

垃圾掩埋場滲出水之處理技術

陳文懿* 李郁宜** 阮國棟**

摘要：

廢棄物掩埋場滲出水之成分受掩埋物性質及掩埋場周遭環境和氣象因素之影響，使得滲出水之成分相當複雜且具多變性。滲出水之濃度相當於各種工業廢水混合後之濃縮液，在滲入地下水或表面水時會對承受水體造成嚴重的污染而影響用水及生態環境。

目前使用於滲出水之處理程序大部分在工業廢水處理上已有普遍的應用，例如：生物消化、化學及熱破壞、吸附、薄膜技術及混凝／沉澱法等。由於生物處理之適應性高，操作費低且已被廣泛的應用於工業廢水處理，因此較被推薦使用。但是，因為生物處理放流水水質可能仍未能達到排放標準，因此其放流水必須有後續處理，如：在好氧處理後以活性碳吸附之二段式處理，如此便又提高了處理費用，因此，如何改變處理程序以得到最經濟有效之處理為目前研究重點之一。

混凝／沉澱系統已被證明可以去除重金屬、膠體物質和油脂。石灰是最常用的混凝劑，鈣膠羽之沉降性可藉高分子電解質之加入而獲得改善。雖然石灰之加入可加速重金屬之硫化物沉澱，但鈣或鈉之硫化物比石灰更完全的使重金屬沉澱。碳吸附及薄膜程序也都可以去除滲出水中各種有機及無機成分。然而混凝、吸附及薄膜程序並未破壞那些被分離出的滲出水成分，因此也需要後續之處理或處置。

所以，以上所述之各種程序中，沒有一個程序是其本身就足以處理滲出水的，因此，國內外之研究目標也指向找出較經濟而又有效的合併處理程序。例如：SBR_s (Sequencing Batch Bioreactors) 、PAC-SBR_s (Powdered Activated Carbon-Sequencing Batch Bioreactors) 、連續式厭氣加好氣處理、 PACT™ (Powdered Activated Carbon Treatment) 程序、循環法及改良式厭氣濾床法等均可提高生物處理之效果。

一、前　　言

由於文明進步、經濟發達、生活富裕，人們在享受奢華富裕生活之同時也製造了許多的廢棄物——垃圾，而且垃圾之質與量均與日驟增，其處理日益困難，因此，目前因應的措

* 國立交通大學土木工程研究所研究生

** 工業技術研究院化學工業研究所副研究員及正研究員

只有將垃圾減容、減量、安定化及回收可利用物質才能作好完全的垃圾處理。

滲出水之產生係因掩埋物經擠壓，分解析出；或因降雨或地面逕流通過掩埋物而將其中可溶性成分溶解滲出⁽¹⁾，其中成分有微生物、重金屬及有機和無機化合物等。掩埋場若未作好工程則滲出水會很快的滲入地下水或地面水中而污染受水體，對人體健康及環境生態都有嚴重的威脅。

臺灣地區的垃圾含水量相當高，由於目前之處理方式仍以掩埋及傾棄為主且絕大多數缺乏正常的管理又不合衛生之標準，再加上大部分垃圾都是在水源區附近掩埋傾棄，因此滲出水之污染特別嚴重。

滲出水之水量、含污量、特性及在土壤和地下水中之傳輸情形等的了解程度對成功的選擇收集方式和處理程序均非常重要。目前國內已有用電腦模式推算滲出水在地下水層之傳輸模式^(2, 3)，及滲出水之污水量和含污量（亦即滲出水產生模式系統）⁽⁴⁾。本質上是以數學模式說明衛生掩埋場及傾棄場之水文循環。在固體廢棄物滲出水之探討中對滲出水特性分析和土壤模擬作用的研究顯示：滲出水之滲透速度以砂最快，砂壤次之，泥黏壤最慢，而其特性則相當複雜⁽⁵⁾。

本文乃根據某些論文之同顧，介紹六種適於滲出水處理之程序：

- (1) 混凝／沉澱
- (2) 化學氧化法
- (3) 化學還原法
- (4) 活性碳吸附法
- (5) 生物處理法
- (6) 薄膜技術

因為每一個掩埋場滲出水之特性均不同，且因運費或居民對運輸路線路線及處理設備之反應，因此建議滲出水在現場操作處理較為有利。各種處理程序中以生物處理程序最為經濟有效。由其他的處理技術討論中發現，當滲出水為非生物性可處理者，或當其為生物可處理之污水而必須有前處理或後續處理時，才考慮使用其他處理方法。

二、混凝／沉澱方法：

化學混凝可以去除懸浮固體粒子，而且可能的話在適當的 pH 值及色度性質之下亦可去除色度，也可能以混凝劑形成沉澱物或複合物而去除污染物質。有許多的文獻報告，有效的以混凝當作預處理技術^(6, 7, 8, 9, 10, 11)。常用的混凝劑有石灰、明礬（鋁鹽）、氯化鐵及錳之化合物、金屬硫化物等。

1. 石灰法

石灰是化學沉降中最常用的化學物質，因為石灰便宜而且有效。對懸浮固體物及色度而言，石灰比明礬有更佳的去除效果。錳及鐵也會隨有機物量之減少而被去除或降低。因為石灰之加入會提高 pH 而引起不溶性金屬氫氧化物之形成，其形成之膠羽有助於膠體粒子之沉

降。因此，酸性愈高的污水其所需之石灰量越大。Chian 及 Dewalle⁽¹²⁾ 已證實石灰混凝法可去除新掩埋場滲出水中分子量大於50000之有機物。

石灰處理法可去除濁度、分散性油脂、金屬及懸浮固體物等，尤其對高價數金屬（尤其是鐵）及色度均有高度的去除效果。Slater 等人⁽¹³⁾以一個工業廢棄物掩埋場含乳化油液之滲出水作研究，發現石灰之效果優於氯化鐵、明礬及鎂的氧化物。他們以四種高分子電解質當作助凝劑，以提高膠凝之速度及加速沉澱，四種高分子電解質中以 Primaflor A-10 (Rhom & Hass) 降低濁度之速度最快，10分鐘之停留時間即可穩定的降低濁度。

石灰法特別適於當作生物處理及活性碳吸附等程序之輔助程序。石灰法與生物處理合併之程序相當有前途，在生物處理後之滲出水再附帶以石灰法沉降，可以改善生物處理放流水之水質。

2. 鋁鹽（明礬）

由文獻⁽¹⁴⁾ 顯示鋁鹽即使在高濃度下對滲出水之淨化並無甚大之貢獻，鋁鹽可以去除重金屬及色度，但對 COD、氯化物、或固體物質等幾乎毫無影響，而且，鋁鹽之處理會產生大量之污泥。因為混凝程序與水中成分及操作狀況均有很大之關係，因此，在不同的混凝條件下可能可以使結果改善，尤其是 pH 對其去除效果有莫大之影響。雖然鋁鹽之效果不十分理想，但是仍可考慮與其他處理程序合併處理。

3. 氯化鐵

氯化鐵對重金屬及色度之去除效果均甚佳。在 pH=7 時 Fe 之去除率可望達到98%⁽¹⁵⁾，色度之去除率雖佳，但其所需之劑量亦相當高，且污泥量也多。同樣的，氯化鐵對 COD 及 TSS 之去除效果均很差，尤其是對 TSS 可能沒有影響。使用本法會提高處理水中之氯化物濃度為其缺點之一。

4. 氢氧化鎂

氫氧化鎂可用來去除電鍍工業廢水中之金屬物質⁽¹⁶⁾。氫氧化鎂在水中形成一種特殊的污泥與石灰之膠凝狀沉澱性質不同。而可使沉澱之污泥在最終處置前之脫水程序費用降低。此外，氫氧化鎂有用手操作時很安全方便及緩衝範圍在 pH=7 處等優點。但其缺點為膠凝及沉澱所需時間較石灰法長，為解決此問題，因此建議在氫氧化鎂加入20分鐘後再加入少量石灰，如此可加速沉澱且不會增加太多之污泥量。

5. 金屬硫化物

重金屬硫化物之沉澱法已被推薦為取代氫氧化物沉澱之方法，其優點有：適用之 pH 範圍廣，金屬硫化物之溶解度極低，及減少停留時間。此外，硫化物可以有效的使金屬螯合物沉澱。其缺點為在放流水中會有硫化物之存在及會產生硫化氫氣，但此兩缺點皆可藉小心的程序控制或合併使用氫氧化物／硫化物沉澱克服之⁽¹⁷⁾。

如眾所皆知硫化物可與大部分的高價數陽離子形成極不易溶解之沉澱物。硫化鈉可用於

金屬加工之程序廢水中當作沉澱劑；但是硫化鈉膠羽之沉降性較石灰法差，而且除了高價陽離子外，硫化鈉對滲出水水質之影響不大，而鐵之去除也必須在較高之化學劑量時才可能完成，並且只能去除少許的色度。因此，以 Na_2S 當沉降劑去除滲出水中之高價陽離子還不如以石灰法去除來得好。不過若在硫化物加入後再加入少許石灰則可提高其沉澱能力。

三、化學氧化法

化學氧化法是一種普遍的廢棄物處理法，其目的是提取不溶性污染物，使之氧化或化學轉化成無害物質。以下之化學轉化技術已有在滲出水處理上之經驗：

- (1) 濕式氧化法
- (2) 臭氧氧化法
- (3) 過氧化氫法
- (4) 氯化法
- (5) $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ 法
- (6) 高錳酸鉀法

本文討論以上六法對滲出水之處理能力。

1. 濕式氧化法

濕空氣氧化法包括 $175\text{--}320^\circ\text{C}$ 及 $20\text{--}200 \text{ atm}$ 下液相之氧化作用。典型的停留時間為 $1\text{~}2$ 小時。除了保持廢棄物在液相中以外，並供應高壓空氣或純氧使溶液中之溶氧量增加。流入之廢水必須含有 15% 之 COD 以供自我維持，此外尚須提供熱量⁽¹⁶⁾。關於濕式空氣氧化法之研究已有 Rappe⁽¹⁷⁾, Dietrich⁽¹⁸⁾, 及 Canney⁽¹⁹⁾ 等人作過。Dietrich 表列了可供濕空氣氧化法氧化之化合物。研究之廢汚包括煉焦場廢水場廢水及農藥製造廠廢水。此程序之放流水必須再經生物處理。例如：從含 $110,000\text{mg}/\ell$ COD 之農藥廢液經氧化後之殘餘 COD 超過 $5000\text{mg}/\ell$ 未達放流水標準，因此須後續之生物處理。

2. 臭氧氧化法

臭氧是由空氣中氧的電子放電而產生， O_3 在水中之溶解度約為 O_2 之 13 倍。在實驗室中使用時通常是以純氧 (99.5 wt\%) 流經臭氧發生器而產生。此系統可以由純氧中產生 $5\text{g}/\text{hr}$ 之 O_3 。 $100\ell/\text{hr}$ 之 O_2 可得到 3.6 wt\% 之 O_3 。增加 O_2 流量或降低電壓均會降低 O_3 之濃度。臭氧之高度反應活性可提供某些化合物之氧化作用，以阻止生物性氧化作用或其他化學氧化劑之氧化作用。臭氧在滲出水處理中可用來去除色度及臭味之成分，也可當作破壞致病菌之消毒殺菌劑及提供污水中某些污染物之氧化作用。因為臭氧之活性及溶解度均很大，故其破壞或消耗速率很難估計。建議在廢水處理中以 $0.766\text{mg O}_3/\text{mg COD}$ 為合理且有效之劑量。例如：臭氣以 $25.7\text{mg}/\text{min}$ 之速率產生以處理 COD 初濃度為 $7000\text{mg}/\ell$ 之滲出水，理論需臭氧量為 $5362\text{mg}/\ell$ ，理論需要停留時間為 $209\text{min}/\ell\text{-sample}$ ⁽¹³⁾。臭氧傳輸效率與擴散器型式及污水之強度有關而與污水量無關。臭氧對色度及鐵之去除效果比其他氧化劑之效果好。

Rice 討論有機物臭氧臭化之化學，同時也表列分類會抵抗臭氧化之物質，例如鹵化的脂質溶劑⁽¹⁰⁾。臭氧化對廢水中氯化物與酚類之去除效果已有人評估之^(20, 21)。由於溶解度及質量傳輸及生產成本之限制，故臭氧只適用於可氧化物質低於 1% 之廢水⁽⁶⁾。臭氧對人體有毒，且具有腐蝕性；因此，在使用時必須有特殊裝備和預防措施。臭氧化對某些物質而言，例如某種農藥，會產生有危害性之物質。臭氧若與紫外線或過氧化氫配合使用則其氧化行為可獲相當之提高。

3. 過氧化氫法

過氧化氫是另一種可以氧化有機物質之氧化劑，最適於處理稀薄之污水，但必須小心操作。過氧化氫用來處理酚化物已有研究報告發表⁽²²⁾。過氧化氫與臭氧兩者對滲出水之氧化皆比氯化作用為宜，因為沒有氯化物之副產品產生。

4. 氯化

氯氣是水處理程序中最常用的氧化劑之一。在某些案例中其本質上不是氧化劑而是消毒劑。不過現已普遍的當作氧化劑，特別是在工業廢水處理上。由經濟之觀點上來看氯氣之花費較低，但在應用時較敏感，而且在氧化某些物質時（如酚類）有時也會失效。在有氨存在時，除非加氯之量超過破壞氨之量，否則氧化之目的會失效；然而用其他的氧化劑時，其氧化程序本身就會分解氨，結果在有高的氮／有機物比時會產生一種現象，即氧化有機物之能力為其高昂之費用所掩蔽。 ClO_2 及 O_3 均比 Cl_2 更有氧化某些有機物之能力。

當使用 Cl_2 時必須將 pH 調至 7~10 之範圍，因為低 pH 會促使直接形成氯化之有機物，而在高 pH 時可抑制氯化有機物之反應發生。通常是以 NaOH 或石灰乳控制 pH。氯對色度及鐵去除均有良好之效果，氯之劑量在接近水中 COD 當量時才可得到較佳之去除效率。不過氯化物及 TS 濃度卻大量增加，這些因加氯而增加之反應產物無疑的會影響 Cl_2 之氧化作用。

因增加 Cl_2 劑量而產生之大量氯化物及 TS 的問題值得解釋。當 Cl_2 氣體加入蒸餾水中時，一部分溶解成 HOCl 及 OCl^- ，另一部分以未溶解之 Cl_2 殘留在水中。 Cl_2 溶解成 HOCl 之方程式如下：



很顯然產生 1 mole 之 HOCl 時也產生 1 mole 之氯化物（氯鹽），因此在滲出水之氧化作用後計算 HOCl 及 Cl_2 還原成氯化物之量及氯溶液與滲出水混合時之稀釋效應，就可解釋為何氯化物與 TS 濃度大量增加之原因。

5. $\text{Ca}(\text{ClO})_2$

商用 $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ 是白色粒狀粉末，含 50% 之氯而其中之 70% 為有效氯。 $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ 在水中很快的溶解產生 OCl^- 離子可當作污水處理時之氧化劑。本文中所論及之氧化劑以 $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ 為最好的一種。即使在低劑量時亦能得到極佳之 Fe 及色度去除效果，同時也具有最佳之 COD 去除效果。但隨着 $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ 使用劑量之增加會直線的提高 TS，硬度及氯化物之濃度。

6. 高錳酸鉀

高錳酸鉀在水處理中通常被用來氧化及破壞臭和味。同時也可以迅速的氧化鐵及錳形成不溶解性物質再以混凝、沉澱、及過濾去除之。在低劑量時對 COD 之去除效果不佳，但若欲得到相當之 COD 去除效果時其所需之高錳酸鉀劑量就太大了。高錳酸鉀對色度及鐵之去除均有令人滿意之結果，TS 則會隨高錳酸鉀劑量之增加而稍有降低。高錳酸鉀之缺點為所需求劑量太大且會產生大量之汚泥。

四、化學還原法

有機物之還原可以用活化之金屬催化劑如：鋁、鋅及鐵等在室溫下完成。接觸還原法已使用於農藥在稀溶液中 (< 1 ppm) 之脫鹵素反應，例如 DDT。反應之產物依還原劑種類而定。其他用接觸還原法之基質有：halomathanes、PCBs、chlordanes、kepone、atrazine、dimethylnitrosamine，及 dinitrophenols⁽²³⁾，均可去除達 1 ppb 以下。其典型之程序包括中和作用後流經一還原劑床，停留時間為 5 min，最佳 pH 為 7。在低流入有機物濃度時放流水中可溶性金屬催化劑約 1-5 g/l。因此，在還原反應之後必須有金屬沉澱之後續處理。還原反應對難溶物質之處理優於生物處理，且對將重金屬還原成毒性較小之氧化狀態可能是一個極有效之程序。二氧化硫轉化六價鉻成三價鉻後便可藉氫氧化鈉之加入而形成氫氧化鉻之沉澱。

五、活性碳吸附法

碳吸附是以物理——化學方法處理廢水及滲出水中有機成分中被採用最為廣泛之一種。碳之吸附能力依製備、儲存狀況、孔徑及表面積而定。對溶質而言，當溶解度降低時其吸附能力會增加。因此，對碳氫化物而言吸附作用隨分子量之增加而提高。溶液之 pH 亦會影響吸附能力，可能是因 pH 之改變而影響溶質之溶解度大小。

Shuckrow 曾表列了 20 種有潛力的滲出水處理單元操作，其中只有六種比較實際可行：生物處理、化學混凝、碳吸附、薄膜程序、樹脂吸附及氣提法⁽⁶⁾。Shuckrow 及 Chian 等人⁽²⁴⁾都推薦生物處理法為最具撓性且經濟之滲出水處理法。然而，實際上碳吸附已是主要的滲出水改善程序了。在早期的一篇 EPA 報告中列舉了 23 個研究案例，其中 16 個有去除或隔離掩埋物質而不須滲出水或地下水之處理，其他案例中有三個使用活性碳，一個合併使用活性碳及活性污泥法，另三個使用局部的公共污水處理廠 (POTWs)⁽²⁵⁾。O'Brien⁽²⁶⁾ 及 Shuckrow⁽¹¹⁾等人發表了廣泛的資料說明有機物在 GAC (粒狀活性碳) 上之吸附作用，研究中包括兩個例子以說明其成功的以活性碳去除 trichloroethylene、cis-1,2-dichloroethylene，及 tetrachloroethylene⁽²⁶⁾。

Netzer 及 Hughes⁽²⁷⁾也調查了無機物之吸附，他們以 10 種商用活性碳作實驗以去除水中之鉛、銅及鈷。其中 Barney 及 Cheney 及 Cheney NL 1266 佔優勢。這些金屬之吸附

作用對 pH 極敏感，其最大去除率是在 $\text{pH} \geq 4$ 時。銅會妨害鈷及鉛之吸附。先前所提之處理技術（混凝／沉澱）都比較常用於金屬之去除。

Randtke 與 Jepson⁽²⁸⁾ 證實了明礬之混凝作用可提高 GAC 對 fulvic acid 之吸附能力，而 fulvic acid 即為滲出水之主要成分⁽²⁹⁾，伴隨着少許的（或沒有）TOC 之還原，混凝會使吸附等溫線正向移動。他們解釋此種現象是因有機物——鋁之互相作用所引起的。

Boyle 等人以活性碳作滲出水處理之實驗⁽¹⁸⁾，利用批式試驗估計粉狀活性碳（PAC）在不同的活性碳劑量下可達到之去除程度，以求出吸附等溫線及吸附作用之發生速率。而粒狀活性炭（GAC）則被用於管柱試驗以獲得更實際之數據。必須注意批式試驗之結果僅能當作活性碳在滲出水中去除污染物之指標，其數據不能實際應用於處理場之操作。管柱試驗可得到一些設計因子，這些因子可當作實廠（fullscale）之設計供據。結果顯示活性碳對色及臭之去除特別有效，同時若活性碳之劑量很大時亦可去除 Fe。

Love Canal 及 Goose Farm 等處掩埋場也以活性碳來處理滲出水。在 New Jersey 的 Goose Farm，一個包括流體均勻化、中和、活性碳吸附及氣提等單元的處理程序被用以處理來自火箭推進劑和特殊化學物品掩埋場之滲出水⁽²⁵⁾，此程序可去除 62% 流入之 TOC。Mc Dongall 敘述 Love Canal 所採用之處理程序其中包括中和、澄清、多層介質過濾及碳吸附⁽³⁰⁾。每個吸附器中含有 20000 lb (9090kg) 之活性碳，可處理 662 l 滲出水/min。流入之 TOC 為 700~900 ppm，可降至 50~100 ppm。碳之用量平均為 87lb/hr (39kg/hr) DBCP Also known as 1,2-dibromo-3-chloropropane.)

國內亦有利用活性化煤碳處理福德坑掩埋場滲出水之研究⁽³¹⁾。該掩埋場滲出水之 COD 高達 32250~51847 mg/l。碳泥經活性化處理後作為混凝吸附劑。其結果 150g/l 之活化煤可去除 COD 達 64.7%，且有脫色、除臭之效果，其劑量相當於 55 g/l 之粉狀活性碳，對於活化泥煤之廢物利用堪稱經濟。此外，所產生之污泥因其本質上為煤碳，故可當作焚化爐之輔助燃料，因此，利用活化煤碳可同本解決污水及污泥雙重問題而達到完全之處理。

該研究使用之碳泥取自建楠坑煤礦選別後的廢碳渣，該礦之碳泥產量為 10 噸/日，原無其他用途而拋棄，現則以 100 元/噸之價格售予某磚廠使用，價錢極為便宜。碳泥活化之步驟非常簡易，將碳泥磨碎後篩選出粒徑在 0.105~0.063 mm 之細粒，浸入 50% 之 HCl 中並加入 0.5% 之表面活性劑，經 24 小時之酸化後即可使用。使用碳泥除可有效處理滲出水外，其污泥又可當焚化爐之輔助燃料，同時又達到資源回收再用之目的，一舉數得，因此值得推薦使用。

活性碳之再生可使活性碳處理更為經濟。Smithson 說明了某些再生技術⁽³²⁾。其中熱再生乃對被吸附之有機物為揮發性或高溫下可氧化者最為常用之方法⁽³³⁾。由於碳之耗損及熱再生之能量消耗費用相當高，因而促進了其他再生技術之發展。Martin 及 Ng⁽³³⁾ 研究以有機溶劑如 carboxylic acid 是和無機化學法再生因萃取苯化物所消耗之活性碳。他們發現有機溶劑如 carboxylic acid 是

之有效之再生劑。他們也發現因脫附而脫離之現象隨分子量之減小而增加，他們將此現象歸因於穿入活性碳之較小孔隙中。用超臨界之二氧化碳從活性碳中作農藥之脫附作用可恢復相當於純淨活性碳吸附能力之70%⁽³⁴⁾。脫除 CO₂ 是活性碳再利用所必須作的前處理。此超臨界再生之缺點為須要較高之操作壓力。

合成樹脂之吸附作用已被應用於廢水及滲出水之處理。研究人員曾以三種不同之樹脂串聯，每一種樹脂都有不同吸附能力，實驗證實其 TOC 去除率超過 90%⁽³⁵⁾。聚醯胺樹脂 (polyacrylamide resin) 通常是用來吸附低分子量之有機酸，而合成之含碳吸附劑是用以去除氯化之有機物，例如：trichloroethylene、1,1-dichloroethane 及 cis-1,2-dichloroethylene⁽³⁵⁾。

六、生物處理法

生物消化是針對滲出水中大部分有機物之礦化 (Mineralization) 而選擇之處理法^(36,37)。礦化之機制是由微生物來完成的，在好氧狀態下可消化有機物成二氧化碳；在厭氣狀態下則可消化有機物產生 CO₂ 及甲烷之混合物。微生物亦可以改變重金屬及無機鹽之氧化狀態，而且可以濃縮重金屬及吸附或吸收疏水性物質。生物處理在家庭污水處理中已有相當長久之歷史，因此在技術上也較為熟稔。

有三個因素促使微生物能消化一些外來之有機物質：

- 微生物遺傳之適應性
- 各種不同的微生物種
- 某些消化酵素明顯的專一性

利用這些因素，研究人員已證實微生物可消化 TCDD_s、PCB_s、及大部分之農藥^(38,39,40)。微生物之消化作用並不一定與生長有關，例如有機物在氮限制之情形下可被轉化成微生物儲存的醣類而不是被礦化成 CO₂。對消化異質 (Xenobiotics) 機制控制之研究，在探討滲出水之生物處理能力及限制時非常重要。異質生物性消化要素之一為某些微生物酵素明顯的專一性，可允許酵素之催化反應發生而不需提供能量或碳給細胞複製。此現象可分為兩種：一為偶發的代謝作用 (fortuitous metabolism)，其生長所需之共同基質 (Co-substrate) 為非強制性的；另一種為共同代號 (Cometabolism)，其生長之共同基質為強制性的^(41,42)。

茲舉一例說明酵素專一性之特徵。以甲烷單氫分解酵素 (methane monooxygenase enzyme, MMO) 氧化其自然基質甲烷以外之碳氫化物，則該氧化之碳氫化物會在反應器中以化學計量累積⁽⁴¹⁾。MMO 催化反應皆為共同代謝，因為需要來自共同基質之能量以提供該反應之還原動力。

偶發的或共同代謝的生物消化可證實在環境中異質之去除佔了相當大的分量。許多關於共同代謝活性之例子是以純基質之方式敘述，在混合培養系統中，因某種微生物之代謝產物可能會被另一種微生物所消化，因此共同代謝很難以混合培養的方式證實之。為了促進共同代謝，滲出水中首先就必須含有共同基質以便於生物處理。因為在滲出水中經常有脂肪酸產生，所以符合此生物處理之要求。

假如以單一種之微生物應用於工業廢棄物掩埋場滲出水之處理，則不能期望該微生物之酵素機構足以消化滲出水中所有之化合物。此外，單一種微生物之適應性有限，且突變之速率太慢以致於單一微生物種無法適應實際狀況。為了增加消化酵素之種類，通常是採用混合率之微生物族羣，即如一個微生物團體或混合培養。混合培養在消化複合基質時比純種培養多之兩個優點。第一、由某一種微生物消化而產生之不完全礦化產物，例如由共同代謝轉化之消產物，可以當作其他種微生物之基質。第二、在微生物種間基因密碼之傳送可促進培養之消化能力。目前已證實了 DDT 可被一種微生物共同代謝成 PCPA，而 PCPA 又可被另一種微生物礦化。合併此兩種微生物之培養就可使 DDT 被完全礦化⁽⁴⁰⁾。現已分離出可消化異質之混合培養微生物羣，此微生物羣在消化基質時比各單一微生物種為佳^(43, 44, 45)。有許多種可消化異質或已適應異質之微生物已被分離出，例如：某種白色的腐化菌類對木質素之消化潛力已被證實可礦化很多種頑強的有機物，例如 TCDD 及 DDT⁽³⁸⁾。消化作用是由胞外酵素完成，此酵素乃是藉氮限制之刺激而產生。因為有氮限制及酸性環境之需要，故此類菌與一般活性污泥之微生物無法共存。這種微生物在混合基質之消化中是否很有用或者在實際規模之程序中是否仍具活性均有待進一步探究。

整體遺傳上之變化是因種內基因物質之傳送所引起，這在異質消化作用上可能非常重要。此種傳送有一些機制，其中被列為最重要者為接合作用（Conjugation）。接合作用屬於自然突變，以纏毛為橋樑把 DNA 中相類似之密碼傳遞交換。plasmids 是一段染色體外之 DNA，不攜帶遺傳基因之信號與遺傳無關，可自行複製而完全不受 DNA 之影響，本身具抗生素，有抗化學藥劑之性質。因此，接合的 plasmids 為變種的蛋白質攜帶密碼，因此不經複製就可給予一個選擇環境之優勢，例如對重金屬之抵抗力而擴大了基質之範圍。在某些例子中未接合之 plasmids 可與接合之 plasmids 連接而從一微生物傳遞至另一微生物體中。一旦 plasmids 被轉移，DNA 順序之置換將在整合部分之 plasmids DNA 中扮演一定角色而進入新寄主的基因中。此迅速傳播之抵抗力在不同級的微生物中是 plasmids 密碼轉移的一個例子。

許多異質之消化酵素其接合 plasmids 之密碼已被確認，也已證實會在微生物種間被轉移。通常接合作用是發生在單細胞細菌羣中，但有報告指出 plasmid 之轉移在吸附之細菌間更容易發生⁽⁴⁸⁾。在微生物中發現對毒性重金屬之抵抗力經常是與 plasmid 有關。這些抵抗力包括了將金屬 (Ca^{+2} , As^{+5}) 轉移入細胞中或氧化還原之 (As^{+3} , Hg^{+2} , Cr^{+3})^(46, 47)。Kellogg 等人對於在一個混合培養系統中一個單一微生物在經過自然發生之 plasmids 交換而產生對一異質之異常消化途徑提出證明⁽⁴⁸⁾。這種型式之自然遺傳工程被認為在發展新的消化種族方面比分裂生殖 (cloning) 技術之普及於藥物學研究上更為重要⁽⁴⁸⁾。

Reineke 等人已證實可以使用遺傳工程技術去產生嶄新的消化種族⁽⁴⁸⁾。他們將 tolurate degrading plasmid (TOL) 或其斷片插入可消化 3,4-chlorocatechol 而不能消化 chlorobenzoate 之種族中，此 TOL plasmid 含有轉化 chlorobenzoate 為 chlorocatechol 之基因密碼，可以使新的種族完全消化 chlorobenzoate。有兩種使工程基因 (engineered genes) 在混合培養中有生存能力之策略為：引用一個可生存之微生物和工程 DNA ，以及引用一個可傳遞之工程 plasmid⁽⁴⁹⁾。工程 DNA 在自然環境中之穩定性及有效性仍有待考

。

發展一個有效之滲出水生物處理程序其爭議之關鍵在於：

- 微生物培養之選擇與發展
- 基質之修正
- 程序之選擇與控制

因為工業廢棄物掩埋場滲出水很複雜且性質不明確，因此這些因子在每一處都必須評估之。

Schmidt⁽⁵⁰⁾ 及 Grady⁽⁴²⁾ 特別強調滲出水生物消化適應性之重要。被認為可能會抗拒生物消化之化學物種在給予適當的適應期後可能可以被生物消化。適應之主要機制為：大分子之修正，族羣之選擇及遺傳因子之轉移等。細胞組成之修正，例如酵素之誘導或提高細胞膜之可滲透性等都將發生於當基質會與細胞之分子相互作用時。對這種作用之時隔從數分鐘至數小時⁽⁵¹⁾。因為某些種族或在某一種族之突變種中可能對新環境有較佳的適應性而取代了原先之種族，因此而發生了族羣之選擇。其時間週期依生長之速率而定，而且其範圍對好氣培養為數小時至數天；對厭氣培養則為數天至數週。週期性的從數月至數年去實行微生物DNA之轉換會有利於遺傳上之適應性。

Lund 等人⁽⁵²⁾ 在各種芳香族代替品之適應性研究中發現適應性可能僅適合於某一種基質而不適於另一種基質。無論如何，在一個化合物上培養菌種之適應性經常可以消化表面上不可適應之化合物。實際上有些酵素可能對某些類似之基質有活性，但可能僅被中之一種基質誘導出來，因此，欲完成非誘導性基質之消化則必須有供給誘導性基質。

Grady⁽⁴²⁾ 倡導在碳限制之狀況下連續的植入取自各種不同來源之微生物種去適應環境。連續植種之目的在使微生物種類有最大之多樣化。一個可以消化某毒性基質被破壞後之產物的微生物但不是該毒性基質之初級分解者是無法存活於該培養基中的，除非該毒性物質之初級分解者在該培養基中已建立良好之適應性。植種微生物之選擇非常重要，例如一活性污泥植入高鹽類濃度之滲出水中將無法存活，但若植入來自運油船壓艙水消化器之菌種就可以迅速的適應⁽⁵³⁾。碳限制之狀況下會促進酵素之誘導，將族羣置於經選擇之壓力下以消化頑強之基質會比連續的代謝一混合之碳源更有利於適應。碳限制之狀況可藉連續培養（化學狀態）或經由一加料之批式反應來達到。

對生物消化設備而言，滲出水必須經過調整，例如：pH 之調整、去除或加入氯氣、營養之修正，稀釋或去除毒性物質等。微生物之營養情形好氣比厭氣更複雜也有較多之了解。典型的生物程序在 pH 接近 7 時較有利。去除抑制性化合物之預處理程序包括混凝與沉澱、活性碳吸附及臭氧氧化等。Shuckrow 認為一個下水之菌種將無法在含有 400-1500 ppm TOC 及各種不同 ppm 層次之氯化脂質溶劑之掩埋場滲出水中維持生存。當滲出水已先用活性碳作預處理，則大體上 TOC 之去除可經由生物作用而完成⁽⁴⁾。

在生物處理程序上之改變以處理滲出水，其選擇之依據為以好氣法還是厭氣法去處理一個特殊之滲出水，此兩種程序皆可消化大部分之異質。好氣程序通常在芳香族化合物中之礦化較佔優勢；厭氣處理程序則對短鏈之脂肪族較佔優勢。好氣程序之優點為迅速消化且容易控制和適應環境。然而好氣程序會蓄積大量的微生物污泥，其中包含有吸附之有機物和重金屬，同時也會氣提揮發性化合物。厭氣程序產生之污泥量較少且可由回收產生之甲烷而提供

能量，同時也可將硫酸鹽還原成硫化物成為重金屬之強力沉澱劑。然而，因其低再生速率因此厭氣法需要較長之啟動時間且對毒性之衝擊很敏感。此兩種生物消化程序均已被證實有消化工業廢棄物掩埋場滲出水之能力，但到目前為止仍未有大場之使用案例⁽⁵⁴⁾。

有機碳在生物程序中之礦化速率依系統中活性細胞之質量濃度而定。在一程序中可維持正常代謝作用之最大細胞質量依可利用之營養物、氣體傳送及滲出水之毒性而定。在好氣及厭氣氧化塘中無供應食物以濃縮懸浮之細胞。如此，則氧化塘就必須很大。氧化塘之優點為所需之維護及操作費用少且不需週期性的去挖出污泥。

細胞之濃度可藉細胞之再循環或藉生物膜程序來提高。細胞懸浮與再循環已被應用於傳統之活性污泥程序及上流式厭氣反應器中，其中細胞質量之再循環乃是利用細胞之自然膠凝性質。在92處之工業廢水活性污泥程序中已證實了有86%之平均 TOC 去除率⁽⁵⁵⁾。Golty 等人在滲出水之可處理性試驗中證實來自複雜掩埋場的滲出水中一些有機物大體上可藉一活性污泥反應器去除之⁽⁵⁶⁾，生物處理也被應用於 Love Canal 之滲出水處理⁽⁵⁷⁾。Chiesa 等人已證實碳限制之環境可促使非絲狀微生物之生長，此種菌之沉澱比絲狀微生物更快⁽⁵⁸⁾。在生物消化作用中細胞沉降之控制是一個很重要的研究範圍。

生物膜程序包括RBC、滴濾床及厭氣固定膜反應器都是在連續流系統中增加細胞質量之方法。生物膜程序優點之一為可達到很長的污泥停留時間。Bouwer 等人已證實了使用厭氣固定膜反應器去消化鹵烷化合物，如 1.1.1-三氯乙烷⁽⁵⁹⁾。Kaschak 等人以活性污泥系統作比較，RBC 與氧化塘對酚類及有機性可萃取物之去除，證明了有相當之去除效率⁽⁵⁹⁾。

利用微生物來完成有機碳之分解是受維持細胞代謝過程中最小需要濃度所限制。當微生物種，如已知之 oligotrophs，在低基質濃度下操作時將無法使污染濃度降至水質標準以下。有兩個方法可以避開滲出水消化時生物維持生存之障礙。

第一、在生物消化反應器中加入活性碳⁽⁶⁰⁾。加入吸附劑有三個潛在之有利因子：因微生物之吸着在吸附劑粒子之微小環境上而使有機碳被濃縮，在整個溶液中潛在之抑制性有機化合物濃度被降低，及碳顆粒可當作微生物之生長表面。William 及 Randall 等人⁽⁶¹⁾以 PACT™ 程序處理 Stringfellow Quany 之滲出水。PACT™ 程序是合併粉狀活性碳 (PAC) 與傳統活性污泥系統之處理程序。該滲出水中大部分之有機物為生物難分解性但可被吸附於活性碳上。其作用機制包括物理性吸附、微生物氧化及同化作用。此程序對於高度優先污染物 (highpriority) 如農藥、鹵化有機物或未鹵化揮發性有機物、高色度及有抑制性或毒性之重金屬廢水均非常有效。PACT™ 程序之優點有：

- (1)高 BOD 及 COD 去除率。
- (2)進水之濃度成分多變化時仍能維持穩定之操作。
- (3)提高毒性物質及優先污染物之去除效果。
- (4)有效的去除色度。
- (5)改善固體之沉降性。
- (6)抑制有機物之揮發。

Dienemann 等人在盛有污水之圓筒中以好氣／厭氣之混合系統及 5 % 之活性碳去處理

工業廢棄物掩埋場滲出水及碱性之掩埋場汚泥萃取物⁽⁶²⁾。在其實驗例中有機碳之去除率達到90~95%。

Robert. L. 等人⁽¹⁾以純種微生物物植入 SBR_s 程序中研究滲出水處理之可行性。SBR_s (Sequencing Batch Bioreactors) 生物處理有五個步驟連續操作：進水、反應、沉降、抽出、閒置。進水及反應時以曝氣及攪拌促進好氧生物之消化。SBR_s 其優點有：

- (1)更完全之處理。
- (2)較大之操作彈性以適應進流水特性之改變。
- (3)間歇的處理。
- (4)單槽之生物消化及汚泥分離。

以上之優點使 SBR_s 程序對都市及工業廢水之處理技術更具吸引力。

Wei-Chi Ying 等人⁽⁶³⁾ 以 PAC-SBR_s 程序作滲出水處理之研究。由於粉狀活性碳 (PAC) 之加入就可以改善 SBR_s 處理化學廢棄物掩埋場滲出水之效果。PAC 加入 SBR_s 有以下之優點：

- (1)高程度之有機物去除率。
- (2)較佳之汚泥沉降性及脫水性。
- (3)對污水組成分及／或流量之突增負荷有較強之忍受力。
- (4)操作狀況改變時 (污水成分、進水流速、HRT、有機負荷、PAC 劑量、生物質量及 PAC 在生物反應器內之濃度等) 仍有很好的處理效果。
- (5)比傳統式顆粒狀活性碳 (GAC) 吸附技術或生物消化加活碳吸附之兩段式處理更經濟有效。

因此 PAC-SBR_s 可能成為未來因應滲出水處置需要之最佳後補程序。PAC-SBR_s 程序可以在一個 SBR_s 系統中同時以吸附作用與生物消化改良處理水質，以產生可被接受之放流水質而不須以 GAC 吸附器作後續之處理。PAC 適當之劑量為 0.45g PAC/150ml 滲出水，比兩段式 SBR_s-吸附程序所需之碳少 (SBR_s-吸附需 0.54g)。PAC-SBR_s 程序對 TOC、TOX、phenol、benzoic acid、TCDD_s、PCB_s、2,4,5-T、Endosulfan Mirex 及 C-56 等均有極佳之去除效果。其中除 TOC、TOX 之外幾乎都完全去除。

第二、非穩定狀態之固定膜反應器也被證實有降低放流水濃度至低於維生需要量之能力⁽⁶⁴⁾。

滲出水之濃度隨掩埋之時間而有大幅之改變，一般而言，在不穩定期 BOD 濃度將達 10000~40000mg/l，穩定後滲出水 BOD 可降至 200~300mg/l，如此龐大之差距在處理上帶來極大之困擾。因此如何縮短不穩定期及降低其濃度為目前滲出水處理所面臨的一個重要課題。滲出水可利用掩埋層內的微生物族羣進行生物消化，將滲出水再循環至掩埋層中，並藉適當的控制，將可促進其中之微生物的活性，而加速滲出水的穩定。循環法之主要功能是利用垃圾體內巨量的微生物來分解迴流滲出水中之有機物而達到處理之效果。再循環之滲出水必須加入營養物，中和，或去除重金屬。好氣性微生物之活性是在掩埋場之表面發生，而厭氣性微生物之活性則在掩埋場內部發生。研究顯示⁽⁶⁵⁾ 循環法可在 360 天內將垃圾滲出水 BOD 濃度由 12000mg/l 降至 400mg/l 以下，但傳統式無循環時則需 4 年時間，滲出水

BOD 濃度才能降至 500mg/l 。另據最近研究⁽⁷⁴⁾顯示，滲出水先經-UASB 反應槽初步處理之後再迴流至掩埋層內的實驗中，UASB 反應槽在此種滲出水再循環系統中扮演菌效應角色，提供了經部分馴養的厭氣菌，加速掩埋垃圾層內厭氣分解菌生態體系之建立，而可迅速降低滲出水強度，縮短滲出水濃度不穩定期的時間。由於循環法有如此之功效，因此證明了循環法之可行性，更為滲出水之處理提供了一個新的方向。

Kosson 等人證明當滲出水僅以好氣或厭氣法個別處理時，只能消化其中 60~90% 之有機物。但一個合併之好氣／厭氣土壤過濾法則可消化 95% 以上之有機物⁽⁶⁶⁾。再循環配合厭氣處理，可以經由重金屬硫化物之沉澱而去除重金屬。因為好氣性生物消化作用較快且較佳，故可藉加入過氧化氫或小空氣泡以促進掩埋場中好氣菌的活性⁽⁶⁷⁾。表面良好之曝氣亦可促進消化作用，但尚未證實有成功之例子。

在無氣與好氣單一污泥串聯式混合反應槽 處理臺中市垃圾掩埋場滲出水之研究中⁽⁶⁸⁾，原廢水、迴流污泥及好氣槽迴流液自無氣反應槽前端進入，經好氣槽、沉澱槽後排出。該研究結果顯示當 COD 濃度大於 5000mg/l 時放流水之中之 COD 濃度可維持穩定，去除率在 85~95% 之間。COD 濃度越高則槽內能維持越高之 VSS 濃度；但當進流水 COD 低於 4000mg/l 時，因該滲出水中可提供微生物利用之基質已甚少，故無法維持較高之 VSS，且有流失之現象。可見當滲出水 COD 低於 4000mg/l 時，並不適於使用生物處理法，但可考慮與其他高 BOD 污水合併處理。若進流水 COD 高於 5000mg/l 時，經該程序處理後其放流水 COD 仍在 500mg/l 以上，故必須有後續之處理。

國內亦有改良式厭氣污泥濾床處理滲出水之研究⁽⁶⁹⁾。改良式厭氣污泥濾床法係一種污泥床——濾床組合處理程序，本法將濾床底部濾料移除以增加貯存污泥之容積。經證實可延長污泥停留時間，避免阻塞，使能承受高負荷或有毒物質，以提高處理效率。改良式厭氣污泥濾床法對滲出水中之低分子量有機物具良好之去除率，惟尚殘留一些較難分解之高分子量有機物，因此建議配合其他物化程序處理。

生物消化法是從滲出水中初步去除有機物最有希望成功之方法。然而其中仍有不少有機物會抵抗生物消化的問題有待克服，此外，由生物程序而產生之生物污泥會成為處置之問題，尤其是因為其儲有所吸附之未消化疏水性有機物及重金屬，所以污泥處置之問題也是目前要研究的重點之一。

七、薄膜技術之應用

逆滲透 (RO) 已在廢水處理中被用來去除鹽類。Chian 及 Dewalle 認為 RO 是處理滲出水最有效的物理——化學方法⁽¹²⁾。Slater 等人用管狀的醋酸纖維膜 (tubular cellulose acetate membranes) 完成 RO 在滲出水處理之實驗。如前所述之石灰混凝及再碳化為極適合於 RO 法之預處理程序。經完全迴流之 RO 法處理已證實可以降低 95% 之離子濃度，98% 之溶解性固體。68% 之 COD 及 59% TOC。整個研究期間沒有發生阻塞之現象。第二次實驗是以低阻抗之薄膜完成。該滲出水具高濃度有機物及無機物。溶解性固體去除率 88%，但 COD 及 TOC 之去除率則與第一次實驗之結果相同。

Slater 等人也作不迴流 RO 之研究，可達 75% 之收率。其滲出水之 TOC 和導電性均低於前述之二個實驗，而使用之薄膜則與第一次 實驗所用者類似。建議若使用防剝落 (antiscalant) 薄膜則可以得到 75% 以上之收率。

Fang 和 Chian 評估不同材質之薄膜對於濃縮各種溶液中之極性有機物的效果⁽⁷⁰⁾。其中 Sulfonated polyphenylene oxid 及 poly-2.2-(m-phenylene) 5,5-libenzimidazole 型之薄膜較差。管狀及平板狀結構之醋酸纖維膜和 cellulose acetate butyrate 及 cellulose triacetate 等薄膜呈現了較差之分離能力。Aromatic polyamide membranes 可產生將近 50% 之分離率。cross-linked polyethylenamines 則優於其他型，可產生 70~80% 之總分離率。

RO 必須維持在高壓才有效，故需要較高之操作費。Siler 與 Bhattacharyya⁽⁷¹⁾ 曾經研究 thin-film composite membranes，其所需之壓力較醋酸纖維膜低，分離能力則相當。

Syzdek 及 Ahlert 調查以 UF (Ultrafiltration) 當作 RO 預處理之可行性⁽⁷²⁾。在本研究中之滲出水乃來自——工業廢棄物掩埋場。polyelectrolyte、polyolefin、polyaromatic 及醋酸纖維被曝露於滲出水中以評估其抵抗能力。只有聚合電解質薄膜在實驗後其保持力降低。滲出水滲透過薄膜已證實了其阻拒分子量之範圍從 300000 連續的降至 2000。很顯然前三項薄膜因阻拒大的分子量而在膜的表面上形成膠體而被阻塞。該膠體之組成分為初級的無機物，顯示此法之去除效果不如化學預處理者。為了減少阻塞則必須在攪拌之前用 UF 法或在管狀的 UF 設備中提高其流率。用蒸餾水稀釋滲出水則壓力會提高而不會阻塞，並造成較大之流通量。溫度對膠體之形成也有影響。

Majer 和 Cussler 建議應用 cross-linked polyacrylamide gel 來濃縮廢水⁽⁷³⁾。當該膠體從溶液中吸着水分時，膠體會膨脹而阻止大分子之通過。然後可藉降低 pH 值以造成膠體收縮並放出水分而再生。膠體再用前須經中和作用。溶質之排除則可藉變化交叉結合之等級而控制之。

八、結論

本文討論關於生物處理、化學氧化和還原作用、混凝／沉澱、碳吸附及薄膜程序法等在廢棄物掩埋場滲出水處理上之應用。因為滲出水之組成複雜、多變且會因掩埋物及氣候因素而有所差異，因此無法以一定之處理模式去處理之，必須配合環境選擇最經濟有效之處理程序。在以上所討論之程序中以生物處理對有機成分之去除最合乎經濟效益且其效果也較其他方法為佳，但是因滲出水複雜之特性，故沒有一種程序可以單獨而有效的處理滲出水。因此，目前之研究重點大部分在於合併其他處理程序，以改善生物處理上之不足。同時基於運輸費用及居民對運輸路線或處理設備之厭惡感，因此建議滲出水之處理最好是就掩埋場現場處理以避免不必要的困擾。

九、參考文獻

1. 林傳鑑：「垃圾與滲出水污染」。
2. 溫清光、傅新義：「垃圾掩埋場滲流水在飽和含水層中之傳輸」，第十屆廢水處理技術研討會論文集。(1985)
3. 溫清光、鄭順贏：「垃圾掩埋場滲出水在飽和含水層中之傳輸」，第十屆廢水處理技術研討會論文集。(1985)
4. Kuang-Mei Lo, et al., "Computer Simulation of Wastewater Quantity From Sanitary Landfills or Open Dump Sites." 75年度環境工程研究計畫成果發表綜合研討會論文摘要專集。(1987)
5. 林素貞：「固體廢棄物滲出水之探討：特性分析與土壤之模擬作用」。出處同上。(1987)
6. A. J. Shuckrow, A. P. Pajak and G. J. Touhill, Management of hazardous waste leachate, EPA 530/SW-871, (NTIS No. PB81-166354), September 1982.
7. C. S. Slater, C. G. Uchrin and R. C. Ahlert, Physicochemical pretreatment of landfill leachates using coagulation, J. Environ. Sci. Health. A, 18(1983) 125-134.
8. R. J. Thronton and F. C. Blanc, Leachate treatment by coagulation and precipitation, J. Environ. Eng., Div. ASCE, 99 (1973) 535-545.
9. D. G. Argo, Water reuse: Where are we headed, Environ. Sci. Technol., 19 (1985) 208-214.
10. J. D. Keenan, R. L. Steiner and A. A. Fungaroli, Landfill leachate treatment, J. Water Pollut. Control Fed, 56 (1984) 27-32.
11. A. J. Shuckrow, A. P. Pajad and J. W. Oshika, Concentration technologies for hazardous aqueous waste treatment, EPA-600/2-81-019, 1981.
12. E. S. K. Chian and F. B. DeWalle, Sanitary landfill leachates and their treatment, J. Environ. Eng. Div. Amer. Soc. Civ. Eng. (ASCE), 102 (1976) 411-434.
13. S. HO, et. al., "Chemical Treatment of Leachated from Sanitary Landfills." 1776 J. WPCF.
14. R. A. Davis, The use of magnesium hydroxide to reduce metal hydroxide sludge filtration and disposal cost, Proc. Haz Pro Conference 85, Baltimore, May 1985, pp. 405-415.

15. R. S. Talbot, Co-precipitation of heavy metals with soluble sulfide using statistics for process control, In M. D. LaGrega and L. K. Hendrian (Eds.), Toxic and Hazardous Wastes, Proc. 16th Mid-Atlantic Industrial Waste Conference, July 24-26, 1984. Pennsylvania State University, University Park, PA, 1984, p. 279.
16. P. J. Canney and P. T. Schaefer, Wet oxidation of toxics: A new application of existing technologies. In M. D. La-Grega and L. K. Hendrian (Eds.), Toxic and Hazardous Wastes, Proc. 15th Mid-Atlantic Industrial Waste Conference, Butterworth, 1983, pp. 277-284.
17. G. C. Rappe, W. C. K. Schwoyer and D. R. Sillerad, Below ground wet air oxidation system for treating hazardous/toxic waste, Proc. HazPro Conference '85, Baltimore, May 1986, pp. 204-226.
18. M. J. Dietrich, T. L. Randall and P. J. Ganrey, Wet air oxidation of hazardous organics in wastewater, Environ. Prog. 4 (1985) 171-177.
19. R. G. Rice, Ozone for the treatment of hazardous materials, AIChE Symp. Ser., 77 (109) (1981) 79-107.
20. M. D. Gurol, W. M. Bremen and T. E. Holden, Oxidation of cyanides in industrial wastewaters by ozone, Environ. Prog., 4 (1985) 46-51.
21. M. D. Gurol and P. C. Singer, Dynamics of the ozonation of phenol, Water Res., 17 (1983) 1163.
22. L. Butler and S. Nandan, Destructive oxidation of phenolics and sulfides using hydrogen peroxide, AIChE Symp. Ser., 77 (209) (1981) 70-79.
23. K. H. Sweeny, The reductive treatment of industrial wastewaters, AIChE Symp. Ser., 77 (209) (1981) 67-78.
24. R. C. Ahlert, C. S. Slater, D. S. Kosson and P. Corbo, Approaches to the renovation of industrial landfill leachates, In M. D. LaGrega and L. K. Hendrian (Eds.), Toxic and Hazardous Wastes, Proc. 15th Mid-Atlantic Industrial Waste Conference, Butterworth, 1983, pp. 247-258.
25. Case studies 1-23: Remedial response at hazardous waste sites, EPA 540/2-84-002b, March 1984.
26. R. P. O'Brien, M. M. Clemens and W. G. Schuliger, Treatment of contaminated ground water with granular activated carbon, AIChE Symp. Ser., 79 (1983) 44-62.
27. A. Netzer and D. E. Hughes, Adsorption of copper, lead, and cobalt by activated carbon, Water Res., 18 (1984) 927-933.

28. S. J. Randtke and C. P. Jepson, Chemical pretreatment for activated carbon adsorption J. Amer. Water Works Assoc., 73 (1981) 411-419.
29. E. S. K. Chian and F. B. DeWalle, Characterization of soluble organic matter in leachate, Environ. Sci. Technol., 11 (1977) 158-163.
30. W. J. McDougall, Containment and treatment of the Love Canal landfill leachate, J. Water Pollut. Control Fed., 52 (1980) 2914-2924.
31. 許整備、楊光賢、高思懷：「利用活性化煤炭處理福德坑垃圾掩埋場之滲漏水初步結果」。中國土木水利工程學會第十一屆廢水處理技術研討會論文集。(1986)
32. G. R. Smithson, Regeneration of activated carbon: Thermal, chemical, solvent, vacuum and miscellaneous regeneration technologies, Carbon Adsorption Handbook, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, 1978, pp. 879-903.
33. R. J. Martin and W. J. Ng, Chemical regeneration of activated carbon-1, Water Res., 18 (1984) 59-73.
34. J. Josephson, Supercritical fluids, Environ. Sci. Technol., 16 (1982) 548A-561A.
35. F. B. DeWalle, W. G. Light and E. S. K. Chian, Organic removal by advanced waste water treatment processes, Environ. Sci. Technol., 16 (1982) 741-746.
36. M. Ghassemi, S. Quintara and J. BachMare, Characteristics of leachates from hazardous waste landfills, J. Environ. Sci. Health. A, 19 (1984) 579-620.
37. E. S. K. Chian and F. B. DeWalle, Evaluation of leachate treatment: Biological and physical-chemical processes, EPA 600/2-77-186b, Vol. 2, 1977.
38. J. A. Bumpus, M. Tien, D. Wright and S. D. Aust, Oxidation of persistent environmental pollutants, Science, 228 (1985) 1434-1436.
39. J. W. Patterson and P. S. Kodukala, Biodegradation of hazardous organic pollutants, Chem. Eng. Prog. 77 (1981) 48-55.
40. H. Koyabayashi and B. E. Rittman, Microbial removal of hazardous organic compounds, Environ. Sci. Technol., 16 (1982) 170a-183a.
41. H. Dalton and D. I. Stirling, Cometabolism, Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. B, 297 (1982) 481-496.
42. C. P. L. Grady, Jr., Biodegradation: its measurement and microbiological basis, Biotechnol. Bioeng., 27 (1985) 660-674.

43. J. B. Johnston and S. G. Robinson, Genetic engineering and the development of new pollution control technologies, EPA-600/2-84-037 (PB84-148972). January 1984.
44. E. Senior, A. T. Bull and J. H. Slater, Enzume evolution in a microbial community growing on the herbicide dalapon, Nature, 263 (1976) 476-479.
45. J. H. Slater and A. T. Bull, Environmental microbiology: biodegradation, Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. B. 297 (1982) 575-597.
46. J. W. Williams and S. Silver, Bacterial resistance and detoxification of heavy metals, Enz. Microbiol. Technol., 6 (1984) 530-537.
47. J. M. Wold and H. K. Wang, microbial resistance, Environ. Sci. Technol. 17 (1983) 582a-590a.
48. S. T. Kellogg, D. K. Chatterjee and A. M. Chakrabarty, Plasmid-assisted molecular breeding: New techniques for enhanced biodegradation of persistent toxic chemicals, Science, 214 (1981) 1133-1135.
49. W. Reineke and H. J. Knackmuss. Construction of haloaromatic utilizing bacteria, Nature, 277 (1979) 285-286.
50. S. K. Schmidt, S. Simkins and M. Alexander, Models for the kinetics of biodegradation of organic compounds not supporting growth, Appl. Environ. Microbiol., 50 (1985) 323-331.
51. M. M. Varma, L. W. Wan and C. Prasad, Acclimation of Wastewater bacteria by induction or mutation selection, J. Water Pollut. Control Fed., 48 (1976) 832-835.
52. F. A. Lund and D. S. Rodriguez, Acclimation of activated sludge to mono-substituted derivatives of phenol and benzoic acid, J. Gen. Appl. Microbiol., 30 (1984) 53-61.
53. E. K. Neyer, Biological treatment of brine groundwater: A case history, Hazardous Wastes and Environmental Emergencies, HMCRI, Houston, TX, March 1984, pp. 240-244.
54. J. D. Enzminger, et. al., "Treatment of Landfill Leachates", Journal of Hazardous Materials, 14 (1987) 83-101.
55. Handbook for evaluating remedial action technology plans. EPA 600/2-83-076, Septemper 1983, p. 224.
56. R. D. Goltz. S. Badalamenti and R. N. Ogg. Treatability of hazardous waste leachate at publicly owned treatment works. Management of

- Uncontrolled Hazardous Waste Sites, HMCIU, Washington, DC, 1983, pp. 202-208.
57. S. C. Chiesa, R. L. Irvine and J. F. Manning, Jr., Feast/famine growth environments and activated sludge population selection, Biotechnol. Bioeng., 27 (1985) 562-569.
58. E. J. Bouwer and P. L. McCarty, Transformation of 1-and 2-carbon halogenated aliphatic organic compounds under methanogenic conditions, Appl. Environ. Microbiol., 45 (1983) 1286-1294.
59. W. M. Kaschak and J. J. Saturella, Case studies involving the treatment of hazardous substances under the superfund remedial action program, Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites, HMCIU, Washington, DC, November 1984, pp. 440-444.
60. G. F. Andrews and R. Trapasso, A novel adsorbing bioreactor for waste water treatment, Environ. Prog., 3 (1984) 57-63.
61. William M. Copa, et. al., "Powdered Activated Carbon Treatment (PACT™) of Leachate from the Stringfellow Quarry."
62. E. A. Dienemann, J. F. Magee H. D. S. Kosson and R. C. Ahlert, Rapid renovation of a sludge lagoon, AIChE 1985 Annual Meeting, Chicago, IL, November 1985, Paper 102a.
63. Wei-Chi Ying, et. al., "Treatment of a Landfill Leachate in Powdered Activated Carbon Enhanced Sequencing Batch Bioreactors," Environmental Progress (Vol. 6, No. 1).
64. B. E. Rittman and C. W. Brunner, The nonsteady state biofilm process for advanced organics removal, J. Water Pollut. Control Fed., 56 (1984) 874-880.
65. 樊國恕「循環法處理垃圾滲出水」，75年度環境工程研究計畫成果發表綜合研討會論文摘要專輯。(1987)
66. D. S. Kosson and R. C. Ahlert, In-situ and on-site biodegradation of industrial landfill leachate, Environ. Prog., 3 (1984) 176-183.
67. D. L. Michelson, D. A. Wallis and F. Sebba, In-situ biological oxidation of hazardous organics, Environ. Prog., 3 (1984) 103-107.
68. 陳秋楊、許清標「中等濃度滲出水之無氧與好氧生物處理」，75年度環境工程研究計畫成果發表綜合研討會論文摘要專輯。(1987)
69. 高鑑藻、張祖恩「厭氣濾床法處理垃圾滲出水之研究」，出處同上⁽⁶⁸⁾。

70. H. H. P. Fang and E. S. K. Chian, Reverse osmosis separation of polar organic compounds in aqueous solution, Environ. Sci. Technol., 10 (1976) 364-369.
71. J. L. Siler and D. Bhattacharyya, Low pressure reverse osmosis membrane: Concentration and treatment of hazardous waste, Hazardous Wastes and Hazardous Materials, 2 (1985) 45-65.
72. A. C. Syzdek and R. C. Ahlert. Separation of landfill leachate with polymeric ultrafiltration membranes, J. Hazardous Materials, 9 (1984) 209-220.
73. W. J. Majer and E. L. Cussler, Dewatering of hazardous waste using reversible gel absorption, Proc. International Conference on New Frontiers Hazardous Waste Management, EPA/600/9-85. 025, 1985, pp. 295-403.
74. 張祖恩、李郁宜，「提高掩埋垃圾穩定速率之基礎研究」第二屆廢棄物處理技術研討會論文專輯。 (1987)