

土壤污染復育工程技術

陳致谷* 張添晉**

一、前　　言

自工業革命以來，人類活動及工業界所使用化學品日益增多，因此廢棄物的成份亦複雜。此種成分複雜的廢棄物由於處理技術限制或處理成本的考慮，許多只得暫時貯存於空曠地上或掩埋於低窪地區，當貯存容器遭腐蝕或酸雨淋洗後，許多危害性的物質溢流而出，致嚴重污染土壤及地下水，影響大眾健康，環境品質因而明顯劣化。由於土壤及地下水一旦遭受污染後，其復育(remediation)及清理(clean-up)相當困難，尤其是遭重金屬與毒性有機物之污染，因此自從美國愛河(love canal)事件發生後，有害物質之管理(hazardous waste management)、土壤及地下水污染復育(soil and groundwater remediation)、新穎處理技術之開發，在1976年後引起已開發與開發中國家之積極研究，並投入大規模人力及物力進行復育補救。

根據行政院環保署之統計，台灣地區目前每年生產290萬公噸之有害廢棄物，此等廢棄物若無適當之貯存或處理，則對環境品質及人體健康造成重大影響，並明顯的土壤之正常機能。現階段本省已有部份地區之土壤遭受污染，但尚未有土壤污染復育之措施，如能積極研究國外地區有害廢棄物傾棄場所之清理及土壤污染復育技術，以評各種復育技術之成效及其極限，則必有助於國內進行土壤污染復育之進展，本文即評估現行研究中或商業化之物理、化學及生物復育技術特徵及限制條件，提供作為我未來土壤污染復育技術之參考，有關土壤復育之各種工程評估及經濟分析則另為文介。

二、我國土壤污染現況

1. 簡介

環境保護的目的，在取得生存自然環境的和諧；而環境工程之防治，則應具有全面

*國立台北工專土木科研究助理

**國立台北工專土木科副教授兼科主任

性的考量。在早期污染防治工作上，土壤污染問題一直為吾人所忽略；而近來由於公共衛生學研究報告陸續指出，因為土壤不斷遭受各種污染的結果，導致地面上農作物、地底下之地下水內含高量有害人體健康物質，已對吾人之健康生活有所影響。故土壤污染問題已漸為政府及民眾所關切。

一般而言，較常見之土壤污染來源包括：都市廢棄物及家庭污水、事業廢水及廢棄物、農業廢料及畜牧廢棄物、廢棄物、落塵及酸雨及可溶性鹽類之危害。

如以污染物種類區分則可區分成下列數種：

1. 重金屬：如鉛、汞、砷、鎘。
2. 可溶性鹽類。
3. 酸或鹼。
4. 不易分解之有機物，例如有機氯劑、多氯聯苯等。
5. 營養份，例如氮、磷等。
6. 難分解物質，例如塑膠、玻璃等。
7. 病原菌。
8. 放射性物質。

在歐洲荷蘭、比利時，美國紐澤西，瑪麗蘭州等工業發展較早、土地利用率高且人口密集之地區，土壤復育技術(soil remediation technology)已發展成為重要而成熟之環境工程防治技術，由此可見土壤污染的嚴重性。而在台灣地區農業用地方面，主要污染來自過量農藥的使用與工業廢水排放系統。根據台灣省農林廳的統計，每平方公里農地每年農藥平均使用量高達 1噸以上，其中部份農藥往往含有高量之重金屬，如鉛、鎘等，長期使用的結果，可能使農地中重金屬含量超過危害人體健康標準（見表 1）。此外，又由於農地之灌溉系統並未與其它污水系統隔離，許多工廠常常緊鄰農地，生產所排放的廢水，恣意流入農田，更造成農地土壤的污染。

工業污染方面，由於各式地下儲存槽洩漏、輸送管線的破裂與有害廢棄物的堆置，而造成土壤污染，這些污染物的毒性、污染量、污染物種類與污染範圍，甚於農地污染千百倍，急需有關單位加強管理。

2.2 美國與中華民國相關法規精神

污染的防治工作，自1970年代後，因污染物的多樣化與毒性化，單媒介污染防治法規（如水污染防治法）不足有效控制污染物的轉嫁，一個全面的、整體之污染防治法規需求於焉陸續產生。

美國於1976年制定的資源保有暨資源回收法案(RCRA)，以及1980年的全面環境、應變、補救及責任歸屬法，(CERCLA)可為整體污染防治法整合之參考範本，尤其在有害廢棄物之管制／運輸／儲存／處理／處置上有嚴格的規範，在管制有害廢棄物對土壤所造成的污染上，有極大的影響。以下分別簡述美國與我國在土壤污染防治上的相關法令。

表1 台灣地區部份縣市土壤重金屬含量調查與耕地面積比較¹

項 目	耕地面積* (公頃)	疑似污染面積 (公頃)		疑似污染面積與耕地 面積百分比 (%)	
		四 級	五 級	四 級	五 級
宜蘭縣	28725	8400	0	29.24	0
台北縣市	40671	1300	100	3.20	0.25
桃園縣	45440	1475	302	3.25	0.66
苗栗縣	37275	2785	35	7.47	0.09
彰化縣	70901	12450	479	17.56	0.67
雲林縣	87806	6200	0	7.60	0
台南縣	3943	1700	200	43.11	5.07
高雄縣市	58641	7900	200	13.48	0.34
屏東縣	78006	3400	0	4.36	0
台東縣	48117	0	0	0	0
花蓮縣	44338	2500	0	5.36	0
澎湖縣	5608	100	0	1.78	0
小 計	549521	48210	1316	8.77*	0.23*

*為總疑似污染面積 ÷ 耕地面積之百分比。

1. 資源保育暨資源回收法案^{2,3}

RCRA主要之目的乃「對於能源和廢棄物的資源回收、廢棄物之安全處置以及有害廢棄物處理方法管制，提供技術和財務支援，以發展所需的管理計劃和設施」，乃是一個兼具廣泛和複雜性的法案，包含任何有關有害廢棄物之產生、運輸和處置等的各層面。該法案要求訂定合適的管理計劃，以追蹤稽查有害廢棄物從產生到最後處置的所有過程。因此，該法案也被稱為「從搖籃到墳墓」法案。其主要內容包括了：

- 兩年之內，發展出鑑別有害廢棄物的標準。
- 建立許可證的頒發系統，以統籌管制所有有關處理、儲存、運輸和處置有害廢棄物的設施和人員。
- 在民法和刑法中加入對違反本法案之罰責。

2. 全面環境、應變、補救及責任歸屬法

CERCLA提供了有關所有從容器、陸地、或是離岸所發生未節制排放有害廢棄物的

法律責任，其補償、清理、和緊急處置評估。它也被稱做「超級基金法案(Superfund Act)」，乃因為它成立一個聯邦基金，用以緊急清理過去(1980前)所設立，有危害人體的有害廢棄物場址。

CERCLA授權聯邦政府直接對化學溢出或釋放於環境中採取緊急行動，並規定聯邦政府在五年內編列16億美金，及各州政府編列10%的配合款為基金。

美國環保署在執行CERCLA期間，共確定了20,776處有害廢棄物傾棄場，目前為止，清理過的場址尚不及半數。

3. 我國之相關法規

我國土壤污染防治的工作，在桃園高銀化工鎘米事件發生後才漸為社會大眾所重視。是故，相關之土壤資訊並不完備，近年來已有多位專家學者致力於土壤資訊監測及分析系統之建立^{4,5,6}，期為將來土壤污染防治法立法之依據。

環保署於民國77年9月成立土壤污染防治科，負責掌理全國土壤污染防治政策及法規之策劃、研訂、指導及監督事項。並於民國80年6月草擬「土壤污染防治法草案」共4章47條，同年7月18日獲行政院院會通過。草案中揭示本法之立法目的、界定專有名詞、區分管理權限、並對各種污染源之管制、監測、土壤污染標準的建立、相關罰責等有較明確的說明。

整體而言，我國土壤污染防治法規與有害廢棄物處理法規正處於過渡時期，如何汲取國外優點經驗，避免重蹈錯誤，從而訂定一個環境保護法規，相信是全民所樂於見到的。

2.3 復育技術進展

土壤污染復育技術是一項極新且尚未發展成熟的環境工程技術，乃綜合物理學、化學、生化學、水文學、及土壤學等各領域應用科技的一種技術。是故，處理理論與處理技術猶待更進一步的研究與強化，並將各種新穎土壤復育技術自試驗規模(pilot scale)提升為實場規模，為土壤復育技術中最重要的一點。

土壤復育技術種類繁多，需視污染物種類及土壤特性等多項環境因子，而選出最適之復育技術。就處理機構上而言，可分為物理化學與生物處理兩大類；如萃取法、焚化法等；而若從污染物處理場址型態上分類，則可分為就地(in-site)、現場(on-site)與離場(off-site)三種。就地處理係指不經開挖程序，而直接就地處理污染物；現場處理與離場處理則需配合挖掘程序，於場址或運離場址處理污染物。美國環保署曾將土壤復育技術區分為以下五種⁷：

1. 萃取法：使污染物經由溶劑從土壤中加以去除，或將污染物質移至另一層土壤中，而達到復育之目的。
2. 安定法：利用吸附、離子交換、沉澱等技術，將污染物質固著於土壤，以降低污染物之活性，並避免其滲透到地下水層。

3. 降解法：乃是利用技術將污染物的毒性轉變為無毒性或毒性較低的方法，可分為化學和生物降解法，適用於有機化合物之處理。
4. 稀釋法：以工程技術將乾淨土壤或具有較大緩衝能力物質加入受污染土壤中，使其充分混合，將污染程度降低至容許範圍內，避免有毒、有害性物質之攝入和接觸。
5. 降低揮發性：利用物理化學方法，使污染物揮發至空氣中之量減少，例如降低土壤溫度、土壤氣象孔隙度等，主要是針對揮發性之有機污染土壤。

本文收集國外有關資料，分別以物化處理技術與生物處理技術，介紹現階段土壤復育技術中，較具實績之技術，期為我國土壤污染防治有所助益。

三、物化處理技術

3.1 萃取法

以萃取法處理受污染土壤在國外已具有相當的實績。萃取法主要作用機構在於透過污染物與萃取劑間的交互結合，而自土壤中一併分離出，達到清潔土壤的目的。圖 1 為主要的萃取處理流程⁸，由萃取處理流程圖中，可歸類出萃取處理的關鍵應在於萃取劑種類、土壤與污染物特性及萃取劑的回收。由於萃取處理是典型的化學處理，因此無論是萃取劑或處理程序的設計，均需慎重週延的考量，以避免二次污染的發生。

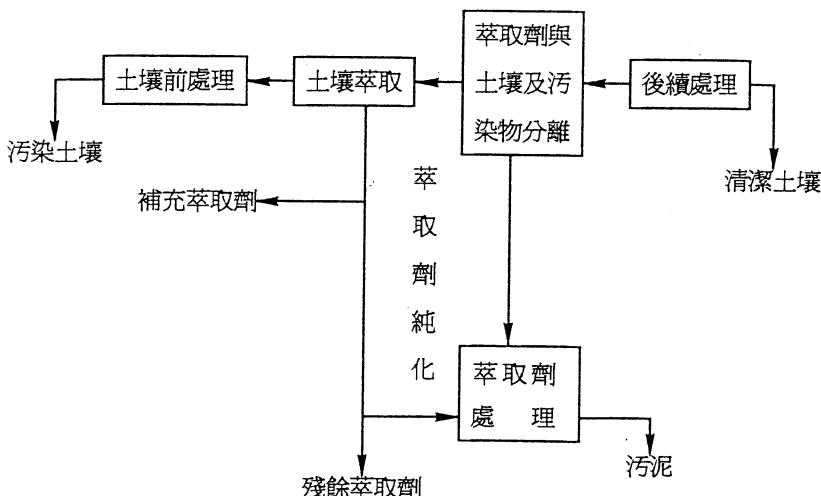


圖 1 典型之萃取復育程序

現階段主要的萃取復育方式，主要是以現場 (on-site) 設施，配合適當萃取劑，於地面設施中萃取開挖出污染土壤中之污染物。若依處理萃取劑的不同而可分類為溶液沖洗 (soil washing) 與溶劑萃取 (solvent extraction) 兩種^{9,10} 介紹如下：

1. 溶液沖洗，本法係採用水溶液、稀酸溶液、活性劑溶液與螯合劑 (EDTA) 溶液，適於處理含非揮發性親水性污染物、親水性污染物與重金屬土壤。
2. 萃取溶劑，乃使用有機溶劑，如丙酮、煤油、三乙基銨 (triethylamine) 等，直接自土壤中萃取污染物，適於非揮發性疏水性污染物之移除，但土壤需有一定前處理（粗、細粒土壤分選）。

萃取劑的是萃取處理中最重要的一部份，在選擇萃取劑時，必須先由污染物的水溶性、蒸汽壓、辛醇／水分率係數與密度，而將污染物分類成、親水性有機物、疏水性有機物、揮發性有機物、重金屬、PCBs、放射性物質及其它有機物等七大類，而且根據汚染土壤粒徑的大小、土壤含水量等，參考不同萃取劑的特性，選取最適當的萃取劑¹⁰ 此外，應多方參考已有的處理實例，或由美國環保署製作之「處理優先順序表」(National Priority List, NPL) 中參考類似污染物處理實例，為萃取評估時不可或缺的一項工作，以下僅列舉近年來萃取處理例，製成表 2 以為參考。

綜合相關實例經驗，發現在操作萃取程序時，需特別注意的事項有^{8,11}：

1. 非處理目標污染物與萃取劑間的化學作用。
2. 處理過程中發生土壤逆沖現象 (counter-washing of soil)。
3. 土壤前處理與土壤分離效果。
4. 萃取劑再生品質。

表 2 土壤萃取處理實例^{9,11}

污染 物	處理容量(噸／時)	開發時間、地點	處 理 方 式
含溴沙質土壤 (黏土含量<10%)	*	1982，荷蘭	以苛性溶液 (pH>11) 為萃取劑，其與土壤 比為2:1。
重金屬與含氰土壤	20	1984，荷蘭	以清潔劑為萃取劑
有機物及芳香 族化合物	40	1987，西德	使用超音波分離土壤 與污染物
含鉛(47,000ppm) 的土壤	6*	1984，美國	以EDTA處理，去除率 97%，為移動式設施
受鉛污染土壤	30*	1985，美國	以30%EDTA處理重油 污染土壤

*：表為模型廠試驗

3.2 氣提法

氣提法為一種氣態萃取法，並不同於前節介紹的萃取法，氣提法採用蒸汽或空氣，做為土壤污染物移除的媒介，與前節中的液態萃取劑有所不同，此外，在清理機構與限制條件上與萃取法亦不盡一致，整理於表3。

表3 萃取和氣提的清除機構及限制條件⁸

方法	清除機構	限制條件
萃 取	1.萃取物再生時，污染物在水中的溶解	•接觸時間，萃取次數，土壤顆粒的吸附
	2.污染物分散(dispersion)	•被吸附之污染物
	3.分餾(fractionation)	•污染吸附及污泥處理問題
	4.浮除(floating)	•土壤的種類
氣 提	1.蒸汽提出 2.普通氣提	•處理時間長 •土壤中作用之優先路徑

因氣體具有較大的流動性與滲透性，氣提法尤其適於高揮發性污染物之清理，如下列物質：

- 1.難溶於水的碳氫化合物，如苯類。
- 2.難溶於水的鹵素碳氫化合物，如過氯乙烯、三氯乙烯、三氯苯及二氯苯等。
- 3.水溶性碳氫化合物，如乙醇、異丙醇。

氣提處理就地化為現階段主要之研究方向，氣提就地化不僅降低大量污染土壤所需的開挖費用，宏觀上更可獲得比現場氣提處理較好的處理效果。如前所述，氣提處理除具適於清理高揮發性有機污染物優點外，就地氣提的優點尚有¹⁴：

- 1.所需使用面積較少，且不妨礙鄰近人為活動，適用於高人口密度地區。
- 2.就地氣提設施所需之維修費用少於現場氣提設施維修費用。
- 3.處理經驗較其它就地復育技術為多。

3.2.1 普通氣提

所謂的普通氣提係指使用不經加熱處理的空氣，而直接作為氣提程序的「萃取劑」，在有關文獻中其它的稱謂尚有土壤蒸汽萃取(soil vapor extraction)，空氣氣提(air stripping)，真空萃取(vaccum extraction)，土壤通氣(soil venting)，強制揮發(enhanced volatilization)等，而有別於蒸汽汽提(steam stripping)技術^{13,14}。

普通氣提主要的處理單元應包括氣井、分離單元、氣體回收單元與動力單元四大部份。其中氣井的主要功能在有效擴散氣體與收集污染氣體，使之能與污染物充份接觸，並收集含污染物氣體；而經由動力系統的傳送，配合分離單元操作（主要在分離空氣與

水），處理污染氣體，最後排放於大氣中或循環使用，而完成整個普通氣提程序。

並非所有污染土壤之復育均適合以普通氣提技術處理，現存有許多影響普通氣提處理之因素，為就地普通氣提處理必須注意：

1. 場址特性

包括揮發性污染物分佈的深度、範圍，地下水位、滲流速率、土壤之均勻性、溫度及大氣壓力等。

2. 土壤性質

透水性、孔隙率、有機碳含量、土壤結構、土壤含水量與土壤粒徑。

3. 系統操作

空氣流量、氣井結構、氣井面積、抽氣井面積、地表覆蓋、進流氣體VOC含量及動力等。

4. 污染物化學特性

Henry's 常數、溶解度、吸附平衡點、擴散度、密度、黏滯度。

5. 處理要求

最終有機物分率、最終含水量、萃取之空氣溫度、萃取之空氣濃度、動力限制等

3.2.2 蒸汽提出

蒸汽提出是將150~200°C蒸汽^{13,14}注入土壤中，提高有機污染物揮發性，而同蒸汽一起自土壤中排除。與普通氣提最大不同點在於使用高溫氣體，除了具有普通氣提的作用外，更因氣體溫度降低所產生的凝結流，可同時截取土壤中污染物，而增加處理效率。

因蒸汽提出設施涉及加溫、保溫單元與蒸氣回收單元，而較普通氣提更具變異性，在操作時除了需注意一般環境因子外，尚需考量以下各點可能對蒸汽提出的影響：

1. 土壤之均勻性，避免因蒸汽產生的不均勻性而作用不完全。
2. 穩定緩慢的處理速率，尤其是處理低透水性土壤。
3. 蒸汽之分布與污染物完全的揮發。
4. 監控系統，以隨時掌握並修正操作程序。

3.3 安定化／固化

現有之廢棄污染物處理技術可概分為減量與降毒兩類，但最終仍有數量不一的餘灰(residue)產出，這些高污染性、無法摧毀的餘灰(如重金屬)仍需最終的處置，不同於開放性的土地掩埋處置，安定化／固化(stabilization/solidification)處理目的在限制有害成份的釋出，為一種密閉性的最終處置技術。一般先以S/S程序降低有害物質溶解度，防止意外的釋出，再行固化程序，利用各種材料限制污染物的移動(migration)；並盡可能於處理的過程中，改善污染物特性，使較適於運輸，或進一步處理與處置。這

種降低有害污染物溶解度，固定有害污染物的處理技術，特別適於RCRA所管制的重金屬廢棄物的處理，如表4所示。目前已發展出的S/S技術有^{16,17}:水泥固化(cement solidification)、矽酸鹽程序(silicate-base process)、吸著(膠結)材料(sorbent material)、熱塑膠技術(thermalplastic techniques)、表面匣限化(surface encapsulation)、有機聚合物程序(organic polymer process)、及玻璃化(vitrification)等。

S/S程序應用於污染土壤的處理上，應屬一種侷限化(containment)的處理，用以限制污染物的釋出或污染群(plume)的漫流，可經由一定的挖掘程序於現場操作S/S程序，或不經挖掘程序，而就地固定土壤與污染物，稱之就地固化技術(in-site immobilization)。

表4 美國環保署所使用的固化／穩定處理污染物種類⁷

編號*	廢棄物產生源	固化／穩定處理污染物
K001	使用木焦油、五氯苯酚保存木材其廢水處理所產生的污泥	鉻
K022	以異丙苯製造酚及丙酮的蒸餾底塔	鉻、鎳
K046	鉛基引爆劑的製造、配方及裝載其廢水處理所產生污泥	鉛
K048～K052	煉油業所產生的油泥及浮渣	鉻、鉛
K061	電爐初級鋼排放控制的灰渣污泥	鉻、鉛、鎬
F006	電鍍業所產生重金屬污泥	鎬、鉻、鉛、鎳、銀
F012～F019	金屬表面處理所產生的重金屬污泥	鎬、鉻、鉛、鎳、銀

* K和F為美國EPA的有害廢棄物分類編碼

3.3.1 現場固化

固化污染場址所挖掘出的污染土壤，可比照一般有害廢棄物固化程序辦理，惟需特別注意處理量上的控制與固化材料的耗用，因此建議現場固化處理最好僅應用於污染群小、污染土壤範圍小、污染物較不具揮發性及無地下水浸泡等污染土壤的固化處理上。

固化劑的選擇應視污染物與固化劑反應和固化劑價格而定。

傳統常用的固化劑有飛灰(fly ash)，底灰(bottom ash)及水泥爐灰(cement-klin ash)，理想的固化劑應具有以下特性：惰性而且難分解、並無需過多的使用量、固化劑本身應不具污染性、固化劑與土壤中污染物需相容、且具良好的膠結能力等。譬如若不當使用酸性固化劑，可能因氧化金屬，而形成氯化氫或硫化氫氣體；而若使用堿性固化劑，則可能有氨氣(ammonia)或二氧化碳的產生，這些都是在選用固化劑時，所應慎重考慮的¹⁷。

目前已開發出S/S技術整理於表5中，可為國內污染土壤S/S程序時的參考。

表 5 各項處理技術之優缺點¹⁶

處理 技術	優 點	缺 點
水泥 固 化	<ul style="list-style-type: none"> • 固化劑價格適中 • 水泥之混合操作技術已經有很好的經驗 • 所需之處理設備市面上即可購得 • 能處理各種不同成份的廢棄物 • 終產物之滲水性及抗壓強度可由水泥添加量加以控制 	<ul style="list-style-type: none"> • 低強度水泥與廢棄物的固化物，易受酸性滲出液的影響，情況嚴重時，可能導致已固化的污染物質再分解而加速溶出 • 若廢棄物中含影響水泥定形和固化的成份時，須先加以前處理或添加較貴的水泥或其它特殊藥劑 • 增加終成物體積和重量
膠 結 材 料	<ul style="list-style-type: none"> • 可就地進行固化處理 • 終成物穩定，不具可燃性，不為生物分解 • 廢棄物不需完全乾燥，只須要10%的乾燥量 • 重金屬離子可以化學鍵形式被結合而加以固定 	<ul style="list-style-type: none"> • 適於處理硫酸鈣或亞硫酸鈣含量較高的污染物 • 污染物易溶出，類似矽酸鹽固化 • 需加熱設備及額外能源 • 機械設備昂貴，須熟練的操作技術
表面 匣 限 化	<ul style="list-style-type: none"> • 能使溶解性非常高的物質與環境隔離 • 由於外層包封材料非常穩定，不易與其它物質反應，故不需放置於容器內 	<ul style="list-style-type: none"> • 包封材料昂貴 • 需特殊裝置及加熱設備 • 處理前，污染物須先行乾燥 • 部份表面包封材料具可燃性
玻 璃 化	<ul style="list-style-type: none"> • 終成物溶解性低 • 固化劑價格便宜 	<ul style="list-style-type: none"> • 處理中須有加熱設備，以達到溫度1,350°C • 易造成金屬燻煙溢出 • 處理、操作設備均高

3.3.2 就地固定化

就地固定化的處理原理首先為降低土壤中污染物的溶解性，防止污染群的滲流與移動，進而達到污染物侷限化的安全目標。處理單元包括了沉降(principitation)、螯合(chelation)與高分子化(polymerization)¹⁸三部份，但有關就地固定化的處理效果與技術可靠度，目前尚無研究，仍有待進一步的評估。以下簡略介紹這三種就地固定技術的型態。

1. 沉降

沉降處理能將土中所含重金屬，如鉛、鋅、鉻、汞或鐵，甚至脂肪酸溶解，使之沉降，而安定化污染物。由於帶二價正離子的金屬均可與硫化物，磷酸鹽或碳酸鹽作用結合而沉降，這尚需視金屬的溶解度積和穩定度而定，而若污染物含陰離子則會降低溶液之處理效率，依序為磷酸鹽 > 氢氧化物 > 碳酸鹽。

相比於其它就地處理技術，沉降處理在沙質土壤上為可行，但缺點有：理液可能污染地下水、可能產生有毒氣體、土壤孔隙阻塞與沉降物再溶解的問題。

2. 豐合

仍有技術上瓶頸的限制，但使用豐合劑固化土壤仍具有相當的潛力。豐合處理的最大缺點在豐合劑穩定金屬後，仍具有極高的流動性，或對土壤有太強的吸著作用，以致影響處理效果。

3. 高分子化

高分子化特別適於鉻、硒污染物的固定。因為這些金屬具有較高的流動性，且常以四價的形式表現出，而不易以沉降方式固定。

高分子化觸媒為將注入至地下含水層，以形成有機單體(organic monomer)，如苯乙烯(styrene)、氯乙烯(vinyl chloride)、異丙烯(isoproene)、甲基丙烯酸(methyl methacrylate)、丙烯腈(acrylonitrile)等，再透過聚合反應將液狀污染物轉換為膠狀(gellike)、不具流動性的物質。聚合技術多用於被污染地下水之清理工業，但也有少數應用在有害場址上。此法主要缺點與困難在於如何使各分散單體與觸媒有效接觸，以延續聚合反應，為技術限制條件。

此外，於有害場址上施行就地沉降、高分子化處理前，一定得先於實驗室中作試驗，找出可能的不利反應，或任何不利於沉降或高分子化的化合物。

3.4 焚化

焚化處理是西歐及日本等幅員小、工業密集的國家處理有害廢棄物的主要方式，而在土地面積較廣的美國則僅有 1% 的有害廢棄物是以焚化方式處理。應用於污染土壤焚化上，常用作焚化的爐型有：旋轉窯(rotary kiln)、流體化床焚化爐(fluidized bed)、熱解法(pyrolysis)、液體焚化爐及多層床爐等。其中由於旋轉窯能處理各種不同形態與形狀的廢棄物，已經漸漸成為處理有害廢棄物時主要使用爐型^{8,9,21}。在選擇何種形態焚化爐做為處理單元方面，限於篇幅的關係，無法深入介紹，請自行參考相關文獻。其中有些需特別注意的是，由於土壤的異質、污染物的變化等因素，污染土壤焚化技術要求應高於一般焚化處理，此方面研究則仍有待繼續加強。

決定是否採用焚化方式處理土壤時，必需考慮的因素有：土壤的含水量、黏滯性、鹵素化合物含量、最低發熱量及灰分含量等。為了使焚化爐能自給自足操作所需的能量並減少助燃油料的使用，欲處理之污染土壤熱含量最好能在 4,800 卡 / 公斤以上。此外，由於含水量的多寡也影響污染土壤發熱值，因此土壤的含水量也有所限制^{20,21}。

美國EPA 於1989年上半年，接受以純氧做為焚化程序中的氣源，是一個很重要的轉變。這對於增加有害廢棄物焚化處理的效率、能源使用的減低、操作費的降低等都有很大的貢獻¹¹。以表6為例，平均處理量雖增加了 171%，而在助燃料的使用上卻減少了 61%，就焚化污染土壤效率，往前邁進了一大步。

表6 傳統空氣式燃燒器與氧氣燃燒器應用於²¹
美國環保署旋轉窯實驗爐的結果

項 目	空 氣 式	氧 氣	改 變 百 分 比 %
• 污 染 土 壤 處 理 量 (公 斤 / 小 時)	672	1,818	171
• 放 热 率(百萬瓦)			
旋 轉 窯	1.2	1.0	-
二 次 燃 燒 室	1.0	1.4	
小 計	2.2	2.4	6
• 燃 料 使用 量 (百萬千卡／公噸土壤)	3.3	1.3	-61
• 純 氧 使用 量(公斤／小時)			
旋 轉 窯	-	260	
二 次 燃 燒 室*	-	0	-
小 計		260	
• 處 理 每 公 噸 土 壤 所 需 的 氧 氣 量 (公 噸 氧 氣 / 公 噸 土 壤)	-	0.038	-
• 燃 料 節 省 率 (百萬千卡 / 公噸氧氣)	-	13.9	-
• 旋 轉 窯 中 氣 體 流 速** (公 尺 / 秒)	2.5	1.0	-59
• 二 次 燃 燒 空 氣 停 留 時 間 ** (秒)	2.6	3.2	+21
• 冷 却 後 氣 體 流 量 (乾燥標準立方公尺 / 分)	87	60	-31

*：旋轉窯中58%的氧氣足由純氧供應（相當於40%的足氧燃燒）

**：計算值

-：資料不足

四、生物復育技術

污染土壤之生物復育技術 (bioremediation) 最大優點在於能使污染物經微生物作用反應而最終以穩定無害的狀態並存於土壤體系中，一般而言，生物復育處理適用於含有機污染物之土壤（如TCE，汽油等），但對重金屬或離子性污染物去除能力，則有待更進一步的評估與研究。

污染土壤生物復育處理技術分類方式如下^{22,23}：

1. 依處理微生物之好氧性與厭氧性區別。
2. 依處理地點而分為就地 (in-site) 生物處理與現場 (on-site) 生物處理。
3. 依微生物培養方式分類，而分成微生物植種方式 (microbiological approach) 與微生物生態系調理方式 (microbial ecology approach) 兩種。

自許多生物復育報告中發現，處理方式趨向以就地（即不開挖污染場址）方式，透過微生物生態系調理技術，培育好氧性微生物處理現有污染物為主要方式。現場生物處理係指藉由挖掘機械挖出污染土壤，於污染場址上設生物反應槽處理開挖出土壤，本節則著重在當今復育趨勢—就地生物復育有關技術性的記述。

4.1 基本原理

生物復育的基本原理是透過環境改良與微生物屬的培養，強化土壤中微生物之同化作用 (catabolism) 與共同代謝作用 (cometabolism)，而達到降低或除去污染物毒性目的。

根據微生物新陳代謝活動，可分為以下三類：

1. 好氧呼吸，此過程中氧元素扮演電子的接受者。
2. 厭氧呼吸，硫酸鹽 (sulfate) 和硝酸鹽 (nitrate) 常做為電子的接受者。
3. 發酵作用 (fermentation)，微生物自行釋出有機物以消耗這些過剩的電子。

其中好氧處理為生物復育技術中較常見之就地處理技術。經由曝氣井或滲入系統輸送營養劑及氧氣至地底下，改良土壤環境，使之適於微生物生長，進而強化微生物的活性，而降解污染物。

厭氧微生物對於某些特定之有機化合物有降解能力，污染物恰為其電子接受者。以甲烷菌屬 (*methanogenic consortiums*) 為例，能分解含鹵素脂肪族 (halogenated aliphatics) 污染物如 (PCE、TCE)，而好氧菌無法降解，是其最大優點。已有許多實驗室研究報告或工業界應用程序中，均證實厭氧處理所具有的潛能；但目前就地處理技術中，厭氧處理僅為理論上研究，尚未有正式之復育實例。

4.2 應用及限制

生物復育中，影響處理效率的因素有：微生物降解有機污染物的情形、影響微生物活性之環境因子、微生物種選用與其環境間的交互關係。

1. 微生物降解有機污染物

污染物之可用性 (availability) 直接影響微生物降解能力。如水溶性高之化合物均較易於降解；如順式 1, 2-二氯乙烯 (cis-1,2-dichloro-ethylene) 較反式 1, 2-二氯乙烯 (trans 1,2-dichloroethene) 能先為微生物所降解（結構式見表 7），此因順式 (cis) 較反式 (trans) 更具極性，同時順式水溶性亦比反式為高 (Parson et al., 1982)。Ellis 與 Payne 則指出可加入表面活性劑以提高污染物的水溶性，以利微生物降解作用的進行，為可行辦法。

表 7 1,2-二氯乙烯異構物比較圖

項目	反式 1,2-二氯乙烯	順式 1,2-二氯乙烯
結構式		
極性	0 (D)	1.90 (D)
熔點	-50°C	-80°C
沸點	48°C	60°C

2. 影響微生物活性之環境因子

環境因子影響微生物活性甚巨，環境因子包括：微量有機或無機養份的含量、氣濃度、氧化還原電位、pH 值、水飽合的程度、土壤之水力傳導係數、滲透壓（包括溶解的固體）、溫度、毒性和優勢種（包括毒性及生長上的限制）、優勢種及污染物的濃度及種類等。

高污染物濃度反有礙微生物的活化，表 8 為某些對微生物生長有害之毒性物濃度。即須視場址污染情況，選擇必要的前處理措施，以避免生物復育時微生物過大的負荷。

人工環境的經營，臺灣源及氧氣的注入、稀酸稀鹽控制 pH 值、溫度的控制、水份的調整、粗大物的去除、選擇微量物的輸送等，應妥為規劃，並視微生物生長狀況的改變而調整。

3. 微生物種選用與其環境因子交互關係

土壤生物復育中微生物的培養，大多以兩種方式進行，其一為注入特殊菌種，另一則為改善現有土壤環境以強化土壤中生物的活性。由於客觀環境的限制，前者多用於厭氧處理上，後者多用於好氧處理，吾人於實際應用時，應視污染物特性與場址地理特性而定。

表 8 處理化學物之限制濃度¹⁸

化 學 物 賴	限 制 濃 度 (mg/l)	
	基 質*	非 基 質**
正丁醇	—	>1000
2-丁醇	—	>1000
3-丁醇	>1000	>1000
丙烯醇	—	>1000
2-乙基1-己醇	500~1000	—
甲醛	—	50~100
巴豆醛	200	50~100
丙烯醛	—	—
丙酮	—	>1000
甲基異丁酮	>1000	>1000
異佛爾酮	>1000	—
二乙醯胺	—	300~1000
二乙胺	—	100~300
丙烯腈	>1000	100
2-甲基5-乙基吡啶	>1000	100
N,N-二甲基苯胺	>1000	—
酚	>1000	300~1000
乙苯	>1000	—
丙烯乙酯	600~1000	300~600
丙烯酸鈉	—	>500
正十二烷	>1000	—
葡萄糖	>1000	>1000
乙酸乙酯	>1000	—
乙二醇	>1000	>900
二甘醇	—	>1000
四氫萘	>1000	—
卡羅申	—	>500
氯化鈷	—	>1000

*: 當主要化合物為主要碳源及能源時，基質的出現將受到限制。

**: 當主要化合物不為主要碳源及能源時，非基質的出現將受到限制。

因生物復育程序中存有某些特殊因素無法克服，如優勢種、微生物群競爭、地下水鹽化…等。若使用實驗室培養微生物種，有產生操作上異常的可能，若採用土壤中原有微生物處理污染物，則應可降低操作上之困難，此種改良土壤環境以強化微生物活性，以分解污染物的方法即所謂微生物調理生物復育方法。雖然實驗室培育出微生物種可能對特定物質具有良好的分解效果，但由於場址客觀環境（光線強度，溫度）與實驗室不盡相同，無法保證絕對的處理結果，甚至還可能有無法生存的問題發生，應特別注意。

4.3 系統設計要求

本節將詳述就地生物復育程序上有關系統設計的細節。

4.3.1 好氧生物復育

1972年，Raymond與Jamison首次以就地(*in-site*)生物處理碳氫化合物類污染物。經過多年研究，已開發出多種技術以營造生物降解所需條件^{18,22}。

在氧氣供應方面，早期多打入一般空氣作為氧源，而今則使用純氧直接做為氧源；因此在早期僅能處理類似汽油漏出場址復育，如今對有害廢棄物亦可利用生物復育技術。表9列舉以往生物復育實例。

1. 氧氣供應

傳送氧氣到地底下的方式有：空氣灌入、過氧化物及臭氧的使用。表10陳述各種輸氧方式與其優缺點。

第一種空氣灌入方式是線上曝氣程序(*in-line aeration*)，乃配設管線網路，使用靜態混合器(static mixer)與地下水混合，此種輸氧方式最大輸氧量可達到10mg/l的溶氧，對僅需5mg/l便可降解的碳氫化合物而言已相當充足，而多餘氧氣則溶入非含水層中。若配合使用純氧與壓力管線，則溶氧效果更佳。

就地曝氣井(*in-site aeration well*)也是種常用來將空氣注入污染柱(*contaminated plume*)設施。一般開鑿多口井以持續提供氧氣，並利用地下水流的傳播，使有機物污染有足夠氧氣與殘留時間降解。曝氣所維持時間可由實驗室規模試驗(bench-scale test)求得；或由達西定律(Darcy's Law)，在已知地下水頭與水力傳導係數下，殘留時間T可由下式計算得：

$$T = \frac{L^2}{K(H_1 - H_2)}$$

其中 T = 殘留時間(sec) H₁ = 開始的地下水頭(m)

L = 好氧區長度(m) H₂ = 結束的地下水頭(m)

K = 水力傳導係數(m/sec)

在供氧源方面，由於純氧在各種液體中溶解度高於一般傳統式曝氣約4至5倍，而能提供20~30mg/l溶氧，使得微生物種的選擇有較大的彈性，尤其當於高壓力時，溶

氧才不致立刻散發掉，因此純氧幾乎取代空氣，而成為生物復育中主要氧源。

表 9 污染土壤生物復育例(美國部份)^{3,18}

污染物種類	污染物濃度 (ppm)	場 址 特 性	微生物編號	處理時間 (day)	殘餘濃度 (ppm)
苯乙烯	25	火車運輸槽外洩污染土壤深度達 8吋	BI-CHEM SUS-8	21	<1
三氯丙烷	300	污染土壤深度達 6 吋	BI-CHEM GEC-1	28	<1
重油	12000	污染範圍4英畝	BI-CHEM SUS-8	21	<1
丙烯腈	1000	土壤與地下水均受污染	PHENOBAC	90	<1
甲醛	1400	土壤與地下水均受污染	PHENOBAC	22	<1
鄰-二氯酚	15000	土壤與地下水均受污染	NUTANT BACTERIA	274	<1

表 10 各種氧氣供應方式比較^{18,22,24}

氧 源	優 點	缺 點	供 應 方 式
空氣	• 經濟 • 供應穩定	• 僅對微量之污染物有效(COD<10mg/l)	• 線上 • 曝氣井
純氧	• 可提供較高溶氧量 • 供應穩定	• 昂貴 • 井爆問題	• 線上 • 曝氣井
過氧化氫	• 價格適中 • 能迅速與地下水混合 • 能提供50 mg/l 的溶氧 • 需預防井中生物生長	• 分解快速，且不穩定時容易散逸損失	• 線上
臭氧	• 產出之化學反應使污染物更易為微生物分解	• 昂貴 • 於高濃度時對生物具毒性 • 可能需要額外之曝氣設施	• 線上

過氧化氫 (hydrogen peroxide) 作為氧源亦有許多的經驗，並具有下列優點²⁴：

- (1) 具有更大的溶氧濃度，100mg/l 的過氧化氫可產生 50mg/l 的溶氧。
- (2) 所需設備較少，可同營養源一起加入，毋需曝氣井之設置。
- (3) 過氧化氫可保持設施的乾淨而不至為微生物所阻塞，而曝氣井便有這方面的問題存在。

在土壤中，過氧化氫因特殊化學或生物觸媒而分解成水及氧氣。吾人需注意分解過程中，氧氣可能由原先曝氣井逸散，造成土壤末端沒有足夠氧氣濃度供微生物使用。此磷酸鹽的加入可延長過氧化氫作用的時間，但是過量的磷酸鹽會造成沉降方面的問題，必須小心使用。

連接臭氧產生器與線式氧氣注入系統，亦可提供生物利用所需之溶氧。德國 Karl-sruhl 地方曾以生物復育處理漏出之石化產品，便以臭氧為氧源，做法是將地下水抽出，加入臭氧，再迴流至地下水層，獲得結果為於地面反應槽停留 4 分鐘，再重新注入土壤，有 9mg/l 溶氧產生並殘留約 0.1~0.2g 的臭氧。

2. 營養劑²⁵

磷是土壤中最常見之營養物，微生物代謝所需之其它營養物還包括鉑，鎂、鈣、鐵、鈉、錳、鐵及其它微量金屬，其中大部份的營養物在地下水層中都已經足夠存在，並不需要額外的供給。

最佳營養配比，可由實驗室中微生物生長情形配合其它水力條件求得。需注意為自土壤及水中化學分析出之營養物。因化學分析所得出之營養物並非一定就是微生物所需求。例如，若分析出鈣濃度達 200mg/l (相當高的濃度)，可以造成微生物的繁衍，但鈣並不是微生物所需的營養源之一，不能因此斷定微生物所需營養源為鈣。

一般對注入營養源形式並無一定的規定，例如氮磷就沒有一定形態的要求，但對某些特殊情況而言，仍須慎選營養劑種類，如通常希望以氨氮 (ammonia-nitrogen) 取代硝酸氮 (nitrate-nitrogen)，原因是氨氮比硝酸氮更易為微生物所吸收，且硝酸氮是土壤、水中所限制的污染物，一般濃度規定在 10mg/l 以下。

土壤地質化學 (geochemistry) 狀況也是限制使用何種營養型態與濃度的重要因子之一。例如加入磷酸二銨 (diammonium phosphate) 可能造成嚴重的沉降；含鈉營養劑溶液，造成黏土分散 (dispersion)，而降低透水性。類似此類問題都必須小心注意。

此外，有時候因特殊目的也需碳源的加入，例如：為利於微生物的共同代謝作用，當分解污染物時，污染物的濃度太低，不足以維持微生物生長所需。

碳形式與濃度的選擇必須有所注意。常用的碳源有檸檬酸 (citrate) 或葡萄糖 (glucose)。使用檸檬酸或其它螯合物 (chelate)，例如 EDTA，會在鹼性狀況下「抓住」某些離子造成沉降；檸檬酸則會優先與某些有機物作用，但會降低整體的分解速度；若衣康酸 (amino acid) 則會加速污染物整體的分解速度，但若濃度過高，也會優先與某些有機物先行分解，而抑制污染物整體分解。

3. 輸送系統

生物復育能否成功，其中一個很重要的因素是輸送系統。輸送系統需達到下列目標：

- (1) 復育藥劑與所欲處理之污染土壤或污染地下水必須能夠有效的接觸。
- (2) 控制藥劑與污染物間水力狀況，以防止污染物或藥劑漫流到其它非復育區內。
- (3) 必須能將藥劑完全地覆蓋於污染物上。

輸送系統可分為壓力式與重力式。一般生物復育所使用的輸送系統有地底流入系統、注入井及抽取井系統，簡略說明如下：

- (1) 抽取井與注入井系統在理論上能在任何深度下作業，但由於土壤間不一的透水性，為有效地將養分平均輸送到每一個地方，必須開鑿多井，才能達到要求的目標。
- (2) 地底重力傳送系統，對於狹窄未飽和的污染土壤相當合適，亦可用於飽和之污染區內，但必須基於飽和層上方的土壤必須具有足夠的透水性，以使處理藥劑能在合理的時間內通過土層，達到地下水層且有足夠的地下水流速，以確保處理液能充分的混合。

上述技術可行性及效率受到氣象與地形影響。注入系統所需之理論動力由場址地下水水流速與流量而定，可經由二維穩定流模式分析，作為系統設計的依據。重要的設計考慮因素為：

- (1) 注入地下水層之速率，必須和現場試驗時所求得的地下水速率相同。
- (2) 所有注入地下水層的物質，要防止向其它區域滲透。
- (3) 注入井（抽取井間的距離必須維持在六個月內，能作六次的注入）的抽取週期。

4.3.2 厥氧生物復育¹⁸

因為厥氧處理速度較慢且僅能處理少數污染物，故厥氧處理通常不用以取代好氧處理，又厥氧復育技術目前還尚未臻至成熟，因此現階段設計處理程序時，仍偏重於好氧復育。

厥氧之新陳代謝作用有厥氧呼吸，如硫酸鹽及硝酸鹽被硫酸鹽和硝酸鹽的還原菌還原，而成為最終電子的接受者；和發酵和甲烷菌的交互作用，視甲烷菌屬種類而決定是否發生；如能創造一個適當的還原環境，則甲烷菌屬分解方有可能產生。厥氧復育的最大優點在能分解特定有機物，尤其是甲烷菌能分解TCE，PCE或其它低分子量有機化合物，更廣受重視。

由於甲烷菌活動需在很低的氧化還原電位下進行，一般在 -250mV 或更低的電位，故不容許有NO³⁻，或SO⁴⁻的存在，以避免因電位過高，導致分解無法進行。因此至目前為止，還沒有一種方法能營造一個完全厥氧狀態的場址，厥氧復育仍屬開創階段。

已有研究證實可於地下水層中應用硝酸鹽呼吸(nitrate respiration)，以脫氮作用(denitrification) 處理受污染的地下水層，由污染物中的脂肪族提供硝酸鹽呼吸所需的能量以除去污染物。但因硝酸鹽亦為一種污染物，飲用水中濃度要求不要超過1ppm

，因此硝酸鹽的使用並不能像過氧化氫一樣隨意注入地下水中，故應用於土壤復育上仍有其限制。

4.3.4 其它注意事項

1. 時間須注意地下水品質之監測。
2. 生物處理系統操作時要注意的事項有：
 - (1) pH值的控制，一般維持在6~8之間。
 - (2) 微生物及養份的濃度應盡量保持均衡。
 - (3) 突增負荷(shock loading)情形的發生。
 - (4) 氮須保持在一定的濃度之上，約為0.2~2.0 mg/l 間，一般為0.5mg/l。
3. 由於降作用，黏土的分散及磷鹽注入會造成含水層透水性的降低，而妨礙微生物的生長。因此任何營養源的加入，應注意大化學上的變化。
4. 最佳環境是極重要的一項因子，特別是敏感的植種微生物，最佳環境的維持為整個系統的關鍵所在。
5. 亂可由曝氣井明顯地表現出來。如果注入氣體可能流體化(fluidize)井邊基質，或使土壤中基質到處移動而衝出(blow out)，以致土中自由氣體衝出地面，使井作時縮小，而必須再另開一口井，即所謂井爆。防止井爆情形的發生，須注意不使氣體流速過快，造成材質的流體化，或可把井挖深，以減低所負荷的壓力。但自Rosenblatt與Jamison於1972年首度從事生物復育，井爆一直是生物復育中最困擾的問題。如果能小心操作，井爆的問題應當可以避免。

五、結語

、其它傳統污染物處理技術，土壤污染復育技術具有相當高的挑戰性，復育技術相當昂貴。以下僅就現階段土壤復育技術之特性及獲致之結論說明如下：

1. 費用相當昂貴。據估計，在美國一般場址的復育費用都在百萬美元以上，以最近通過的12個污染場址而言，每個場址的復育費用平均為一千兩百萬美元，折積處理費用為一百萬美元／英畝(1英畝約為0.456公頃)。龐大的處理費用在選擇處理技術時需更加謹慎，方能獲得好的處理效率，並降低費用的負擔。
2. 復育時間較長。雖然視場址規模而定，但仍無法像水處理或空氣處理一樣，短時間內便可達到處理目標。以生物處理為例，復育時間少則數月多至數年，又隨著變數，如氣候、地下水文環境、人為操作、處理物之改相等因素，均增加時間，以致影響處理效率。
3. 有害廢棄物之特異性。有害廢棄物之相容性與危害性是個極需重視的問題，就處理技術而言，如果沒有對有害廢棄物有充份的了解，便斷然施行處理，非但無法處理成功，導致反效果。處理藥劑雖對某些特定有害物發生效果，但如果與其他有害

物反應，卻有可能獲致更惡劣的處理狀況。

4. 復育經驗有限。土壤污染受重視及土壤復育技術之開始執行，至今僅有十年經驗，所具之實際經驗不多，真正應用於實地處理的技術種類並不如各種「理論」處理技術來的多，因此處理技術之經驗、可靠度，是決定處理效率的重要關鍵。
5. 根據歐洲及美國經驗，在各種土壤污染復育技術中，土壤萃取無論就執行效果與操作管理上皆較其他技術（尤其是焚化）佔優勢，其價格亦較便宜。大部份之復育技術都會產生10~20%原體積的汚泥，而西德已開發完成之土壤復育技術更可同時達到原先預期效果並減少汚泥產生；典型之清除效率視汚泥濃度而定，一般可高達75~95%，相信土壤萃取技術必能成功應用於各種污染土壤之清理行動。
6. 生物處理技術已被認為具有極大潛力的技術，利用就地處理可以降低污染物至極低之濃度；又利用旋轉盤及堆肥法亦可以有效去除有機污染物，因此將來土壤污染復育技術研究重點應為生物復育與土壤萃取技術的開發。
7. 物理化學技術僅對特定之土壤顆粒有效，且污染物並無法百分之百去除，但只須將主要危害成份減低至生態環境可接受程度，復育技術即算大功告成。
8. 就地生物復育技術影響因子極多，涉及理、工、農各方專業知識，鑑於本法在未來應用上極具潛力，有必要更進一步將應用化研究與科技整合。
9. 評估作業(FS/RI)對復育技術極為重要，其中必須包括技術可行性、經濟可行性評估、法規要求與公共衛生保障，尤其是經濟條件的評估，具有舉足輕重的角色，應妥為規劃。

參考文獻

1. 中華民國台灣地區地方環境資訊，第六章廢棄物及土壤環保署品質，七十九年第二版，民國79年。
2. Chlares A. Wentz, Hazardous Waste Management, International Edition, McGraw Hill Inc., 1986.
3. Jeffrey J. Wong, G. Michael Schum, Edward G. butler, and Richard A. Becker, Looking Past Soil Cleanup Numbers, Chap. 1, Hydrocarbon Contaminated Soil and Groundwater, Lewis Publishers, Michigan, USA, 1991.
4. 環保署，受重金屬污染土壤復育技術之研究，計劃編號EPA-80-E3H1-09-04, 1991。
5. 環保署，土壤污染防治資訊系統建立，計劃編號EPA-80-E3H1-09-10, 1991。
6. 環保署，台灣地區土壤中有機毒性物質之調查－有機毒性物質在環境中之流佈及對環境影響之評估，計劃編號EPA-H103-09-19, 1990。
7. 張添晉，土壤污染復育之工程技術評估，教育部科技顧問室，民國80年。
8. J. W. Assink, Physico-chemical Treatment Method for Soil Remediation, TNO Technology Report, 1990.

- 9.Jim Newton,P. E., Remediation of Petroleum Contaminated Soil Pollution Engineering, Vol. 22, No. 13, 1990.
- 10.R. Raghavan,E. Coles, D. Dietz, Cleaning Excavated Soil Using Extraction Agents:A State-of-the-Art Review, Journal of Hazardous Materials, Vol. 26, No. 1, 1991.
- 11Peter S. Dalay, Cleaning Up Sites with On-Site Process Plant Environ. Sci. & Technol., Volume 23, No. 8, 1989.
- 12Neil J. Hutzler, Blane E. Murphy and S. Gierke, State of Technology Review : Soil Vapor Extraction System, Journal of Hazardous Material, Vol. 26, No. 2, 1991.
- 13George E. Hoag, Michael C. Marley, Bruce L. Cliff, and Peter Nangeroni, Soil Vapor Extraction Research Developments, Chapter 13, Hydrocarbon Contaminated Soil and Groundwater, Lewis Publishers, Michigan, USA, 1991.
- 14Gulf Publishing Company, In-Situ Technologies for Vadose Zone Remediation, Encyclopedia of Environmental Control Technology, Vol. 4, Hazardous Waste :Containment and Treatment, USA, 1990.
- 15J. W. Assink, A Review of Remediation Technology:In-Site Method,TNO Technology Report, 1990.
- 16林正芳，有害污泥固化處理，工業污染防治技術手冊之33，工業污染防治技術服務團
- 17Larry W. Jones,Interference Mechanism in Waste Stabilization /Soilification Process, Journal of Hazardous Materials, Vol. 24, No. 1, 1990.
- 18Kathleen Wagner et al.,Remedial Action Technology for Waste Disposal Site, Second Edition, Noyes Data Cooperation, 1986.
- 19R.D.Griffin,Principles of Hazardous Materials Management, Lewis Publishers , Chelseas, Michigan, 1989.
- 20Thomas, H. Pheiffer, Thomas, J. Nunno, and Janettes, S. Walters, EPA's Assement of European Contaminated Soil Treatment Techniques, Environmental Progress, Vol. 9, No. 2, 1990.
- 21張一岑，有害廢棄物焚化處理，初版，聯經出版社，1991。
- 22Michael R. Piotrowski, Bioremediation of Hydrocarbon Contaminated Surface Water, Groundwater and Soil:The Microbial Ecology Approach, Chapter 14, Hydrocarbon Contaminated Soil and Groundwater, Lewis Publishers, Michigan, USA, 1991.
- 23Ann M. Tayer,Bioremediation:Innovative Technology for Cleaning Up Hazardous Waste, Chemical Engineering & News, Aug.1991 .

- 24Pradeep K. Aggarwal, Jeffry L. Means, Douglas C. Downey and Robert E. Hinchee, Use of hydrogen peroxide as an oxygen for in-site bioremediation, Journal of Hazardous Material, Vol. 27, No. 2, 1991.
- 25Michael L. Bradford, Raj Krishnamoorthy, Consider Bioremediation for Waste Site Cleanup, Chemical Engineering Progress, Vol. 87, No. 2, 1991.
- 26Robert W. Duncan, Do's and Don'ts for Cleaning Spills, Pollution Engineering, Vol. 23, No. 12, 1991.
- 27Joan B. Berkowitz, Alan L. Farkas, Commercializing innovative cleanup technology, Environ. Sci. & Tech., Vol. 26, No. 2, 1992.