗室的可行性評估後，則須決定工程上所將採用的方法為何，基本上可以採用監測式自然衰減（請見 5.3.3 節），或以工程的方式加速整治的時程。工程上的介入主要著眼於：

1. 提供溶氧

如前所述，由於好氧的生物分解速率快於厭氧的生物分解速率，因此對多數呈厭氧狀態的污染團，提供溶氧會是整個地下水現地生物復育的關鍵。溶氧的提供方式有多種：

(1) 注入高含氧水

利用抽出的地下水於地表處理單元完成污染物處理後，以曝氣或添加雙氧水的方式提高溶氧，然後再灌入含水層中。但須注意環

保當局是否同意將抽出的地下水再回注含水層，如果不行則可考慮以自來水實施。曝氣的方式可以使用空氣或是純氧。

(2) 注入空氣

直接將空氣注入含水層中。這方式與前述的地下水曝氣法相同，只是氣體的流量大幅減少，並可能需要在未飽和層加裝抽氣井。

(3) 埋設釋氧固體

在污染團中鑿井，然後置入釋氧性固體，此多為過氧化鈣與過氧化鎂，利用其在水中能緩慢釋放出氧氣的特性，以達到提供溶氧的功能。目前已有商品化產品（ORC）販售。

(4) 埋設透氣性軟管

一樣在污染團中鑿井，置入透氣性軟管線圈，如矽膠軟管，然後在軟管內注入氧氣並加壓，利用軟管的高透氣性使氣相的氧氣穿透管壁而溶解到水中。通常使用小口徑的矽膠管並捲成線圈狀，以期有較大的接觸面積。實際效果仍有待更多的數據去評估。

2. 提供氮磷等營養鹽

氮與磷的添加非必要，一般需視場址的地下水水質而定。若需添加，多半伴同上述的高含氧水一併注入含水層。或者也有在地表下埋設水平管，由飽和層向下入滲到含水層中。

3. 防止污染團向下游擴散

部分場址若需要防止污染團持續向外擴散，通常會在污染團下游設置抽水井，防止污染物從此通過，此即地下水抽出處理的捕捉區（capture zone）；另一種防止污染物流過管制界線的方法是在此界線建立一道反應區（牆），以提供溶氧，或伴隨挖掘一道填充有助生物反應或有利水流通的填充物（如活性炭、木屑等），使污染物流經此反應牆則得以被處理。

上述的工程操作較常被使用的方式如圖 5-22 所示。圖 5-22 為在污染團下游將受污染的地下水抽出，經地表處理並提高溶氧後，在污染團上游注入含水層，如此便形成「抽一推」的封閉式循環，並加速此循環區內的地下水流速度。這種方式大概是目前最經常被使用。使用前對抽水井與注入井的井數與位置的安排應經過計算，可手算加套圖，或使用 Modflow 軟體協助。另外也有單純僅有注入井而無抽出井。

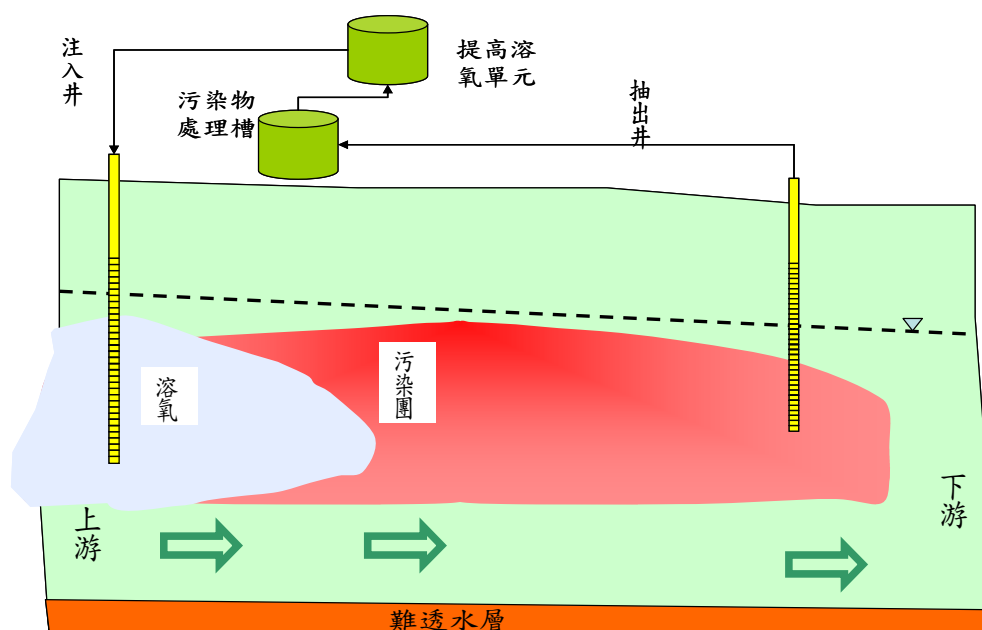


圖 5-22 地下水現地生物整治示意圖

五、操作與監測^[1]

(一) 啟動運轉操作

系統啟動運轉約 1 至 3 天內，應進行系統功能之調整，以使地下水之抽除/注入效率達到最佳化；之後進行營養鹽溶液及曝氣（或其他硝酸鹽氮等的電子接受者）等操作，約 2 至 3 天之後，量測溶氧（電子接受者）、氮、磷等濃度。一般啟動運轉操作約須持續 1 至 2 週，溶氧（電子接受者）等的濃度必須每天監測，地下水位建議每 2 至 3 天量測記錄一次。在啟動運轉操作結束之前，應採取地下水或土壤樣品，分析受關切污染物質的濃度。

(二) 長期運轉操作

建議每週確認檢查下列事項：

1. 檢視抽水幫浦、注水幫浦、空壓機、混和槽等的操作機器之是否正常運轉。
2. 量測及記錄地下水水位。
3. 量測及記錄地下水抽出及注入流率，確認正常操作。
4. 取樣分析地下水中電子接受者（如溶氧）之濃度。
5. 取樣分析地下水中營養鹽之濃度。
6. 取樣分析地下水中 pH、導電度及其他數據。

各項監測整理如表 5-15 所示。

表 5-15 現地地下水生物整治法建議監測計畫內容^[6]

監測介質	監測頻率	監測內容	監測位置
試運轉期間	至少每天 1 次	■ 抽水體積	■ 抽水井
		■ 注水體積	■ 注水井
		■ 電子接受者濃度	■ 監測井
	每 2 至 3 天	■ 地下水水位	■ 監測井
整治期間	每週一次	■ 地下水水位	■ 監測井
		■ 抽水及注水速率	■ 地下水抽出、注入井口位置
		■ 電子接收者、氨氮、總磷、硝酸鹽氮濃度以及 pH、導電度等	■ 監測井
	每月一次	■ 土壤或地下水中，受關切的化合物	■ 抽出、注入井及監測井 ■ 污染區土壤取樣

5.3.3 監控式自然衰減

一、概論與原理^[1]

監控(測)式自然衰減法 (Monitored Natural Attenuation, MNA) 為一種消極的污染場址管理方式，亦即不對土壤或地下水污染區域進行通氣、抽水、開挖、加藥或其他主動的處理方式，僅定期性進行監測工作。但為避免污染行為人規避整治責任，採用本項方法之前，必須進行嚴密的規劃及研判，有關監控(測)式自然衰減法的應用，必須具備下列四項條件：

- (一) 確定所有的環境條件顯示，污染範圍沒有持續擴大的潛勢。
- (二) 未來沒有土地開發利用的需求。
- (三) 經健康風險評估計算，所有的暴露途徑下產生的風險（包括致癌及非致癌），必須低於法令規定或環保主管機關之要求。
- (四) 設置嚴密的持續性監測計畫。

美國環保署不推薦污染場址採用監控(測)式自然衰減法為「唯一」的整治方法，而必須搭配其他主動式的整治技術，例如空氣注入法、生物曝氣法等，但也不視其為「零方案」(no action)，也就是說，其處理位階介於「主動式整治」與「不處理」之間。然而美國部分州政府法令訂定更為嚴格的規範，監控(測)式自然衰減法根本上不得作為整治方案。

監控(測)式自然衰減法的淨化機制，乃在自然環境中藉助自然的衰

減作用，使有害污染物的質量、毒性等能夠衰減成無害物質，而移動性、分布體積等能夠被侷限甚至縮小。衰減作用包括自然的非破壞性（nondestructive）以及破壞性（destructive）作用。

非破壞性作用特徵如下：

- (一)水力分散的動力稀釋作用。
- (二)土壤顆粒間隙的吸附作用。
- (三)污染物本身於地質環境中的自然揮發作用。

非破壞作用對於污染物本身並不會造成結構性的改變，也就是說污染物並不會降解氧化成無害的二氧化碳及水，而僅會因為上述的物理現象，造成污染團濃度的稀釋。

至於破壞性作用有可能包括下列幾種型態：

- (一)生物降解作用。
- (二)水解作用。

在地下自然環境之中，最重要、被預期的降解因子為生物降解作用。生物降解作用依據污染源位置與地下水流方向判定區域不同，可能有不同的機制存在。典型的油品類儲槽系統地下儲油槽洩漏污染的場址概念如圖 5-23 所示，在地下水下游方向，距洩漏污染源較遠處，因為污染物濃度較低，含水層中含氧量較高，因此土壤層中好氧性微生物可能會利用污染物做為生長代謝作用之基質，產生所謂的好氧分解作用；而在越靠近污染團的地方，因為污染物濃度過高，溶氧量不足，低氧化還原電位的情形之下，容易形成厭氧狀態，並產生脫硝、鐵還原、脫硫與甲烷化等作用。

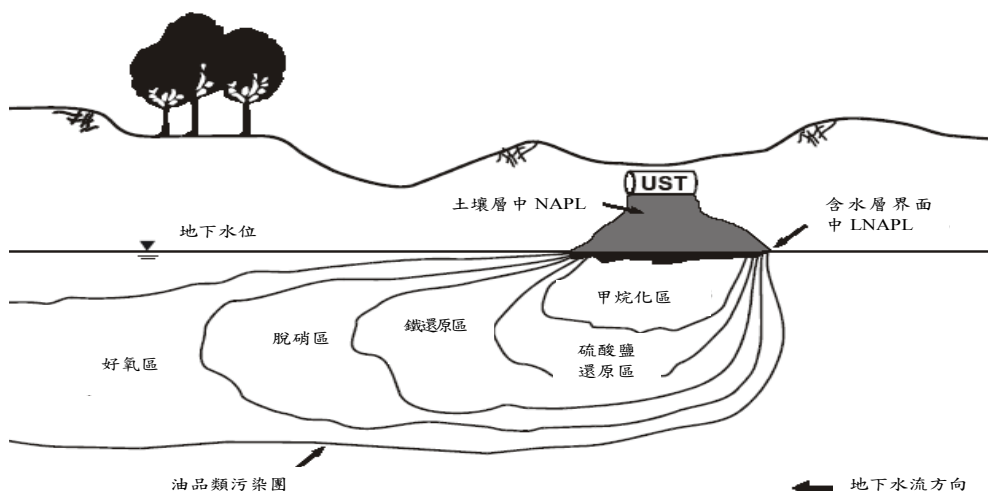


圖 5-23 監控(測)式自然衰減法生物作用差異性示意圖^[6]

在自然環境中自然衰減現象雖然可期待，但是決定生物降解現象的限制因子為自然環境中的電子接受者 (electron acceptor)，例如好氧反應區的溶氧，以及厭（無）氧區的硫氧化物、氮氧化物等的存在與否，以及其濃度，若自然環境中這些電子接受者物質不存在、濃度太低或是量不足，可能無法達到預期的自然衰減效應。一般而言，自然環境中存在的電子接受者往往無法足量提供微生物降解反應之需求，反應速率也較緩慢，甚至部分場址地下環境中，根本不存在合適生物降解之環境條件，這也是環保主管機關不主張監控(測)式自然衰減法的主要原因之一。

二、適用時機^[1]

表 5-16 為自然衰減技術的優缺點。許多整治技術在初期處理效果良好，但操作一段時間後，由於地質不均勻性造成質傳阻力的現象，使得後期整治的進度緩慢，此時則是評估使用自然衰減的最佳時機。我國環保署目前正在研議國內有關天然衰減的相關準則，屆時工程師可以依該準則詳細準備及評估。圖 5-24 及表 5-17 為美國環保署建議的初步評估及技術選用檢點表，讀者可先行參考。

表 5-16 監控(測)式自然衰減法優缺點比較表^[6]

優點	缺點
■ 總處理成本相對較便宜。 ■ 最少的操作管理。 ■ 對於位於建物底下或其他不能挖除的區域可行。 ■ 沒有整治過程中產生的二次公害產物，但自然生物降解產生之甲烷仍有風險。 ■ 沒有因需要離場處理所造成污染物移入移出之運輸過程中，所產生的意外風險。 ■ 因不進行施工作業，降低人員接觸主污染區高濃度土壤地下水的風險。 ■ 有生物降解作用產生。	■ 對於高濃度（大於 20,000mg/kg）TPH 污染土壤地下水而言，沒有處理成效，浮油層也無法處理。 ■ 當民眾對於污染土壤地下水有接觸途徑，例如抽取地下水井、住宅附近污染土壤蒸氣揮發等，產生健康風險時，本法不適用。 ■ 需要分長久的時間自然衰減，同時這個時間也無法預期。 ■ 經過一段長時間以後，仍無法達到整治標準之可能性相當高。 ■ 需要相當完整、詳細的場址調查工作，甚至有可能需要比其他整治技術更詳細之調查。 ■ 需要完善、詳細、制度化的控制及監測計畫，確保場址安全。 ■ 監測計畫的點次、頻率需要更高，監測距離範圍需要更廣。 ■ 需要更完善的緊急處理及應變計畫，如此一來反而可能更增加成本。 ■ 污染團有隨著地下水移動的可能。

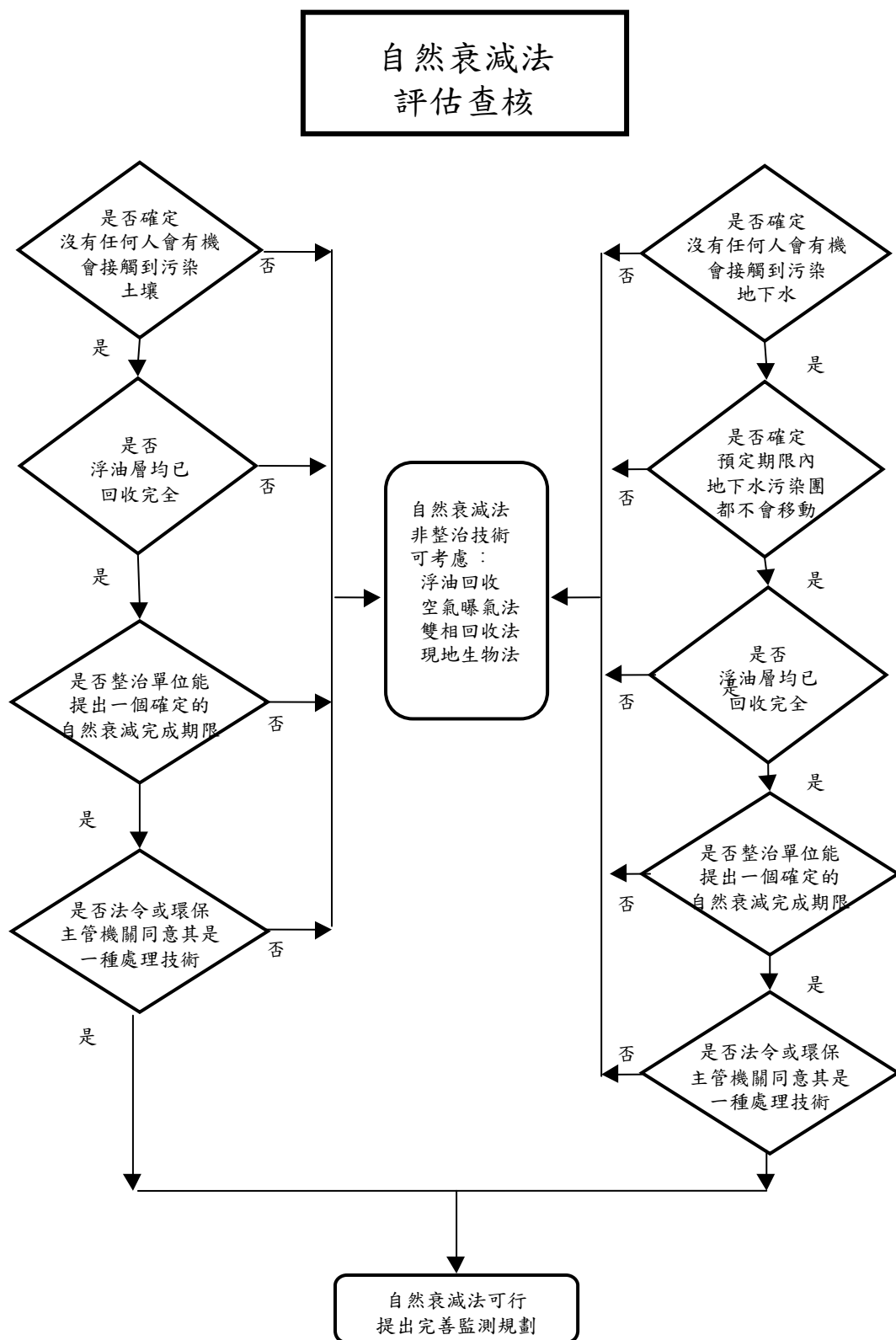


圖 5-24 自然衰減初步評估流程圖^[6]

表 5-17 監控(測)式自然衰減法技術選用檢點表^[6]

1.0 初步篩選土壤污染狀況：	是	否
1.1 土壤中污染源殘留質量已經估計？		
1.2 污染源難再移動？		
1.3 評估污染源未來存在時間？		
1.4 預估達成整治目標所需之整治時間合理？		
1.5 沒有因接觸受污染土壤而健康受到威脅之受體？		
1.6 沒有因蒸氣的移動而健康受到威脅之受體？		
2.0 初步篩選地下水污染狀況：		
2.1 浮油 (如果存在)已經在技術可行範圍內，回收至其可回收之極限？		
2.2 污染源的量已經估計？		
2.3 污染團的生命期限已經估計？		
2.4 預估達成整治目標所需之整治時間合理？		
2.5 依據現場資料，污染團在縮小？		
2.6 所有的潛在受體均位於地下水需流動 2 年以上才能到達之距離？		
3.0 詳細評估土壤污染狀況：		
3.1 已完成完整的三維場址調查？		
3.2 已經量測土壤之透水性？		
3.3 土壤的結構與分層有助於自然衰減？		
3.4 已經測定土壤的有機碳含量 (f_{oc})？		
3.5 所有關切污染物於土壤的飽和度限制都已計算？		
3.6 所有關切污染物於土壤的飽和度均低於預期對地下水會造成不可接受之衝擊的程度？		
3.7 土壤氣體樣品已經收集與分析完成？		
3.8 地質化學之特性因子已經測量並支持長期的生物降解？		
3.9 生物降解速率已經加以計算？		
3.10 預估達成整治目標所需之整治時間合理？		
3.11 不具有現存或未來會對潛在受體造成之威脅？		
4.0 詳細評估地下水污染狀況：		
4.1 已建立三維的場址特徵？		
4.2 已經量測透水性最好的傳輸區域之水力傳導係數？		
4.3 污染物傳輸速度已經加以估計？		
4.4 污染團下沉之傾向有估計？		
4.5 關切污染物於所有的監測點的濃度均已量測？		
4.6 所有的監測點的地質化學特性均已量測？		
4.7 每一個變因（如水位高程、污染物濃度等）的等值圖均已完成？		
4.8 生物降解速率或速率常數已經加以計算？		
4.9 預估達成整治目標所需之整治時間合理？		
4.10 不具有現存或未來會對潛在受體造成之威脅？		

表 5-17 監控(測)式自然衰減法技術選用檢點表 (續)

5.0 處理土壤污染之長期效能監測：		
5.1 監測時間是否比預期達成整治目標之時間長 1-2 年？		
5.2 監測頻率是否維持至少每二年採樣一次？		
5.3 採樣點數是否足夠？		
5.4 樣品分析項目包括 BTEX、TPH 與其他關切物質？		
5.5 是否有土壤氣體採樣分析作為補充資料？		
6.0 處理地下水污染之長期效能監測：		
6.1 監測時間比預期達成整治目標之時間長 1-2 年？		
6.2 監測頻率在前二年維持至少每季採樣一次？		
6.3 前二年後的監測頻率保持每年一次？		
6.4 每次定時採樣至少包括 3 個污染團橫切剖面、1 個上游剖面及 1 個沿長軸中心線剖面？		
6.5 所有的警戒 (預警) 井均包括於採樣計畫中？		
6.6 樣品分析項目包括 BTEX、TPH 與其他關切物質？		
6.7 所有樣品均有分析地質化學指標與降解產物？		

三、系統設計

本技術實施的重點在於事前的評估工作。要取得使用自然衰減作為整治技術事先必須投入相當多的金錢與時間作詳細的評估，在國內相關標準辦法未公告之前，以下先粗淺提出幾點看法以供參考：

(一) 場址必須先儘量作前處理

能回收的浮油，能抽出處理的地下水，甚至能先處理或挖除的土壤應該都先進行，以減少污染源的量，否則日後將是拉長整治時間的重要因素。

(二) 必須提出污染團並未擴大

這需要長期的地下水水質數據作為佐證，除需儘早開始收集數據外，監測井的分佈是否完整也將影響數據的可靠度，有意申請者應規劃較完整的地下水水質監測網。如在表 5-17 中所述，是否涵蓋污染團三個橫切的剖面資料？例如在離污染源 20 公尺、50 公尺、80 公尺處各有 3~5 口監測井的水質資料；是否有污染源上游之水質資料？污染源上游的水質資料提供非常重要的比對及計算數據，例如地下水中關切污染物的原始濃度？上游提供各類電子接受者的濃度；另外就是沿地下水流方向（稱為長軸方向）的水質變化。申請者於彙整上述數據後，必須能提出污染團並未隨時間而向外擴大的證據。

(三) 必須提出自然衰減正有效進行的實證

雖然上述的水質數據提出污染團並未向外擴大，這表示污染團向外移動的通量（flux）小於或等於自然衰減的通量。但是申請者必須明確提出證據是哪些機制正在有效地處理向外移動的污染物，例如是稀釋、吸附、蒸發還是生物分解？申請者必須提出明確的佐證資料，例如生物分解是主因，則申請者必須提出觀測到分解產物的生成、分解菌的存在等資料。

（四）未對受體造成危害

必須以人體健康風險評估的方式去評估在未來使用自然衰減的期限內（例如 20 年）這些污染物不會對受體造成不可接受之風險。上述的受體除了人以外，尚應包括水源地、河川、湖泊、生態保護區等敏感點。

（五）提估具體的整治時間

申請者需收集各項參數資料，例如各類電子接受者的供應速率（從上游以及從污染團周圍）、生物降解速率、污染物土壤的延滯係數（retardation factor），以及各項水文地質參數，然後去計算與評估所需的整治時間。較嚴謹的作法應該是利用國際間公認的污染物傳輸軟體作計算並校正，國內未來實際作法需視環保主管機關能接受的尺度。

（六）提出完整的監測計畫

除既有的監測網之外，環保主管機關可能會與業者協商訂定出一條警戒線，當此警戒線的地下水濃度超過某一限值（如管制標準），則表示此系統並非如原先預期的運作，需開始採取緊急應變以防止污染持續擴大。

（七）提出緊急應變計畫

如上述，如果監測過程的水質超過所容許的範圍（如在警戒線的濃度連續超過管制標準），則表示污染團在擴大中，或許是油相分佈重新移動，或電子接受者的供應速率降低，或其他種種因素導致，此時事先規劃的緊急應變措施必須立即啟動。此措施或許是將地下水抽出處理，或是其他緊急防止污染擴大的方法。

上述看法僅供參考，讀者仍須依照未來環保署頒布的相關規定辦理。

四、設計要項^[1]

美國環保署建議的監測頻率如表 5-18 所示。

表 5-18 監控(測)式自然衰減法建議監測計畫內容^[6]

監測介質	監測頻率	監測項目	監測數量
土壤環境	至少半年 1 次	土壤 BTEX、TPH 以及其他受關切物質，以及土壤氣體中氧氣、二氧化碳、甲烷等。	必須進行具有統計上意義的採樣點數量，在縱深上則必須採取連續樣品，在主污染區及其他污染區，可以不同之密度設置採樣點。
地下水環境	前兩年每季 1 次，其後至少每年 1 次	土壤 BTEX、TPH 以及其他受關切物質，溶氧、 Fe^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 CH_4 、 NO_3^- 、 Mn^{2+} 、pH 以及溶解性的無機碳	至少設置 3 組穿越主污染團之垂直監測井，地下水下游方向每一定距離內之降解區，至少設置 1 組垂直監測井，每組監測井均必須設置可採集不同深度樣品之監測井。

5.4 案例介紹

5.4.1 土壤氣體抽除技術案例^[1]

- 一、場址名稱：希爾（Hill）空軍基地
- 二、場址位置：歐格登（Ogden），美國猶他州
- 三、整治期程：1988 年 10 月至 1990 年 12 月
- 四、整治型態：實場整治（Full-scale cleanup）
- 五、整治技術：使用 SVE 系統，並運用生物通氣法（Bioventing）加強整治成效。其 SVE 系統共設置 7 座抽氣井與 31 座監測井。抽氣井設置至地下 50 英尺深，於地表下 10 至 50 英尺處開篩。尾氣處理採用觸媒焚化。抽氣流量最大可達 1,500 acfm，一般操作則約為 700 acfm。
- 六、污染物型態：
 - （一）總石油碳氫化合物（Total Petroleum Hydrocarbons，TPH）
 - （二）未經處理之污染土壤中 TPH 濃度範圍自 <20 至 10,200 mg/kg，平均濃度為 411 mg/kg。
- 七、污染來源：JP-4 噴射機燃料油之洩漏
- 八、處理量：面積 100 英尺乘 150 英尺之處理面積範圍。
- 九、場址地下環境：主要由砂與礫石組成，並伴隨少部分黏土低透水層（clay）

lenses)。

- 十、法規要求與整治目標：土壤整治目標須符合猶他州衛生局“Guidelines for Estimating Numeric Cleanup Levels for Petroleum-Contaminated Soil at Underground Storage Tank Release Sites”之規定，土壤中 TPH 濃度須降至 38.1 mg/kg 以下。
- 十一、整治成果：土壤中平均 TPH 濃度降至 6 mg/kg 以下，在系統兩年運轉之期間內，預估移除約 211,000 lbs 之 TPH，污染物之平均移除率 20 至 400 lbs/day。
- 十二、整治成本：總經費計 599,000 美元。其中設置成本計 335,000 美元，包括管線、設井、設備設置費用；年操作成本計 132,000 美元，包括運轉 2 年期間相關電力、燃料、勞工、檢驗等費用。

5.4.2 地下水曝氣技術案例^[16]

一、案例一

此受污染場址原為使用 20 年之加油站，因洩漏油品污染土壤及地下水，現已先將地下儲槽、管線等都先移除，圖 5-25 為由地質鑽探及土柱樣品所得之資料繪製而成的地質斷面圖，由該圖顯示地下水位約在 6~8 公尺深之間變異，在約 6 公尺深處有一低透水層（玢質黏土層）。此場址的總碳氫化合物（Total Petroleum Hydrocarbon; TPH）濃度最高點在原地下儲槽附近，深度約在地下 4.5~7.5 公尺，土壤中 TPH 最高濃度可達 12,000 mg/kg，大部份區域的 TPH 濃度約 1,000~2,000 mg/kg；在靠近污染源附近的地下水中，其溶於水中之 BTEX（苯、甲苯、乙苯、二甲苯）濃度約 10,000~1,000 µg/L (ppb)，而在附近之監測井中並未發現有浮油，這可推測只剩殘留之浮油位於靠地下水水位層上下約 3 公尺之土壤縫隙中。

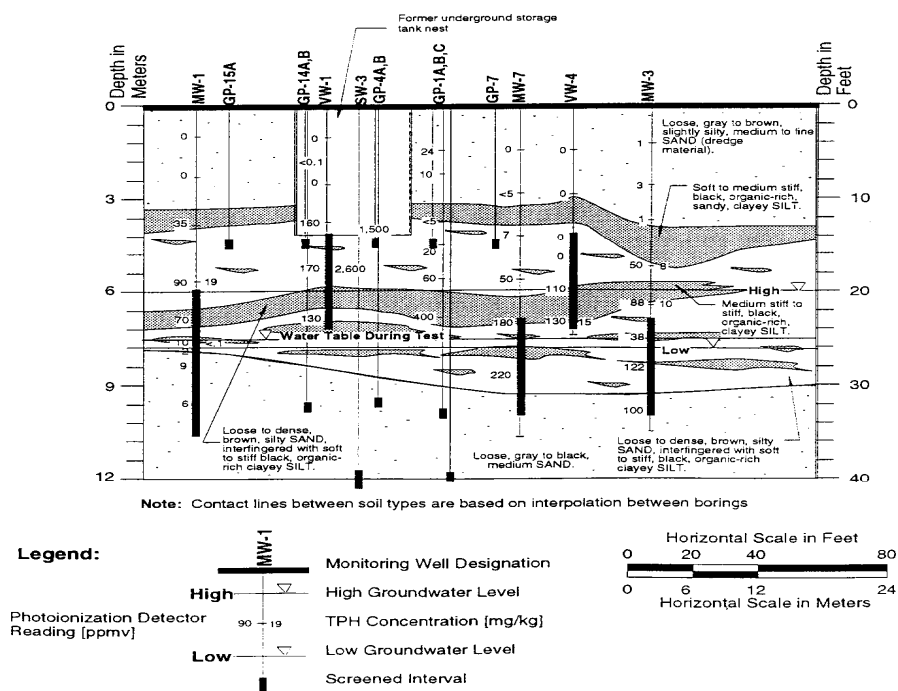


Fig. 2. Interpolated geologic cross section for the study site.

圖 5-25 受污染場址之地質剖面圖^[16]

(一) 過去整治歷史

如圖 5-26 所示，此場址在過去 2 年曾使土壤氣提法 (Soil Vapor Extraction) 與抽取與處理法 (Pump and Treat) 分別處理受污染的土壤與地下水，圖中的 RW-1 與 RW-2 兩口抽水井的速率分別可達 80 公升/分，但由於地下水中有高濃度的溶解性鐵，因此實際上操作速率只有 4~40 公升/分。圖中 VW-1~VW-6 為抽氣井，總氣體抽取流量約在 1.7~2.8 m³/min，對應之抽取壓力分別為 75~150 mmHg (1.5~3 psi)，抽出氣體中之 TPH 濃度從起初之 70,000 mg/m³，經操作 18 個月後下降到 1,000 mg/m³。

圖 5-27 為使用「抽取與處理法」處理地下在水之水中 BTEX 濃度監測圖，由圖可發現在這 570 天操作期間，地下水中之 BTEX 濃度由數萬 ppb 降至數千 ppb，但一旦系統暫停 (因為結垢需清除) 再啟動後，BTEX 濃度明顯地又回昇至數萬 ppb。因為採用「抽取與處理法」處理的速度緩慢，因此負責整治單位決定採用現地地下水曝氣技術，以加快整治的速度，選擇現地地下水曝氣技術的原因主要是利用原來舊的整治系統再稍加改裝即可。

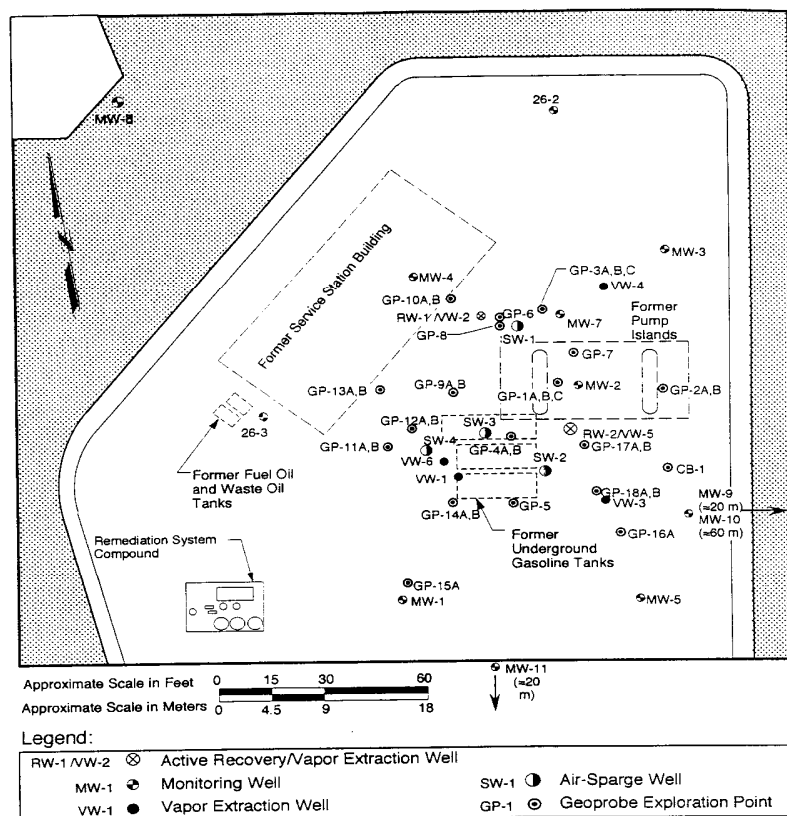


Fig. 1. Study site plan view showing locations of injection wells, extraction wells, and monitoring locations.

圖 5-26 受污染場址現場空氣注入井、抽氣井、監測及簡易監測井等平面配置圖^[16]

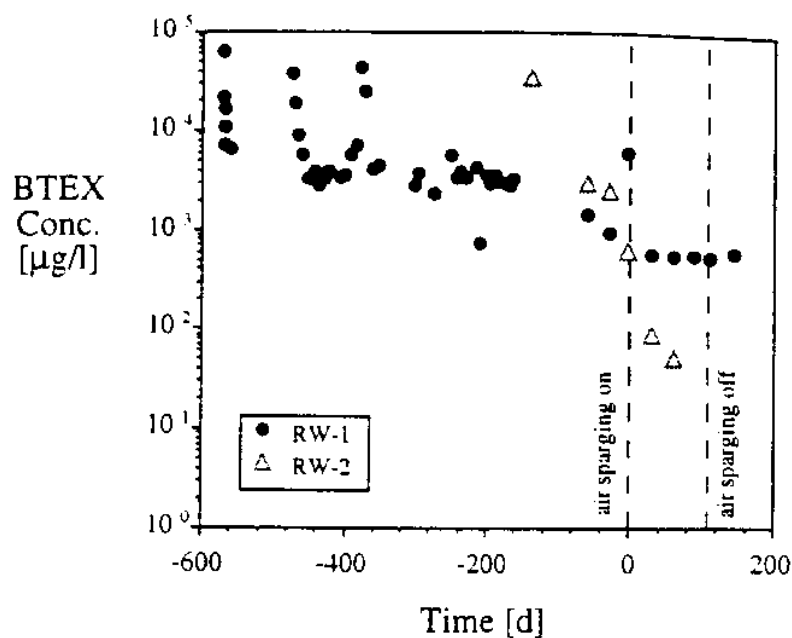


圖 5-27 污染場址先前使用「抽取與處理」法處理受污染地下水之處理效果^[16]

(二) 現地試驗

現地試驗如圖 5-25 與圖 5-26 所示，設立三根直徑為 5.1 公分的空氣注入井（SW-1, SW-2, SW-3），採用一般的鑽井方式，篩管 60 公分長，位於地下 11.6~12.2 公尺之間，篩管以上到地表之間以皂土（bentonite）回填封管。另外設立 32 根簡易監測井，篩管部份為金屬製直徑 1.2 公分，長度 15 公分，篩管以上以 PP 塑膠管連接到地表，設立深度分別為地表下 4.5，9，和 12 公尺，其中 4.5 公尺是位於飽和層土壤，9 和 12 公尺則位於飽和層，所挖的洞與 PP 塑膠管之間的縫隙以黏土回填密封。

監測項目包括採集地下水樣品以分析溶氧（現場測）及有機物，採集抽氣井中的氣體樣品。另外以氣體流量計測量氣體流量，以壓力計測量氣體壓力。另外，在注入空氣時，同時混合由鋼瓶氣體加入的氦氣。

整個現地試驗使用一口進氣井與一口抽氣井，啟動 SW-2 進氣井與相隔約 4 公尺的 VW-5 抽氣井，起始的空氣注入流量為 $0.3 \text{ m}^3/\text{min}$ ，注入壓力 440 mmHg，但操作 3 日後，注入氣體壓力降為 340 mmHg，注入流量稍微提高到 $0.35\sim 0.4 \text{ m}^3/\text{min}$ ；抽氣井壓力維持在 76 mmHg，抽氣流量一直維持為 $1.4 \text{ m}^3/\text{min}$ 。

圖 5-28(a)為在第一階段 3 日的操作時間內，該場址監測井內地下水中溶氧與時間的變化圖，可觀察到地下水中溶氧有增加的區域，其影響半徑約為 15 公尺；圖 5-28(b)為監測簡易監測井內的氦氣（He）濃度，其中氦氣濃度的變化與地下水中的溶氧有相同的趨勢。另外，發現部份地下水簡易監測井中，竟然可以測到氦氣，此結果顯示該點深度的飽和層內地下水已被空氣吹乾（dried out），注入地下水中之空氣一旦流經該點，很有可能會自該點直接流出，造成短路（short cut）。

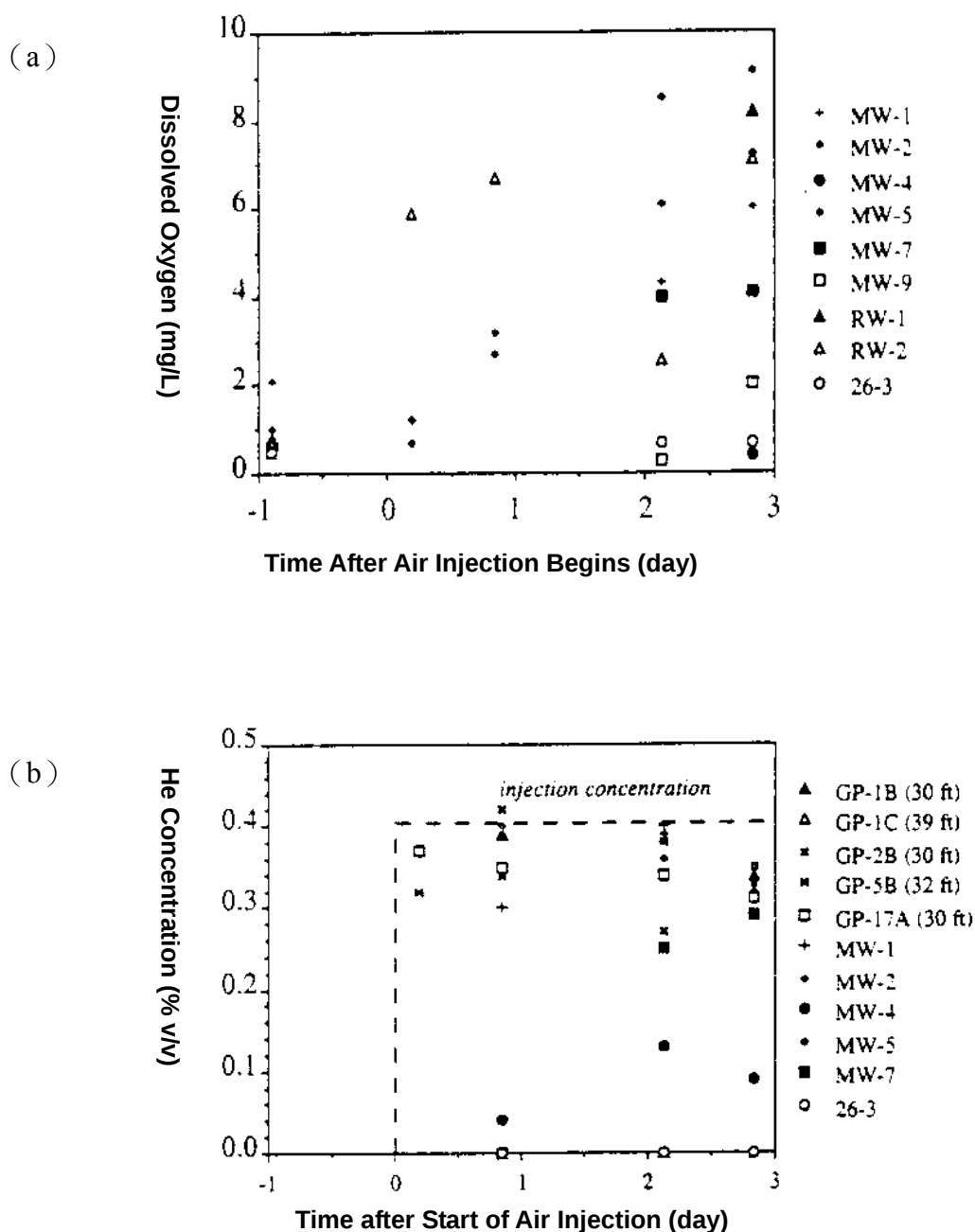


圖 5-28 地下水現地曝氣試驗時，各監測井的結果 (a) 為監測井中地下水的溶氧 (b) 為使用氦氣作為追蹤氣體時在監測井與在飽和層的簡易監測井中測量的氦氣濃度^[16]

一般而言，由上圖之結果，確定可影響半徑約為 15 公尺，進而開始設計整場址所需之井數與井位位置。但由於地質有低透氣/水層存在，真正空氣在地下的流動並非僅由篩管開口位於 9~10.5 公尺深度的監測井，就能代表空氣在地下其他深度的流動情形。圖 5-29 為簡易監測井在深度 9 公尺附近所量得的水中溶氧濃度，發現溶氧並

不像監測井般有顯著之增加；另外在同一地點，但不同深度（未飽和層，4.5 公尺深）測氦氣濃度，則除 2 口井外，全都測不到氦氣。另外在抽氣井（VW-5）測量氣體樣品中之總石油碳氫化合物（Total Petroleum Hydrocarbon）濃度、BTEX 濃度、氦氣濃度等，結果如圖 5-30 所示，其中除顯示地下水中有機物濃度稍微下降之外，氦氣的回收率約只有 60%。結合簡易監測井與氦氣總回收率之結果，推論由於地下之低透氣層存在，當空氣注入地下水中後，氣體向上移動，但是遇到低透氣層，於是空氣橫向移動，但是碰到監測井時，由於篩網開口較深，氣體會自該井中逸出，但是開口位於該低透水層上的簡易監測井（見圖 5-29）則無法測出顯著之溶氧增加。另外位於未飽和層的簡易監測井無法測出氦氣，亦是由於在地下約 6 公尺處存在一低透氣層，使得氣體無法向上逸出，只能沿低透氣層的下方移動至斷層處後才能向上流動。因此氦氣總回收率約 60%有可能是低透氣層下方形成大氣泡。

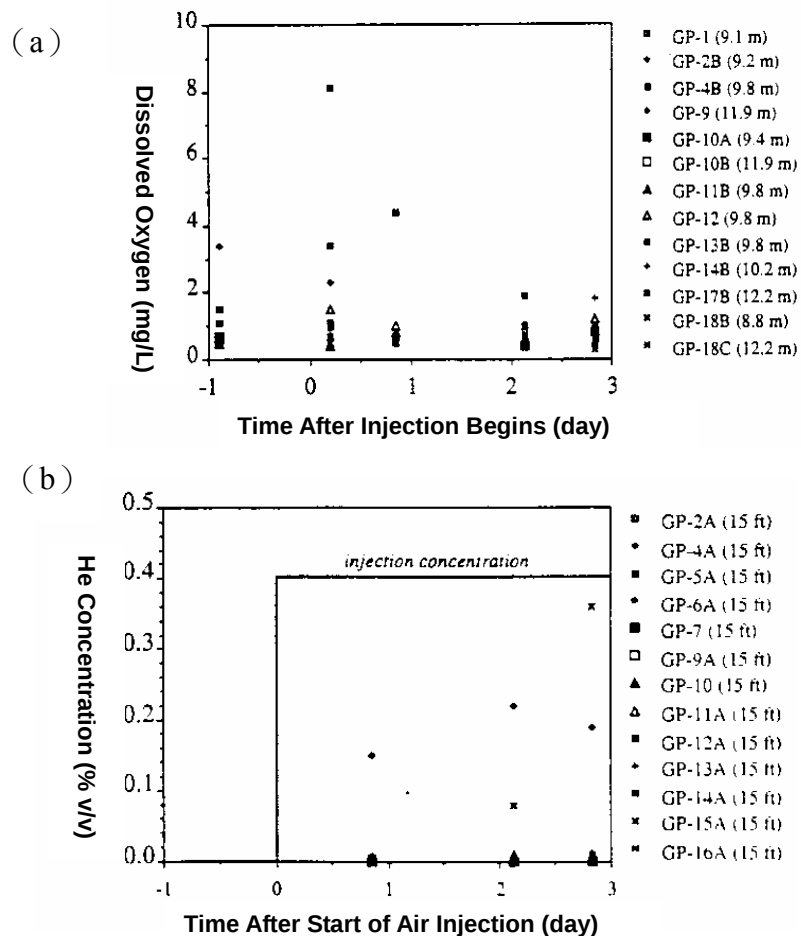
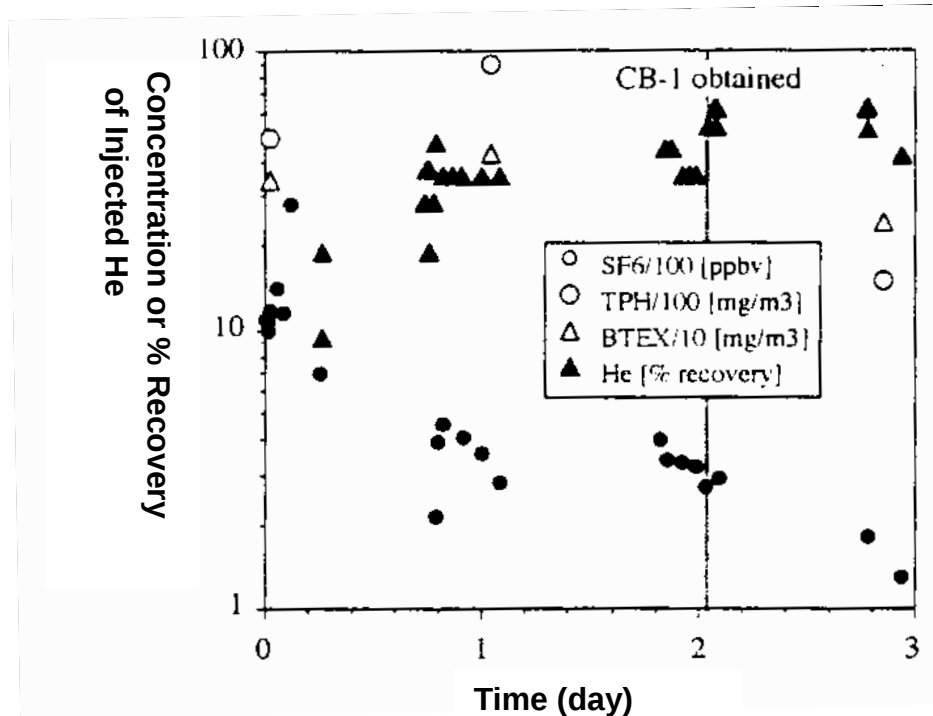


圖 5-29 地下水現地曝氣現地試驗時，簡易監測井之結果：(a) 在飽和層地下水中之溶氧，(b) 在未飽和層之氦氣濃度^[16]

圖 5-30 抽氣井中各種成份之濃度^[16]

(三) 系統設計

1. 設計井數與井位

由以上之短期現地試驗結果，則可進行整場址之地下水曝氣系統設計。雖然現地試驗結果顯示地質有分層現象，但是由地下水中溶氧升高之情況可知其影響半徑約為 15 公尺，依照之前所測量之污染範圍，與參考現場已有之設施，選定 SW-2，SW-1，和 SW-4 作為空氣注入井（直徑 2 英吋，篩網開口 2 英呎長），另選擇原本舊有設施中的 VW-1，VW-3，和 VW-4 作為蒸氣抽出井，所設計之涵蓋範圍與井之位置圖詳如圖 5-31 所示。監測井的數目與經費和目的等因素有關，因此較有彈性，以本案例而言，沿用現地試驗和之前設立之監測井與簡易監測井則可。

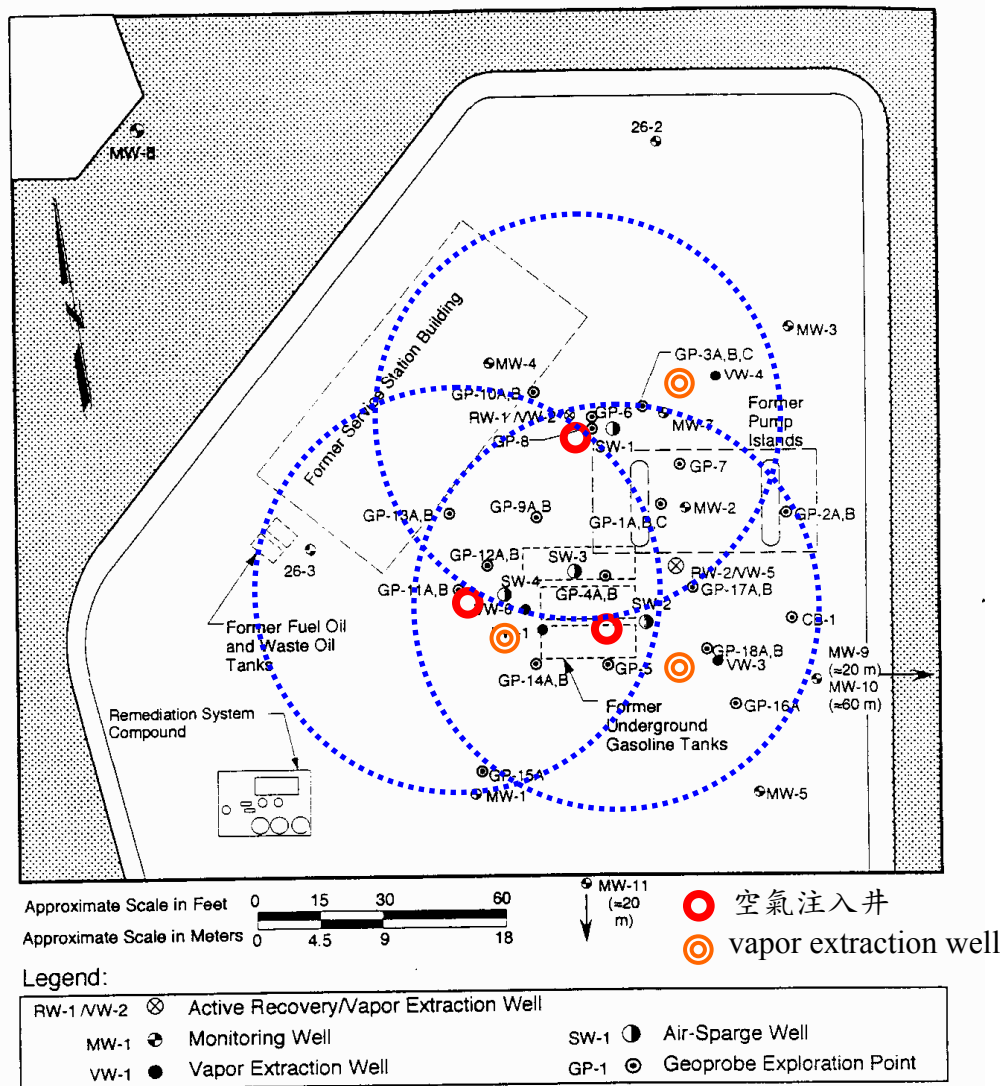


Fig. 1. Study site plan view showing locations of injection wells, extraction wells, and monitoring locations.

圖 5-31 受污染場地實場整治之井位設計^[16]

2. 管線與配件等

空氣注入流量設計為 12 scfm，相對之空氣注入壓力為 6.5 psi，三口注入井分別使用三台 2 馬力之防爆式往復式壓縮機，地面氣體管線一律採用 2 英吋 PVC40 號管，自地下抽出之蒸汽管線連接至原有之尾氣處理單元（位於該場址之西南角）。每個進氣/抽氣井在井管與地面管線交接處都設有壓力表（進氣井用 0~1 atm；抽氣用真空壓力表），以及氣體流量計，詳細規格請見表 5-19。

抽氣井內已無明顯之有機蒸汽濃度，則可停止抽氣與進氣，待停止 1 週後，再度啟動抽氣/進氣系統並進行監測，直到抽氣井內再度無明顯之有機濃度，則可停止抽氣/進氣，如此反覆數次直到

再度啟動時，抽氣井之起始蒸汽濃度已經不再提高，此時採集地下水樣品，做最後之確認，如果符合環保主管單位之要求，則可結案，但是持續地下水監測仍是必要的。

表 5-19 實場操作設計條件^[1]

1.空氣注入井 注入井位置與數目 注入壓力與流量	SW-2, SW-1, SW-3, SW-2：壓力 0.58 atm，流量 0.3 m ³ /min SW-1：壓力 0.48 atm，流量 0.3 m ³ /min SW-3：壓力 0.82 atm，流量 0.3 m ³ /min
2.抽氣井 注入井位置與數目 注入壓力與流量	VW-5, VW-2, VW-6 VW-5：負壓 0.10 atm，流量 1.4 m ³ /min SW-1：負壓 0.08 atm，流量 1.4 m ³ /min SW-3：負壓力 0.16 atm，流量 1.4 m ³ /min
3.監測項目	● 記錄每口進/抽井之壓力與流量 ● 記錄每口簡易/一般監測井之 - 壓力 - 水位 - 溶氧 - 採集地下水樣

二、案例二^[1]

我國加油站類型之污染場址，常用 SVE 併同空氣注入法的方式，來進行土壤與地下水污染的整治工作。以彰化市西門加油站漏油案為例，其因地下水中苯超出第二類管制標準，於 91 年 2 月 18 日由彰化縣政府公告為控制場址，隨後進行整治工作，於 92 年 9 月 25 日公告解除控制場址。

在本場址之可能污染物質為汽油及柴油，屬於輕質非水相液體 (Light Non-Aqueous Phase Liquid, LNAPL)，在地下水層中會浮於水層上，且其組成大都為揮發性有機污染物 (Volatile Organic Compounds, VOC)，甚易揮發至土壤空隙間或是大氣中，而這些 VOC 也與土壤有甚高之吸附性，往往吸附於土壤孔隙間而甚難移除，因此增加改善處理工作之困難度。本計畫場址使用之改善技術包括：土壤氣體抽出 (Soil Vapor Extraction, SVE)、地下水空氣注入 (Air Sparging, AS) 及浮油回收法。整治結果顯示這個常用的整合技術適用於本加油站。

由加油站既有之地下水水質監測井設置過程之土壤取樣紀錄顯示，場址所在地之表層土壤大部分為低塑性～無塑性粉土，並夾雜少部分粘土，深度約在地表下 1～2 公尺，地下水含水層組成則以粉砂為主。

依據監督計畫，每月量測 SVE 出口、活性碳槽出口及各 SVE 井周圍之土壤氣體(Soil Gas)濃度，以及各 SVE 井周圍之土壤氣體濃度變化趨勢，SVE-1 出口之 Photo-Ionization Detector(PID)檢測濃度由 91 年 11 月之 1,077.9 ppm，降至 92 年 6 月之 260.8 ppm，雖然操作期間濃度上下起伏不定，整體而言，仍呈現下降趨勢，各 SVE 井周圍的土壤氣體濃度也呈現下降之趨勢，顯示土壤氣體抽除成效良好。

本計畫經由空氣注入法輔助其他整治方法後，於 9 個月內使地下水中苯濃度由最高之 10.8 mg/L 降至 0.02 mg/L，顯示在土壤地下水在地下水位不深，且地質均勻、通氣條件良好的情形之下，相當適用 AS/SVE 之整治技術，且可以在相當短（1 年內）時間內，達成整治目標。

三、案例三^[1]

苗栗縣雙龍橋地區於 86 年 4 月間，場址附近居民發覺所使用之井水帶有異味，經調查結果研判為埋覆在附近溪河下輸送石油腦之四吋管線銹蝕滲漏所致。隨後即進行一連串的緊急應變措施，首先阻斷滲漏源及處理回收油品，要求附近民衆停用地下水，並提供自來水供民衆使用，並於 87 年 8 月開始進行污染整治工作。首先是進行土壤氣體抽除(Soil Vapor Extraction, SVE)，將土壤中之揮發性有機氣體藉由抽除動作而予以去除，同時為增加氣體抽除之效率，驅趕地下水中之揮發性有機物，於 88 年 11 月進行空氣注入法(Air Sparging, AS)，監測井內濃度曾一度大幅上升，但在整治兩年後，濃度開始明顯下降至 1 mg/L 以下，再經過兩年後，地下水濃度已大致符合整治基準值。在整治工作進行期間，環保局之整治推動專案小組於 91 年 3 月依據土壤及地下水第二類管制標準訂定本場址之整治基準值，為土壤及地下水第二類管制標準的 90%。

整治工作已於 91 年底完成，於 92 年 3 月至 5 月間進行整治成果驗證，地下水分析項目為 BTEX、TPH-g、TPH-d，土壤分析項目亦為 BTEX、TPH-g、TPH-d。為瞭解乾濕季是否對污染濃度有所影響，故於 92 年 10 月再次進行驗證採樣。每次驗證採樣時，指定另外一家環保署認證合格之檢測公司進行樣品之分樣分析工作，全部驗證過程中分樣比例為地下水 23.1%、土壤 17.9%，均高於「監督作業要點」所規定之 5%，且所有分析樣品、分樣樣品均符合本場址之整治基準值，故依法解除本場址列管。

對於本場址而言雖然非屬加油站類型污染，污染區域也較廣泛，但在考量成本、環境及時效性等因素，採用的空氣注入法整治工作技術仍

然呈現一定的成效。由此可以發現，在初步評估油品污染之地下環境條件之後，空氣注入法似乎往往成為整治技術之優先選擇，但是在成效不顯著、環境不適合時，環保主管機關仍可以要求改採其他整治方式加強處理。

5.4.3 現地化學處理案例^[1]

位於美國康乃迪克州一處 Residential fuel oil release 場址，其場址範圍並不大，場址內因為住宅區暖爐之使用，因此設置了地上儲槽、暖爐與其間的輸送管線，主要運作物質為燃料油（heating oil）。由於 2000 年時輸送管線洩漏，造成了約 200~300 加侖之污染量，由於污染區域及污染量並不大，加上場址部分區域為混凝土所覆蓋，故並未造成大範圍的土壤污染，且地下水亦尚未被污染。

整治工作由 Lessard Environmental 公司進行，並由康乃迪克州環境保護局進行場址管理及監督，主要關切污染物以總石油碳氫化合物(TPH)為主。

整治工作主要分下列幾個部分說明：

- 一、地下水防治措施：因為場址整治區中存在建物，且含有地下室，地下水若因整治操作造成水位上升，會造成地下室的滲水疑慮。因此，為維持穩定之地下水位，整治施工單位於場址之一角設置集水坑抽水機（sump pump），若地下水位上升可以即時抽除。此外，在整治工程進行中的注入、挖除等行為，也會造成地下水受到污染土壤之影響。針對這個部分，集水坑抽水機也發揮作用，受到影響而污染之地下水，也可以從這裡被抽除，抽除之地下水以移動式真空儲存卡車中儲存後，進行離地處理。本計畫執行期間約有 40,000 加侖以上受到影響之地下水被移除離地處理。
- 二、防止污染擴大措施：於附近民宅與劃定之污染區域之間，設置 4 口監測井，這些監測井區域並未受到污染，理論上也不應在污染整治期間檢測出污染物。
- 三、整治工程設計：主要分為幾個部分，初期為地下 30 英吋內的土壤挖除，主要是希望侷限於土壤表層之污染物不會在整治期間大量的交叉污染下層土壤（污染程度較輕）或地下水；其後，使用過氧化氫為現地氧化劑，進行現地土壤氧化作用，該公司選擇過氧化氫之理由之一為「對於自然環境的侵入傷害性較低」，且具有先前相同類型場址的整治成功經驗。

本場址於 2000 年 5 月取得主管機關的整治許可，主要整治工程僅約

1 個半月，即達到預期目標。整治前、土壤挖除後、現地氧化後等 3 階段之土壤環境濃度詳表 5-20。而歷經後續調查、驗證、審查等程序，2001 年 12 月主管機關簽署場址解除報告（closure report），隔月主管機關同意集水坑抽水泵（sump pump）可以不需要繼續設置。而整治期程內包括阻絕措施、注入設施、注入藥劑、注入等工作經費約為 55,000 美金（約新台幣 176 萬元）。

表 5-20 Residential fuel oil release 場址整治期間不同階段土壤環境濃度

單位：mg/kg

項目	整治前	土壤挖除後	過氧化氫整治後
調查樣品數	12	7	12
最大濃度	11,000	2,100	2,100
最小濃度	680	5	5
平均濃度	3968	799	482

5.4.4 生物堆法整治案例^[1]

美國陸軍環境中心（US Army Environmental Center）對於其所屬軍事基地中，最常見之污染類型—POL（Petroleum, Oils, and Lubricants）場址，進行委託實場整治及研究。以生物堆法而言，美國陸軍利用 2 個成功案例，彙整其相關整治經驗提供各界參考。這兩個場址位置如下：

- 一、 Marine Corps Mountain Warfare Training Center Bridgeport, CA.
- 二、 Marine Corps Air Ground Combat Center Twenty-Nine Palms, CA.

美國陸軍開發設置典型之生物堆如圖 5-32 所示，包括處理床、通氣系統、營養鹽系統、滲出液收集系統等。監測控制項目則包括：

- 一、 濕度
- 二、 溫度
- 三、 營養鹽濃度
- 四、 氧濃度
- 五、 pH

藉由以上參數之控制，可以得到生物分解之最佳條件。一般生物堆可以達到 20 英尺之高度，生物堆上會蓋上塑膠材質的覆蓋，防止揮發性氣體之逸散，而生物堆產生之揮發性氣體也會收集處理。有關美國陸

軍針對本項技術實場經驗所歸納之特點如下：

- (一) 污染物可以完全氧化成二氧化碳及水。
- (二) 對於陸軍基地典型之 POLs 污染場址而言，處理效果非常好，甚至包括重鏈碳氫化合物（例如 JP-5 及柴油等）。
- (三) 可輕易透過水、氮、磷等的添加加速微生物作用。
- (四) 處理前評估經費僅約 600,000 元台幣左右。
- (五) 一個生物堆單元設計為 3 到 6 個月之處理時間。
- (六) 每噸污染土壤處理經費僅約 750 到 2,100 元台幣左右。

六、Marine Corps Mountain Warfare Training Center Bridgeport 場址在經過 2 個月處理之後總石油碳氫化合物 (TPH) 濃度由 1,200 mg/kg 降至 120 mg/kg。



圖 5-32 美國陸軍環境中心開發之實場用生物堆

生物堆法在國內已經被廣泛地用來處理加油站受柴油漏油污染的土壤，目前都是先挖掘，然後送郊外的集中處理場以生物堆的方法處理。一般而言，無須另外添加外來菌種，污染場址的現地菌都能扮演分解者的角色，整治的時間大約 3 個月左右即可可明顯的效果，大都能降至 1,000 mg/kg 或更低，但是到此之後，可能由於殘留的有機物都屬於難分解，或者受限於土壤孔隙質傳的問題，接下去的分解速率明顯變慢。

5.4.5 現地地下水生物處理技術案例^[1]

美國田納西州某加油站地下儲油槽洩漏場址，利用現地地下水生物處理技術如下：

一、管理資訊

- (一) 技術提供廠商：Enzyme Technologies, Inc.。
- (二) 場址驗證規模：全場 (Full scale)。
- (三) 整治操作期間：1999 年 1 月開始，停止時間未知。

二、技術資訊

- (一) 技術名稱：現地地下水生物整治法 DO-IT (Enzyme-Catalyzed In Situ Dissolved Oxygen Treatment) 專業技術程序。
- (二) 技術設備：現地加入由 TPH 氧化菌抽取之酵素及 TPH 氧化菌之混和注入循環法。

主要處理單元：三個水平注入井、二個垂直注入井以及三個抽出井進行地下水污染區循環作用，抽出井設置於地下水下游區域，抽出之地下水在地面上進行高含氧水混和、營養鹽注入以及酵素/微生物混和液等工作，最後透過設置於地下水上游區域之注入井回注地下水。整治開始初期的時候平均每月添加 5 加侖的酵素以及 10 加侖的微生物溶液。

三、整治目標

- (一) 地下水中苯濃度降至 0.07 mg/L。
- (二) 地下水中 TPH 濃度降至 1 mg/L。
- (三) MTBE 不被列為整治目標項目，但被列為關切指標項目。

四、整治成果

- (一) 經過 360 天的整治工作，苯由 8 mg/L 降至 1 mg/L。
- (二) 經過 360 天的整治工作，TPH 由 300 mg/L 降至 50 mg/L。
- (三) 經過 360 天的整治工作，MTBE 由 5 mg/L 降至 0.2 mg/L。

五、成本分析

- (一) 初設經費：30,000 美元 (約新台幣 960,000 元)。
- (二) 每月操作經費：4,000 美元 (約新台幣 128,000 元)。

本場址較特殊的是地下水在環保機關許可下，添加了酵素及微生物混合液。但在我國有關外來微生物直接植入地下水環境中進行整治，其相關法令、影響及風險等仍必須加以釐清評估。

5.4.6 抽出處理法併同自然衰減評估案例^[17,18]

此場址英國位於 West Midlands 一個受高濃度酚污染含水層的現地生物整治評估。此操作近 50 年的舊煤渣蒸餾工廠經過初期的場址調查後，初步掌握污染物分佈與現地微生物分解的可行性，發現主要的污染物為「酚」，其次為「甲基酚」與「二甲基酚」，含水層中總酚最高濃度達 25,000

mg/L，雖然實驗室中的瓶杯試驗（microcosm test）顯示酚可以被現地的微生物進行好氧分解，也可以在不同的電子接受者的情況下進行厭氧分解，但是卻發現污染帶（plume）中高濃度的點其微生物數量趨近於0；於是又在污染帶中增設兩座多重深度的監測井，經由詳細的微生物試驗，證實污染帶中高濃度的酚已經嚴重抑制微生物的代謝反應，因此儘管污染帶中含有「硫酸根」與「鐵、錳氧化物」，但是生物的代謝反應超過一半都是發生在污染帶邊緣的低濃度區域，主要的代謝反應為「好氧」與「脫硝」反應。

整個評估最後進行污染物在含水層中傳輸的數值模擬，由計算的結果推估發現歷經近50年的時間，現地微生物的自然衰減作用只分解了含水層中2%的總污染量，顯示自然衰減並不太適合直接應用在此場址。

經此評估後，英國環保署決定採用在高濃度的污染源以抽出處理（Pump and Treat）的方式進行20年，以降低污染帶的濃度，然後對此已降低濃度的污染帶改採「自然衰減」進行整治。

5.4.7 組合式土壤及地下水整治案例^[1]

台灣中部某一原油儲槽場，由於地震造成槽體破裂引起洩漏，洩漏事件發生後，立即採取回收及攔阻等緊急措施。於回收過程中，部分油品滲漏至地下水，並擴散至下游，造成未飽和層土壤及地下水污染。場址首先以抽水井及挖設截流溝，利用水力控制避免污染源擴散，並根據污染鑑定結果，依污染物特性、水文地質結構及污染帶分布特性，分3階段進行土壤/地下水之復育工作。

首先以抽水/處理法進行水力控制及浮油回收，於此階段結束後監測井已無可視之浮油存在。次以生物漱洗法抽取土壤中之油氣及地下水中浮油，並促進現地生物降解作用，最後以生物降解法利用生物漱洗法提高地下水含氧量之優勢，並提供微生物生長所需之營養鹽、馴養活化現地之微生物進行污染物之分解。

本場址經土壤/地下水處理後，土壤中主要污染物濃度由5.43 mg/kg降至0.001 mg/kg，地下水中之苯濃度由112 mg/L降至0.026 mg/L，已符合環保署之土壤地下水污染管制標準。

而本場址除了主動式整治方法之外，亦進行生物自然衰減研究，其結果發現該場址對於BTEX污染物之生物降解容量高達2.2 mg/L，顯示場址之自然衰減的可行性極高，並期望場址達到整治目標後，尚能藉生物衰減潛能持續消化，移除地下水體中殘餘的污染物質，確實達到土壤/地下水復育之最終目的。

本案例可以提供整治者一個概念，即為達單一的整治目標，可以使用多種主動式整治方法來搭配整治，但低於法規標準或許還不是最終目標。雖然監控(測)式自然衰減法可能無法成為唯一之整治方案，但其評估觀念可以作為完成整治後的後續監測及場址管理參考。

參考文獻

- 1.行政院環保署，油品類儲槽系統土壤及地下水污染調查、驗證作業及整治工作等技術規範建置計畫期末報告，附冊七，油品類儲槽系統土壤及地下水污染整治技術選取、系統設計要點與注意事項參考手冊，2006。
- 2.經濟部工業局，土壤及地下水污染整治技術手冊－評估調查及監測，2004。
- 3.經濟部能源委員會，加油站漏油檢測作業程序參考手冊，2003。
- 4.USEPA, “Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Ground-Water Circulation Wells”, (EPA-542-R-98-009), October 1998.
- 5.API, A Guide to the Assessment and Remediation of Underground Petroleum Releases, Third Edition, API Publication 1628, Washington, D.C., 1996.
- 6.USEPA, How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites-A Guide for Corrective Action Plan Reviewers (EPA 510-B-94-003), 2004.
- 7.Fetter, C. W., Contaminant Hydrogeology, 2nd ed., Prentice Hall, 1999.
- 8.Lundegard, P. D., In In situ Aeration: Air Sparging, Bioventing, and Related Remediation Process, pp21-30, 1995.
- 9.Walling, C. Fenton's Reagent Revisited, Accounts of Chemical Research, 8, 1975.
- 10.Kiwi, J.; Lopez, A.; Nadtochenko, V. Mechanism and kinetics of the OH-Radical Intervention during Fenton Oxidation in the Presence of a Significant Amount of Radical Scavenger (Cl⁻), Environ. Sci. Technol. 34, 2162-2168, 2000.
- 11.Fukushima, M.; Tatsumi, K. Degradation Pathways of Pentachlorophenol by Photo-Fenton System in the presence of iron (III), humic acid, and hydrogen peroxide, Environ. Sci. Technol., 35, 1771-1778, 2001.
- 12.Ravikumar, J. X.; Gurol, M. D. Chemical Oxidation of Chlorinated Organics by Hydrogen Peroxide in the Presence of Sand, Environ. Sci. Technol., 28, 394-400, 1994.
- 13.Lin, S. S.; Gurol, M. D. Catalytic Decomposition of Hydrogen peroxide on Iron Oxide: Kinetics, Mechanism, and Implications, Environ. Sci. Technol., 32, 1417-1223, 1998.
- 14.林毓冷，現址化學氧化法氧化劑過錳酸鹽、過氧化氫及過硫酸鹽對土壤氧化劑需求量影響差異性探討，中興大學碩士論文，2007。
- 15.Huang, K.; Couttenye, R.A.; Hoag, G.E., Kinetics of heat-assisted persulfate oxidation of methyl ter-butyl ether (MTBE), Chemosphere, 49, pp.413-420, 2002.
16. Johnson, P.C.; Johnson, R. L.; Neaville, Christopher; Hansen, E.E.; Staerns, S. M.; Dortch, I. J.; Ground Water, 35, 5, 1997, pp765-774.
17. Thornton, S.F., Lerner, D.N., Banwart, S.A., Journal of Contaminant Hydrology, 53, 199-232, 2001.

18. 許益源，受酚污染場址的整治技術評估－案例介紹，工業污染防治，21(4), pp.172~182。
19. Jafvert, C.T.，Technology Evaluation Report-Surfactant/Cosolvent, Groundwater Remediation Technologies Analysis Center, TE-96-02，1996.
20. 盧至人譯，「地下水的污染整治」，國立編譯館出版，1997。

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，石油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，事業可指派人員負責監督及管理整治工程之施作，亦可委託專業技術顧問機構協助辦理整治作業，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，選擇對事業及環境均有利方式執行整治工程。在污染場址整治完成後，提報相關環保機關將進行驗證作業的程序，以作為污染場址公告解除列管或需後續進行環境監測之依據。

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質能降至最低的整治方案」。

而要達成此目標，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時，或需超出合理的處理期限經費時，能夠隔絕主要的威脅(隔絕有時比處理更實際)；
- (四) 對於次要低程度的威脅，首先考慮採取隔絕再用處理方案進行；
- (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)。

歸納以上整治技術選取之目標與原則的描述，技術選取的考量應具備幾項因素要點：

- (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式的進行。
- (五) 可不斷思考採用創新技術的可能性。

二、整治技術選擇的流程

整治技術選擇前所需要的基本要件包括整治調查(Remedial Investigation, RI)與可行性評估(Feasibility Study, FS)，其流程與工作內容大致可歸納如圖 6-1 所示。整個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健康風險，以及用於執行處理能力測試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，而且所得結果均有相互關係，並有可能影響最終的整治技術選擇。

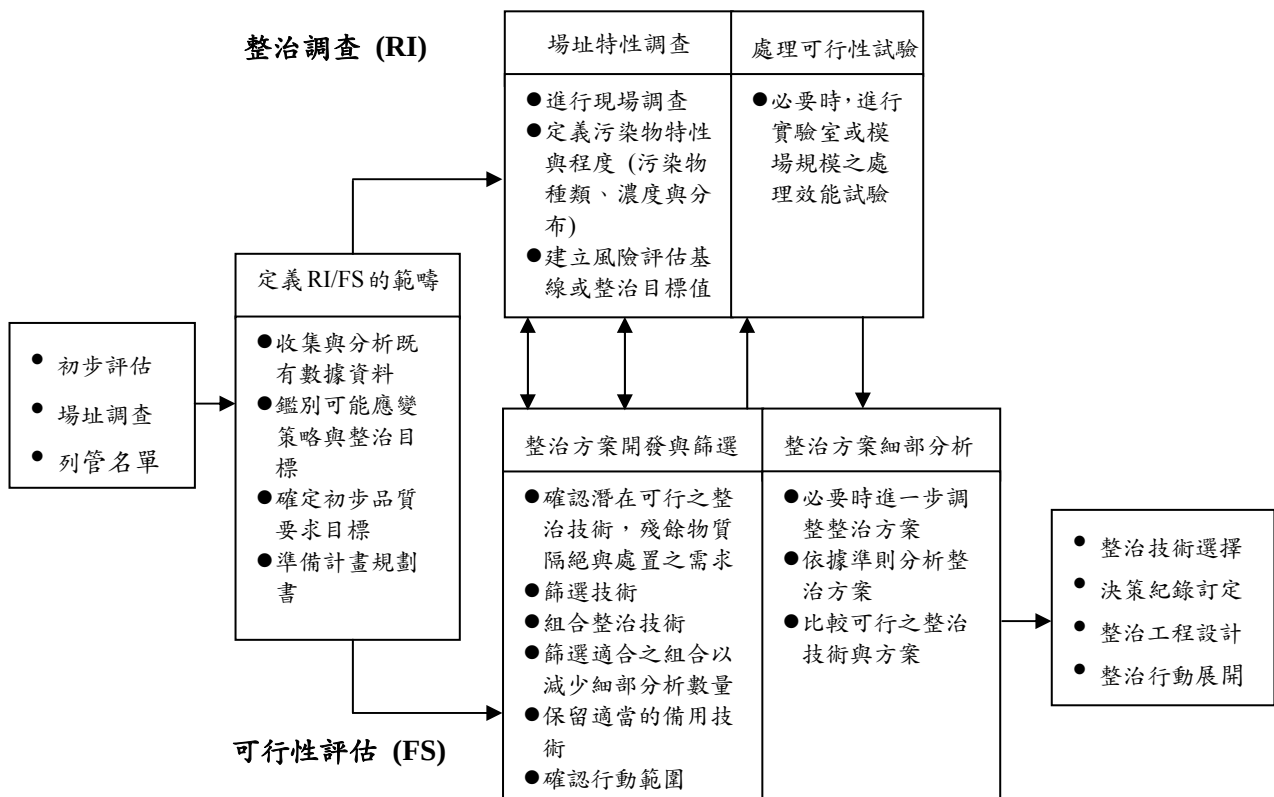


圖 6-1 整治調查與可行性評估的流程與工作內容^[2]

一個污染場址的公告是經過各個階段的調查與確認，環境場址評估(Environmental Site Assessment, ESA)的初步調查與環境介質採樣分析，經過科學數據與制度法規的認定。因此在整治技術的選擇前，首先需要進行 RI/FS 範疇的定義，收集與分析以前調查的既有數據資料，鑑識可能應變的策略與整治行動的目標，確定初步品質要求的整治目標值，以及準備整治行動的計畫書。

整治調查(RI)中進行場址特性調查，是整治技術與整治方案篩選與規劃重要參考依據，場址污染狀況越清楚越有利整治工程之施作，因污染土壤整治費用較高，能瞭解污染土壤分布狀況，作經濟有效的分類處理，可能節省一大筆整治費用，故 RI 與 FS 階段對場址很重要。例如土污法第 12 條與第 16 條，以及土壤與地下水污染整治法施行細則(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 17 條中，在調查工作完成後 3 個月內，應提出相關之整治計畫。場址特性調查的工作包括依既有的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，以使調查工作成果可被用於微調整治計畫的範疇，並進一步使採樣分析能更切合需求。數據品質目標也可隨著調查工作的進行適切的修訂，藉以增加對場址的了解程度與降低調查所需時間與費用。傳統場址調查可以分階段進行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，而當所得之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。為能有效的降低場址特性調查的時間與費用，快速場址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)。三合系統是依環境整治效益決策所發展的系統，除了場址評估的整合系統性規劃與動態工作計畫(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。當這些資料快速取得時，可明確定義污染物特性與程度，判斷污染物的種類、濃度與實際的分布。

事業可向環保主管機關索取該場址當初該場址之土壤及地下水檢測結果，及地下水監測井設置位置及監測井卡相關資料，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，場址調查所得的資訊除了可以支持並決定具備應用潛力的整治技術，同時也可以協助場址的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，以鑑別既有或潛在的風險，由於此項評估可以鑑別場址對於環境之主要威脅，因此也可以提供在可行性評估機制中，評估整治方案的成效。

可行性評估機制中整治方案的開發與篩選工作是在確認潛在可行之整治技術，以及判斷是否有殘餘物質與未處理廢棄物的隔絕與處置之需求，以技術之有效性、建置操作難易度與成本為基準篩選整治技術，同時依技術特性組合成為可用於場址的操作單元。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，應該依照日後可能殘留污染物、需長期管理，以及未處理廢棄物需阻絕處置的條件，發展與考量多樣的整治方案，最高階的整治方案可以將場址整治到免除長期管理(包括監測)的必要性，最低階則可以僅涉及處理主要污染物(即針對場址所造成之主要環境威脅)的整治技術組合。

如果既有的場址特性、污染物特性與已知的處理技術不足以適當地評選整治技術時，則可能需要進行處理可行性試驗，以評估特定的整治技術。一般而言，處理可行性試驗可藉由實驗室規模試驗，收集到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的整治技術。

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所必須妥協之關鍵，而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，最終將分析結果的提供決策者選擇合乎法規與整治目的需求的適當整治技術。

三、整治技術選擇的步驟

在整治調查與可行性評估之後，將進行整治技術的選擇步驟，經過一連串討論與評估，將訂定決策紀錄(Record of Decision, ROD)，之後進行整治工程設計，展開實際的整治工程。整治工程設計及整治工程進行期間均可對整治技術重新評估選擇，但篩選評估的過程均不能背離該遵守的原則。

(一) 篩選評估準則

整治技術方案篩選分析可依據效能評估、可履行性評估與成本評估 3 大項廣泛的基準進行。在進入細部分析的階段，整治技術可與特定考量準則及其個別的因素對比，例如美國環保署即列出 9 大準則^[4]做為對應的項目，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. 長期整治成效與永久性；
4. 整治處理後能降低污染物之毒性、移動性與其體積；
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. 社區與民眾的接受度。

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，執行可行性評估的人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，作為權衡各項選擇的主要協調要素；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

篩選評估的關鍵面向是各種整治技術在保護人體健康與環境的成效。每一項整治技術應該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均要被列入考量。所謂的短期效應是指工程營造與建置期間，而所謂的長期效應則是指整治行動完成之後的期間。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之相關的威脅或風險。

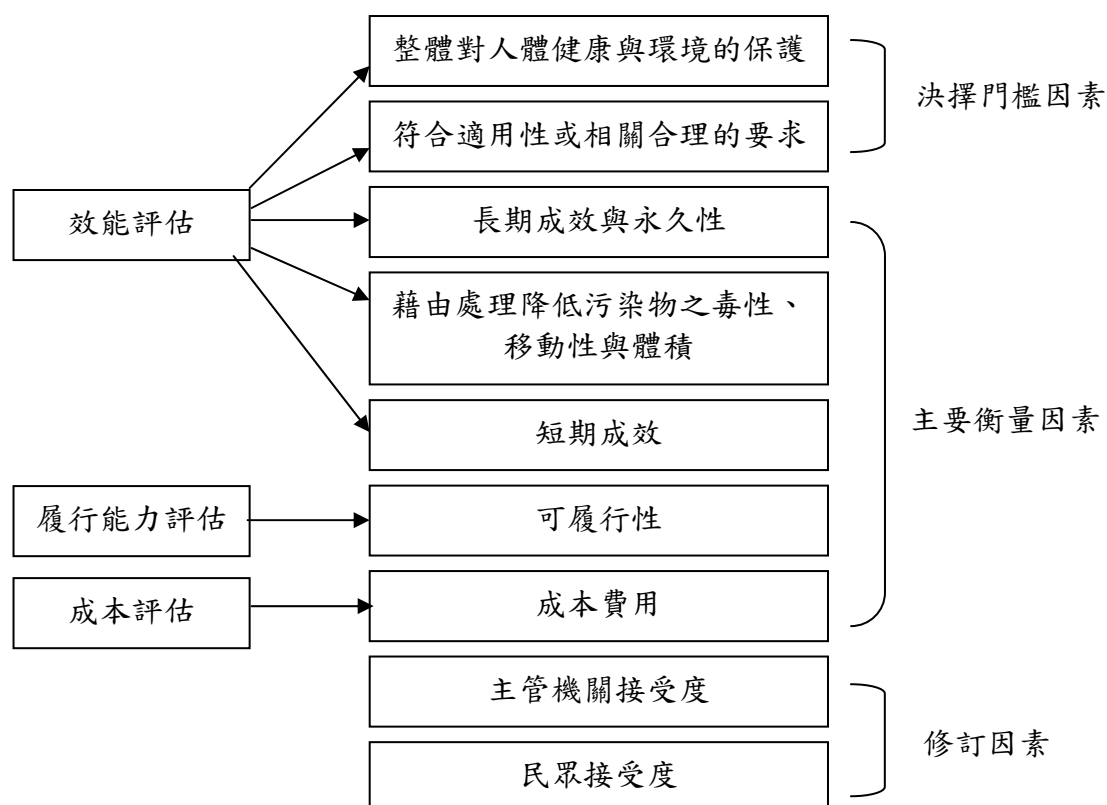


圖 6-2 初步篩選與細部分析準則間之關係^[2]

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，適切之程序選項的組合，其包括建造、操作與維護整治行動的技術與行政之可行性評量。所謂技術可行性是指得以建造、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、具備後續需貯存或處置的容量，以及能獲得特殊設備與專家的需求。

當一項整治技術被認定不可行，通常在初步篩選即被排除，而不會被進一步的考慮。對行政可行性的負面影響因素，通常會涉及透過協調的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，而評估的項目包括整治方案的規劃設計費、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，如整治設備的故障或更換、系統設備的拆解與場址的復原、應變計畫

及後續監測計畫等。花費成本的因素將決定污染物的整治目標值，同時決定該技術是否具不實用性，但有時也會因場址關係人的財務狀況或場址的現值而改變整治成本評估結果。由於在篩選整治技術時所存在之各項因素數據的不確定性，一般而言在訂定決策記錄時，整治成本一般估算偏差會在-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。場址整治計畫的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，該系統同時能將整治工作區分結構(Work Breakdown Structure, WBS)逐一分項進行費用分類，方便整體成本費用的估算。而一般實際經驗各項整治技術的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^[6]，該資料庫目前版本為6.0版，其中含括204個廠商資料及325個新穎處理技術的使用，廣為跨國際人士所使用，資料庫中針對整治計畫的經驗費用進行列舉說明；而對於較特定技術的單價則可參考美國環保署的文獻^[7]。在經過成分的細部分析後，整治技術方可作為整治方案的選擇。

(二) 篩選考量要項

整治技術的選擇除了依據以上的準則評估外，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，受污染介質的種類與體積數量，以及場址的現狀，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。
2. 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耗費，而處理所剩下的殘餘物與未處理的廢棄物質或許有處置的必要性，其運送距離與方法皆列為評估項目。
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皆列為評估的要項，其不僅牽涉到人體的健康風險問題，同時也影

響整治技術的成本考量。

5. 技術執行的困難度與達成整治目標所需時程的評估，整治的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的取得難易度所影響。
6. 法令許可及其所產生的限制，諸如整治程序的尾氣處理所可能需要的排放許可，以及產生的廢水排放至工業區綜合污水處理廠的污染物(如化學需氧量)總量限制問題，均屬於此類的考量因素。

(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，認定場址污染整治方案或許需要使用多項技術結合成為整治組合 (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的電動力分離法 (Electrokinetic Separation) 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，美國政府機關所組合的單位 The Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR) ^[8]曾探討並結論出現地及非現地整治技術篩選的結果並做成資料矩陣，針對不同污染物質特性，將可能使用的整治技術除了依發展應用的狀況、殘餘物產生的可能性、硬體經費或操作維護費較著重的狀況、目前已可利用性、系統操作維護的可靠性、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. 整治技術的獨立性。
2. 整治技術結合時連結介面的可靠性。
3. 各項整治技術的互補性，用以處理不同污染物。
4. 是否減少殘餘物質與未處理廢棄物質數量。
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土壤或地下水污染管制標準值，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」中納入健康風險評估概念，並訂定有健康風險評估方式，來瞭解污染場址對環境影響程度，當污染控制場址符合公告為污染整治場址時，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；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，無須申報中央主管機關公告為整治場址。

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地方環保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]

環保署為使各界依初評辦法之規定執行健康風險評估工作，擬定「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 年 4 月)，提供各界參考，並考量使用之便利性，依據前述評析方法構想，建置電腦計算程式系統（網址：<http://sgw.epa.gov.tw/HRisk>），供健康風險評

估執行者試算之參考。

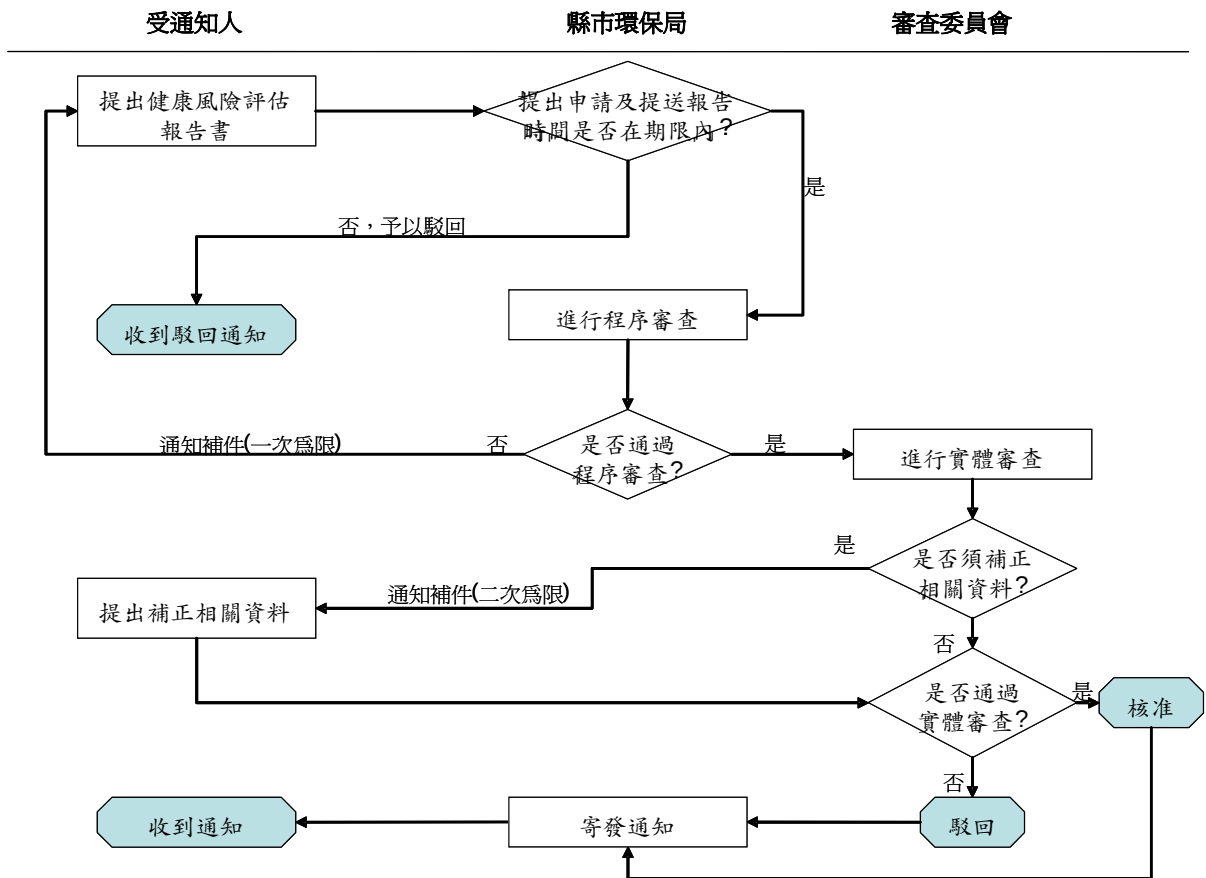


圖 6-3 健康風險評估報告書審查作業流程

6.2.2 健康風險評估評析方法^[10]

環保署土壤地下水污染場址健康風險評估評析方法制定時，參考歐美先進國家已行之有年之健康風險評估執行方式，主要參考美國材料及試驗協會 (American Society for Testing and Materials, ASTM) 的層次性風險評估指引與美國環保署超級基金制度。環保署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，主要係以蒐集現有的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。在這個步驟，因為評估的需求，健康風險評估執行人員需以現有的概略資料建立初步的場址概念模型(Site Conceptual Model, SCM)。此外環保署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

時需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。

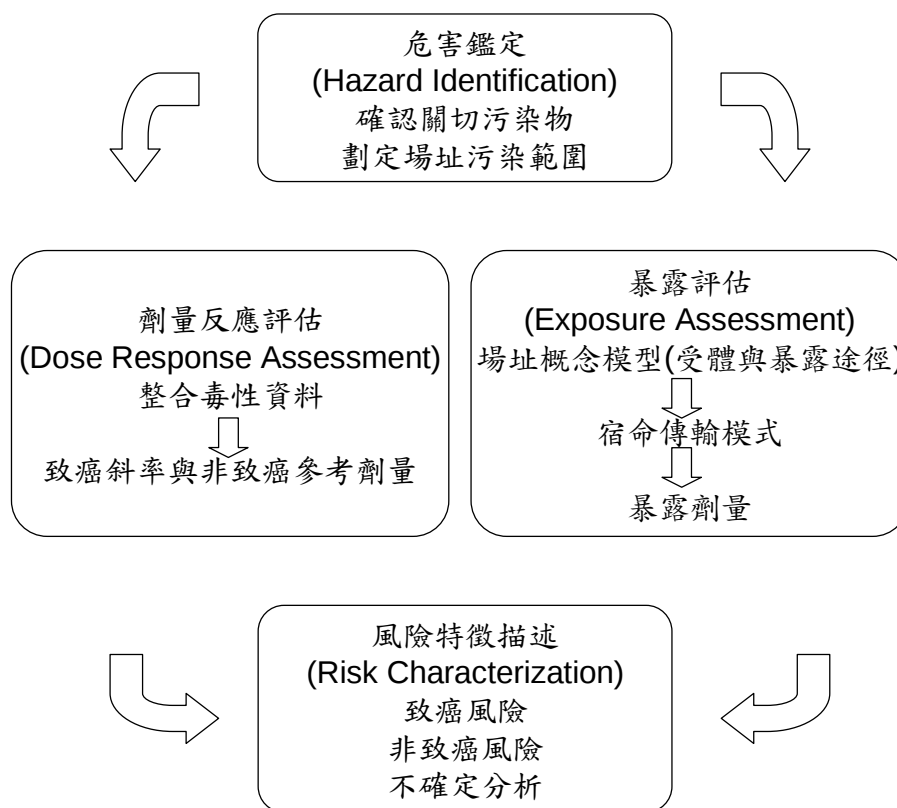


圖 6-4 健康風險評估架構

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：一為環保署評析方法僅進行慢性毒性之風險評估，因此需取得之毒性因子均為慢性毒性因子；另一為目前國內缺乏專為風險評估所整理的毒性資料庫，因此毒性因子目前均引用國際上較有公信力的資料庫。

環保署評析方法選擇資料庫的原則之一為資料庫應為廣泛為各國所接受使用；一為資料庫的檢索方便性，儘可能於網路上查得。現行評析方法中，以美國環保署的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的第一順位，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)、毒性物質與疾病登錄署 (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有缺乏的毒性資料時，可以作為輔助的參考。

三、暴露評估 (Exposure assessment)

(一) 暴露情境的選擇

暴露情境的選擇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的情境，且其中住宅區與工/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) 的風險評估指引 (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。而第三層次的健康風險評估中，由於暴露情境會因場址的特異性而有各種不同的設定，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) 暴露參數的選擇

於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，一為受體本身的行為與生理情況相關的參數。關於地質參數中之土壤性質參數，可以依地層土壤的性質分類於文獻中找到相對的數值。而受體參數則主要以目前衛生署國民營養調查中可取得的參數，輔以美國暴露因子手冊中的參數調查資料及本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

環保署評析方法中，可接受致癌風險的認定是採 ASTM 之認定為主，住宅區中設定的受體因含有孩童，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^{-6}) 為可接受的風險。而工商業區中，則考量在第二層次健康風險評估中可以使用較為寬鬆的千分之一 (10^{-4})，因為在第二層次中蒐集的資料較為豐富，降低了風險的不確定性，且工商業區中所設定的受體，並無孩童或其他的感受體。

2. 非致癌風險

因為非致癌風險的計算是假設毒性物質所導致非致癌不良反

應的濃度有一個閾值（即參考劑量）存在，超過閾值才會產生風險。而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]

環保署評析方法採層次性之步驟，由第一層次至第三層次，其暴露情境的假設與暴露參數的引用由簡單至複雜。第一層次的健康風險評估使用的多為預設之情境與數值，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中所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布來代替定值，再利用蒙地卡羅模擬(Monte Carlo simulation)之方法，計算風險的分布。

環保署評析方法於第一層次風險評估中採較嚴格的評估標準，但使用相對較少的資源進行場址調查與計算的工作。若以此較嚴格的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。如此，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的依據，因此可以在保護受體健康的情況下，達到節省時間與經費的目的。

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^[11]，在主管機關對於有土壤與地下水污染之虞的場址進行調查評估後，如發現污染物濃度超過污染管制標準，則該場址將被公告為「控制場址」，另若經過初步評估程序，確對國民健康及環境造成威脅時，則可報請中央主管機關審核，公告為「整治場址」。依實際需要，主管機關得命污染行為人提出控制計畫。

另依土污法中第 16 條之規定，污染行為人在場址公告為整治場址後，應依據場址調查評估結果(土污法第 12 條)，訂定土壤與地下水整治計畫，並經主管機關審查核定後，據以實施。

二、控制計畫的研擬

土壤與地下水污染控制或整治計畫的內容，分別於施行細則^[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)	✓	✓
污染防治計劃		✓
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	✓	✓
其他經主管機關指定之事項	✓	✓

於 93 年 8 月環保署分別公布「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」，進一步將相關計畫書之研擬以及應包括之內容提供明確的準則。

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

計畫提出者可為控制場址污染行為人、所在地主管機關、計畫實施者為或法人提出者。惟若由法人為計畫提出者則應提供法人、負責人及專案經理人之資料。計畫撰寫者為計畫提出者或委由他人(如技師事務所、顧問公司、工程公司等)負責撰寫。計畫執行者同樣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。惟不論是撰寫或執行是委由他人負責者，均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)。

(二) 場址基本資料

場址之基本資料應包括場址公告資料、場址名稱及地址、地號或位置、污染行為人資料以及場址配置。其次應詳細說明目前之營運狀況，諸如潛在產生污染之製程、原物料、產品與廢棄物等均需對其生命週期循環提供正確的資訊，亦有利於場址污染源的判別。

此外，應提供場址相關之歷史資料，包括場址沿革與歷史調查資料等。依照撰寫指引的要求，歷史資料的回溯期間至少 10 年。特別是過去曾發生之緊急應變事件、調查與監測資料與違反環保法規之事件。若因人事變動或相關資料未能符合回溯期間之需求，可以採用訪談久任人員的方式，補充相關資料不足之處。

(三) 場址現況及污染情形

相對於場址歷史資訊的說明，於此應先針對場址之現有條件加以說明，說明內容至少應包括地理條件、地質條件、氣象條件、水文與水質狀況的描述，以及週界環境敏感受體的鑑別與分析，並對目前之污染情形簡要說明，此項資料應能顯現場址的特性為重點。

(四) 污染物、污染範圍及污染程度

本項應針對污染的狀況進行詳盡的描述，重點包括關切污染物及其特性與污染範圍及污染程度。利用場址調查結果(歷史數據與補充調查)說明污染的狀況(污染帶範圍與污染源)。同時，依據污染物特性及場址特徵，說明土壤系統及地下水系統的污染情形及污染物的行為。以土壤系統而言，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、污染源以及自由相(若存在)說明。接著整合土壤與地下水系統資訊，進行推估分析(如利用數學模式)，藉以描繪出污染範圍與可能的擴散狀況。

(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的可行性。

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。
3. 控制方法的經費預估。
4. 污染防治計畫。

同時對於控制計畫執行期間的二次污染控制與預防措施之規劃應一併考量，以防範場址在控制計畫執行期間對環境造成負面之影響。

(六) 污染監測方式

監測計畫應包括場址污染監測計畫與場址周圍環境監測計畫，前者為針對場址內土壤與地下水之監測計畫，後者則為場址邊界外的監測計畫(如場址放流水質、地表水質、空氣品質、施工噪音與振動等)。此外，監測計畫亦需注意控制方案所需之設備、儀器、機械、材料及相關設施等，在運作期間，可能對污染場址及其周圍環境生態所產生的影響。

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，而監測檢驗測定均應依土污法第 10 條及相關規定辦理。

(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。

(八) 控制結果的驗證方式

控制結果的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。驗證事項之查核方法是由控制計畫實施單位提出，經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。所應提出驗證內容至少應說明：

1. 驗證單位
2. 關切污染物之控制計畫目標

3. 各階段之驗證項目與方法

相關之驗證作業程序之詳細說明，請見 6.3 節。

4. 分樣方式

環保主管機關在場址污染行為人提出控制計畫時，可委託具有環保署認證之公正單位分裝其所採之樣品進行分析檢測；同樣地，場址污染行為人也可再環保主管機關複查其控制計畫時，自行委託相關檢測單位，分裝環保主管機關所採之樣品進行檢測。

(九) 計畫執行期程

控制計畫期程的規劃，應說明控制計畫設計與執行所需時間、達到計畫目標之期程以及實際操作與運作時間。同時應設定計畫執行期間之里程碑，以利進度查核。

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(見 6.1 節)。以下即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

計畫提出者可為整治場址污染行為人、所在地主管機關、計畫實施者為或法人提出者。惟若由法人為計畫提出者則應提供法人、負責人及專案經理人之資料。計畫撰寫者為計畫提出者或委由他人(如技師事務所、顧問公司、工程公司等)負責撰寫。計畫執行者同樣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。惟不論是撰寫或執行是委由他人負責者，均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)。

(二) 計畫大綱

計畫大綱是針對整治計畫書之內容進行摘要性的描述，主要應擷取的內容包括：

1. 場址名稱及地址、地號或位置
2. 污染物及污染情形
3. 污染物整治基準或整治目標
4. 整治方法概述

5. 整治計畫期程

(三) 場址基本資料

場址基本資料應包括場址公告資料、場址名稱及地址、地號或位置、污染行為人資料以及場址配置。其次應詳細說明目前之營運狀況，諸如潛在產生污染之製程、原物料、產品與廢棄物等均需對其生命週期循環提供正確的資訊，亦有利於場址污染源的判別。

此外，應提供場址相關之歷史資料，包括場址沿革與歷史調查資料等。依照撰寫指引的要求，歷史資料的回溯期間至少 10 年。特別是過去曾發生之緊急應變事件、調查與監測資料與違反環保法規之事件。若因人事變動或相關資料未能符合回溯期間之需求，可以採用訪談久任人員的方式，補充相關資料不足之處。

(四) 場址現況及污染情形

相對於場址歷史資訊的說明，於此應先針對場址之現有條件加以說明，說明內容至少應包括地理條件、地質條件、氣象條件、水文與水質狀況的描述，以及週界環境敏感受體的鑑別與分析，並對目前之污染情形簡要說明，此項資料應能顯現場址的特性為重點。

(五) 污染物、污染範圍及污染程度

本項中則應針對污染的狀況進行詳盡的描述，重點包括關切污染物及其特性與污染範圍及污染程度。利用場址調查結果(歷史數據與補充調查)說明污染的狀況(污染帶範圍與污染源)。同時，依據污染物特性及場址特徵，說明土壤系統及地下水系統的污染情形及污染物的行為。以土壤系統而言，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、污染源以及自由相(若存在)說明。接著整合土壤與地下水系統資訊，進行推估分析(如利用數值模式)，藉以描繪出污染範圍與可能的擴散狀況。

(六) 整治基準或整治目標

此項內容應包括以下各子項之說明：

1. 整治基準或整治目標
2. 整治基準或整治目標之研擬說明，必要時可以採用風險評估的研擬方式

(七) 整治方法

整治方法的說明應針對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

關實場、模場文獻資料評估說明處理效率等技術的可行性)。當提出人為污染行為人或污染土地關係人時，其說明項目應包括：

1. 整治篩選方法說明
2. 整治方法細部規劃

若整治計畫是由所在地主管機關提出時，其說明項目應包括：

1. 整治方法篩選比較並經過評估標準或準則之分析以選擇最佳場址整治方案
2. 最佳整治方案的結論與細部設計規劃

如遇特殊情況導致無法進行模場試驗或需更詳細資料時，造成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，另定期提出整治方法細部規劃。

(八) 污染監測計畫

監測計畫應包括場址污染監測計畫與場址周圍環境監測計畫，前者為針對場址內土壤與地下水之監測計畫，後者則為場址邊界外的監測計畫(如場址放流水質、地表水質、空氣品質、施工噪音與振動等)。此外，監測計畫亦需注意控制方案所需之設備、儀器、機械、材料及相關設施等，在運作期間，可能對污染場址及其周圍環境生態所產生的影響。

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，而監測檢驗測定均應依土污法第 10 條及相關規定辦理。

(九) 污染防治計畫

應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二次污染與對環境之傷害。

(十) 場址安全衛生計畫

整治計畫執行期間應依「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。

(十一) 整治完成之驗證計畫

整治結果之驗證方式是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，以及場址污染物濃度是否達到整治計畫之目標。驗證事項之查核方法是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。所應提出驗證內容至少應說明：

1. 驗證單位
2. 標的污染物之整治計畫目標
3. 各階段之驗證項目與方法

相關之驗證作業程序之詳細說明，請見 6.4 節。

驗證程序同時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。驗證項目與方法則應區分為土壤污染、地下水污染。

(十二) 整治經費預估

除了應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。此外亦須說明整治經費來源，且若為使用土壤及地下水污染整治基金者，則應說明預估整治經費。

(十三) 整治期程

整治計畫期程的規劃，應說明整治計畫設計與執行所需時間、達到計畫目標之期程以及實際操作與運作時間，同時應設定計畫執行期間之里程碑以利進度查核。

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

環保機關於業者提出污染控制或污染整治計畫時，針對場址調查結果與改善方法的合理性與可行性進行審查，同時依據污染控制計畫撰寫指引與污染整治計畫撰寫指引之內容，審查其中污染改善完成之驗證計畫或方式之完整性。相關的驗證作業流程如圖 6-5 所示。

原則上，驗證計畫是併同污染控制與污染整治計畫審查，而控制計畫或整治計畫經過主管機關審查核定之後，業者即可進行改善或整治工程的進行，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。

業者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的條件，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。

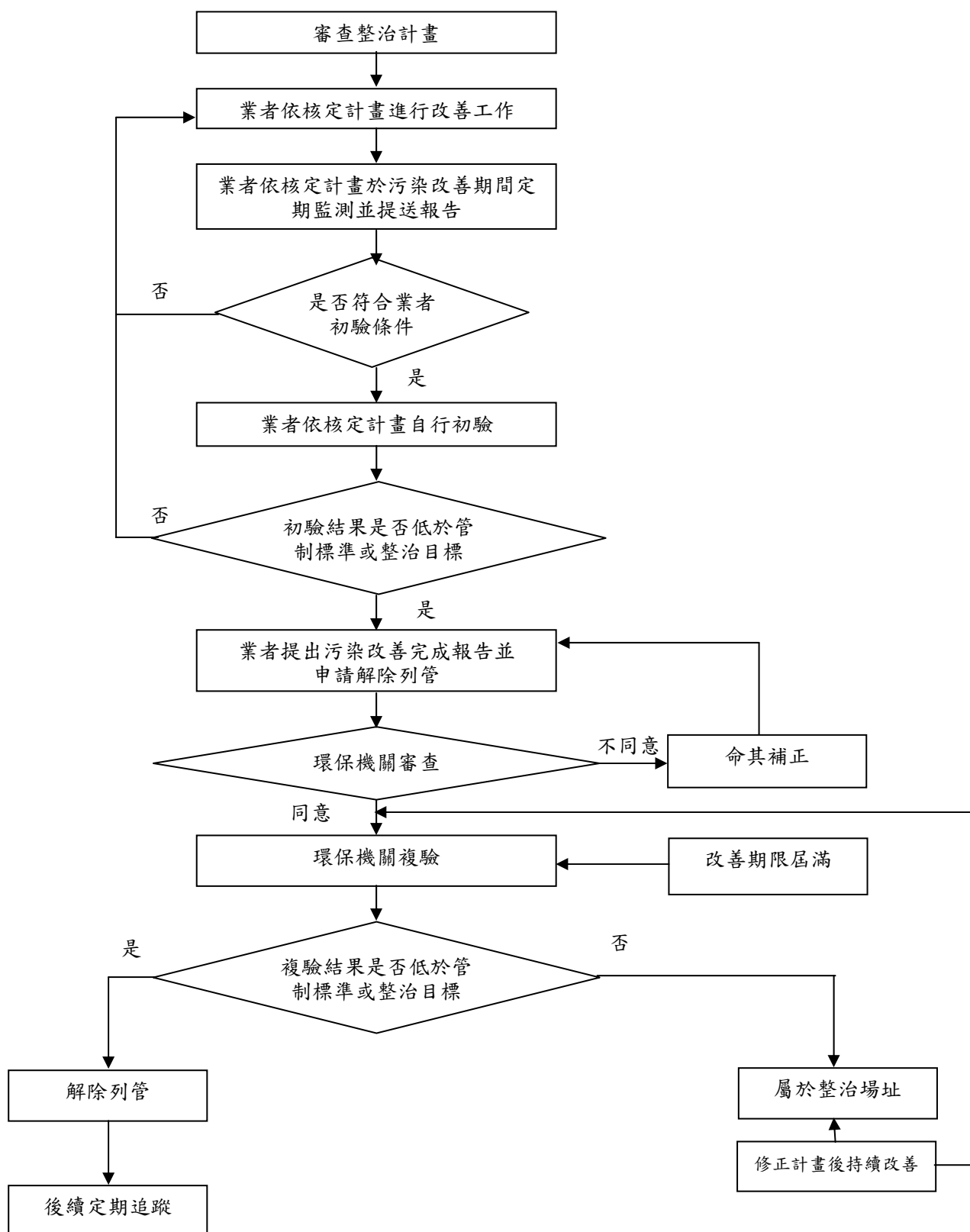


圖 6-5 污染改善完成驗證作業流程^[13]

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，還應需要評估下列可能因素：

- (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的提供能力。
- (四) 可依據初步建議書篩選合格的承包商，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的主要依據包括：

- (一) 計畫建議書的品質。
- (二) 承包商過所提供之服務的樣品或案例，以此做為評估其能力與整治品質。另可審查承包商組織過去來往的歷史紀錄。
- (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，而常用的要件包括對於整治工程之需求的了解、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) 企業組織的策略往往也會影響評估的思維。

於選擇承包商時可以採用的工具與技巧相當多元，例如透過合約協商的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的數據，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的選擇。

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參與人員資格、承包商之資本額、保險要求等。在成本估算上，可以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在工作內容期望上有所誤解，可以即早對於價格進行協商，依照其特質，此獨立估算的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)，讓雙方的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。

除了以上一般性的考量之外，針對整治技術篩選與方案的擬定過程，各階段亦有其較特殊之因素(如法規需求、技術條件等)，可以在承包商的評估程序中一併納入，茲於表 6-2 中列出部分的因子作為參考。

表 6-2 承包商選擇之特殊考量因子範例

整治技術/方案工作階段	特定考量因素
定義 RI/FS 的範疇	- 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
場址特性調查	- 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
整治技術開發與篩選	- 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
可處理性測試	- 實驗室規模驗證能力 - 模場建置之能力與經驗
整治技術細部分析	- 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
整治行動階段	- 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，經濟部工業局產業綠色技術輔導與推廣計畫於計畫網站建置有土壤及地下水污染技術平台「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之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施工合約之糾紛最為常見。如前所述爭議將發生於工程各階段，且不論工程案件類型為何，係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分述：

(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，卻有工程施工用地或工地之路權卻尚未取得之情形，對於此等情況，若承包商之人員、機具已進場，則該等人員、機具閒置待命期間，是否可向業主請求延長工期及所增加之費用。

(二)工程因停工、趕工及承商延遲所生之工期延展及調整給付工程款：

於工程契約施工期間，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、趕工期間之工期而因此所增加之費用，可否向業主請求延長工期及所增加之費用，是為仲裁案例常見之問題。

(三)工程圖說規範及工程價目單(指詳細價目表及單價分析表)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，惟合約工程價目單則無該計價項目，即發生漏項之情況，是否可請求業主依工程變更處理、或業主是否可主張該等漏項之費用應包含於其他計價項目中。

(四)工程計價之爭議：

工程計價常見之爭議如總價合約之爭議、乙式計價之爭議、估驗計價之爭議、尾款之爭議、依物價指數調整工程款之爭議等。

(五)工期之期限：

工期係指承包商施工之期限，從開工至完工，承包商依約應於工程之施工期限內完工，否則即屬逾期，應負遲延之責任。對於開工日的認定、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：

工程變更之內容如：何謂工程變更設計、何謂新增工作項目、何謂擬制變更、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點。

(八)情事變更原則適用之爭議：

工程契約通常契約期間較長，因此若有重大情事變更，致依原契約履行，將顯失公平時，即有情事變更原則之適用，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。

(十)契約之解除與終止：

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。

(十一)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。

6.6 成本效益評估

一、考量重點

規劃整治工程規劃的成本效益主要取決於所訂定之整治目標與選擇之整治技術，訂定場址整治目標決定攸關整治技術與整治經費多寡，而整治技術必須一場址特性予以選用，考量該整治技術是否適用於污染場址，以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

依國內目前法規制度而言，整治目標相當明確，即為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，值得考量。

觀看歐美先進國家作法，其整治目標之訂定莫不以場址用地未來用途以及納入風險之概念進行規劃，根據各場址之特性與後續用途，評估後續造成人體或環境危害之風險程度，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整治法整體規劃中，未來整治目標之訂定，亦可能考量風險之概念，以使有限之整治經費能使用在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，整治復育不論採用何種整治技術，最理想的方式應為維持原土地之原始使用用途；然而如原土地為生產性農業用地時，整治後欲維持原農業用途，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，則可能造成後續惡意污染事件發生及耕地陸續流失之潛在危機。因此運用各整治技術前需考慮以下方面，冀能達到最佳的成效。

(一)技術可行性

整治技術成本評估的項目包括整治方案的規劃設計費、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，如整治設備的故障或更換、系統設備的拆解與場址的復原、應變計畫及後續監測計畫等。而整治技術必須依場址特性來加以選用，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，在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身污染場址，以選擇或搭配出真正符合場址特性與業者需求之整治技術，進行後續之改善作業。

(二)經濟可行性

針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，前者係指挖掘受污染土壤及其他整治技術所需設備之初期成本，後者則指復育整治進行所需的藥劑、能源、人力操作與管理等。就工程費用而言，現場處理方法因需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的花費，以便作為整治技術的成本估算。

(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。因此如果採用排土法及現地安定法，對於民眾接受度會較高，而像現地固化法完成土壤性質、現地淋洗由於可能造成土壤酸化或淋洗劑污染地下水；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的同時，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

在各項可行方案為實際可行之整治方式，各方式在執行時效、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
一	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美金 20~50 元。
二	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—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美金 45~140 元。
三	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美金 30~90 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美金 30~60 元。
五	低溫加熱脫附法 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。	■ 不含開挖與運輸費用，處理每公噸污染土壤約美金 30~70 元。(對於處理大量體積(大於 1,000 立方碼)的受污染土壤具有成本上的優勢)
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。	■ 處理每公噸飽和土壤約美金 20~50 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 Monitored Natural 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	現地地下水 生物整治法 In Situ Groundwater Bioremediation	■ 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。
十一	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。
十二	地下水抽出處理 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。	■ 每平方公尺約在 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/共溶劑添加土壤洗滌法 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	開挖法 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。	■ 開挖與處理成本每公噸土壤約 300 至 510 美元，成本與污染物質及開挖方式有關。

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，而各場址特性、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，藉由注入空氣在地下水中產生氣泡，以氣提方式將地下水中的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、生物漱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，則可能須使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.
3. 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.
5. 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，民國 94 年 11 月。
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，民國 95 年 4 月。
11. 行政院環境保護署，土壤及地下水污染整治法，民國 92 年 1 月。
12. 行政院環境保護署，土壤及地下水污染整治法施行細則，民國 90 年 10 月。
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，民國 93 年 8 月。
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，民國 93 年 8 月。
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，民國 95 年 5 月。
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，
[http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/restoration/technologies/
remed/phys_chem/phc-03.asp](http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/restoration/technologies/remed/phys_chem/phc-03.asp).
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，業者對於土污法相關法令之規定，可能會因為設施老舊管理不當或專業能力不足，而在執行上遭遇到困難，因而違反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，並從而採取適當之因應措施，故本章將說明有關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，以業者之角度，提出當事業被通知查證、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，於各種適法狀況下之因應對策，供產業界人士參考使用。

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>) 進行整治費繳納徵收對象查詢。

二、整治費費率

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三條附表一規定，詳細收費費率請至行政院環保署網站 (<http://sgw.epa.gov.tw/public/0402.asp>) 進行整治費費率查詢。

三、整治費繳納

整治費採按季徵收，徵收對象每年 1 月、4 月、7 月及 10 月底前自行申報繳納前季整治費，每季申報時依規定格式填具土壤及地下水污染整治費申報書、化學物質產生量與整治費申報明細(只輸入未產製之業者免填)或(及)化學物質輸入量與整治費申報明細，連同化學物質產生量統計報表或化學物質進口報單及繳費收據影本，寄至土基會。或於每季徵

收期限之當月(例如 4 月 1 日至 4 月 30 日申報 1 月至 3 月之整治費)經由網路申報，網址 <http://soilweb.utrust.com.tw/>，再將繳費收據影本及產製報表(僅輸入者免附)寄至土基會。

四、整治費計算

$$\begin{aligned}\text{整治費費額} &= \Sigma[\text{當季個別化學物質應繳納整治費費額(元)}] \\ &= \Sigma[\text{化學物質產生量或輸入量(公噸)} \times \text{費率(元/公噸)} \times (1 - \text{免徵比例})]\end{aligned}$$

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。

五、整治費繳納方式

應繳納整治費金額由繳費人自行計算，並至金融機構以匯款方式繳費，匯入中央銀行國庫局。每季正常申報之 1 筆手續費(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)採內含方式(內含於應繳整治費內)，繳費義務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。亦即每季由環保署僅負擔 1 筆手續費，第 2 筆以上(例如原繳款金額不足，再匯 1 次或補繳整治費等)之匯款手續費由繳費人負擔。繳款人將繳費收據影本與申報資料一併寄至環保署申報，繳費收據正本留存做為列報費用之用。

六、整治費申報

(一) 免徵比例之申請

對指定公告化學物質之產製者，依據收費辦法第 6 條規定，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證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。

(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) 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。

(五) 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)。

(六) 投保環境損害責任險或等同效益之保險者年度退費申請

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。

(七) 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年度退費申請

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、儲槽區、加油站之洩漏預防	(一) 儲槽本體及儲槽區以塑脂塗裝及包覆、鋪設防漏材質、陰極防蝕處理，以達到預防洩漏之目的，相關材料費及施工工程費。 (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。 (二) 水溝閘欄。
三、廢水、廢液處理設施	(一) 輸送管線之防漏設施(例如：管溝增設鋼筋混凝土護槽、防溢堤)。 (二) 處理設施之防漏設備部分(例如：內部包覆、鋪設相關特殊材質等)。
四、廢棄物、污泥、廢水及廢液之儲存設施	(一) 廢水槽防漏設備部分(例如：內部包覆、鋪設相關特殊材質等)。 (二) 攔污設施。
五、金屬粉塵逸散預防	粉塵收集系統。
六、其它	前述所列 5 項之細項分類以外，符合收費辦法第 11 條規定之工程。

(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：

1. 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。
2. 進口指定公告之化學物質屬廣告品或貨樣者。
3. 當季應繳納整治費費額，未達新台幣一百元者。
4. 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，且土污法第 8 條第 1 項及第 9 條規定之指定公告之事業。為避免因出售污染土地引起糾紛，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，不僅可釐清污染責任，亦為企業應盡之社會義務。

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

業者可考量委託專家顧問、技術顧問機構或檢測機構，協助工廠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，合格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、技術顧問機構或檢測機構之資格條件上，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。業者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，選擇適當的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

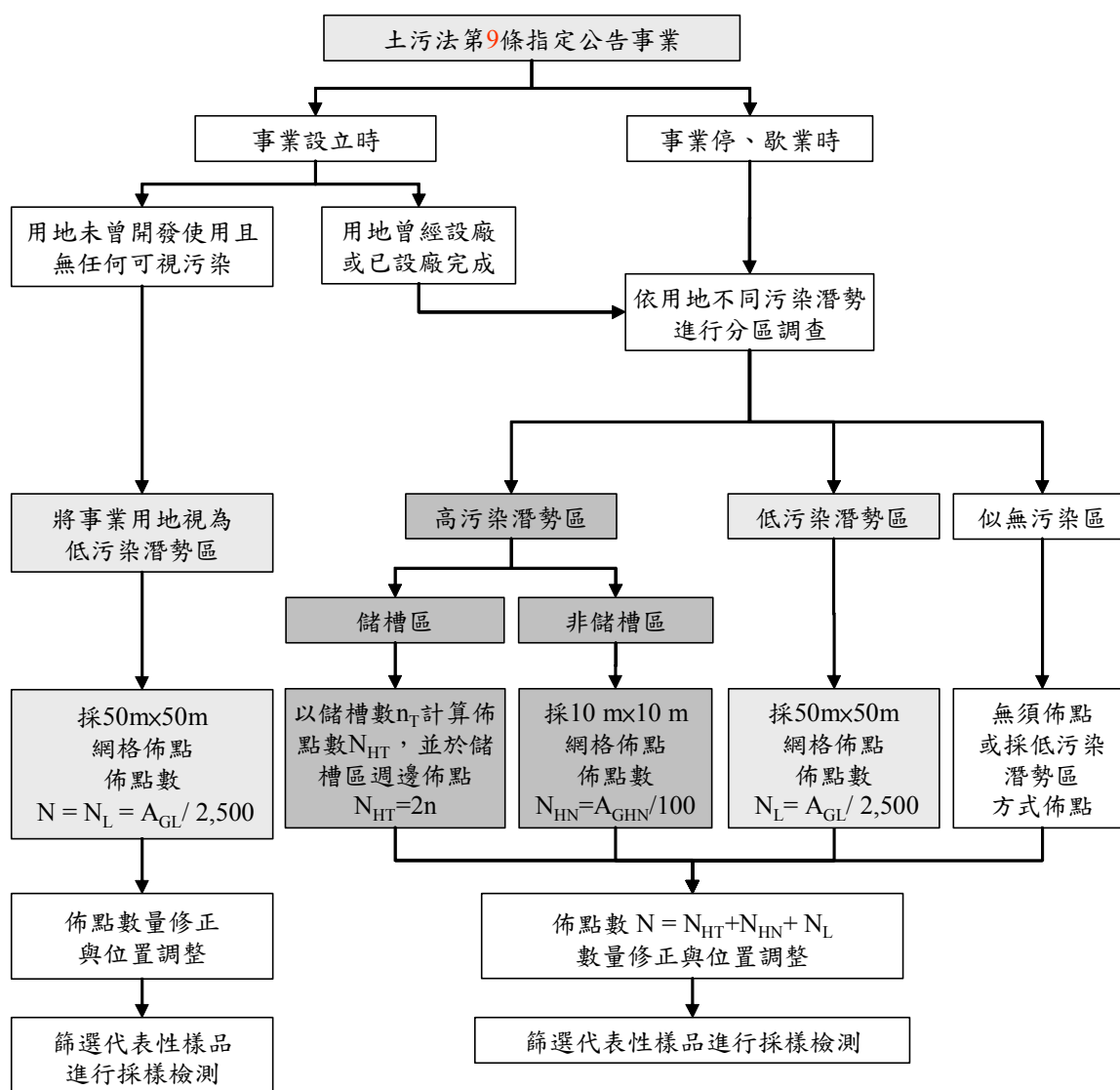
依環保署「環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引」建議之最少土壤採樣點數如表 7-2 所示。

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_{GHN} ：以10m×10m網格所涵蓋高污染潛勢區內非儲槽區之網格面積

A_{GL} ：以50m×50m網格所涵蓋低污染潛勢區之網格面積

N_{HN} ：高污染潛勢區內非儲槽區10m×10m網格佈點數

N_{HT} ：儲槽區佈點數

N_L ：低污染潛勢區50m×50m網格佈點數

N ：總佈點數

n_T ：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 93 年 12 月 7 日修正公告之「土壤及地下水污染整治法第八條第一項之事業」及「土壤及地下水污染整治法第九條之事業」之附表，國內可能產生重金屬污染之產業，及其相關製程、應檢測污染物之項目，彙整如表 7-3 所示。

表 7-3 國內可能產生重金屬污染之產業、相關製程及其應檢測污染物之項目

事業	主要製程	檢測項目
皮革、毛皮整製業	皮革、毛皮鞣製製程	鉻
	塗飾或染色製程	鋅、鉻、鎘、鉛、銅、VOC
	其他製程	鉻
基本化學工業	基本化學工業製程	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	鎘、汞、鉻、鉛、鎳、鋅、銅、砷、SVOC、VOC、TPH
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
	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
	使用銅為原料製造農藥及環境衛生用藥製程	銅、VOC、SVOC、農藥
石油煉製業	石油煉製製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC、SVOC、TPH
鋼鐵冶鍊業	煉鐵製程	鉛、鋅、TPH
	轉爐煉鋼製程	鉛、鋅、TPH
	電弧爐煉鋼製程	鋅、鉛、鎘、銅、鉻、鎳、TPH
金屬表面處理業	使用有機溶劑之製程	鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅、VOC
	化成、電鍍製程	鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅
	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	鎳、銅、鉛、鉻、VOC
電池製造業	非汞電池製造	鎳、鎘、鉛、銅、鋅、VOC
	汞電池製造	鎳、鎘、鉛、銅、鋅、汞、VOC

2. 經評估，工廠未曾運作可能產生土壤污染管制項目之化學物質時，則可考量不進行土壤檢測，惟如曾運作土壤污染管制項目以外，且

國內、外研究發現具有危害人體健康之化學物質時，則可考量增加檢測該污染物項目。

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、若事業新增購或是新租用一塊地新設製程廠房，這是否屬於新設立範圍？若是屬於新設立範圍，那所採樣的範圍是否應該涵蓋舊有廠區還是以新廠區為主？	若事業於廠區外新增購或租用一塊地新設廠房者，除需辦理工廠登記外，亦符合土污法第 9 條設立前之時機。若事業於原廠區用地內新(擴)建廠房設施，且該廠房已符合工廠管理輔導法需重新申請工廠設立或登記者，則應針對該新(擴)建用地於整地施工前完成土壤污染檢測。
二、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。
三、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。若承租人為環保署指定公告之 18 類事業，則所承租之土地移轉時，土地所有權人(即讓與人)應依土污法第八條規定提供土壤污染檢測資料。

表 7-4 土污法第 8、9 條規定之相關問題與因應對策^[3] (續 1)

問題	因應對策
四、若事業於土地移轉時依規定提供土壤污染檢測資料，內容與規格符合第 9 條資料規定之要求，且檢測後至下一事業新設立前無任何運作行為，則新設事業是否得以援用上一手事業提供之土壤污染檢測資料，不受 6 個月期限之限制？	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，惟事業若符合下列所有情形，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後，不受 6 個月限制： 1. 自採樣日起用地內無從事任何運作行為。 2. 採取適當圍籬、區隔、監視或防護措施，確保無排放、洩露、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存在，並可能導致污染物擴散傳輸至事業用地範圍內。 4. 檢測當時之事業與備查時之事業，其類別、製程及運作特性均相同。
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，故建議事業應將相關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。若評估後事業用地確未曾運作某項檢測項目，則可於「土壤污染檢測資料」中載明理由；但除規定之檢測項目外，事業亦應依其實際運作狀況增加污染物項目之檢測。此外針對土地移轉之時機，其土壤檢測項目建議由土地移轉雙方協議定之。
六、土壤污染調查採樣方式是否一定需依照網格法或環境場址潛在土壤污染評估(ESA)方式辦理？	有關環保署提供之「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」及「網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引」僅供參考，事業仍應依其運作特性選擇適合之方式辦理土壤污染調查檢測。若經評估後有其他更適合之調查方式，則事業亦得參採，惟須於土壤污染檢測資料中提出說明。
七、事業用地位於廠辦大樓 2 樓以上無用地可供採樣，應如何進行檢測？	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，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 2)

問題	因應對策
八、事業機構若有執行土壤污染檢測工作需要時，可以委託哪些單位辦理？	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環保署核可的檢測機構執行。至於執行調查評估規劃之人員或機構，現行土污法中尚未限定其資格條件，惟建議事業宜委由具環境場址評估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，於環保署「環境場址潛在土壤污染評估辦理用地土壤污染檢測參考指引」中有說明，事業可於選擇時參考。
九、相關參考指引中提及土壤調查檢測的部分較多，而在地下水方面卻較少，檢測範圍是否應包括地下水在內？	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，因此相關調查參考指引及檢測資料之內容並未將地下水污染物納入。但建議事業可依本身製程特性與用地狀況，增加地下水調查檢測，以更完整掌握用地環境狀況。
十、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作好預防或整治工作，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。
十一、土污法第 9 條是否有溯及既往？目前營運中之事業是否僅需於停、歇業前辦理土壤檢測即可？	土污法第 9 條之實施並無溯及既往的規定，指定公告事業於 94 年 1 月 1 日(含)後辦理設立、停業或歇業時，始須依據土污法第 9 條規定辦理。 此外，運作中之事業若無重新設立、停業或歇業之行為，則無立即進行土壤污染檢測之必要，惟為瞭解事業本身用地之土壤環境狀況，建議平時亦可進行調查檢測，以及早發現可能問題，並因應處置。

7.3 工廠遭土污法列管之作業程序與因應對策

工廠因超過土壤及地下水污染管制標準時，環保機關依土污法之相關規定進行工廠土地列管，其列管作業流程如圖 7-2 所示。列管作業大致可分為調查查證、控制整治及解除管制第 3 階段，各階段與業者相關之規定，包括 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，說明如下。

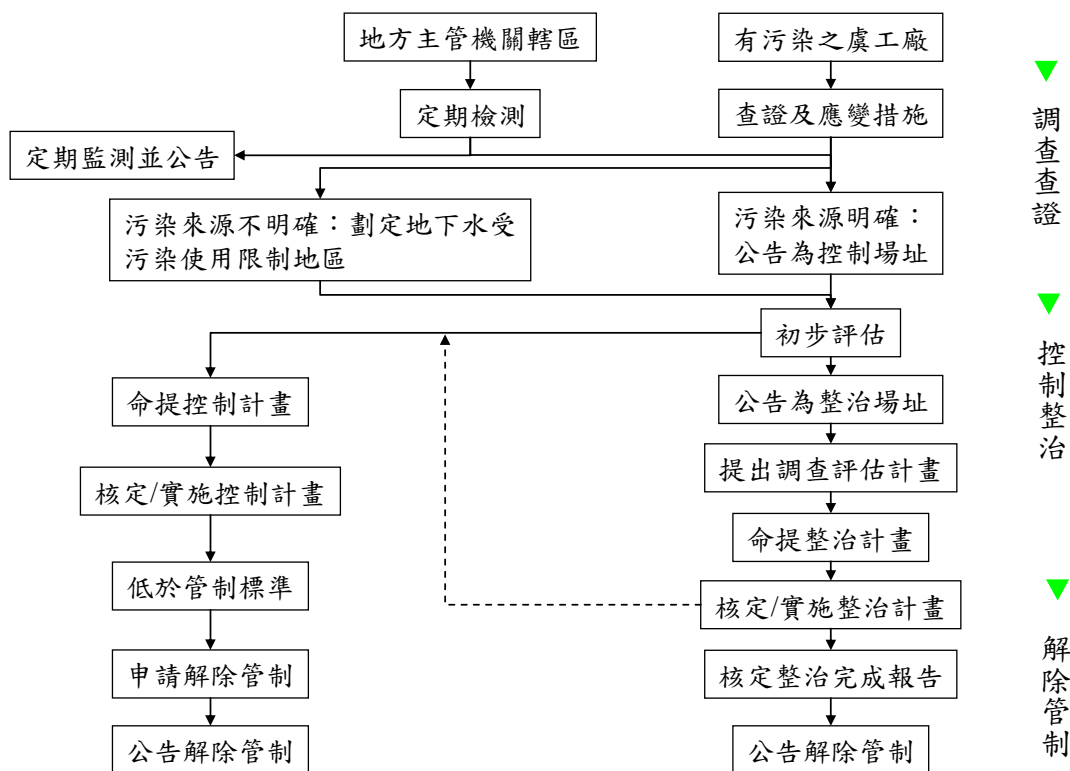


圖 7-2 環保機關對工廠土壤及地下水污染場址管制作業流程

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，採取應變必要措施，同條第 2 項規定所在地主管機關對於下列之應變必要措施，得命污染行為人為之。

(1) 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。

(2) 豎立告示標誌或設置圍籬。

(3) 移除或清理污染物。

(4) 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 年以上十年以下有期徒刑，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

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；事業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「緊急事件準備及應變」之相關說明。

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

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。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，以全程掌握查證情形，必要時，於環保機關進行採樣之同時，業者可請求進行樣品分樣及檢測，並留存查證及現勘紀錄。於查證後，環保機關如通知業者樣品超過管制標準，擬公告場址為控制場址時，如事業分樣樣品未超過管制標準，事業可請求再次進行採樣檢測；或於環保機關公告場址為控制場址前，請求環保機關依土污法施行細則第 8 條規定，同意事業限期採取適當措施，以改善污染情形。

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之污染情形，因此，事業應參考環保機關於查證時之採樣檢測資料，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，並進一步調查評估污染範圍。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，準用第十六條第一項或第二項之程序，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

業者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

業於完成污染改善後，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. 業者提出調查評估計畫

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. 業者提出整治計畫

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。

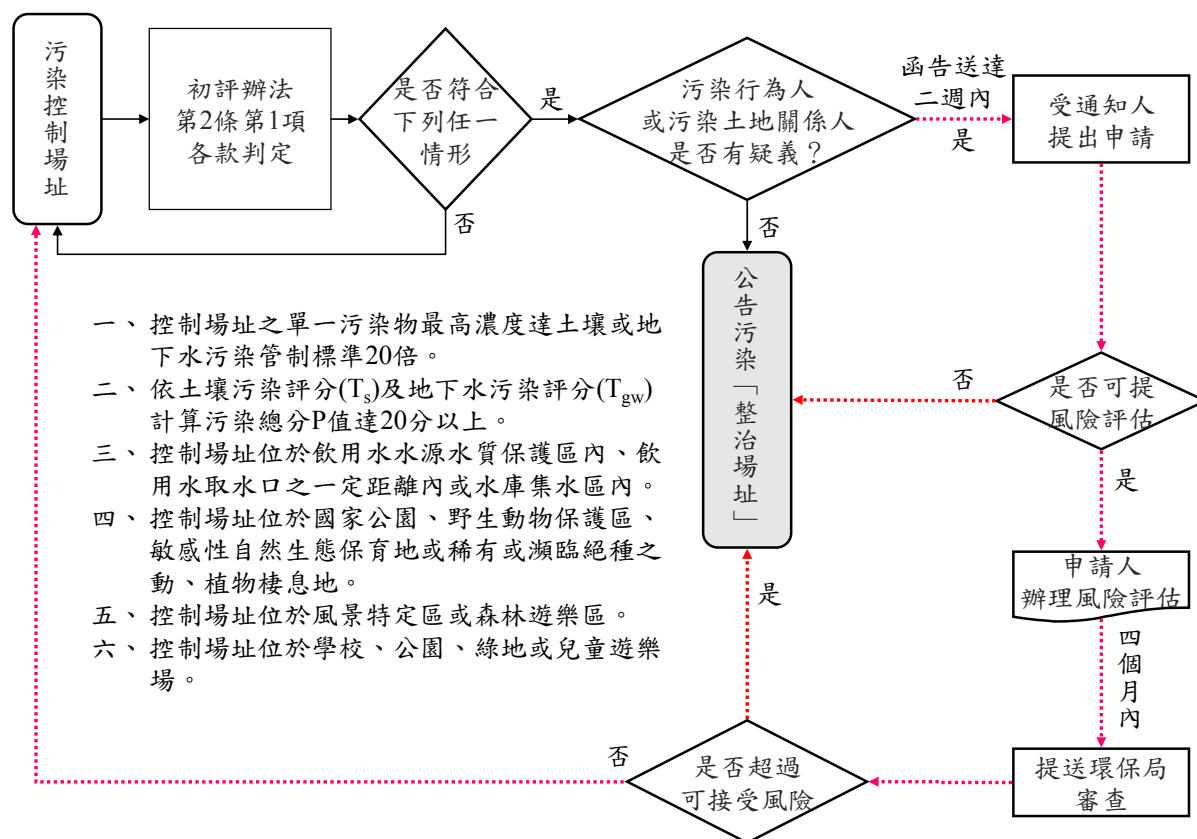


圖 7-3 初評辦法之評估程序

(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

業者應依土污法施行細則第 21 條之規定，提出污染整治計畫，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，並說明如下：

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。
2. 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。

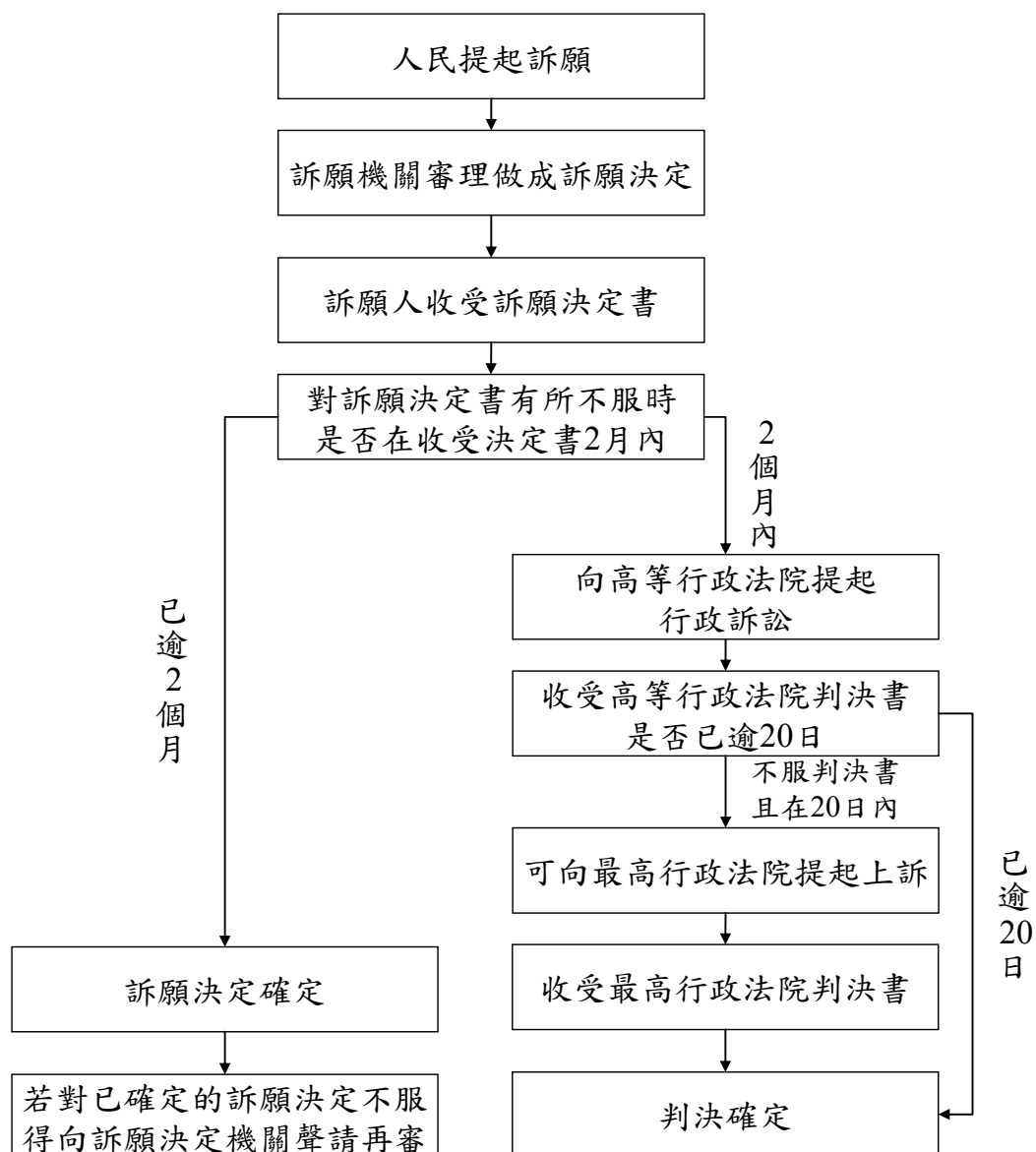


圖 7-4 行政爭訟流程圖^[4]

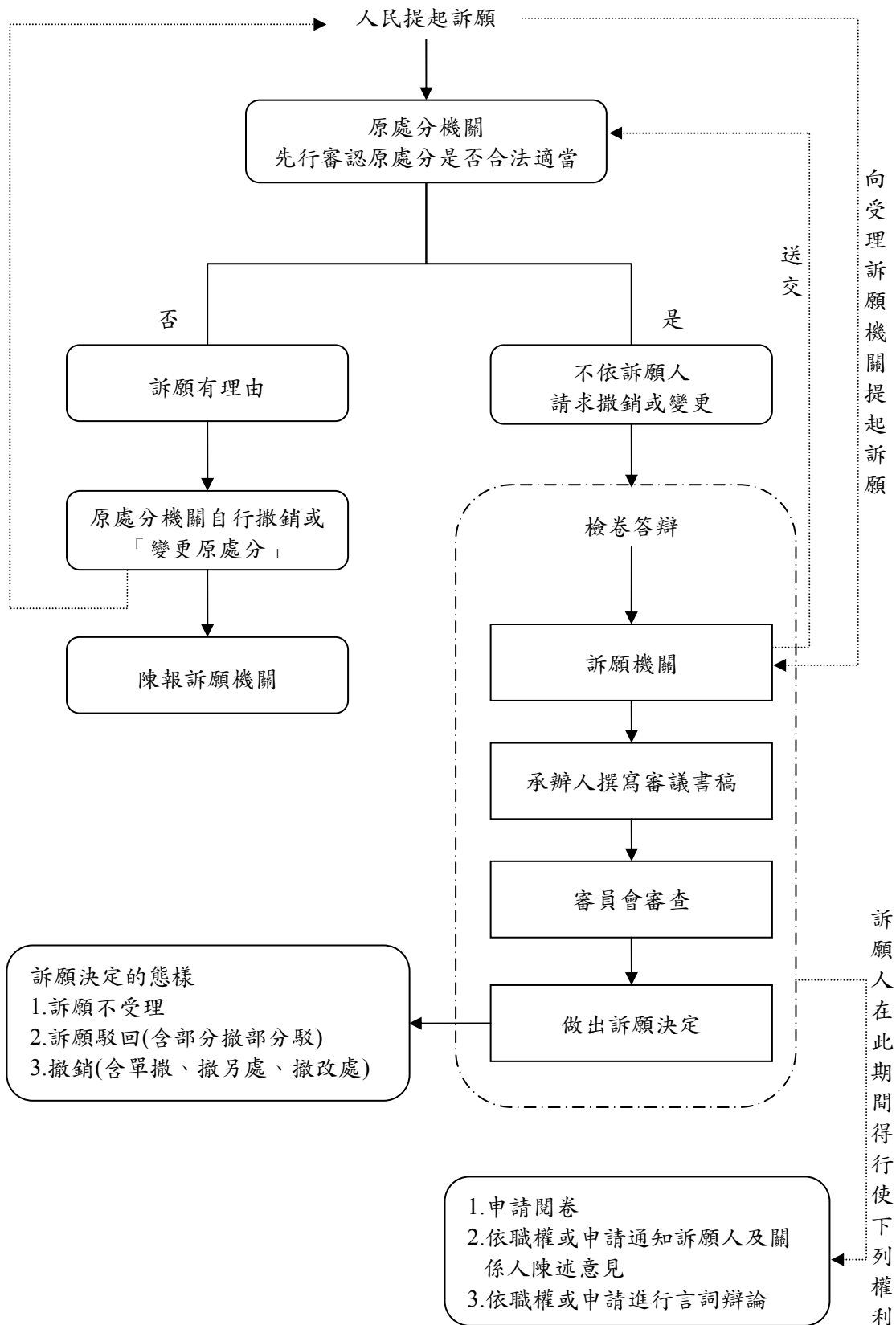


圖 7-5 訴願案件流程處理簡圖^[4]

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。
5. 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。
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，應選出三人以下之代表人，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、行政訴訟第一審

(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、行政訴訟第二審

(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，應在第一審判決送達後之 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^[4] (<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」，有許多實體駁回、實體撤銷、部分駁回、部分撤銷等決定結果，可提供許多土壤及地下水污染整治法相關訴願案例，作為參考。

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土壤污染檢測宣導手冊，民國 94 年 12 月。
4. 環保署訴願審議委員會網站(網址：<http://atftp.epa.gov.tw/peti/epa/Index.htm>)

石油碳氫化合物土壤及地下水污染預防與整治技術手冊
／許明倫總編輯，---臺北市：工業局，中興工程顧問股份
有限公司，民 96.12，面； 公分

含索引

ISBN 978-986-01-1796-7(平裝)

1.環境工程 2.土壤污染防治 3.地下水

4.水污染防治 5.石油

445.94

96022678

石油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 96 年 12 月

發行人：陳昭義

總編輯：許明倫

審查委員：林明傳、林華宇、洪豪駿、陳尊賢、陳見財、黃冠良、楊金
鐘、盧至人(依姓氏筆劃排列)

編輯企劃：江東法、林怡青、侯善麟、許益源、單信瑜、蔡昀達、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：新台幣肆佰元整

版權所有 翻印必究

GPN：1009603446

ISBN：978-986-01-1796-7