

工業污染防治技術叢書

廢水好氧處理論著彙編 (下)



經濟部工業局 編印

團長序

工業污染防治季刊自民國七十一年發行以來，承蒙國內、外專家學者及相關環保科技人士不吝提供論著，介紹環境保護與污染防治之技術與實務經驗，頗受各界好評。有鑑於過去同類之論著大多分散於各期刊中，參閱不易，因此本刊特將陸續分類相關之處理技術以編輯成冊，期能提供各界更方便收藏與參閱。

廢水好氧處理技術一直為業界常用之廢水處理方法，尤經國內外數十年的開發研究，廢水的好氧處理技術已成功地邁向更新的紀元，為更有效地提供數十年來發表於工業污染防治季刊內之好氧處理技術，因此本刊匯集了 16 年來刊載過相關之論著中摘選出 45 篇，分為上下兩冊，其中包含廢水好氧處理技術介紹與操作維護實務經驗等，期能提供各界參酌，然因彙編不易，內容如有疏漏之處，尚祈各界先進不吝指正為幸。

工業污染防治技術服務團

團長 鄭鴻宗

中華民國八十九年三月

廢水好氧處理技術論述彙編(下)

	作(譯)者	期別	頁次
1. NTA 代替磷酸鹽作為合成清潔劑增力			
劑之污染問題及其處理探討	駱尚廉等	29	1
2. 生物處理法在工業廢水處理之應用	陳秋楊等	34	17
3. 生物技術與污染防治(一)固定化微生物在廢水處理上之應用	江晃榮	35	31
4. 喜氣生物處理適用性評估技術	鄒文源	36	41
5. 活性污泥生物活性特性探討	牟敦剛等	37	61
6. 生物處理上曝氣方式新觀念的介紹	嵇本賢等	37	81
7. 超深層曝氣(Deep Shaft)廢水處理法	施明潔	38	87
8. 活性污泥法之設計與應用	鄭仁川	41	97
9. 氧化渠技術於廢水中氮、磷去除之應用	鄭清宗	42	113
10. 活性污泥法污水處理廠設計、操作規範試驗程序	吳相進	43	127
11. 氧化還原電位(ORP)於廢水處理系統之運作	張鎮南	53	157
12. 利用「好氣性脫氮現象」行廢水中有			
機質及氮有效去除體系之探討	林宗新	58	169
13. 固定化微生物廢水處理技術評估	朱昱學等	59	177
14. 廢水生物處理生物指標	李季眉	61	207
15. 廢水好氧生物處理功能診斷技術與案例介紹	楊萬發等	61	221
16. 廢水活性污泥法污泥膨化原因及對策	張維欽等	61	251
17. 微生物固定化技術在廢水處理的應用	歐陽嶠暉等	68	269
18. 強酸、強鹼性廢水流入生物反應槽後對			
於微生物活性之影響與評估	蔡清讚等	70	293

NTA 代替磷酸鹽作為合成清潔劑增力劑之污染問題及其處理探討

駱尚廉* 林福星**

摘 要

合成清潔劑中常用之增力劑 (Builder) 三聚磷鈉 (STPP) 造成河川、湖泊之優養化現象，促使人們竭力研究一對環境污染性較低且有效之增力劑，NTA 是其中效果較好的一種。NTA 是合成化學品，本身並不存在於大自然界中，因此須經過一段生物適應期後微生物才能將它分解，經馴養適應期後 NTA 在活性污泥槽中之去除率可達90%以上，而此生物適應期之長短與 NTA 濃度及污泥特性有關；由於 NTA 為一有效螯合劑 (Chelating agent)，且 NTA 之各種金屬複鹽之生物分解性不同，因此金屬對 NTA 之去除率有影響，而 NTA 之螯合性也會使沉降的重金屬再度溶解而影響重金屬之去除率，因此 NTA 之去除效果也會影響到重金屬之宿命；此外，NTA 取代 STPP 後，確實能降低家庭污水中30~40%之磷含量，但對僅有一級處理或完全沒處理的國內家庭污水情況，NTA 無法有效地在處理廠去除，排入多為厭氧狀態的河川，反易使重金屬自沉積污泥中再溶解，造成更多的污染問題。

一、前 言

若照清潔劑 (detergent) 字面之解釋，舉凡能具洗清污垢之物都應該是清潔劑，例如肥皂、溶劑類、合成清潔劑、甚至水，但現在一般所謂清潔劑之定義則多指「合成清潔劑」(Synthetic detergent) 類。

自從1945年左右合成清潔劑大量上市以來，全世界肥皂之使用量就逐漸下降，一升一降之勢，終在1954年左右，合成清潔劑之使用量超過了肥皂，並呈直線上升之勢，合成清潔劑取代肥皂之地位以後，合成清潔劑的確帶給人們莫大的方便，然而它的水污染問題也不斷地受到矚目與爭議。

* 國立臺灣大學環境工程學研究所副教授

** 國立臺灣大學化學工程學研究所博士

二、合成清潔劑造成之環境污染問題

第一個問題來自於合成清潔劑之硬性界面活性劑，即分支狀之烷基苯磺酸鹽 (ABS)，因其被微生物之分解性不佳，即使經過二級生物處理仍有相當之殘餘濃度，因而造成河川之泡沫現象 (Foaming)、在環境中之生物濃縮 (Biological amplification) 與累積，以及飲用水循環使用之潛在危險性。此一污染問題在改用軟性界面活性劑，即直鏈狀之烷基苯磺酸鹽 (LAS) 之後，有若干年期間，科學家和工程師認為已改善了問題，但陸續的研究⁽¹⁾卻指出：LAS 對魚類及水體生物之毒性要比 ABS 為嚴重，因而許多以淡水及沿海漁業為重要產業的國家反過頭來，限制 LAS 之使用，而改採用 ABS。科學查證本就講求真理之追求，祇要有新證據與新科技，就應拋棄舊有的，或是目前已證實較不利的，因此「硬軟之爭」不應視為環保科技之缺乏確定性或權威性，反而應視為環保科技之再進步。

同時，環保科技之應用也應注意地域性與當地之污染特性。仍以「硬軟之爭」為例，微生物分解性之差異主要導源於 (或說導致) 二級生物處理單元之效率，因此從 ABS 改採用 LAS 在有完整二級以上處理系統之國家，可以在處理廠提高界面活性劑之分解能力，因而降低河川中之濃度與泡沫之觀瞻問題。但是我們可以仔細檢討一下，臺灣的家庭污水有多少比例是經過二級處理的？大家都明白這個比率到目前仍低於 1%，因此即使改用 LAS 會在處理廠發揮生物處理效能將界面活性劑大幅降低嗎？不能！反而大量 LAS 流入河川，造成河川下游養殖漁業或沿海漁業之威脅。這個例子告訴我們，我們引進了較新的國外環保科技資訊，卻是盲目地引進或誤導，特別是對我們本身原有的，日益嚴重的傳統性污染問題仍缺乏警覺性與覺悟性；我們對更新的環保科技資訊缺乏瞭解，別人已開始更深一層瞭解軟硬各有利弊、各適其所時，我們的環保教育仍停留在 LAS 改善了 ABS 之說。

第二問題導源於合成清潔劑中常用之增力劑，即三聚磷酸鈉 (Sodium tripoly phosphate, STPP) 中之磷，由於其在一般污水處理廠無法有效地被去除，因此排入承受水體後造成湖泊、河川之優養現象 (Eutrophication)，使得水中藻類與浮游生物大量繁殖，造成臭味及懸浮固體增加等水質惡化現象，也促使人們竭力研究找出對環境污染性較低且有效之增力劑，NTA 即為其中效果較好的一種。至於 NTA 代替磷酸鹽做為增力劑後可能造成之另一污染問題，即為本文所要探討者。

另一問題則為合成清潔劑之安全問題，也可以說是合成清潔劑對人及動物之毒性問題，或對環境之威脅程度。一般科學家或工程師對有機廢物之分類方式，常按其能被微生物分解的程度以及對生物的毒性而分成下列四種：

- (1) 可被生物分解且不具毒性者。
- (2) 可被生物分解但具有毒性者。
- (3) 不易被生物分解但不具毒性者 (或毒性不明者)。
- (4) 不易被生物分解且具有毒性者。

其中(3)及(4)兩項污染物應特別給予關注，否則會在環境中累積，造成環境污染。而評估污染物危險性之方法則有：實驗室之動物毒性試驗及流行病學、中毒個案的研究。根據美、日學者對 ABS、LAS 兩者之動物試驗結果發現⁽²⁾：ABS 及 LAS 在某攝食量的情況下，都

會造成急性中毒、慢性中毒、死亡、畸胎、以及引發癌症的現象；ABS 及 LAS 兩者對各種魚類均有毒性，而 LAS 的毒性要比 ABS 為嚴重；合成清潔劑對皮膚、手指及眼睛均會造成傷害，造成手指粗糙、乾燥、皮膚過敏症、發汗機能降低，並使眼睛浮腫、充血等；污水生物處理時，用活性污泥法可分解 LAS 85~95%，ABS 35~45%，故 LAS 易被生物分解，在環境中累積的問題較輕。

三、合成清潔劑之化學組成

構成合成清潔劑之主要成份為界面活性劑、增力劑及其他物質：

1. 界面活性劑 (Surfactant)：

界面活性劑有兩項主要功能：一為作「濕潤劑」，可減小水之表面張力，使水更能滲入紡織品內；另一為作「銜接劑」，以發揮洗淨力功能，因此界面活性劑之分子多呈 $\sim\sim\sim\text{O}$ 狀，長鏈狀的「尾巴」屬於疏水性或稱之為厭水基，為由 C_{10} 至 C_{20} 之碳氫鏈，可帶 $\text{C}=\text{C}$ 或 $-\text{OH}$ 基，為油溶性，可溶髒物、油漬；「頭部」為親水性或水溶性之極性基 (Polar group) 所組成，例如 $-\text{COO}^-\text{Na}^+$ ， $-\text{SO}_4^-\text{Na}^+$ ， $-\text{SO}_3^-\text{Na}^+$ 及 $-\text{OH}$ 基等。

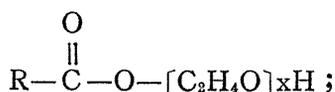
界面活性劑約佔合成清潔劑總重量之 10~30%，當洗淨作用進行時，一組非極性之長鏈狀「尾巴」齊向核心之污垢，極性之親水性「頭部」則朝外，與水分子接觸，形成一團團球狀結構，此作用稱之為「膠粒作用」(micelle action)。界面活性劑之類別可以分成：

(1) 陰離子性界面活性劑 (Anionic surfactants)：

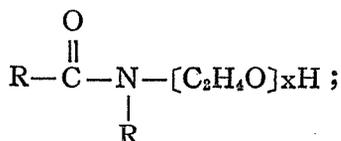
包括「硫酸鹽類」與「磺酸鹽類」，前者如 AS (Alkyl sulfate)，分子式為 $\text{C}_{12}\text{H}_{25}-\text{SO}_4\text{Na}$ ；後者如 ABS (Alkyl benzene sulfonate) 與 LAS (Linear alkyl benzene sulfonate)，兩者之分子式與若干性質比較如表 1 所示，目前以法律禁用 ABS 之國家例如西德、南韓、新加坡；曾禁用 ABS，但現再回復使用的國家例如墨西哥、印尼及希臘等⁽³⁾。

(2) 中性界面活性劑 (Nonionic surfactants)：

包括「酯類」，例如



「醯胺類」，例如



「Aryl 類」，例如

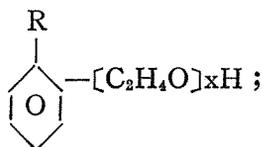
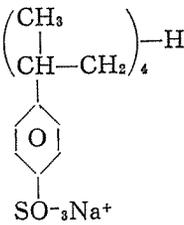
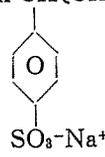


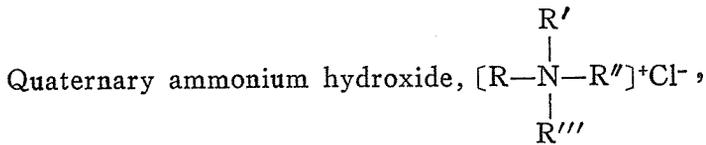
表1 ABS 與 LAS 之性質比較

	ABS	LAS
分子式	$\left(\begin{array}{c} \text{CH}_3 \\ \\ \text{CH}-\text{CH}_2 \end{array} \right)_4 - \text{H}$ 	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_x \text{CH}(\text{CH}_2)_y \text{CH}_3$ 
起泡狀況	浸水後起泡快	起泡較緩，泡沫少
消泡需時	長	短
毒性	較輕	較強
生物分解性	慢	較快*
LD ₅₀ (老鼠)	3.0 g/kg	1.3~2.5g/kg
TL _{50,24hr} (鯉魚)	21.0 mg/ℓ	6.8 mg/ℓ
TL _{50,24hr} (吳郭魚)	37.0 mg/ℓ	4.8 mg/ℓ

註：*：但厭氧河川仍不會分解 LAS。

及「乙烯氧化物聚合物類」(Ethylene oxide polymer)，例如 $\text{HO}[\text{C}_2\text{H}_4\text{O}]_x\text{H}$ 。中性界面活性劑因價格較貴，比較少被採用。

(3)陽離子性界面活性劑 (Cationic surfactants)：例如

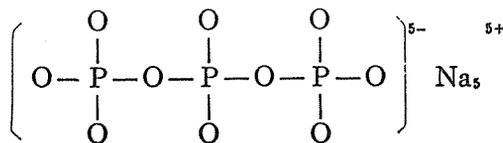


陽離子性界面活性劑多兼具消毒作用，因此可用於洗碗精或洗尿布等清潔劑。

2.增力劑 (Builder)：

增力劑之功用在於用以去除其他之雜質，例如水中之 Ca^{+2} 、 Mg^{+2} 等，增力劑可與之結合而沉澱，故可增強界面活性劑之洗淨作用。Builder 一詞，原有增量、增強藥劑之含意，其本身雖單獨沒有達成目的之作用，但有它的存在，便能增強並幫助本體的作用，此類物質亦可統稱為 Synergist⁽³⁾。

增力劑一般佔合成清潔劑之35~70%，尤其是粉狀合成清潔劑所含增力劑較多，其中以磷酸鹽為最常採用之增力劑，而合成清潔劑中通常所使用之磷酸鹽為三聚磷酸鈉 (Sodium Tripoly Phosphate，簡稱 STPP，



三聚磷酸鈉並不便宜，但因有許多使用上之優點，故仍廣被採用。第一是三聚磷酸鈉具緩衝作用，使原合成清潔劑之鹼性缺點減輕，而對皮膚之刺激作用降低；其次是三聚磷酸鈉對於硬水之軟化，結合金屬離子，污漬之分散，防止污漬再行附著及金屬之防蝕等都有良好之效果；此外，三聚磷酸鈉對於粉狀清潔劑之造粒效果，和防止成品在儲存中之結塊現象都有很顯著的效果⁽³⁾。

自從 STPP 被發現為水中優養化現象的導因之一後，各國便致力研究可取代 STPP 之增力劑，比較可行的有沸石 (Zeolite)、腈三醋酸 (Nitrilo triacetic acid, NTA)、過碳酸物 (Percarbonate) 及酒石酸鈉 (Sodium citrate) 等，而其中以 NTA 之取代能力最好，有加拿大、瑞典等數個國家使用中。然而世上十全十美之物卻難以奢求，新的取代物仍舊有新的問題，故決定選用取代物之前，應對其化性、毒性、生物分解性及對廢水處理廠之可能影響，甚至地域性水污染特性作一通盤瞭解，以免徒勞而無功。

3. 其他物質：

針對某些特殊需要目的而添加之物質，包括一些溶劑、漂白劑、螢光劑、香料、水分等，約佔合成清潔劑之25~50%。

四、不同清潔劑對廢水中磷的影響

Shannon⁽⁴⁾ 於加拿大一軍事基地上探討各種清潔劑對家庭污水特性之影響，調查用的合成清潔劑包括 20% P₂O₅、NTA、碳酸物、酒石酸鈉及高磷含量之增力劑等五種，結果在家庭污水中採集的樣品之平均 pH 值、總磷含量，總可濾過磷含量及矽酸鹽含量結果如表 2 所示，得知合成清潔劑確為家庭污水中磷的主要來源，而整個社區包括住宅區、自助餐廳及其他軍事設施的廢水中，清潔劑的磷佔廢水總磷含量約30~40%。

Lee 等人⁽⁵⁾ 亦發現家庭廢水中的磷有35%以上係源自合成清潔劑中之 STPP; Porcella⁽⁶⁾ 認為家庭污水中所含的磷，有一半來自合成清潔劑，而大城市則有70%之磷來自清潔劑。

STPP 進入污水及流入承受水體後，先水解成正磷酸鹽 (Orthophosphates)：

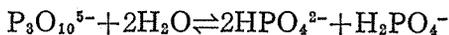


表 2 五種含不同增力劑之清潔劑對家庭污水性質之影響

含增力劑種類	pH	Total P (mg/l as P)	總可濾過P (mg/l as P)	Silicates (mg/l as SiO ₂)
含20% P ₂ O ₅	7.82	10.4	8.5	15.6
NTA	7.98	5.5	4.4	15.6
碳酸物	8.60	8.0	7.5	18.0
高磷含量	8.18	16.0	14.0	15.6
酒石酸鈉	7.90	6.0	5.0	10.0

註：由 Shannon⁽⁴⁾ 調查資料整理而得。

目前為止，被認為會引起（或至少有關係）水體優養作用之營養物質相當多，有碳、氮、磷等15~20種，其中最主要的學說包括：(1)以磷及磷與氮之比例為問題之學說；(2)以氮為問題之學說；(3)以碳源為問題之學說；及(4)以維生素為問題之學說，而以第一種學說是最常被提及的。表3為「貧營養」狀態及「富營養」狀態之湖沼所呈現之特徵比較⁽²⁾，流入河川、湖泊之總磷，除合成清潔劑之磷酸鹽外，尚有生物之排泄物或屍體殘餘物、肥料或土壤經暴雨沖洗流入，工廠廢水排入等，故真正由家庭污水中之合成清潔劑所造成之比例應視各來源之相對量而定，例如日本大阪灣調查及滋賀縣琵琶湖優養來源調查，均顯示合成清潔劑的磷酸鹽所含有之磷量佔總磷來源的8%以下。

表3 貧營養與富營養湖沼特徵之比較⁽²⁾

特 徵	貧 營 養 湖	富 營 養 湖
水 色	藍色或綠色	綠色或黃色
透 明 度	大 (5 公尺以上)	小 (5 公尺以下)
酸鹼反應	中性附近	中性或弱鹼性
底生動物	種類多，多為耐不起缺氧的種類	耐得起缺氧的種類
魚 類	量少，有冷水性 (如鱒魚)	量多，暖水性 (如鯉鰻鮒)
植物、浮游生物	少	豐富

表4為各國合成清潔劑有關磷酸鹽使用量之規定，大多數國家限制 P_2O_5 含量不超過5~17%之限值；西德與瑞士不是針對合成清潔劑之配方訂規定，而是對於清潔劑在水質之各種不同硬度含量濃度時之磷酸鹽用量訂定標準，即在清潔劑包裝上標明依硬度含量所需之標準使用量，而各自來水公司應對供應之自來水硬度公告說明之；日本滋賀縣針對琵琶湖之優養控制而禁止含磷成份之合成清潔劑使用，並對於各工廠、農牧事業之氮與磷之排放規定之。

表4 各國合成清潔劑磷酸鹽使用量規定

國 名	有 無 限 制	說 明
日本 (滋賀縣)	禁止使用含磷酸鹽之清潔劑	琵琶湖富營養化防止條例 (1980.7)
西 德	有法令限制	依水之硬度定磷量限值 (1975.8)
加 拿 大	有法令限制	$\leq 5\% P_2O_5$ (1973.1)
瑞 士	有法令限制	如西德
挪 威	政府與清潔劑業者間有協議	$\leq 13\% P_2O_5$
瑞 典	政府與清潔劑業者間有協議	$\leq 17\% P_2O_5$
芬 蘭	政府與清潔劑業者間有協議	$\leq 15\% P_2O_5$
荷 蘭	不限制	有限制的提案
美 國	不限制	聯邦政府無明文限制，但以州為單位有限制全面禁止的州：印第安那

STPP 有造成水體優養之虞，但目前發展之代替物也各有缺失，例如：Zeolite 不溶於水，缺少對污垢之分散，及防止污垢再附著之能力；Sodium citrate 增進洗淨之能力較 STPP 差，而且價格昂貴；Percarbonate 有鹼性效果及漂白效用，但洗淨力不夠廣，價格昂貴；NTA 之代替能力極佳，廣泛使用於加拿大、瑞典等國，但於1970年初因可能有致癌之危險而禁止使用，後經美國 EPA 10年之研究，評定 NTA 致癌之危險性很低而解除禁令，但厭氧時不易分解，及與重金屬結合之問題仍為 NTA 之缺失。

Rossin 等人⁽⁷⁾估計，若 NTA 完全取代 STPP，則在美國的家庭污水中 NTA 含量將約為 10~20 mg/l，而在硬水水質地區，因需使用較多之清潔劑，則其含量將高達 35 mg/l。

五、NTA 的化性與分析方法

NTA 之構造如下⁽⁸⁾(I)，一般使用時則以其鈉鹽(II)較方便：



NTA 在水中分解成離子態，Nitriloacetate ion (NTA³⁻)，此陰離子為一有效之螯合劑 (chelating agent)，能與金屬離子結合成可溶性複合離子，此穩定的複合離子使金屬離子失去其化性。因此當 NTA 存在時，金屬之溶解度會提高，即 NTA 排入河川或湖泊時，底泥中之金屬將再溶出至水中而提高重金屬濃度；同理，在活性污泥處理廠內，若 NTA 濃度升高，則重金屬之去除能力亦將受到影響。表 5 所示為在 pH 8.0 情況下之湖水主要成分與次要成分之濃度；表 6 則為在此 pH 值時，不同 NTA 濃度 (NTA 10⁻⁷M 即 0.019 mg/l；NTA 3×10⁻⁶M 即 0.58 mg/l；NTA 2×10⁻⁴M 即 38 mg/l) 情況下 NTA 與金屬之複合百分比，若如前節所述，家庭污水中 NTA 因取代 STPP 而高達 10~35 mg/l，則污水中一般所謂之重金屬將有相當大之比例與 NTA 形成複合物 MNTA⁻。

表 5 在 pH 8.0 情況下之湖水成分

主要成分	Moles/liter	次要成分	Moles/liter
C _T , Ca	10 ⁻³	C _T , Cu (II)	2×10 ⁻⁶
C _T , Mg	2.5×10 ⁻⁴	C _T , Fe (III)	2×10 ⁻⁶
C _T , Na	5×10 ⁻⁴	C _T , Sr (II)	2×10 ⁻⁶
C _T , CO ₃	10 ⁻³	C _T , Mn (II)	2×10 ⁻⁶
C _T , SO ₄	3×10 ⁻⁴	C _T , Zn (II)	1.5×10 ⁻⁶
C _T , Cl	7.5×10 ⁻⁴	C _T , Pb (II)	3×10 ⁻⁷
		C _T , Ba (II)	1.5×10 ⁻⁷
		C _T , Ni (II)	10 ⁻⁷
		C _T , PO ₄	10 ⁻⁶
		C _T , NTA	10 ⁻⁸ ~2×10 ⁻⁴

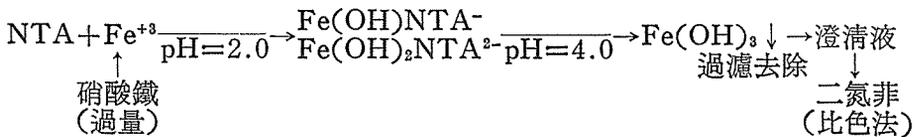
表 6 在 pH 8.0 時及不同 NTA 濃度情況下 NTA 與金屬之複合百分比

總 濃 度 C _T (M)	Complex species	Log Formation Constant of	不同 NTA 濃度下之總複合百分比		
			NTA= 10 ⁻⁷ M	NTA= 3×10 ⁻⁶ M	NTA= 2×10 ⁻⁴ M
Cu(II)=2×10 ⁻⁶	CuNTA ⁻	13	4	82	100
Pb(II)=3×10 ⁻⁷	PbNTA ⁻	11.8	2	80	100
Ni(II)=10 ⁻⁷	NiNTA ⁻	11.3	1	60	100
Fe(III)=2×10 ⁻⁶	Fe(OH)NTA ⁻	10.9	0.4	34	100
	Fe(OH) ₂ NTA ²⁻	3.1			
Zn(II)=1.5×10 ⁻⁶	ZnNTA ⁻	10.4	0.2	20	100
H ⁺ =10 ⁻⁸	HNTA ²⁻	10.3	0	0	9
Mn(II)=2×10 ⁻⁶	MnNTA ⁻	7.4	0	0	100
Ca(II)=10 ⁻³	CaNTA ⁻	6.4	0	<0.1	17
Mg(II)=2.5×10 ⁻⁴	MgNTA ⁻	5.4	0	0	2
Sr(II)=2×10 ⁻⁶	SrNTA ⁻	5.0	0	0	0
Ba(II)=1.5×10 ⁻⁷	BaNTA ⁻	4.8	0	0	0
Na(I)=5×10 ⁻⁴	NaNTA ²⁻	2.2	0	0	0

有關水中 NTA 之分析方法雖有好幾種，但大致均依其螯合性導衍而出，原理甚為接近，且每種方法在使用前都需經過校正，例如：

1. Chelometric 分析法：

由 Mosanto 公司 Swisher⁽⁸⁾ 提出，在 pH=2.0 的情況下加入過量的硝酸鐵，一分子 NTA 會與一分子三價鐵離子結合成複合物，調整 pH 值至 4.0，未複合的鐵離子會形成氫氧化鐵沉澱，以過濾法去除之。澄清液中之溶解鐵離子以二氮菲比色法測之，NTA 的量相當於溶解的鐵離子的量，此法適用於 NTA 含量為 5~50 mg/l 之測定。



2. Zinc-Zincon 分析法：

由 Thompson 等人⁽⁹⁾提出，先將水樣通過離子交換樹脂以去除可能發生干擾之陽離子，再將試樣與 Zinc-Zincon 藥劑混合，NTA 便與鋅複合而降低 Zinc-Zincon 在 620 mμ 之吸光率，經校正可得 NTA 濃度，此法可測至 0.2 mg/l 之 NTA 濃度。

3. 銅鹽滴定法：

由 Pfeil 等人⁽¹⁰⁾提出，在醋酸鈉溶液中以 Catechol violet 或 Murexide 當作指示劑，利用銅鹽來滴定 NTA。

六、NTA 之毒性

清潔劑一般係採用 NTA 之鈉鹽，帶一分子之結晶水，即 Nitriilotriacetic acid trisodium salt monohydrate。Sax⁽¹¹⁾ 指出：大老鼠 (Rat) 在兩年內服用 830 mg/kg 體重，即會致癌 (即 TDL₀: 830 mg/kg/2Y-C: CARC)；小老鼠 (Mouse) 在75星期中服用 315 mg/kg 體重，即能致癌 (TDL₀: 315 mg/kg/75W-C: CARC)；一次給予每公斤小老鼠 500 mg，即有一半死亡 (LD₅₀: 500 mg/kg)。

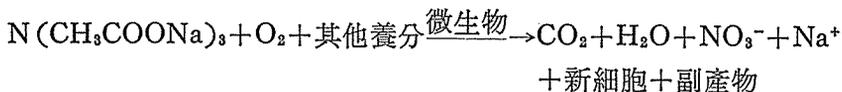
由上列數據可知，NTA 是一致癌物，然而致癌性並非很高，美國在1970年曾禁止 NTA 的使用，但是經過美國政府環境保護局 (EPA) 10年之研究評定 NTA 致癌之危險性很微小而解除禁令。

Renn⁽¹²⁾ 研究含 NTA 清潔劑之廢水，經過活性污泥法處理後放流水之毒性，其進流水含 NTA 40~50 mg/l，試驗結果顯示：放流水或原廢水經稀釋 15 倍後，對鯉科小魚 (Minnows) 無急性症狀；原廢水經稀釋 100 倍後，在流動系統中 255 天，沒有發現魚類死亡，而且沒有異常行爲，包括重量增加及性成熟等均與一般無異；當廢水處理廠活性污泥程序操作失敗時，鯉科小魚在此放流水中曝露 24 小時，有 50~100% 的死亡率，但 Renn 指出此可能係因界面活性劑而致死，與 NTA 無關。此些研究說明 NTA 對水中生物之直接毒性並不高。

七、NTA 的生物分解性及其影響

有機物之生物分解性在研究環境污染問題方面可說是最重要的一環，若生物分解迅速，則在廢水處理廠中很容易被活性污泥消化掉，甚至在下水道中便會消滅，因而不會造成累積及河川、湖泊或水源之污染。一般微生物分解程度按分解試驗結果可分成三類：(1) 初級生物分解 (Primary Biodegradation)：改變物質之本質所必要之最低限度之生物分解作用；(2) 環境可接受之生物分解 (Environmentally Acceptable Biodegradation)：自然環境能容納之生物分解作用，例如清潔劑已不起泡或對水中生物不引起不良之影響；(3) 最終生物分解 (Ultimate Biodegradation)：最終生物分解作用，物質被完全分解而為無機性物質之生物分解作用。

由於 NTA 係合成化學品，自然界中尚沒發現此物質，因此不太可能有細菌能夠馬上適應它。然而根據研究顯示，只要經過一段生物馴養期後，NTA 還是很容易被微生物分解的，甚至可單獨成為微生物的食物及活性污泥中碳的主要來源，此一生物馴養適應期約為一至四個星期。NTA 的分解反應式可以下式表示之⁽⁹⁾：



首先一部份的 NTA 被氧化為 CO₂ 與 H₂O 供微生物使用，另外一部份 NTA 被納入細胞內供細胞新陳代謝用，此時當然也須有氧的存在，這些反應均可在曝氣的活性污泥槽中

進行。過去有關 NTA 生物分解性之研究分別於小型玻璃槽、模型廠及實際廢水處理廠中進行。小型玻璃槽通常包括曝氣區及沉澱區兩部份，由於設備小，溫度的控制、滯留時間等操作變數亦能隨意調查，進料可採連續式或間歇式，操作相當方便；模型廠規模界於小實驗室設備與實際處理廠間，可為玻璃、聚四氟乙烯及矽橡膠等材料製成，以避免金屬材料對 NTA 實驗之干擾，因其結果較接近實際情況而又可隨需要來改變操作變數，故研究價值亦相當高；實際廢水處理廠研究通常可找社區或軍事基地等比較容易控制情況之處理廠進行之，NTA 之濃度可控制社區內之洗衣粉種類或在處理廠進水處調配之，由於流量有變動性，因此一些變數之控制較難，且對溫度效應之研究通常須花上幾年的時間，但結果較具真實性。

Swisher⁽⁶⁾ 利用小型玻璃槽（曝氣區 300 ml，沉澱區 75 ml）進行試驗，每小時進料 50 或 100 ml 之合成廢水以控制滯留時間為 3 或 6 小時，合成廢水中含有 20 或 200 mg/l 之 NTA，部份結果如表 7 所示，生物適應期約為 2 ~ 3 週，並且發現 NTA 濃度高時，所須的生物適應期比低濃度來得長些。此現象亦被 Stoveland 等人⁽¹³⁾所證實，當 NTA 濃度由 0 提高到 10 mg/l 時約需有 30 天之生物適應期，經過一段時間以後，若將 NTA 濃度再提高至 20 mg/l，則出水 NTA 會稍為升高後再下降，即約需再有一週的生物適應期才能將 NTA 濃度降到最低。

Renn⁽¹²⁾ 以實際活性污泥處理廠進行試驗也發現類似現象，NTA 濃度由 5 mg/l 升高至 10 mg/l，15 mg/l 時均會使出水 NTA 濃度升高後再降低，但濃度大於 20 mg/l 時則此現象變得不明顯。表 8 為 Rossin 等人⁽⁷⁾在模擬廠進行之試驗結果，由表可知，生物適應期與進流 NTA 濃度及污泥齡 (sludge age) 有關，污泥齡愈短，NTA 濃度愈高均需較長之馴養期。

表 7 Swisher 連續流小型玻璃槽試驗結果⁽⁶⁾

時間 (Days)		進流 NTA 平均濃度 (mg/l)		
		Fed 0 NTA	Fed 20 NTA	Fed 200 NTA
0—49		1.0±0.5	17.6±2.0	184±16
50—63		0.7±0.2	19.4±0.5	195±10
64—77		0.8±0.3	21.0±1.0	Fed 20 NTA+Fe 24.7±2.9
時間 (Days)	停留時間 (hr)	出水 NTA 平均濃度 (mg/l)		
		Fed 0 NTA	Fed 20 NTA	Fed 200 NTA
16—49	6	1.8±0.3	1.6±0.3	8.7±4.6
50—63	3	1.6±0.2	1.4±0.2	13.1±2.3
64—77	6	2.0±0.4	1.9±0.2	Fed 20 NTA+Fe 2.0±0.3

表 8 馴養期與污泥齡及NTA 濃度之關係⁽⁷⁾

污泥齡 (days)	NTA 進派濃度 (mg/l)	馴養時間 (Days)
4	7.5	15
4	15.0	20
9	7.5	12
9	15.0	16

表 9 NTA 在活性污泥槽中之去除率

研究者	實驗設備	溫度 (°C)	停留時間 (hr)	NTA _{in} (mg/l)	NTA _{eff} (mg/l)	去除率 (%)	文獻 出處
Swisher, R.D. et al.	小型裝置	室溫	6	20	1.6±0.3	92	(8)
Swisher, R.D. et al.	小型裝置	室溫	3	20	1.4±0.2	93	(8)
Shumate, K.S. et al.	實際處理廠	室溫	19	8	0.8	90	(14)
Shumate, K.S. et al.	實際處理廠	室溫	19	16	4	75	(14)
Renn, C.E.	實際處理廠	15	20	10	<0.3	97-99	(12)
Rossin, A.C. et al.	模型廠	17.5	4.2	7.5	0.25	97	(7)
Stoveland, S. et al.	小型裝置	18±2	3	10	0~1.7	83-100	(13)
Stoveland, S. et al.	小型裝置	18±2	3	20	1.0	95	(13)
Pfeil B.H. & G.F. Lee	小型裝置	室溫	48	20	0.05	97	(10)
Bouveng, H.O. et al.	小型裝置 (分批式)	25		10	1.5-2.0	80-85	(15)
Bouveng, H.O. et al.	小型裝置 (分批式)	5		10	7.5	25	(15)

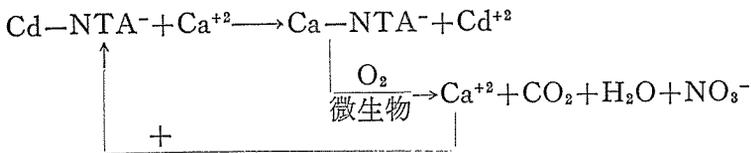
表 9 為歷年各研究之結果，由表可看出在穩定操作情況下，NTA 在活性污泥槽中之去除率可達 80~100%，當然此去除效果還與溫度、停留時間、及污泥槽對 BOD 之去除能力即設計之負荷率值等有關。綜合過去之研究結果，要達到 90% 之去除率或出水 NTA 濃度低於 2 mg/l 並不困難，但溫度似對 NTA 之去除率有相當大之影響。

Forsberg 等人⁽¹⁶⁾研究發現細菌利用 NTA 做為碳及氮的來源的能力在 25°C 時最強；當溫度高於 30°C 時，細菌的生長能力有顯著的降低；在 2°C 時細菌的生長，便顯得非常慢；但在 0°C 下這些細菌仍舊可以生存。由這些實驗結果我們可推知在 25°C 附近為最好的處理溫度，過高或過低均有負效果。

Bouveng 等人⁽¹⁵⁾利用分批式進料的小型設備進行試驗，發現進流 NTA 濃度為 10 mg/l 時，於 25°C 下，NTA 之去除率可達 80~85%；但溫度降至 5°C 時，則去除率會降至 25%。在西德的一大型廢水處理廠亦發現：在夏天時，NTA 之去除率為 95%；但在冬天期間，其平均去除率則僅有 50%。Renn⁽¹²⁾ 卻亦在另一實際廢水處理廠發現：在冬天氣溫為 10~15°C 時，NTA 之去除率仍舊相當好，與夏天結果沒有顯著的差別。綜合各研究結果

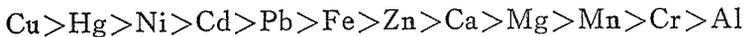
及表 9 資料，可知溫度是一重要操作變數，但在 10~30°C 範圍內仍能維持良好之 NTA 去除效果。

由於 NTA 之螯合性，在有金屬存在之情況下，NTA 會與金屬離子形成 NTA—金屬離子之複鹽，而這些複鹽之生物分解性已與 NTA 本身的生物分解性大不相同了，因此金屬離子之存在會影響 NTA 之分解效率。Huber 及 Popp⁽¹³⁾ 以小型實驗室活性污泥裝置研究 NTA 生物分解性，發現進料含 30 mg/ℓ 時 NTA 之去除率趨近於 100%；然而若加入相同莫耳的鎘，則 NTA 之生物分解幾乎完全停止；若再加入 5000 mg/ℓ 之 CaCl₂，則 NTA 之分解率又恢復到 100%。此顯示鎘與 NTA 的複鹽 (Cd—NTA⁻) 是無法被生物分解的，但在加入 CaCl₂ 後，過量的鈣離子與鎘競爭而生成鈣與 NTA 的複鹽 (Ca—NTA⁻)，而此鹽是可被生物分解的。他們利用極譜儀技術分析發現有 83% 的 Ca—NTA⁻，由於 Ca—NTA⁻ 被分解後，Ca⁺⁺ 會再與 Cd—NTA⁻ 競爭，即：



因此反應向右，最後仍趨向完全分解。Björndal 等人⁽¹³⁾也發現類似之結果，Cu—NTA⁻之複鹽分解效果也不好，但若增加廢水硬度 (29增至 276 mg/ℓ as CaCO₃)，則 NTA 之去除率由 78% 提高到 96%。

Stoveland 等人⁽¹³⁾綜合文獻之結果，將金屬—NTA 複鹽之生物穩定性依次排列為：



生物穩定性愈佳，表示對 NTA 分解之負影響愈大。Shannon⁽⁴⁾ 將 NTA 的金屬複鹽之生物分解當做一次反應 (First order)，其反應係數列如表 10，係數愈大表示分解愈容

表 10 NTA—金屬複鹽一次分解反應係數⁽⁴⁾

NTA—金屬複鹽	分解係數 (h ⁻¹)	
	5°C	15°C
Al	0.016	0.076
Cd	0.004	0.020
Ca	0.104	0.090
Cr	0.068	0.082
Cu	0.021	0.081
Fe	0.105	0.112
Pb	0.074	0.116
Hg	0.002	0.006
Ni	0.007	0.024
Zn	0.091	0.037

易，因此按其之結果，生物穩定性可排列為：



兩者實驗結果大致相近，相異部份可能係進行實驗之微生物種類及操作環境之差異所致。

NTA 的螯合性使得金屬對 NTA 之分解有影響，同理，若 NTA 之生物分解不完全，則在廢水處理程序中也會使金屬之去除有不利之影響。若河川、湖泊水中含有 NTA，則 NTA 會把河底、湖底沉澱物中之重金屬自由化，成為 NTA 之金屬鹽而溶於水中。Gregor⁽¹⁷⁾ 調查 NTA 對湖底污泥中鉛之溶解影響，發現 2 ppm 之 NTA 使水中鉛之濃度增加 1 ~ 2 倍；而 20 ppm 之 NTA 則會增加 20 倍以上（表 11）。

由於 NTA 會與各種金屬結合，因此它對某一重金屬的影響與反應之平衡常數及各種金屬濃度均有關係。Rossin 等人⁽⁷⁾ 在模型廠試驗 NTA 的生物適應期之前一階段，因 NTA 的濃度仍高而造成活性污泥槽出流水金屬濃度相對偏高之現象，部份結果如表 12 所示，控制組表示沒有 NTA 之加入，試驗組則加入 NTA 7.5 mg/l。由表可知，除 Cr 相差甚小以外，其餘各重金屬均在 NTA 沒有完全去除時，NTA 對重金屬之去除率造成不利之影響。Stoveland 等人⁽¹³⁾ 也以小型裝置設備探討 NTA 或 STPP 突增負荷及濃度增加對重金屬在水溶液中濃度之影響，部份結果如表 13 所示，負值表示再溶入或自由化 (mobilisation) 比率，正值表示被吸附減少水溶液中濃度之比率。

NTA 在活性污泥槽中影響金屬去除率的現象也同樣表現在初沉池內，由於在初沉池中 NTA 之去除僅靠吸附於固體顆粒上而沉降，因此其去除率相當低，Shumate 等人⁽¹⁴⁾ 之實驗結果約只有 8% 去除率，而 Rossin 等人⁽⁷⁾ 之結果為 30 ~ 20%，此時 NTA 會減少初沉池之金屬去除率。

表 11 NTA 對湖底 Pb 溶解度之影響⁽¹⁷⁾

	Mamaroneck 水庫底部	Crystal 湖底	Rt. 80 shoulder
總鉛 (mg/kg 污泥)	36	120	160
1 小時後			
0 ppm NTA	<0.02	0.03	<0.02
2 ppm NTA	0.02	0.05	0.05
20 ppm NTA	0.07	0.61	0.40
24 小時後			
0 ppm NTA	0.02	<0.02	0.02
2 ppm NTA	0.08	0.05	0.04
20 ppm NTA	0.03	0.43	0.15

表12 NTA 生物適應期前階段對金屬濃度之影響⁽⁷⁾

重金屬	系 統	重金屬低濃度範圍			重金屬高濃度範圍		
		範 圍 ($\mu\text{g}/\ell$)	平均值 ($\mu\text{g}/\ell$)	去除率 (%)	範 圍 ($\mu\text{g}/\ell$)	平均值 ($\mu\text{g}/\ell$)	去除率 (%)
鎳	進 流	0.36-9.20	1.85	—	5.60-7.21	6.21	—
	控制組出水	0.29-1.48	0.88	52	0.11-1.22	0.64	90
	試驗組出水	0.24-2.04	1.21	35	0.11-1.54	0.91	85
鉻	進 流	2.87-16.2	9.69	—	113-144	131	—
	控制組出水	1.42-14.1	6.85	29	58.5-85.0	71.8	45
	試驗組出水	1.73-13.4	7.25	25	57.2-81.3	70.3	46
銅	進 流	29.6-102	54.5	—	67.8-110	95.2	—
	控制組出水	13.2-20.9	18.3	92	5.60-16.6	11.2	88
	試驗組出水	13.2-38.3	27.1	73	5.57-18.3	12.0	87
鉛	進 流	11.5-30.7	20.4	—	76.8-165	96.9	—
	控制組出水	3.20-10.0	5.44	73	7.37-19.6	12.8	87
	試驗組出水	2.20-19.2	12.4	39	8.09-53	24.8	74
鎳	進 流	7.48-19.0	11.2	—	125-154	140	—
	控制組出水	5.15-12.8	9.28	17	86.9-120	101	28
	試驗組出水	5.83-24.1	12.0	0	91.4-153	120	14
鋅	進 流	64.3-140	101	—	392-530	443	—
	控制組出水	40.0-113	64.1	37	78.3-135	114	74
	試驗組出水	36.5-174	95.5	5.4	105-467	219	51

表13 NTA 或 STPP 突增負荷及濃度增加對重金屬之自由化(-)及吸附(+)影響⁽¹³⁾

重金屬	NTA 突增負荷	進流 NTA 增加	STPP 突增負荷	進流 STPP 增加
Cd	-29	0	0	+30
Cr	-7	+12.5	+29	+13
Cu	-52	-10	-40	0
Ni	-25	-25	+180	+20
Pb	-83	-60	+189	+40
Zn	未測	-31	+75	+39

綜合過去實際廢水處理廠操作及實驗室之結果，顯示：(1) NTA 對 BOD₅ 之去除率沒有影響；(2) NTA 對一級、二級處理效率（指 BOD₅ 及 SS）沒有影響；(3) NTA 對污泥消化系統沒有影響；(4) NTA 對金屬腐蝕，在 8 個月之試驗期中，沒有明顯之變化；(5) NTA 去除不良時，處理廠出水之重金屬濃度增加。

八、結 論

1. 合成清潔劑的增力劑若由 STPP 改用為 NTA，則家庭污水中之磷總量可降低約 30~40%，而 NTA 含量在軟水區約 10~20 mg/l，在硬水區則增為 35mg/l 左右。
2. NTA 係一輕微致癌物，但如使用為合成清潔劑之增力劑，導致人類致癌之危險性相當低。
3. NTA 之微生物分解適應期約 1~4 週，在一般活性污泥法中去除率可達 90~100%。
4. 溫度對 NTA 生物分解性有顯著之影響，10~30°C 為較適之操作範圍。
5. 重金屬與 NTA 結合成之金屬複鹽會降低 NTA 之生物分解性。
6. NTA 去除不良時，將導致河川、湖泊底泥中重金屬之再溶出，因此對未採用二級處理以上之地區、水體溶氧低之地區，及需飲用水循環使用之地區，改用 NTA 並不合宜。

九、參考文獻

1. "The Effects of the ABS, LAS and AOS Detergent on Fish, Domestic Animals and plants", Progress in Water Technology, vol. 7, No. 2, pp. 73-82, Pergomon Press, 1975.
2. "中性洗劑特別研究報告（總論）"，日本科學技術廳研究調整局，昭和40年7月。
3. "合成清潔劑的問題(一)、(二)、(三)"，石化工業，第十二期第14頁，第十三期第16頁，第十四期第12頁，民國69年。
4. Shannon, E. E., "Effects of Detergent Formulation on Wastewater Characteristics and Treatment", Journal WPCF, vol. 47, pp. 2371-2383, 1975.
5. Lee, G. F. et al., "Eutrophication of Water Bodies: In Sights for an Age-old Problem" Environ. Sci. & Technol., vol. 12, pp. 900-908, 1978.
6. Porcella, D. B. et al., "Comprehensive Management of Phosphorus Water Pollution", U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/5-74-010, 1974.
7. Rossin, A. C. et al., "The Removal of Nitrilotriacetic Acid and Its Effect on metal Removal During Biological Sewage Treatment", Environmental Pollution (Series A) vol. 29, pp. 271-302, 1982.
8. Swisher, R. D. et al., "Biodegradation of Nitrilotriacetate in Activated Sludge", Environ. Sci. & Technol. vol. 1, pp. 820-827, 1967.

9. Thompson, J.E. and J.R. Duthie, "The Biodegradability and Treatability of NTA", *Journal WPCF*, vol. 40, pp. 306-319, 1968.
10. Pfeil, B. H. and G. F. Lee, "Biodegradation of Nitrilotriacetic Acid in Aerobic System", *Environ. Sci. & Techno.* vol. 2, pp. 543-546, 1968.
11. Sax, N. I., "Dangerous Properties of Industrial Material", Van Nostrand Reinhold Company, Six Edition, P. 2005, 1984.
12. Renn, C.E., "Biodegradation of NTA Detergents in a wastewater Treatment System", *Journal WPCF*, vol. 46, pp. 2363-2371, 1974.
13. Stoveland, S. et al., "The Influence of NTA on Heavy Metal Transfer in the Activated Sludge Process", *Water Res.*, vol.13, pp. 1043-1054, 1979.
14. Shumate, K. S. et al., "NTA Removal by Activated Sludge-Field Study", *Journal WPCF*, vol. 42, pp. 631-640, 1970.
15. Bouveng, H. O. et al., "NTA in Sewage Treatment," *Vatten*, vol. 4, pp. 348-359, 1968.
16. Fusberg, C. and G. Lundquist, "Experimental Studies on Bacteria Degradation of Nitriloacetate", *Vatten*, vol. 4, pp. 265-277, 1967.
17. Gregor, C.D., "Solubilization of Lead in Lake and Reservoir Sediments by NTA", *Environ. Sci. & Techno.*, vol. 6, pp. 278-279, 1972.

生物處理法在工業廢水處理之應用

陳秋陽* 林景行**

一、前言

過去幾年來，生物處理法已經被發展成爲一種極具經濟效益的廢水處理方法，而用以解決變化多端的工業廢水問題。在實際應用上，必須考慮到工業廢水中所含污染物是否能被生物分解，或者能夠轉變爲生物可利用的物質。由於可被生物處理的廢水成分已經可由許多研究成果中加以確定，因此，最適當的生物處理程序就可以加以選擇和決定。不同的生物處理法在細節上有許多不同，例如電子接受者的特性（好氧、無氧或厭氧）、生物基質的型態（懸浮生長或附著生長）、水力特性（栓塞流或完全混合流）等等。在選擇不同的處理程序時，主要是基於廢水的特性和處理的目標而決定。

二、影響處理程序選擇的因子

影響生物處理程序選擇的主要因子是原廢水的特性與廢水處理所欲達到的目的或目標，其他如氣候狀況，處理廠位置、土地限制等條件也會影響處理程序的選擇，但在本文中並不加以討論。

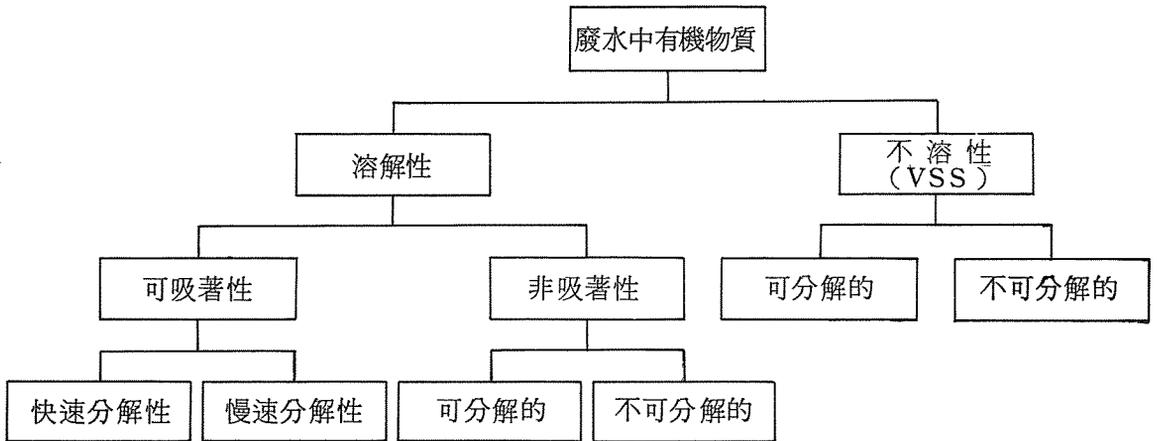
(一)廢水的特性

爲了便於不同處理程序的選擇，首先將有機物質根據生物處理的難易分成幾個不同的部分，一個可行的有機物質分類法如圖1所示。

不溶性有機物質在生物處理的過程中較容易被去除，因爲它們易被生物基質網除，而經由生物分解或者物理方式由廢水中分離出來。溶解性有機物質一般較不容易被去除，因爲這部分的有機物質有些並不能很快的被生物所利用。雖然如此，儘管有部分溶解性有機物質的生物分解速率很慢，但是却能被生物基質所吸著而去除，因此相對的仍屬容易被去除的有機物質。不能被吸著的溶解性有機物質，其中有部分可以靠細胞外酵素的活性作用而分解，其他不能被生物分解的部分，將會隨著放流水排出。

*國立中興大學環境工程學系教授

**國立中興大學土木工程研究所研究生



圖一 廢水中有機物質組成之特性分類

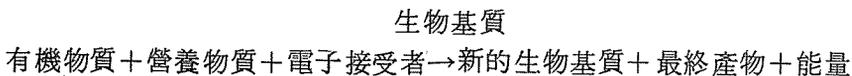
其他的廢水特性，諸如有機物的濃度、營養物質的含量、毒性物質、或者抑制性物質等，均與程序的選擇有關。

(二)處理的目的

廢水處理的目的在處理程序選擇上，亦扮演非常重要的角色。生物處理系統主要的處理目的乃在去除廢水中可被生物分解的有機物質，以達環保單位對放流水管制的要求程度，不同的處理程序對有機物質的去除可以達到不同的要求標準。其他的處理目的尚包括營養物質的去除、廢水毒性的減低、及非分解性有機物質的去除。

三、可行的生物處理程序

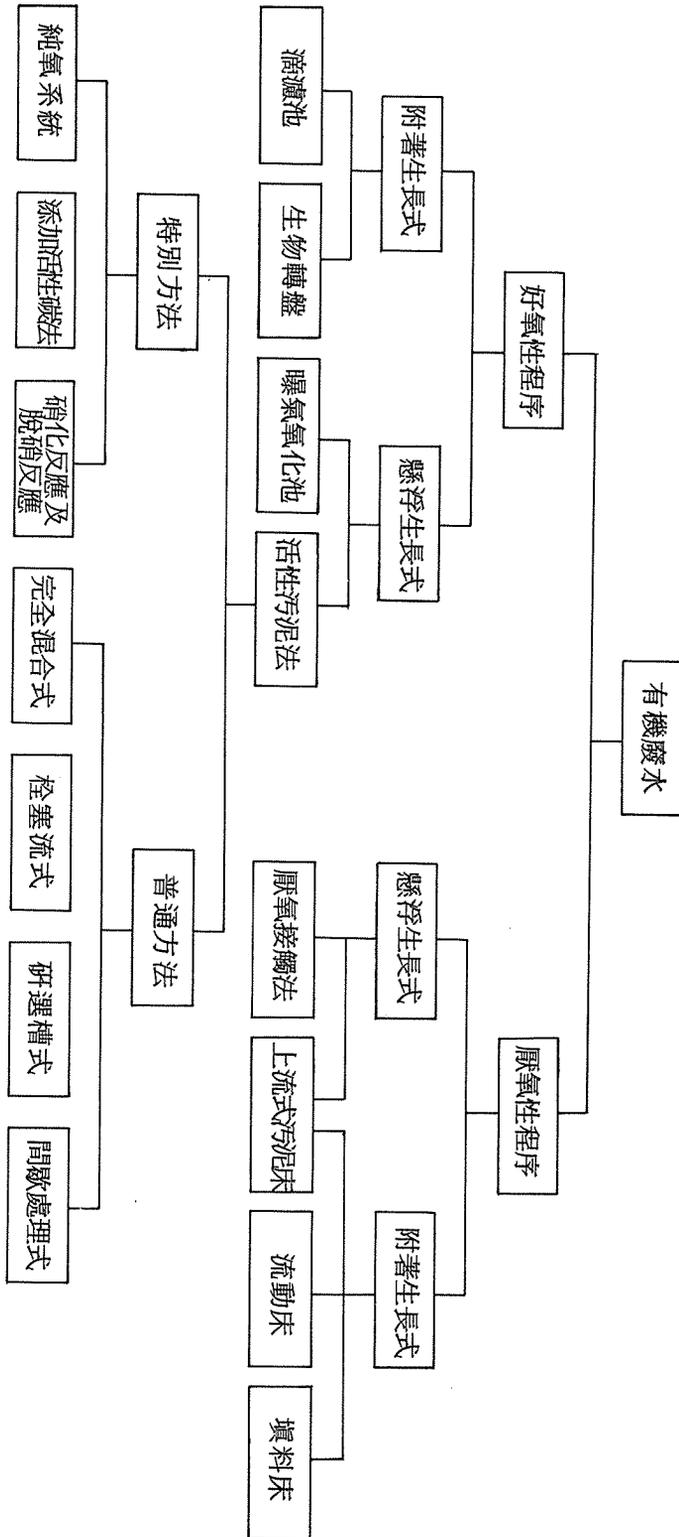
生物處理的基本原理在利用有機污染物質提供做為微生物生長和維持生命所需來源，可用下列簡單的式子來表示：



生物處理程序可依電子接受者的特性與系統的輪廓而加以分類，如圖二所示。

根據電子接受者的特性不同，所有的生物處理系統可以一般化的分類為好氧或厭氧兩部分，前者必須要有分子氧的存在作為電子接受者，後者則沒有分子氧的存在，而以碳或硫的某些型態當作電子接受者，至於無氧系統則利用氧化態的氮作為電子接受者，並將其轉變為氮氣。

好氧與厭氧兩種處理系統皆可以進一步的分類為附著生長系統與懸浮生長系統，常見的好氧附著生長系統如滴濾池和生物轉盤 (RBC)，好氧懸浮生長系統如曝氣氧化池和活性污泥法。活性污泥法因不同的水力操作方式，可再分為栓塞流式，完全混合式、間歇處理式、或研選槽式，至於較特殊者如純氧系統、添加粉末活性碳法 (PACT)、或者硝化反應/脫



圖二 生物處理程序之主要分類

硝反應系統。

厭氧處理亦可分為附著生長系統與懸浮生長系統，如圖二所示。懸浮生長系統有厭氧接觸法，類似於活性污泥法，只是系統內不用氧氣。厭氧附著生長系統包括流動床與填料床，而上流式厭氧污泥床 (UASB) 乃利用附著生長與懸浮生長混合系統的方式。

圖二表示一般可行的生物處理程序的主要型式，其他相關的如某些不同的附加程序、修正或程序的組合，均可考慮加以採用。程序組合的應用例如兩段式厭氧/好氧處理系統，而滴濾池/固體物接觸系統乃結合滴濾池與活性污泥法之操作方式。

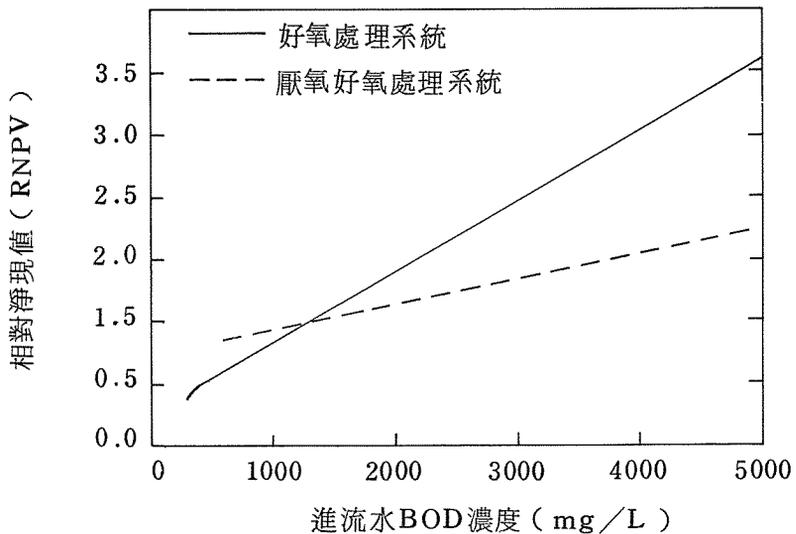
四、程序選擇基本考慮

當廢水特性和處理目的確立以後，工程師即可繼續進行處理程序的選擇工作，以下分別說明此步驟的基本考慮項目。

(一)好氧處理與厭氧處理

表一為好氧與厭氧處理程序的一般性比較，此兩程序主要的差異是由於微生物所使用的最終電子接受者不同。在好氧程序中，氧氣作為電子接受者，生長過程較有效率，雖然它會產生較多的污泥和能量需求，但是較不會產生臭味。厭氧程序對環境條件 (pH 值、溫度、毒性物質之衝擊) 較為敏感，並且需要較長的起動運轉時間。

厭氧程序尚有一個限制，即不能有效的達到很好的處理標準，例如環保單位所要求的放流水標準 (BOD 為 $30 \text{ mg} / \text{L}$) 或處理效率 (去除 90% BOD)。不過假設將厭氧程序當作是一個好氧程序的前處理步驟，用來處理高濃度的工業廢水，則非常具有經濟效益，圖三中的處理費用曲線說明了這個觀點。圖中以相對淨現值 (RNPV) 的方式，比較完全使用好氧處理系統與一個增加厭氧前處理的好氧程序來處理一模擬的高濃度廢水，其所需要費用之差異性。結果非常明顯，厭氧/好氧組合的系統具有較大的經濟效益，且與原始廢水的強度有關。



圖三 好氧處理系統與厭氧好氧處理系統之費用比較

由圖三中的例子可以看出，組合系統的經濟效益在進流水BOD 濃度為 $1,000\text{mg}/\ell$ 以上時開始增加，濃度愈高其差異性愈大，即組合系統愈有益，然濃度太低時，則單純以好氧系統處理較為有益。至於不同特性的工業廢水，其趨勢應與圖三相近，僅轉變點的基本濃度或有不同而已。

(二)懸浮生長與固定床反應槽

生物反應槽可分為懸浮生長和固定床兩種型式。在懸浮生長的反應槽中，生物分解反應乃由懸浮在反應槽液態中的生物基質所完成，在固定床反應槽中，生物基質則附著在反應槽內的固定介質上。

固定床反應槽與懸浮生長反應槽比較起來，其主要的優點是簡單且易於操作，所以對於偏遠或流量小的工業廢水處理非常理想。再者由於有高濃度的生物基質附著在固定介質的表面，使反應槽可以應付較高的單位容積負荷。所以假如有土地限制問題時，固定床型式是一個很好的選擇。此外由介質表面剝落的濃縮生物膜所產生的污泥非常穩定，可以很快的經由沈澱去除，尤其當採用懸浮生長反應槽而可能導致的污泥沈降問題（污泥鬆化）時，這一特點更顯得重要。實際操作結果亦顯示，固定床反應槽比懸浮生長反應槽較不易受突增負荷的影響。

固定床反應槽和懸浮生長反應槽比較起來，其主要缺點在操作上缺少彈性，不容易獲得更高的去除效率，並且對寒冷氣候狀況的敏感性頗高。固定床其他重要的缺點乃由於人們對該系統仍缺乏完全了解，因此在模擬和程序設計過程中不能如懸浮生長系統般的獲得肯定和精進。這個缺點有兩個重要的含意，第一，在很多例子中固定床反應槽常會設計不當，造成了過度或不足的設計。第二，它很難由一個桌上型實驗結果去估計原型廠的操作效果，尤其當廢水的性質無法由採樣得知時，此一缺點乃成爲其主要弱點。

由於固定床系統要獲得更高的去除效率是非常不合經濟的，所以這種系統通常被當作懸浮生長系統之前的一個初步處理過程。

(三)好氧懸浮生長系統

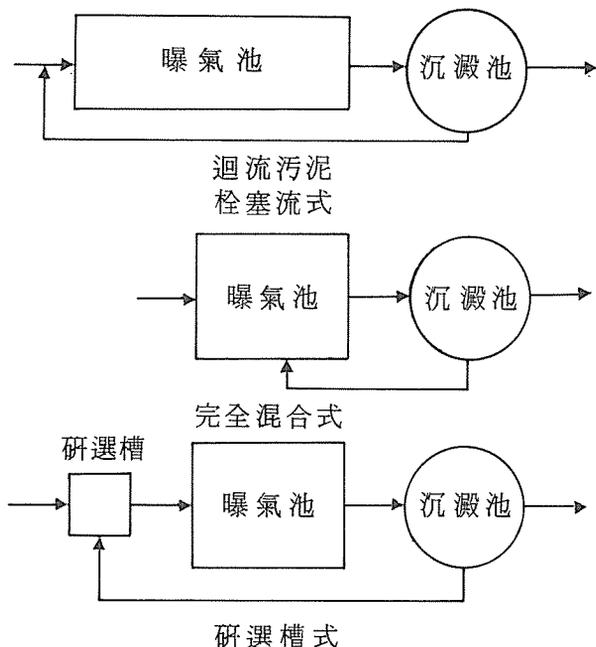
這是最常見的工業廢水生物處理系統，可依下列之廢水特性和處理需要分爲三個部份加以討論：

1. 可分解且無抑制性廢水
2. 部分非分解性或抑制性廢水。
3. 需要去氮的廢水。

1. 可分解且非抑制性廢水

若水中包含可分解有機物而沒有生物抑制性物質，可以採用各種活性污泥程序加以處理，其流程如圖四所示。不同活性污泥程序之選擇依據，乃由微生物分解溶解性有機物的速率與程度來決定，因爲溶解性與快速分解的有機物質常是絲狀菌的主要食物來源，自食品加工業、蒸餾業、製紙業，及某些合成纖維製造業等所排出的廢水均屬於這一類。

絲狀菌繁殖造成污泥鬆化現象的原因，是由於絲狀菌與膠羽菌微生物的不同生長速率所



圖四 活性污泥法處理工業廢水之基本型式

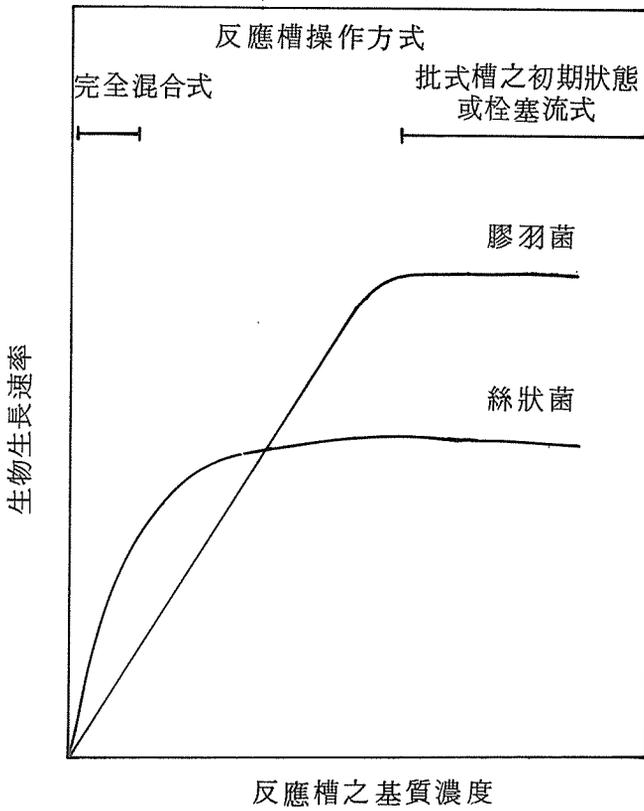
致，生長曲線如圖五所示。圖中顯示在低基質濃度時，絲狀菌會比膠羽菌生長更快，但在高濃度時則發生相反的現象。因此在一個完全混合的系統中，反應槽內基質濃度低時（應相當於放流水濃度），絲狀菌的生長佔優勢。爲了克服這個問題，處理系統必須設法使原廢水在較適合膠羽菌生長的狀態下與生物基質接觸，也就是說在較高的基質濃度環境中。這種狀態可以利用栓塞流的入口區域，或者批式處理之初期操作狀況來達成。在這種系統中，膠羽菌將成爲優勢的微生物，即使最終基質濃度已降低至絲狀菌較喜好的濃度範圍，但是大部分的基質均已被膠羽菌所耗盡。

要獲得偏好的微生物種類分布，可以採用研選槽處理方式。在研選槽中，可分解性的有機物質被膠羽菌快速吸著，因此阻斷絲狀菌的食物來源。當各類不同廢水之組成特性資料不十分充分時，對一個相當平衡的微生物生長培養環境，即膠羽菌與絲狀菌之相互關係，可吸著性有機物的去除率約須維持40—70%。圖六顯示可吸著性有機物與膠體負荷（mg 可吸著性BOD / g VSS）的關係，圖中提供研選槽設計的基礎。一般研選槽設計在15分鐘的停留時間下操作，在大部分的實例中，此停留時間足以使吸著作用接近完全。

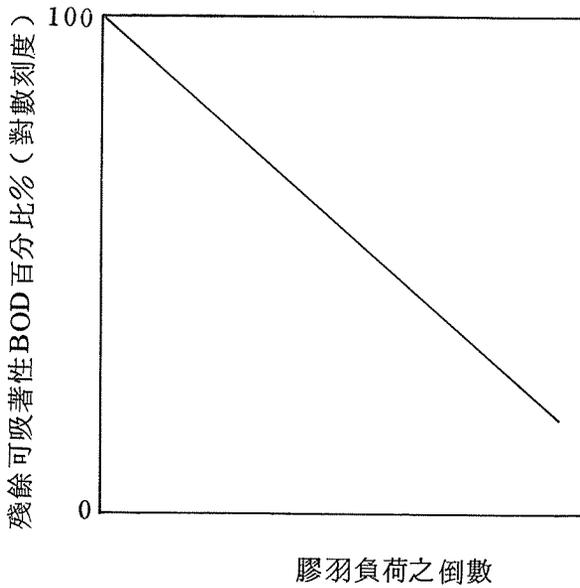
2. 部分非分解性或抑制性廢水

廢水中若含有生物不能分解的部分或者對生物處理呈現抑制性物質時，可以利用物理吸附與生物處理方式結合操作。在過去十年中在活性污泥反應槽中添加粉狀活性碳，使反應槽成爲PACT 系統已經做過甚多研究，不論是小型試驗或全廠操作。這些研究顯示，PACT 反應槽比傳統的系統具有更多的優點。

PACT 系統比起傳統式的活性污泥反應槽，其主要優點之一就是它具有降低放流水中不可被生物分解有機質負荷的能力，典型實例如表 2. 所示。一個完全模擬實廠操作的控制槽



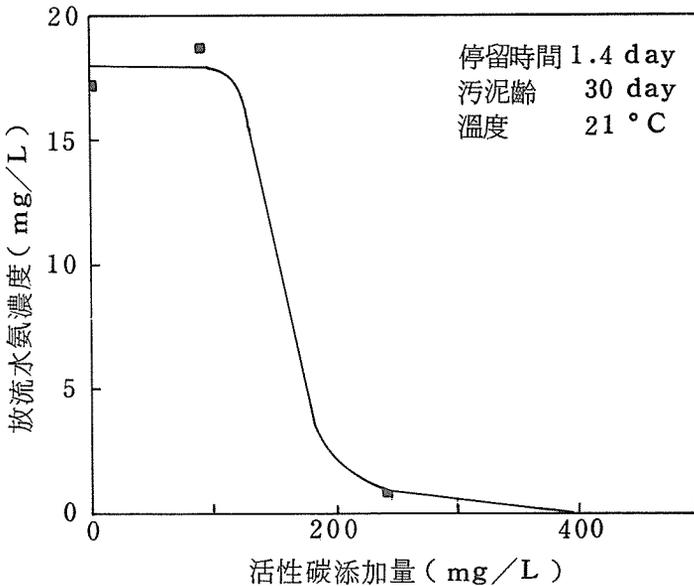
圖五 生物生長速率與基質濃度及反應槽型式之關係



圖六 溶解性可分解廢水之生物吸著關係

，用來處理製葯廢水，廢水平均BOD 濃度為5,734 mg /L，平均COD 濃度為10,207 mg /L。處理之後，BOD 濃度降為57 mg /L，COD 濃度降為1,992mg /L。另一個完全相同的反應槽加入1,500 mg /L 粉狀活性碳作為比較，可以將進流水的BOD 濃度降低到相同的程度（43mg /L），而將COD 濃度降低至1,000 mg /L 以下，所增加的COD 去除部分是由於非分解性有機物被吸附去除。表二中強調PACT 反應槽的另一項優點，乃是增進污泥的沈降性。如表中所示，在完全相同的操作條件下，控制反應槽的污泥容積指數（SVI）為157 ML /g，而PACT 反應槽的SVI 值為65ML /g。

PACT處理程序另一重要的特點為具有吸附某些工業廢水中存在的生物抑制物質之能力，因此可減輕生物抑制作用的影響。舉例來說，硝化菌甚易受到不同工業廢水中有機物質的抑制，即使在甚低濃度下亦會受到影響。然在PACT處理系統中，活性碳的吸附作用可以消除這種抑制作用，因此可以促進硝化作用之進行。為了說明這個觀點，五個完全相同的活性污泥反應槽加入不同劑量的活性碳，其放流水的氨氮濃度如圖七所示。反應槽操作的條件使得抑制作用不會發生，且所有反應槽均能產生硝化作用。然而，正如圖中顯示，僅在活性碳添加量超過200 mg /L 的反應槽才能獲得完全的硝化作用。



圖七 活性碳添加量與放流水氨濃度之關係

若是必須去除廢水中的特定污染物（Priority Pollutants），則PACT 處理系統亦非常有效。如圖三中所示，PACT 反應槽顯示對特定污染物去除比活性污泥法更佳，PACT 系統最顯著的優點乃可去除如二硝基甲苯（dinitrotoluene）、二硝基酚（dinitrophenol）、硝基酚（nitrophenol）、與二氯酚（dichlorophenol）等物質。

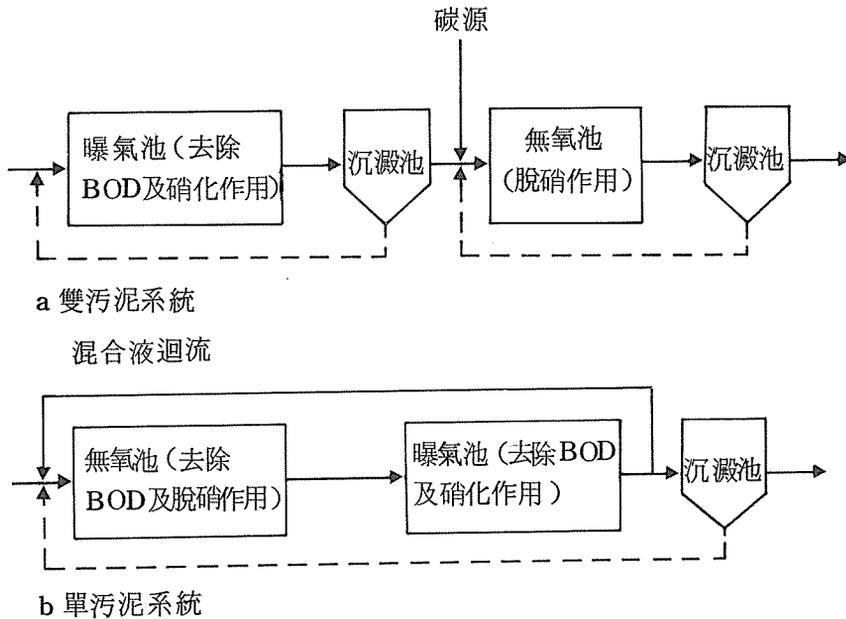
3.需要去氮的廢水

廢水中若有含氮的物質，在系統設計上有時必須考慮加以去除。大部分的實例中，原廢水中的氮常以有機氮或氨氮型態存在，而放流水的管制則可能限制氨氮或總氮的排放濃度。

首先，生物處理系統可以以設計來達到硝化反應，使所有的氮化合物轉變成硝酸鹽 (NO_3^-) 的型式。一般來說，祇要固體物停留時間 (SRT) 能超過某一臨界值，任何型式的活性污泥系統均可達成硝化作用。所謂臨界值與廢水的特性與操作的溫度有關。

利用兩段式系統去除 BOD 及進行硝化反應可應用於某些工業廢水處理廠，這種系統的主要優點在防止硝化菌遭受在第一段 BOD 去除反應槽中所可能發生的突增負荷、毒性物質、或生物抑制性物質的影響。

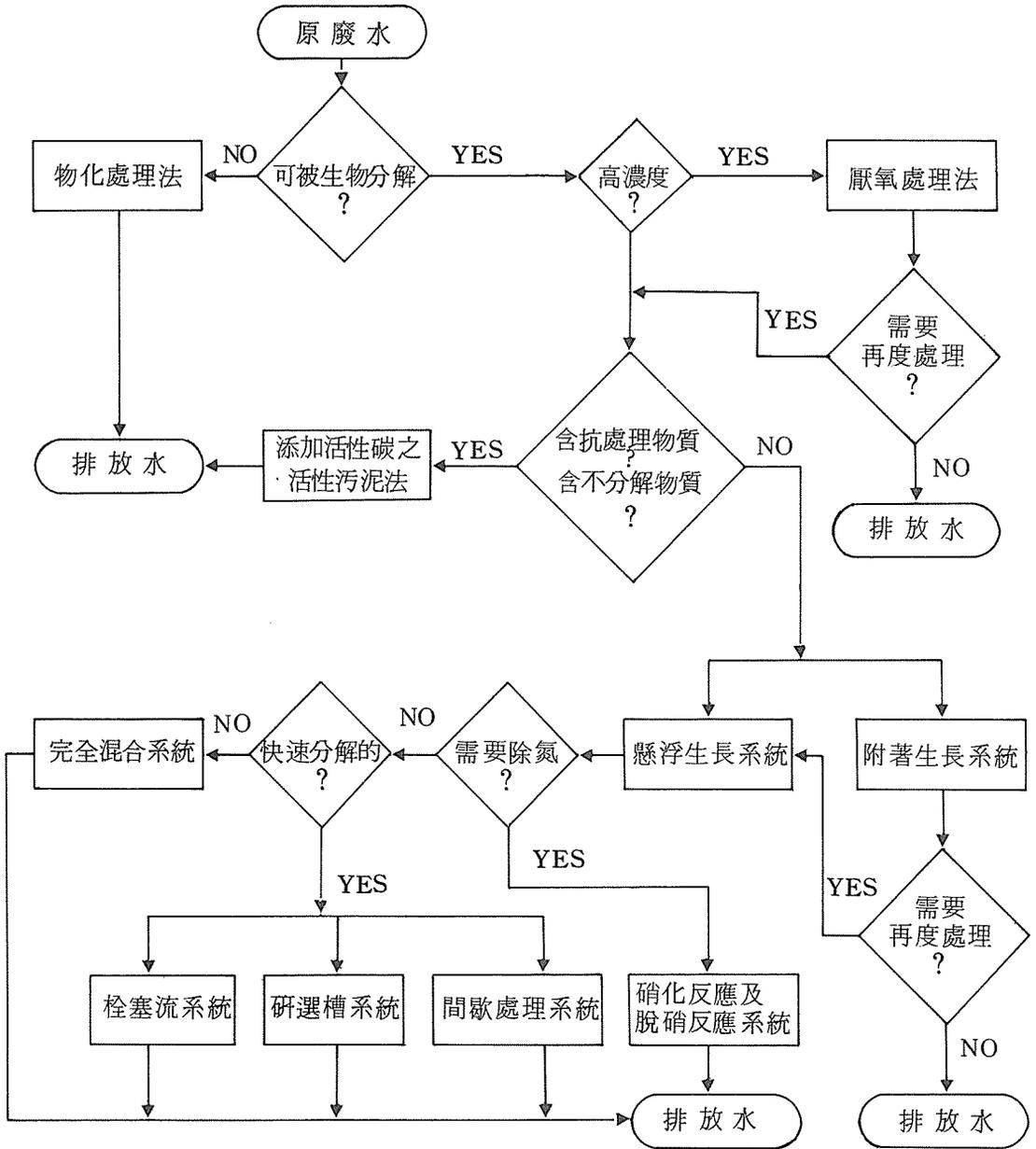
將已硝化的廢水藉由脫硝作用，可完全將氮加以去除，對工業廢水的處理可採用下列兩個基本型式中之任一個，如圖八 a 所示的雙污泥系統，或者如圖八 b 所示的單污泥系統，後者包括有混合液的迴流系統，目前已有許多此系統的修正型式發展出來。單污泥系統比雙污泥系統具有更多的經濟效益，因為它僅使用一個沉澱池，無需外添碳源、降低中和所需的化學葯劑、及減低溶氧需要量等。



圖八 總氮去除系統之可行方式

五、結 語

本文詳細討論選擇生物方法處理工業廢水時需要加以考慮的各項條件，研選步驟的簡化流程如圖九所示。當然，實際應用時情況可能要更為複雜，然而本文確已提供基本原則，可以協助工程師獲得較為合理化的設計選擇，以處理複雜多變化的工業廢水，並達成各種不同處理目標的要求。



圖九 研選生物處理系統之簡化流程

註：本文譯自 " Process Selection Criteria for the Biological Treatment of Industrial Wastewater "

作者爲 W.W. Eckenfelder , Y. Argaman , 與 E. Miller ,
原文刊於 Environmental Progress , Vol. 8 , No.1 , pp 40—45
(Fed. , 1989)

表一 厭氧處理與好氧處理之比較

處 理 參 數	厭 氧 處 理	好 氧 處 理
能量消耗	低	高
處理程度	中等 (60—90%)	高 (95% 以上)
污泥產量	低	高
程序穩定度 (對毒物與負荷改變之 忍受能力)	低至中等	中等至高
起動運轉時間	2—4 月	2—4 週
營養劑之需求	低	對某些工業廢水頗高
臭味	可能有臭味問題	較少臭味問題
鹼度之需求	對某些工業廢水頗高	低
氣體產量	有 (可供反應槽加溫 之用)	無

表二 添加粉狀活性碳對活性污泥系統操作之影響

操 作 參 數	進 流 水	控 制 槽	PACT槽
活性碳添加量 (mg/L)		0	1,500
水力停留時間 (day)		16.7	16.8
污泥停留時間 (day)		50	50
生物量MLSS (mg/L)		2,430	6070
生物量MLVSS (mg/L)		2,054	5,388
碳 MLSS (mg/L)		—	3,196
COD 濃度 (mg/L)	10,207	1,992	920
COD 去除率 (%)		80	91
BOD 濃度 (mg/L)	5,734	57	43
BOD 去除率 (%)		99	99
TOC 濃度 (mg/L)	3,281	565	192
TOC 去除率 (%)		83	94
污泥容積指數 SVI (mL/g)		157	65

表三 PACT系統與活性污泥系統對特定污染物去除之比較

特 定 污 染 物	進流水濃度 (mg/L)	去 除 率 (%)	
		活性污泥系統	PACT系統
苯 (Benzene)	81	98.5	99.6
氯 苯 (Chlorobenzene)	3,660	99.1	99.8
氯 乙 烷 (Chloroethane)	667	99.8	>99.9
三 氯 甲 烷 (Chloroform)	72	96.7	96.9
氯 甲 烷 (Methyl Chloride)	138	98.5	>99.7
四 氯 乙 烯 (Tetrachloroethylene)	33	>99.5	>99.5
二 氯 苯 (1,2) (1,2-Dichlorobenzene)	18	90.6	>99
二 硝 基 甲 苯 (2,4) (2,4-Dinitrotoluene)	1,000	31	90
二 硝 基 甲 苯 (2,6) (2,6-Dinitrotoluene)	1,100	14	95
硝 基 苯 (Nitrobenzene)	330	94.5	>99.9
三 氯 苯 (1,2,4) (1,2,4-Trichlorobenzene)	210	99.9	>99.9
二 氯 酚 (2,4) (2,4-Dichlorophenol)	19	0	93
二 硝 基 酚 (2,4) (2,4-Dinitrophenol)	140	39	>99
硝 基 酚 (4) (4-Nitrophenol)	1,100	25	97

生物技術與污染防治(一)

固定化微生物在廢水處理上之應用

江 晃 榮*

一、前 言

近年來有關固定化酵素 (immobilized enzyme)及固定化微生物細胞 (immobilized microbial cells) 的研究非常蓬勃，已成為近代生物技術 (Biotechnology) 重要一環，固定化技術應用在實際工業生產亦有許多例子，如表 1 所示。

固定化酵素及固定化菌體在化學工業、醫藥及食品工業方面均已商業化，使得生產成本大為降低，生產過程並能達到自動化、省力化、產率亦大大提高。但是固定化技術在廢水處理方面的研究尚處於萌芽階段，應用實例尚少，但卻被認為是一項具有潛力的重要技術。歐美、日本等國家已積極進行各項研究開發計畫，如日本建設省所擬定的「Bio-focus WT計畫」以及通產省的「產官學廢水處理計畫」，均將微生物固定化技術列為重要項目之一，顯然這項研究在國外已成為熱門課題。

二、微生物固定化技術與廢水處理

截至目前為止，固定化微生物在廢水處理方面的應用實例並不多，重要的研究項目列如表 2

廢水生物處理所常用的活性污泥法，事實上亦是一種固定化微生物的應用，亦即利用具有凝聚性質的微生物聚成凝塊，再將廢水中的有機物進行生物氧化，產生二氧化碳、水及其他簡單化合物，可以說是一種天然的固定化微生物，但只有與凝塊親和性大的微生物才能發揮分解功效。活性污泥中的微生物相隨著廢水組成而異，而某些具分解廢水有機物能力但卻無法與凝塊相結合的微生物就會隨著活性污泥反應器的處理水而流出。固定化技術最大優點就是能減少這類微生物的流失。

*日本京都大學部衛生工學教室博士後研究

表 1 固定化酵素、菌體工業化實例

種類	酵素 (菌體)	固定化法	產物	開始工業化
固定化酵素	aminacylase	DEAE-Sephadex 離子結合	L-amino acid	1969 年
	aspartase	Duolite A7 物理結合	L-aspartic acid	1973 年
	glucoisomerase	DEAE-cellulose 離子結合	果糖	1973 年
	lactase	醋酸纖維截留法	低乳糖牛乳	1977 年
	penicillian acylase	Sephadex 共價結合	6-amino penicillamic acid	1973 年
	aspartase (E. Coli)	K-Carrageenan 截留法	L-aspartic acid	1973 年
固定化菌體	glucoisomerase (B. Coagulans)	菌體懸浮液以 glutaraldehyde 架橋	果糖	1973 年
	fumarase (Brevo ammoniagenes)	K-Carrageenan 膠體截留	L-malic acid	1974 年
	L-asparticacid decarboxylase (Pseud documhae)	K-Carrageenan 膠體截留	L-aspartic acid	1982 年
	酒精生產酵素 (酵母)	海藻酸鈣截留	酒精	1984 年

固定化技術能將具有優良處理能力的微生物，調成高濃度菌體包接在膠體粒子中，在分解廢水有機物過程中亦保持菌體於高濃度狀態，固定化技術與傳統固著型法不同，固著型法係利用砂或其他接觸材料吸著微生物菌體，以提高菌體濃度，兩者比較如表 3 所示。

表2 固定化微生物在廢水處理研究

菌種	固定化材料	實驗概要	備註
Alcaligenes sp. Bacillus firmus	Carrageenan	固定化脫氮菌 活性檢討	
Scenedesmus quadricauda	Carrageenan	固定化藻類除 氮磷	半連續培養
Nitrobacter agilis	Carrageenan	硝化反應之研究	
脫氮菌	Carrageenan Sodium alginate 光硬化樹脂(ENTG-3800)	廢水之脫氮	
Methanosarcina agilis	sodium alginate	甲烷發酵	
活性污泥	agar及acrylanide (雙重固定化)	廢水處理機能之檢 討	
Pseudomonas putida	Polyacrylamide	酚分解能力檢討	中間工廠設置
活性污泥	PVA-冷凍法	廢水處理機能之 檢討	
酚分解菌	PVA-硼酸法	酚廢水處理機能 之檢討	
硝化菌脫氮菌	光硬化樹脂	固定化後活性變 化之探討	
Micrococcus denitrificans	液體膜	100 ppm NO ₃ 或 NO ₃ 之還原	
Pseudomonas denitrificans	sodium alginate	脫氮	半衰期30天
PVA 分解菌	粒狀活性炭	PVA 分解及活性 持續探討	
厭氣性甲烷菌	多孔性ceramics	800-2,600mg/l COD 去除 63-89%	已工業化
Alkaligenes sp.	Carrageenan	脫氮反應擔體比 較實驗	菌濃度10 ¹⁰ 個以上

表 3 固定化微生物法與固著型法之比較

項目	固定微生物	固著型微生物(傳統法)
固定化型態	 微生物	 砂 微生物
微生物之固定	可任意控制不同微生物種類及數量	自然吸附
增 殖	膠體粒子內部	砂表面

固定化微生物膠體粒子中之菌體濃度可以任意改變調整，固著型微生物係將菌體自然吸附在砂粒等微小粒子表面，無法經由人為控制吸著量。兩者最大差別在於固定化微生物係利用酵素進行分解，而固著型微生物主要利用細菌之增殖反應。

由表 2 可得知，固定化微生物應用在廢水處理方面，主要使用的微生物種類相當多，有活性污泥厭氣性細菌、硝化菌、脫氮菌、難分解性物質分解菌、重金屬蓄積菌等特殊細菌，處理對象除了有有機物的分解外，特別對於去除氮、磷、PCA 及酚等難分解性或具毒性物質，以及鎘等重金屬，範圍非常廣。此外，對於環境污染物質濃度偵測控制的生物感測器 (biosensor) 的應用，如 BOD、氨等物質快速測定法等均是固定化菌體在環境污染方面重要研究項目。

三、微生物固定化法：

微生物菌體固定化方法，大致上與酵素固定化法相同 (圖 1) 可分為(1)擔體結合法 (利用不溶於水的擔體與微生物結合的方法) 包括①物理吸附法：以活性炭、多孔性玻璃等不溶於水擔體將微生物菌體行物理性吸附②離子結合法：利用不溶於水擔體上的離子交換基與微生物行離子結合的固定化法③共價結合法：不溶性擔體與微生物菌體形成共價鏈結合的固定化方法。(2)架橋法：將具有二個以上官能基的試藥和微生物行架橋結合。(3)截留法：微生物菌體包在高分子膠質微細格子中或半通透性高分子膜中，又區分為①格子法：微生物菌體截留在膠質格子中，基質及反應物、產物等均能自由進出而菌體固定在格子中無法自由進出。②微膠囊法：利用具半通透性的高分子膜包覆微生物菌體的方法。

微生物固定化所使用的擔體材料種類相當多，如 alginate, carrageenan, agar, polyacrylamide等，但所用擔體若是容易受到微生物分解，其分解產物則會造成新的環境污染，這類固定化擔體使用後的處理法可考慮用厭氣消化法或作為肥、飼料。又如

polyacrylamide等化學合成物質，在自然環境中極為安定，不易受微生物分解，在使用之後亦必須有適當處理法才行。因此，廢水處理用固定化微生物擔體的選擇與其他工業用途者不同，一般而言，用在廢水處理的固定化擔體條件如表 4 所示。

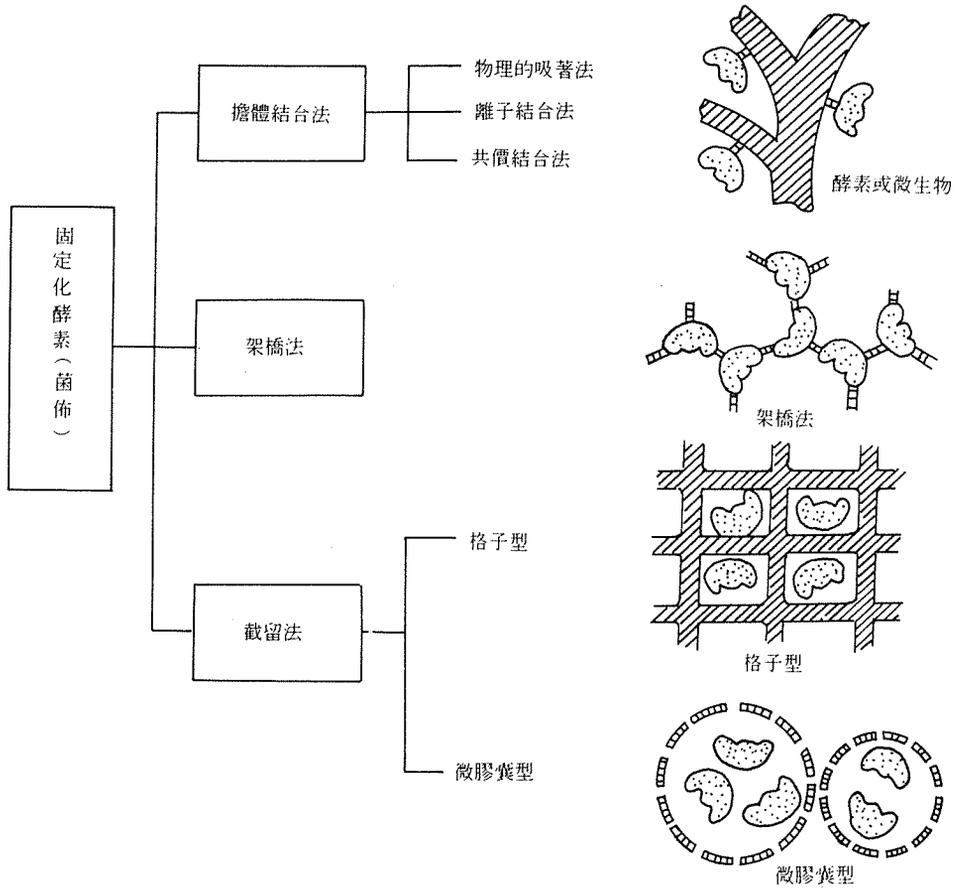


圖 1 微生物(酵素)固定化法

表 4 固定化微生物擔體的條件

1. 價格便宜
2. 調製容易
3. 沉降分離性良好
4. 不易破碎
5. 對生物沒毒性
6. 有效係數在 1 附近或比 1 大
7. 具有易於溶解，能再度固定特性

固定化微生物生物反應器(bioreactor)亦有各種不同形態，如管狀充填式，浮動床式，攪拌槽式等。選擇適當的反應器非常重要，主要目的在於將反應器內固定化微生物保持於高濃度狀態，能高效率，持續的處理廢水。(圖 2)

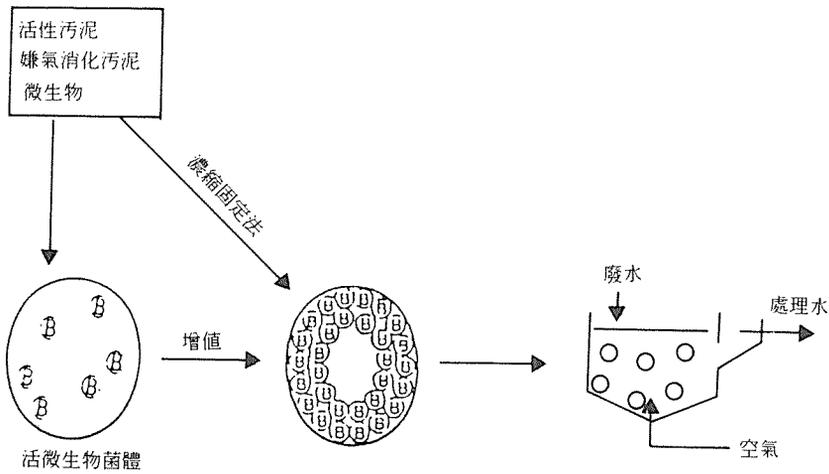


圖 2 固定化微生物之利用

四、生物處理上的應用及注意事項

一般而言，生態系中生物種類愈多，環境適應能力愈強，生態系也較為安定。廢水生物處理亦是屬於自然生態系。以生物技術法分離具特殊分解機能的純菌，再經由微生

物育種技術提高分解效能，這類菌種添加在活性污泥或厭氣消化系統中，由於其比生長速率極慢，而且純菌系統通常比混合菌生態系統較不安定，若是與活性污泥中的原生物等之增殖無法調和時，其分解機能便無法發揮，所以在複雜環境下如何保持純菌良好分解能力，是一項必須要探討的課題。

利用固定化微生物技術處理廢水之優缺點列如下：

優點1.容易與廢水處理液分離

- 2.依不同廢水成份可改變固定化微生物種類。
- 3.菌體可保持高濃度。
- 4.菌體較不易流失。
- 5.藉著防止氧氣擴散，很容易保持厭氣狀態。
- 6.易由控制毒性基質的擴散來防止基質的抑制現象。

缺點1.擔體內微生物菌種老化後無法再生處理。

- 2.好氣性菌種只在表面生長增殖。
- 3.擔體內原生動物無法生存，對整體淨化機能可能有各種不同程度的影響。
- 4.對活性已衰退的固定化微生物再生方法的技術及設備仍欠缺。
- 5.使用後的固定化微生物尚無適當處理法。

4.2 固定化微生物技術實際應用到廢水處理時必須注意下列幾項問題：

1.固定化微生物浮游性物質(SS)的去除

固定化技術係將生物菌體固定包接在膠體之中，因此固定化微生物、固定化活性污泥或厭氣消化污泥之處理性能與基質通過膠體的速率有關。通透性能良好的基質容易受代謝分解，通透性能差的高分子基質，其SS無法代謝分解，所以對SS較少的廢水，應用固定化技術最為適合，對於SS較多的廢水則應先將SS分解去除，然後再應用固定化技術，可得較好結果。若應用僅含有可溶性基質的廢水時，部份固定化微生物細胞會懸浮於膠體外，因此處理水難免會有混濁現象發生。

實際操作運轉時最好在固定化膠體外面仍保持一部份活性污泥凝塊，這種情況下，長時間曝氣活性污泥便能達到低負荷、高濃度操作的目標。

2.固定化膠體內微生物濃度

固定化膠質內微生物的增殖常會受到膠質內氧氣及基質透過濃度的支配，由於膠質內微生物的增殖濃度有一定上限，若想利用高濃度活性污泥法或厭氣消化法等強制性高菌體濃度技術時，必須開發出經濟、實用污泥濃縮法，以便能與固定化技術相配合。

由於固定化膠體內微生物濃度正確測定及評估法目前尚未確定，因此一般均將固定化膠體內的微生物保存在一定的高濃度下操作，並將固定化前供試微生物的乾重當作固定化膠體內微生物濃度。傳統活性污泥法的設計、運轉管理及最適控制所適用的動力學

等便無法應用，必須另外研究並確立能精確測定及評鑑膠體內微生物的方法才行。

3.反應槽的攪拌混合及氧氣供應

固定化生物反應器操作時的攪拌混合，對於擔體粒子幾乎不會造成任何磨損與破壞，但是在攪拌混合十分均勻的反應槽中擔體粒子很容易沉澱而造成短路現象，這一點必須特別留意。

固定化活性污泥法在實際操作時，為了保持高濃度活性污泥，必須比傳統法供應更多氧氣，因此必須利用效率高、成本低的曝氣裝置才合乎經濟原則。反應槽中溶氧值降低的話，固定化活性污泥擔體內好氣菌的增殖僅限於表面，為了使菌體在膠體內部也能生長，反應槽內溶氧濃度非明顯增大不可。為了讓擔體粒子內的基質與氧氣能順利進出擔體粒子直徑不宜太大，並設定在最適條件下操作。

當基質負荷量太低或是有特殊基質流入的情況時，固定化活性污泥擔體粒子表面會附著一些特殊微生物，如 Geotrichum 或其他易形成皮膜的附著細菌，Geotrichum在粒子表面附著、生長、產生毛狀物，將會使得膠體粒子變輕，當毛狀生物菌體受到物理性切斷，細胞破片浮游於水中時，也會造成處理水的混濁。此情況發生時，只要控制曝氣時間長短，使好氣及厭氣狀態交互進行，即能將此類細菌抑制。

4.固定化材料的成本與固定化微生物的安定性

利用固定化技術處理廢水時，關鍵性課題之一是能否供應成本低、易於大量生產、安定性良好、性質強固的固定化材料。

表 5 為使用PVA(Polyvinyl alcohol) - 硼酸法為固定化材料的成本分析例。

表 5 活性污泥 1 公斤(乾重)固定化時所需PVA ·H₃BO₃ 之成本

藥品名	用量	單價	成本
PVA	2.22公斤	120 元/公斤	231 元
H ₃ BO ₃	1.56公斤	120 元/公斤	218 元
			計 449 元

以PVA-硼酸法固定菌體處理廢水的結果列如表 6、表 7。將活性污泥用PVA-硼酸固定化之後，在實驗室進行運轉操作，持續二年，發現固定化粒子仍極為堅固，活性污泥的濃度一直保持在三萬ppm左右。PVA-硼酸固定化材料很便宜，像這類材料的研究開發是今後主要項目之一。

表 6 PVA-H₃ BO₃ 法固定化活性污泥處理廢水結果(一)

項 目	流 入 原 水	處 理 水	去 除 率
TOC	104 mg/l	5.1 mg/l	95.1%
NH ₄ -N	3.0 mg/l	16.0 mg/l	41.7%
NO ₃ -N	0.8 mg/l	0.38 mg/l	
T-N	30.9 mg/l	18.0 mg/l	
TKN	30.1 mg/l	17.6 mg/l	
pH	7.05 mg/l	7.7 mg/l	
鹼度	50.0 mg/l	105 mg/l	
透視度	—	>30 cm	
SS	—	5.0 mg/l	

操作條件：Q_s = 15升/天 VAT = 1.0升 dt = 1.6 小時
 溫度 = 20.5°C PVA 粒子濕重量 = 352克
 TOC-容積負荷 = 1.56公斤 TOC/立方米·天
 過剩污泥產生速度 = 0.79公克 MLSS/天

表 7 PVA- H₃ BO₃ 法固定化活性污泥處理廢水結果(二)

項 目	流 入 原 水	處 理 水	去 除 率
TOC	92.1 mg/l	5.0 mg/l	94.6%
NH ₄ -N	2.8 mg/l	7.0 mg/l	35.5%
NO ₃ -N	0.8 mg/l	12.0 mg/l	
T-N	31.3 mg/l	20.2 mg/l	
TKN	30.5 mg/l	8.2 mg/l	
pH	7.10 mg/l	7.95 mg/l	
鹼度	50.0 mg/l	61.9 mg/l	
透視度	—	>30 cm	
SS	—	4.2 mg/l	

操作條件：Q_s = 5.2升/天 VAT = 0.6升 dt = 2.77小時
 溫度 = 20.5°C
 TOC-容積負荷 = 0.798公斤 TOC/立方米·天
 過剩污泥產生速度 = 0.161克 MLSS/天

通常大都市或工廠的廢水處理場所生的活性污泥量均極大，需要大量的固定化材料，所以，材料費亦是一筆龐大支出。但是由於固定化之後處理能力可以增加，建造及維護費等均會明顯降低，再加上固定化操作是以年為單位期操作，所以平均計算的話，每天所花費的固定材料費就相當少了。當然，整體技術關鍵在於固定化活性污泥粒子的生命，也就是粒子強度及安定性期間的長短，這些都是將來研究的重點。

五、結 語

固定化技術在廢水處理方面的應用是屬於環境生物技術(Environmental Biotechnology)的一環。我國早已將生物技術列為科技發展重點項目之一，但將生物技術應用在污染防治方面研究人員並不多，而我國在生物技術及環境工程領域均有相當優秀人才，如何結合這兩方面的研究人員共同致力於解決國內各項環保問題應是今後我國生物技術發展重要方向之一。

參考資料

1. 橋本獎：バイオテクノロジー-活用の高機能型活性污泥法，技報堂出版社，1989。
2. 橋本獎：生物處理技術の微生物固定化技術の問題點，水質汚濁研究19(11),p7-11,1986.
3. 角野立夫等，包括固定化微生物を用い廢水處理技術，用水 廢水，27⑩,p-52-57, 1985。
4. 須藤隆一，微生物固定化法による排水處理，産業用水調査會，1989。
5. J. M. Sidwick and R. S. Holdom, Biotechnology of Waste Treatment and Exploitation, Ellis Horwood, Limited, 1987。

喜氣生物處理適用性評估技術

鄒文源* 張蕙蘭** 劉有清***

一、前 言

在廢水處理工程中，生物處理是一項重要的前處理或二級處理程序，由於生物處理兼俱經濟、可靠、實用等優點，因此以生物處理法來處理有機污染物是最佳的選擇。但是由於微生物的特異及敏感性，工業廢水在選用生物處理法之前，實驗室評估仍屬必要，否則徒然浪費金錢，而放流水仍無法達到放流標準，因此利用一套簡便的評估方法，迅速判斷廢水是否適合生物處理是非常需要的。

生物處理法可分為喜氣(aerobic)及厭氣(anaerobic)處理，厭氣處理雖有很多好處，如省能源、污泥產量少及可承受高負荷等，但由於發展的歷史尚短，以致還不能被大多數人接受，而且也並非所有的廢水均適合厭氣處理，故至今對於有機性的廢水仍以喜氣處理法為主。

喜氣生物處理的作用極為複雜，但可依圖1簡單表示，即有機污染成份經由微生物的作用，轉化成二氧化碳及水達到去除BOD 淨化水質的目的。

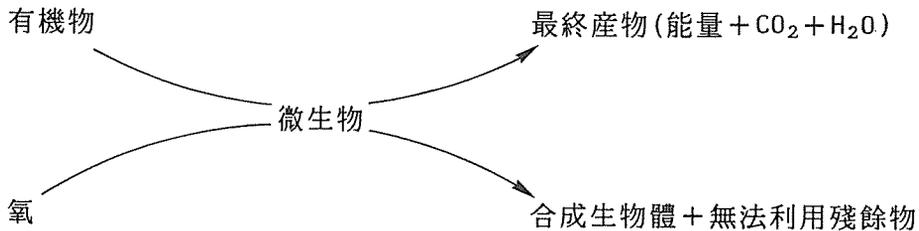


圖1 喜氣生物處理示意圖

一般工廠的廢水成份都相當複雜，由生物處理適用性的觀點廢水中的有機污染成份可以分成四類(1)(2)，如圖2：

*工研院化工所副研究員

**工研院化工所助理研究員

***工研院化工所技術員

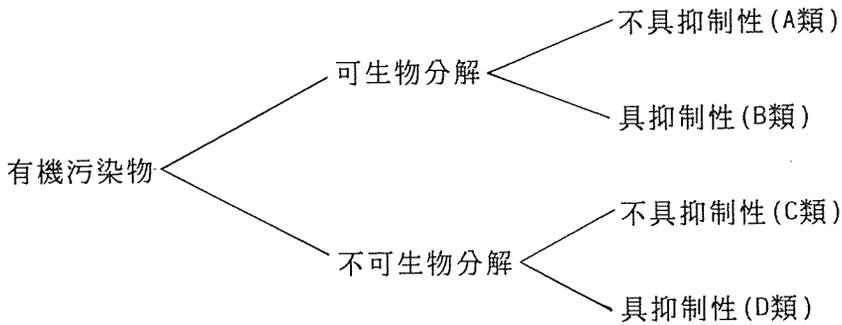


圖2 廢水中有機污染成份分類

基於經濟及時效的理由，我們不可能一一去分析廢水中所有的污染組成，只能以簡易的方法去測驗廢水的整體特性，從而判斷水中污染物主要是屬於那一類，決定是否採用生物處理法。一般而言，若水中污染物主要為A、B、C類組成，都可經由適當的流程設計之後，採用生物處理法，有效的去除（降低）廢水的COD、BOD。但是，若水中D類物質濃度偏高，則除非能由其它物理化學處理法，先行去除該類物質（或降低其濃度至低於抑制範圍），才可能使生物處理法奏效。

評估工業廢水是否適合喜氣生物處理的方法，主要是測定基質的分解速率及最後分解的結果來做判斷，化工所經多年之研究發展了一套評估方法，其中包括比攝氧率測定(3)(4)(5)，電解呼吸儀測定(6)(7)(8)、分解性試驗(9)、分解動力學試驗(10)、毒性試驗及連續馴養試驗等，其中除電解呼吸儀之測定因儀器價格昂貴，一般公司、工廠很少擁有，故不在本文介紹外，其它各種測定方法及數據之研判將在本文中詳細解說，祈能對工業界及水處理業界有所助益。

二、喜氣生物處理適用性評估方法

圖3是工業廢水喜氣生物處理適用性的評估流程，經評估後，可供判斷是否進行可行性研究或需先做適當之前處理改善，以下各節將分別詳述各階段之評估方法及結果研判。

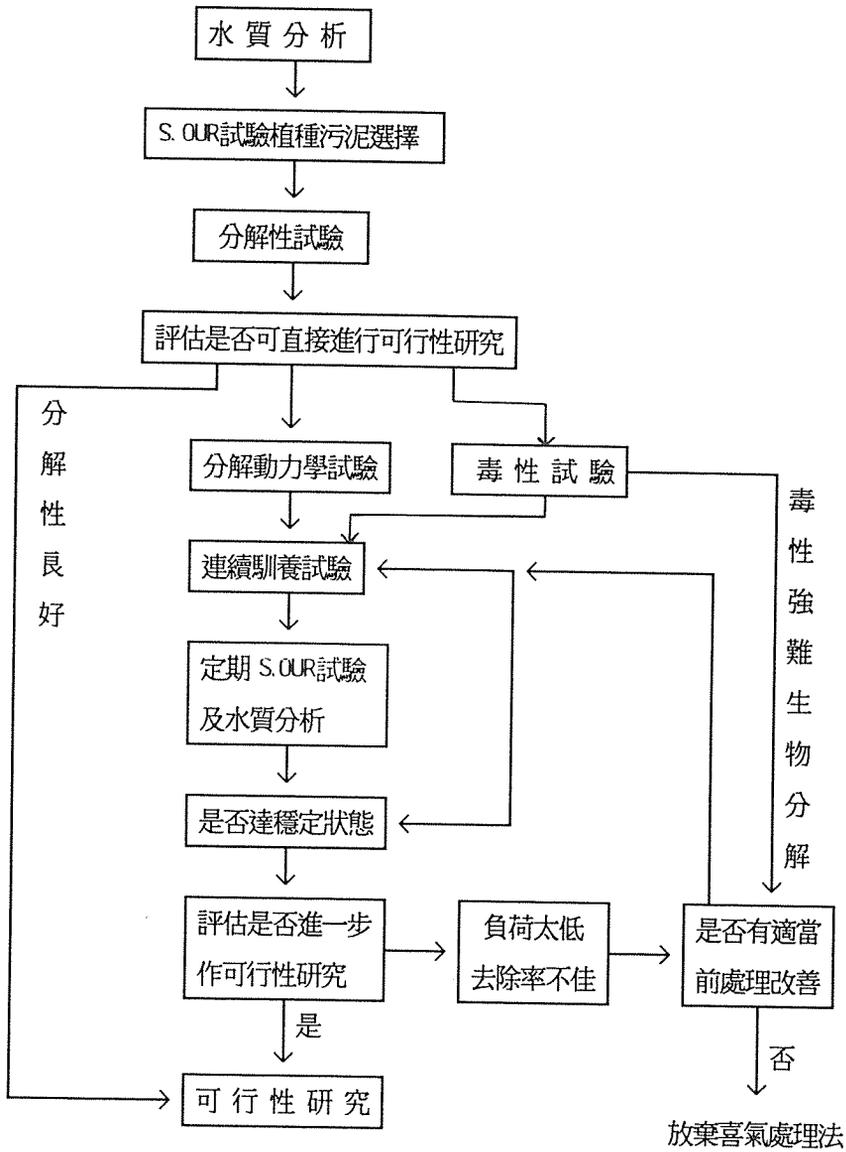


圖 3 喜氣生物處理適用性評估流程

2.1 水質分析

工業廢水在採用生物處理法之前，如果能先調查國內外文獻，是否有類似廢水之處理經驗可供參考，可縮短試驗之時間，如果沒有則必需按步進行評估試驗。水質分析通常需要測定COD、BOD、N、P、Fe、pH及SS等，由BOD比COD之比值可做為最初步的判斷是否適合生物處理，通常比值在0.5 以上時，採用生物處理的可行性就相當高，若比值小

於0.2 時，則必需進行完整的評估，才能決定是否適合採用生物處理法。測定總N及總P及Fe的目的在瞭解廢水本身營養是否足夠，如不足時必需經計算之後適量添加，在喜氣的情況，根據現有文獻報告，BOD:N:P:Fe維持在100:5:1:0.5 是最適合微生物生長的條件。而pH調整及去除懸浮固體物也是進行下一階段評估之前的重要步驟。

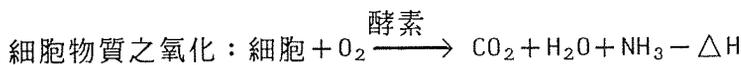
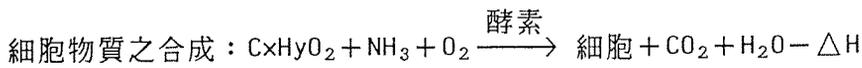
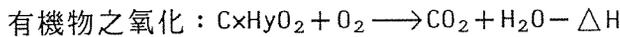
為了使後續的評估工作進行順利，利用製程的資料及儀器分析，對廢水的主成份進行鑑定工作也是一個值得考慮的程序。尤其是針對一些含毒性之鹵化有機物或重金屬之廢水，此項分析工作將有助於吾人對後續實驗數據的研判。

2.2 比攝氧率之測定

由於喜氣生物處理適用性評估過程中，比攝氧率之測定分析可提供豐富的資料，包括植種污泥的選擇、鑑定廢水對微生物的抑制效應及藉以控制反應槽的操作及判斷是否已達到穩定狀態。故本節將詳細解說比攝氧率的測定方法。

2.2.1 原理

就微生物之生化反應理論，喜氣微生物利用氧分子作為電子接受者，進行基質代謝，使有機污染物氧化成穩定的無機物質，如CO₂、H₂O、NO₃⁻² 等及產生新的菌體(Bio-mass)，其反應以經驗公式表示如下：



由於各代謝反應中，氧分子被直接利用而消失，故O₂之消耗表示基質的分解速度及整個生化反應的狀況。根據以上的公式顯示，在喜氣生物系統中，生物所需的總氧量可分為1.基質分解2.細胞合成及細胞維護3.細胞的分解等，若以數學方式表示，則：攝氧量(Oxygen Uptake, OU) mg O₂/L = a × Sm + b × MLVSS × t/1000

a : 分解1mg基質所需要的氧氣量(mgO₂/g VSS)

b : 單位時間中，每g細胞(vss)自我分解(內呼吸作用Endogenous Respiration)所消耗之氧量(mgO₂/g.VSS.hr)

MLVSS : 揮發性懸浮固體物質濃度(mg VSS/L)

Sm : 基質分解量(mg/L)

t : 實驗時間(hr)

攝氧率及比攝氧率之定義如下：

攝氧率(Oxygen Uptake Rate, OUR) = OU/t ($mgO_2/L \cdot hr$)

比攝氧率(Specific OUR, S.OUR) = $OUR/MLVSS$ ($mgO_2/gVSS \cdot hr$)

2.2.2 儀器設備

比攝氧率測定使用之儀器設備如圖4所示，包括：

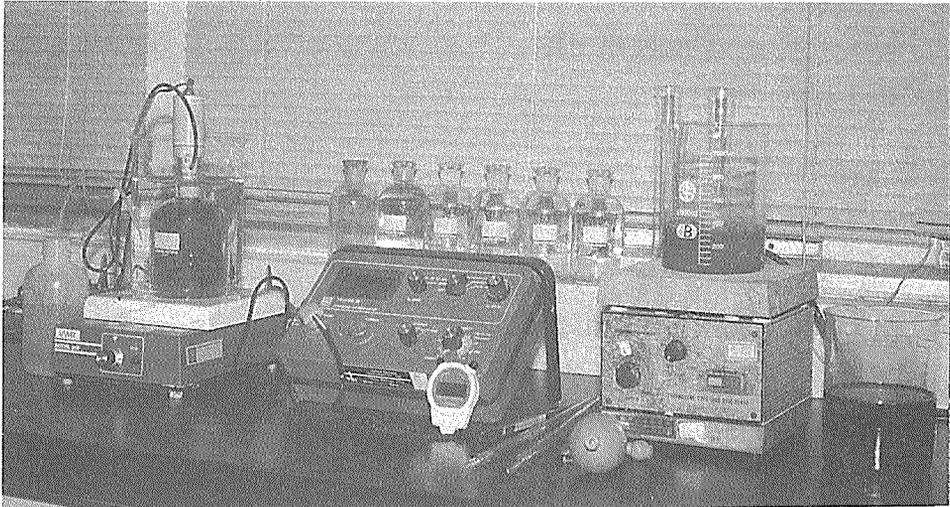


圖4 比攝氧率測定儀器設備

- (1) D.O meter
- (2) D.O 瓶 (300ml)
- (3) 馬錶
- (4) 吸管，量筒
- (5) 恆溫槽 (25°C)
- (6) 曝氣機
- (7) 攪拌設備 (若電極不附攪拌裝置時)
- (8) pH 測定計
- (9) 烘箱 (SS測定用103°C)
- (10) 高溫爐 (VSS測定用550°C)

2.2.3 試劑

- (1) 磷酸鹽緩衝溶液(pH 7.2)：取8.50g KH_2PO_4 ，21.75g K_2HPO_4 ，33.40g $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 和17.0g NH_4Cl 溶於水，稀釋至1L。所得溶液pH為7.2。
- (2) 硫酸鎂溶液(2.25%)：取22.5g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 溶於水，加水至1L。
- (3) 氯化鐵溶液(0.025%)：取0.25g $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 溶於水，加水至1L。
- (4) 氯化鈣溶液(2.75%)：取27.5g無水 CaCl_2 溶於水，加水至1L。
- (5) 洗滌、稀釋水：取上述磷酸鹽緩衝溶液、硫酸鎂溶液、氯化鐵溶液及氯化鈣溶液各1ml，用含飽和氧之蒸餾水配成1L裝入有棉塞的玻璃瓶，在25℃保存。
- (6) 基質：a. 工業廢水，依測試條件適當稀釋。
b. 人工廢水，以葡萄糖配製。
- (7) 測試污泥：測試前準備。

2.2.4 測試前預備

- (1) 預備恆溫水槽控制水溫在25℃。
- (2) 調整基質pH至中性。
- (3) 清洗BOD瓶，應清洗乾淨，以防附著氣泡。
- (4) 檢查及校正 D.O meter，若數值顯示不穩定時，應更換電極之薄膜後再校正。
- (5) 測量活性污泥之濃度（應知污泥大概的濃度）。
- (6) 清洗活性污泥，洗滌方法如圖 5。

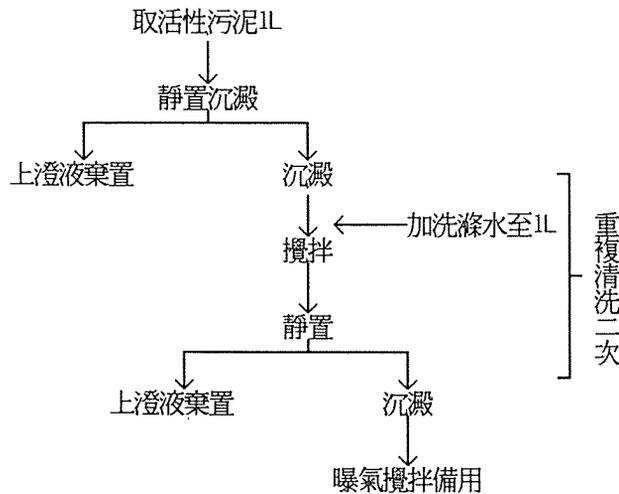


圖 5 比攝氧率測試用污泥清洗步驟

2.2.5 測定步驟

比攝氧率之測定步驟如圖 6 所示，吾人可以將原廢水預先稀釋成不同COD 濃度，以分別測定在不同COD 濃度之下的比攝氧率，以求取完整的分解動力學曲線。每一次實驗，均需做一次空白試驗以供計算污泥的內呼吸攝氧量，空白試驗也是循相同的實驗步驟，只是不加入基質（廢水），故結果即代表污泥的內呼吸速率。

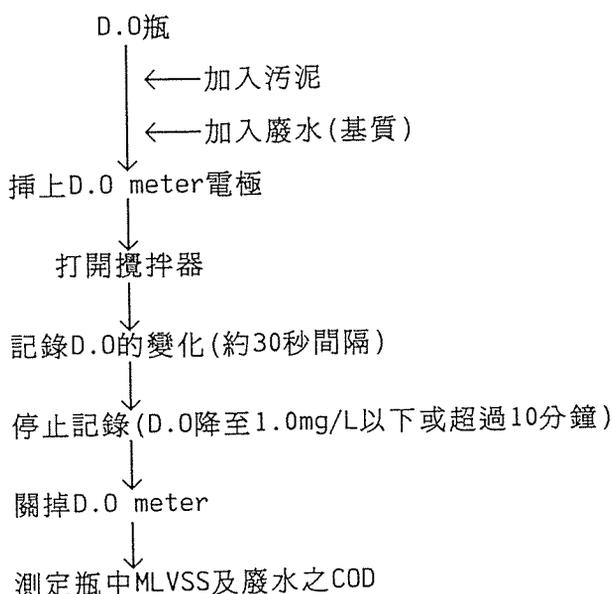


圖 6 比攝氧率測定步驟

註：(1)若起始D.O.下降太快，可將混合液先行曝氣數分鐘再測。

(2)若D.O. 下降太快，可將污泥量減少後再測。

(3)測定期間D.O.的變化儘量控制在2 mg/L以上。

2.2.6 S₀OUR的基本假設

(1)測試污泥經淘洗後性質不變。

(2)測試期間污泥沒有增殖及性質不變（如膠羽被攪碎後的污泥性質仍維持不變）。

(2)內呼吸速率(Blank的S₀OUR)為一定，不管是否存有基質。

2.2.7 數據的計算

(1)將測得的D.O.變化值繪於方格紙的縱座標，時間(t)變化值繪於橫座標，然後迴歸直

- 線，求出斜率，即為攝氧率(OUR)，單位 $\text{mgO}_2/\text{L}\cdot\text{min}$ (如例題所示)。
- (2)通常攝氧率(OUR)使用的單位為小時，故乘以60分，單位為 $\text{mgO}_2/\text{L}\cdot\text{hr}$ 。
 - (3)換算成比攝氧率(S.OUR)：將OUR值除以瓶內的MLVSS(gVSS)，單位為 $\text{mgO}_2/\text{gVSS}\cdot\text{hr}$ 。
 - (4)此項比攝氧率再扣除空白試驗得到的污泥內呼吸攝氧率，即為該污泥在測試的COD濃度下，因分解基質而消耗氧的速率。

註：(a)D.O測定時，前2分鐘，因電極尚未平衡，數據誤差大，故通常不用。

(b)D.O降至1.0以下，電極讀值誤差較大，數據也不用。

(c)直線迴歸如果沒有工程型電算機時，可用目測迴歸，其斜率計算如下例所示。

比攝氧率計算例：

比攝氧率測定結果繪於格紙上，如圖7。

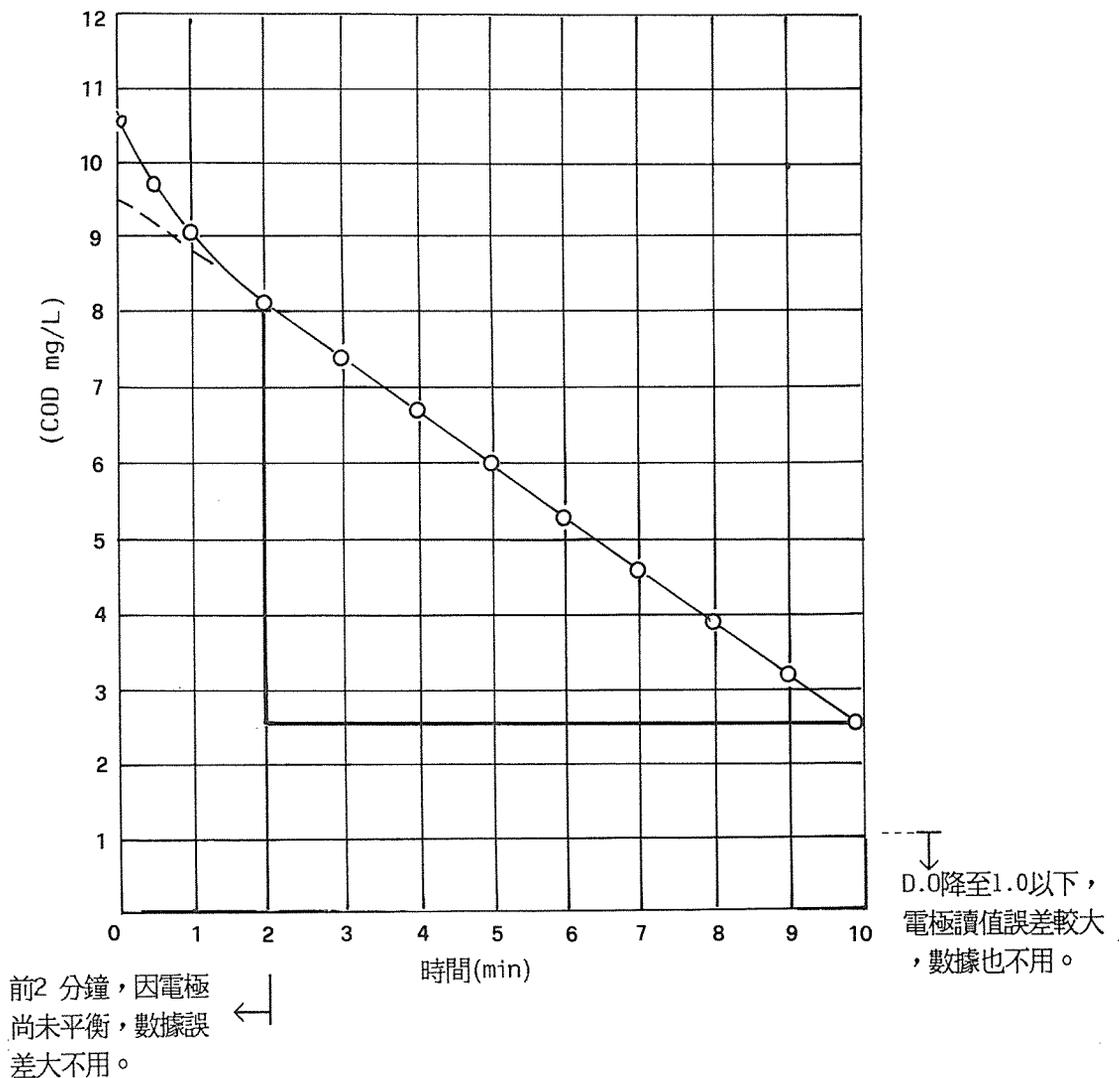


圖7 比攝氧率測定結果的圖形

$$\text{OUR} = \text{斜率} = \frac{8.0\text{mg/L} - 2.3\text{mg/L}}{10\text{min} - 2.0\text{min}} = 0.712\text{mg/L}\cdot\text{min} \text{ 或 } 42.7\text{mg/L}\cdot\text{hr}$$

若MLVSS為1000mg/L(或1g/L)

$$\text{則S.OUR} = \frac{42.7\text{mg/L}\cdot\text{hr}}{1\text{g/L}} = 42.7\text{mgO}_2/\text{g vss}\cdot\text{hr}$$

2.3 利用比攝氧率選擇植種污泥

由於每種工業所排放的廢水特性及成份相差很多，而各種不同微生物的適應性變化很大，故如能在進行喜氣生物處理適用性評估之前，先篩選，對要評估的廢水較適應的活性污泥用來當植種污泥，則勢必可以縮短污泥的馴養時間，甚至提高適用性評估的成功率，此結果可以做為未來廢水處理實廠污泥來源之依據。一般而言，若能找到附近有製程相似的工廠，運轉中的活性污泥場生物污泥來植種是最恰當的。否則選用工業區污水處理場或都市污水處理場的污泥，也是不錯的污泥源，因為這些廢水處理的廢水成份複雜，對不同有機物的適應性也強。若同時有多種污泥可供選擇時，利用比攝氧率來做個定量的測試是最有效的方法。

圖8是說明利用不同濃度的廢水來測定各種污泥的比攝氧率可能的情形，測定廢水用三種不同濃度COD，分別為50、100、200 mg/L即可，由測定結果，可以很明確的挑選活性最高的污泥來當植種污泥源。

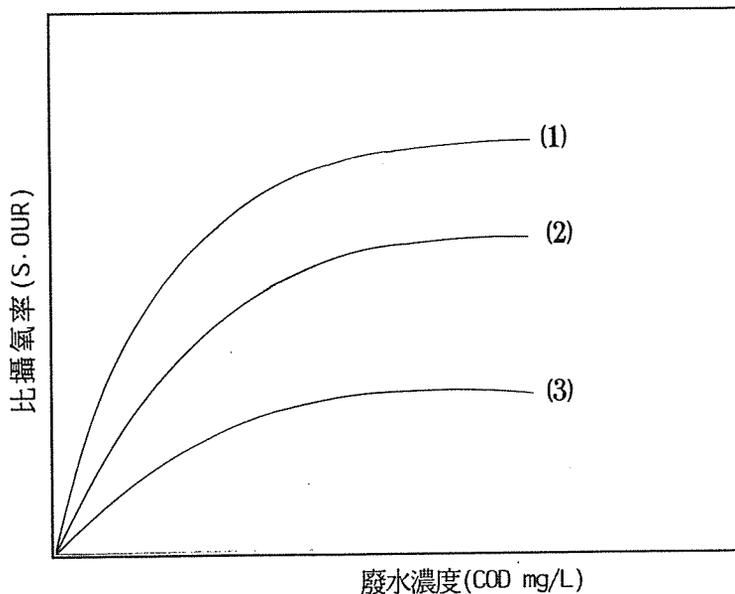


圖8 不同污泥比攝氧率測定結果

2.4 分解性試驗

分解性試驗，為直接測定基質的分解情形，依分解速率的快慢及最後殘存的廢水濃度，可供判斷廢水是否適合喜氣生物處理。

2.4.1 儀器設備：（如圖9）

- (1)燒杯(2000ml)
- (2)量筒、吸管
- (3)恆溫箱(25°C)
- (4)pH meter
- (5)曝氣機
- (6)攪拌器
- (7)COD分析儀

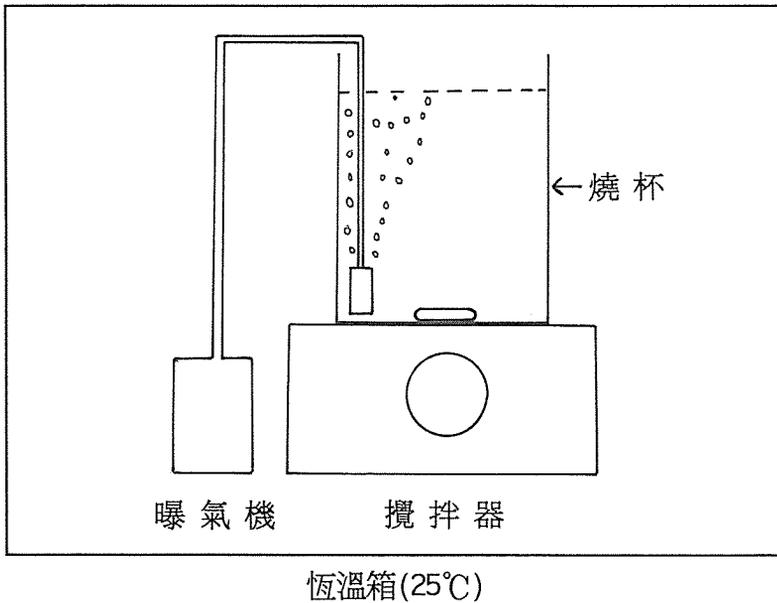


圖9 分解性試驗裝置

2.4.2 試劑

- (1)活性污泥：依2.3 植種污泥選擇法，選取活性良好的污泥。

(2)工業廢水：將廢水稀釋至250~450mg/l，並調整至7.6左右。

2.4.3 測定步驟：(如圖 1 0)

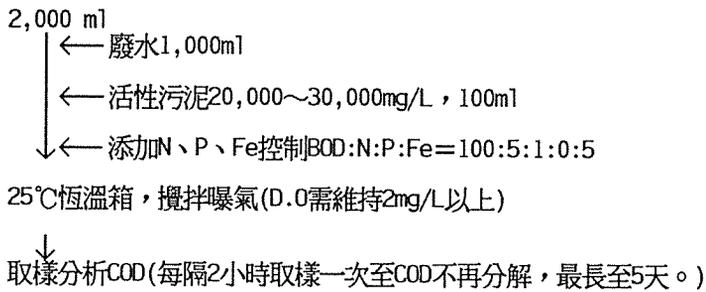


圖 1 0 分解性試驗測定步驟

※另做一個以100ml蒸餾水代替污泥的空白試驗。

做空白試驗的目的，是為了瞭解廢水中是否含有揮發性污染物可以先予以曝氣後揮發掉，而非經喜氣微生物的作用分解去除，故實際的生物去除量為喜氣生物去除量減曝氣去除量。

2.4.4 結果研判

分解性試驗的結果，依其反應速率的快慢可能會有三種情形，如圖 1 1 所示。

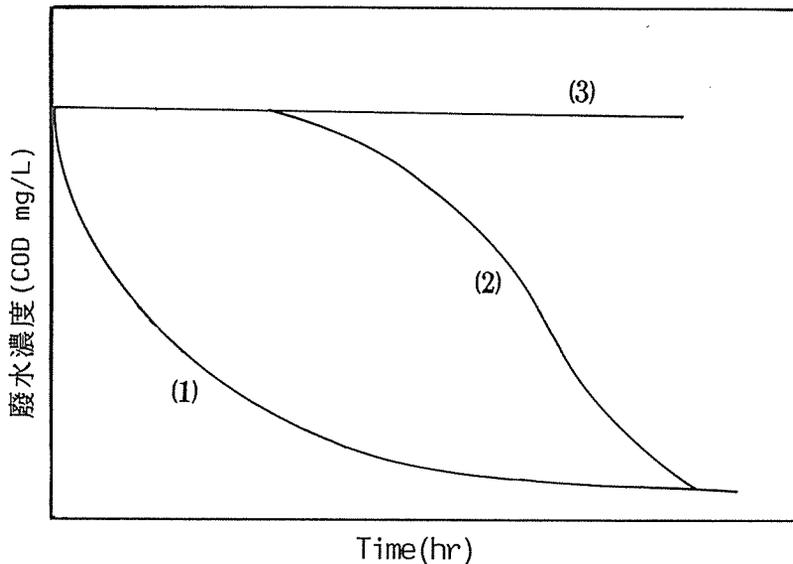


圖 1 1 基質分解性試驗

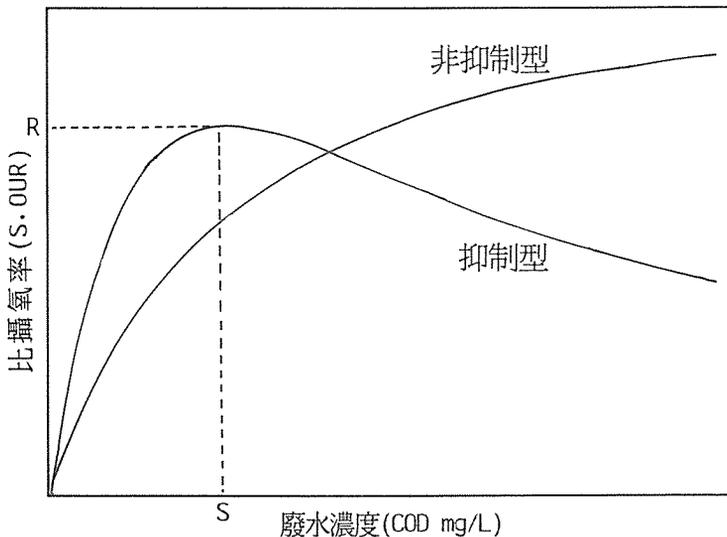
曲線(1) 顯示廢水沒有抑制性成份，當廢水濃度高時反應速率較快，濃度降低後則反應速率變慢，此種型態的廢水最適合生物處理，如分解到最後的BOD 濃度乘上稀釋倍數可達到放流標準時，則此廢水不必經連續馴養試驗，即可直接進行可行性之研究。曲線(2) 顯示此種廢水可能含有抑制性物質，微生物需經一段適應期之後才可進行分解，且初期反應較慢，當廢水濃度降至適當程度後反應速率即增快。曲線(3) 顯示廢水無法生物分解，可能的原因有二：a.廢水的成份微生物無法代謝分解。b.廢水中含有毒性較強的抑制性物質，影響微生物分解有機物。第一種原因廢水當然不能採用生物處理法，如果是第二種原因，並不表示此種廢水不能採用生物處理法，而是廢水需先經一段前處理，去除抑制性物質後才可採用生物處理，或者也有可能微生物需經一段較長時間的馴養後才能進行分解。

當分解性試驗結果為曲線(1) 時，在進入下一階段評估之前，應先進行分解動力學試驗，以確定廢水的抑制性、抑制強度與濃度的關係，以便控制連續馴養實驗時的實驗條件。

若分解性試驗結果為曲線(2) 時，則降低濃度重複本實驗，同時進行廢水的毒性試驗。

2.5 生物分解動力學試驗

廢水分解試驗如發現有抑制情形，需進行分解動力學試驗，即測定不同廢水濃度(COD或BOD)與比攝氧率的關係，測定方法同2.2 比攝氧率的測定，結果如圖 1 2 所示，通常測定的廢水濃度COD由50至4000mg/L，由測定結果，除可確定廢水是抑制型(Inhibition Model)或非抑制性型(Non-Inhibition Model) 外，同時可顯示喜氣生物處理反應槽所能承受的最高濃度。對於抑制性的廢水，在進行連續馴養時，需維持反應槽COD濃度在尖峰值(S_{inn})以下，以避免微生物受到抑制。



2.6 毒性試驗

分解性試驗結果如分解率很差只有10%以下時，需進行毒性試驗，即利用固定的葡萄糖基質，添加不同濃度的廢水，測定比攝氧率的變化，結果可供判斷廢水到底是生物不可分解或是具有毒性抑制物質，並可求得抑制物濃度與抑制性強弱的關係。

2.6.1 儀器設備：同比攝氧率測定。

2.6.2 試劑：

1. 活性污泥：依比攝氧率測定法污泥清洗步驟洗滌，並控制MLVSS 20000至30,000mg/L。
2. 葡萄糖溶液：COD 2,000mg/L並加入N、P、Fe。
3. 工業廢水：COD 50mg/L至抑制濃度。

2.6.3 測定步驟：（如圖 1 3）

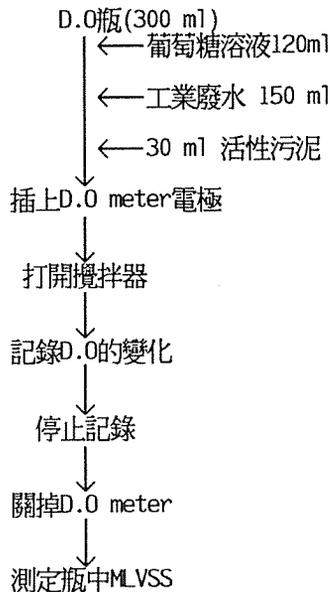


圖 1 3 毒性試驗測定步驟

2.6.4 結果研判

分別添加不同濃度的工業廢水，測定其比攝氧率的變化，結果可能如圖 1 4 所示。

曲線(1) 顯示所添加的各種濃度的工業廢水均不會影響S.OUR，表示此廢水不含毒性物質，只是生物無法分解，故需進一步進行較長時間的馴養試驗，以確定生物是否可分解。曲線(2) 顯示工業廢水在某濃度範圍內沒有毒性，故S.OUR不受影響，但超過某濃度後，即出現抑制現象，S.OUR顯著下降。如在非抑制濃度範圍內配合添加葡萄糖的分解試驗，其COD 如可分解時表示此種廢水單獨處理時，生物無法分解，但如能跟其它都市污水或無毒性的廢水混合降低毒性濃度後則可處理。曲線(3) 顯示此種廢水毒性很強，在很低的濃度下就會抑制生物反應，除非有適當的前處理可去除毒性物質，否則不適合採用生物處理法。

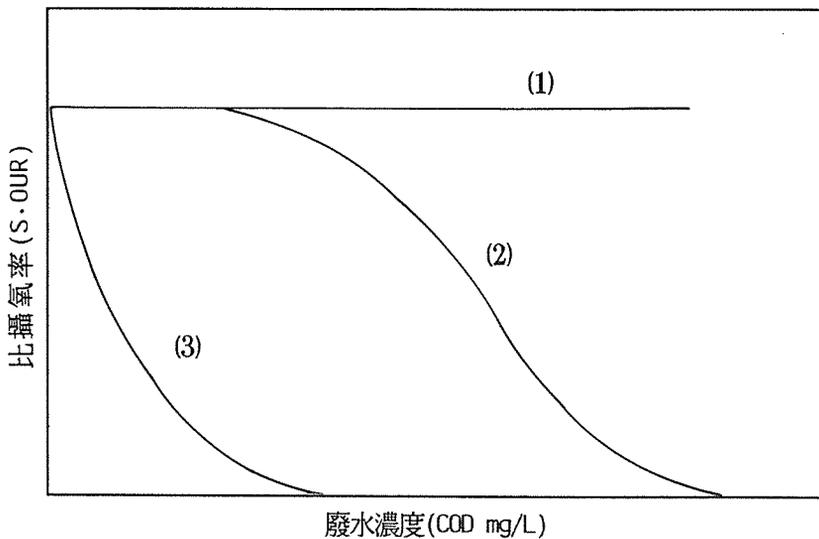


圖 1 4 毒性試驗 S OUR 測定結果

2.7 連續馴養試驗

進行連續馴養的原因有二，其一為經分解性試驗，基質(COD或BOD)分解效果不佳，可能是植種污泥無法很快適應廢水所致。其二為廢水中含有抑制性物質，雖然在短期的分解試驗可分解，但懷疑如經長期操作後，可能會有毒性累積而造成抑制作用。

實驗方法可採用5~10公升的反應槽，如圖 1 5，添加活性污泥，控制MLVSS約2000至3000mg/L，並需供給足夠的曝氣，使槽內D.O維持在2mg/L以上，並能充分的攪拌混合，馴養初期進流廢水控制生物負荷(F/M)在0.1~0.2kgCOD/kg VSS.day 以下，俟處理至穩定後再逐步提高負荷。廢水進流的方式可採用連續進流及批式進流兩種操作方式，至於需採用何種方式進料是依已有的實驗設備及馴養的目的而定。連續進流是24小時維持

一定的進流速率，進流水進入反應槽後馬上混合並被分解，故反應槽內的濃度，均維持在低濃度。

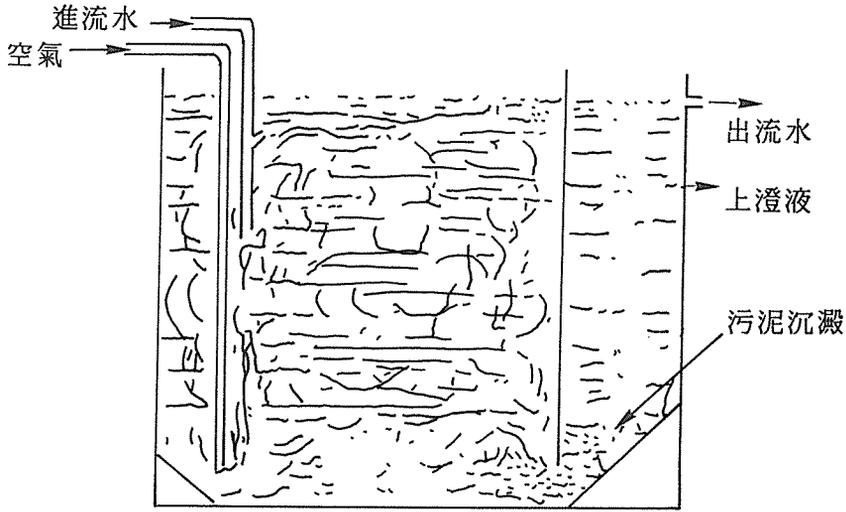


圖 1 5 活性污泥反應槽

批式進流操作可分成四個步驟，如圖 1 6，即每天以定量的廢水加入反應槽，反應至第二天停止曝氣、靜置沉澱後，排掉上澄液，再重複進行下一循環的操作。由於進流水是在短時間加入，故進水初期反應槽內濃度較高，經微生物的作用後濃度漸低，整個反應類似推流的方式。

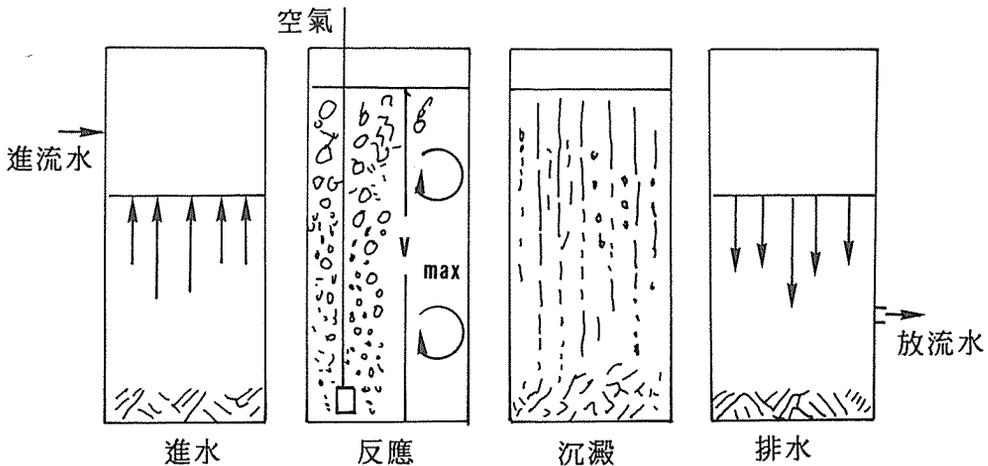


圖 1 6 批式操作示意圖

由於連續進料和批式進料方式的不同，故經馴養後達成的效果也會不同，連續進料馴養後污泥活性變化情形如圖 1 7。經馴養之微生物活性(R_{max})可顯著提高，但其尖峰值(S_{inh})並不會後移。

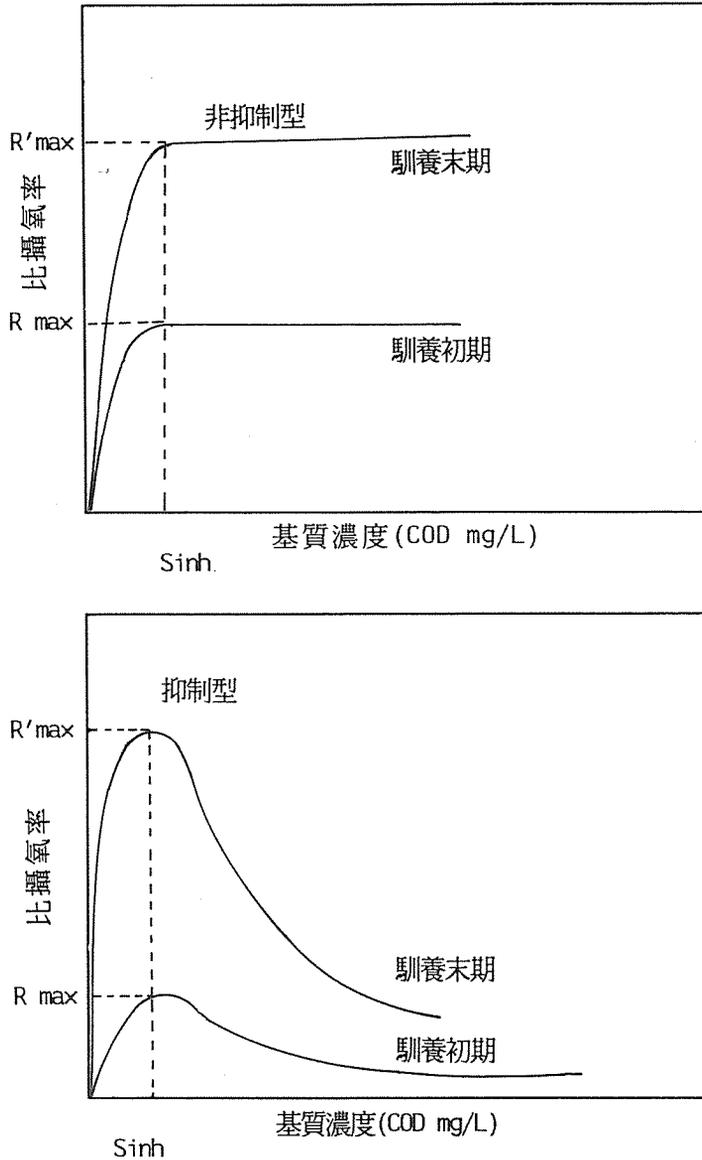


圖 1 7 連續進料馴養效果示意圖

批式進料馴養後的情形如圖 1 8，顯示經馴養後的微生物菌相可能有相當大幅的改變，除了可以提高污泥活性(R_{max})之外，也可造成尖峰值後移(S_{inh})增高，也就是污泥對廢水毒性承受能力可以提高。

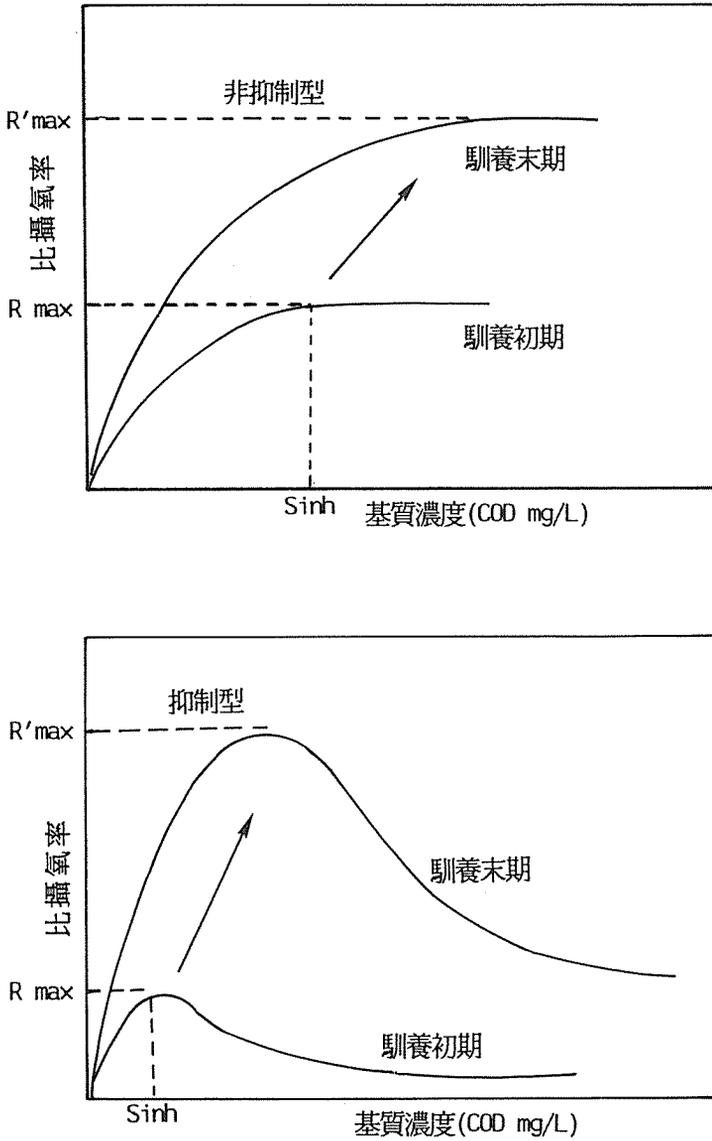


圖 1 8 批式進料馴養效果示意圖

至於微生物經馴養最後達到穩定狀態後，是否決定繼續進行下一階段的可行性評估，則以COD 的去除率及污泥負荷來判斷，因個案客觀條件的不同，故無法列出統一的數值標準。例如：

1. 生物處理到最後，COD 雖有很高的去除率，但放流水仍無法達到標準時，需考慮(1)廠內是否有足夠的稀釋水可用，如有表示生物處理法仍可使用，如果沒有則需考慮(2)使

用物理化學法，如混凝沉澱、加壓浮上、過慮、活性碳吸附等方法是否可加以改善及是否經濟可行等均要加以考慮。

2. 污泥負荷太低，表示生物處理槽的效率不高，因而需要比較大的處理槽，相對的就需較大的土地面積，土地面積足夠的廠當然仍可採用生物處理法，否則應考慮其它的處理方法。

如果整廠廢水經連續馴養評估試驗後的結果，認為不適合喜氣生物處理，可回頭分析全廠各股廢水的成份，並重新進行各股廢水喜氣生物處理適用性的評估，結果可做為廠內製程改善的參考，以便減少或去除抑制物質的排放，同時更重要的是可做為廢水收集時採用分流或合併的依據。

三、結 論

對於有機性的廢水，生物處理法雖然是一最經濟的方法，但由於工業廢水的成份複雜，甚至含有毒性物質，而微生物本身又有其特異性及敏感性，故並非所有的工廠廢水均適合採用生物處理法，化工所經多年的研究，發展了一套喜氣生物處理適用性評估技術，約經3至4個月的評估即可明確的判別各工廠之廢水是否適合採用喜氣生物處理法，故可避免各工廠的投資浪費。

四、參考資料

- (1) 邱創汎，「工業廢水生物處理「可處理性評估」實驗流程介紹」，工研院化工所，工業廢水生物可處理性鑑定技術研討會講義，P.61-67(1988)。
- (2) Stover, E.V. et al., "Biological Treatability of Specific Organic Compounds Found in Chemical Industry Wastewaters" Journal WPCF, 55(1), p.97~107(1983)
- (3) 游惠宋，「比攝氧率鑑定活性污泥之活性」，工研院化工所，工業廢水生物可處理性鑑定技術研討會講義，P41~49(1988)。
- (4) 涂茂園等，「煉油廢水活性污泥活性之測定」，第十二屆廢水處理技術研討會論文集，P79~92(1987)。
- (5) Hung, J. Y. C. et al., "OUR for Determining Microbial Activity and Application" Water Research, Vol. 19, p.373-381(1985)
- (6) 鄒文源等，「電解呼吸儀及硝化菌活性測定應用」，行政院國家科學委員會精密儀器發展中心，科儀新知，第九卷第一期，P.58~62(1987)
- (7) 鄭幸雄，「電解呼吸儀應用於喜氣生物法之鑑定技術」工研院化工所，工業廢水生物可處理性鑑定技術研討會講義，P.1~13(1988)。

- (8) "ER-100 Electrolytic Respirometer Operating Manual" ARF Products, Inc. Raton, New Mexico. U.S.A..
- (9) Leslie Grady, C.P., "Biodegradation: Its Measurement and Microbiological Basis", Biotech. and Bioeng., 37, p. 660~674(1985).
- (10) Phibrook, D.M. et al., "Evaluation of Biodegradation Kinetics for Priority Pollutants", Proceedings of the 40th Industrial Waste Conference, Purdue University, p. 795~804(1984).

活性污泥生物活性特性探討

林季瑩* 牟敦剛**

一、前 言

活性污泥(activated sludge)是一種懸浮性的微生物群，聚集著活的及死的微生物體所形成污泥膠羽(floc)在含有溶解氧的廢水中攝取懸浮性膠體物質與溶解性有機及無機物質而形成。

活性污泥的特性依微生物的成長期而異，一般的活性污泥處理程序，除了強調微生物分解有機物質能力外，為獲得良好的處理水，讓活性污泥具有良好的凝聚性(flocculation)及沉降性(settling)，也是重要的控制因素。故一般藉減衰增殖期(declining growth phase)及體內呼吸期(endogenous phase)之微生物以處理廢水。欲了解活性污泥生物活性特性，首先應對活性污泥微生物之生物相與活性污泥膠羽的物理與化學性質有所了解。本篇研究報告所指活性污泥，係針對在有氧(喜氣)環境下所生長的微生物，探討有關活性污泥微生物相以及其在活性污泥中所扮演功能，並對活性污泥膠羽形成原因及膠羽特性，做初步文獻資料探討，藉此兩項考慮因素歸納活性污泥生物活性特性因子和可以利用且實用的偵測／診斷方法與手段。

二、活性污泥的微生物群

一般出現於活性污泥的微生物群包括細菌(bacteria)、真菌(fungi)、原生動物(protozoa)與後生動物(輪蟲類, rotifers)。依照生長環境的不同，同時或依序地出

*財團法人生物技術開發中心微生物組助理研究員

**財團法人生物技術開發中心微生物組主任

現於活性污泥中。這些微生物在活性污泥中扮演各種角色，如細菌主要負責溶解性有機物的分解及膠羽的形成，而真菌類有分解有機物及強化膠羽構造的功能，但也是造成污泥鬆化(bulking)問題的原因，原生動物及後生動物除了吞食細菌及固體性有機物以澄清放流水功能外，亦有促進污泥膠羽作用及做為活性污泥操作狀況的指標微生物。以下即就此四種微生物的優勢菌種及其出現時間關係，做一說明：

2.1 細菌(Bacteria)

最初黏液菌群(*Zoogloea ramigera*)被認為是污泥中唯一的細菌，但漸漸地發現污泥中仍存有其他種細菌，最普遍被認定存在的優勢菌種為假單胞菌屬(*Pseudomonas*)種。Dias等人⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾所鑑定存在於活性污泥處理程序中的細菌種類包括：假單胞菌(*Pseudomonadaceae*)，產色細菌(*Chromobacterium*)，無色桿菌(*Achromobacteriaceae*)，腸桿菌(*Enterobacteriaceae*)，棒狀菌(*Corynebacteriaceae*)，短桿菌(*Brevibacterium*)，桿菌屬(*Bacillus*)，細球菌(*Micrococcaceae*)，鏈球菌(*Streptococcaceae*)，莖菌屬(*Caulobacter*)，無動力桿菌(*Acinetobacter*)，分枝桿菌(*Mycobacteriaceae*)，八聯球菌(*Sarcina*)，產氣桿菌(*Aerobacter*)，產鹼桿菌(*Alcaligenes*)，髮狀菌(*Comamonas*)，黃質菌(*Flavobacterium*)，螺旋菌(*Spirillum*)，黏液菌(*Zoogloes*)等；其中被證實存在的優勢菌種分別有：黏液菌群(*Zoogloea*)與*Comamonas*⁽¹⁾，*Pseudomonadaceae*，*Achromobacteraceae*與*Coryneform*類細菌⁽²⁾，*Pseudomonas*與*Acinetobacter*⁽³⁾。

一般而言，多位研究活性污泥學者所鑑定出的優勢菌種並不十分一致，概與廢水組成有關。Rawlings等人⁽³⁾蒐集多位研究學者的結論，建議出現於廢水處理程序中的優勢菌有四種，為：*Pseudomonas*，*Flavobacterium*，*Achromobacter*及*Alcaligenes*；一般喜氣處理程序，*Pseudomonas*常常是最優勢菌種，但當*Pseudomonas*非大量存在時，取而代之的優勢菌為介於*Achromobacters*(*Achromobacter*或*Alcaligenes*)及*Flavobacterium*之間的菌種。一種合成下水活性污泥的優勢菌種為*Acinetobacter*及*Flavobacterium*，而碳水化合物廢水中*Pseudomonas*為優勢菌，蛋白質性廢水且在良好喜氣環境下，*Acinetobacter*佔優勢，皮革廢水活性污泥中鑑定出*Pseudomonas*及*Acinetobacter*為優勢菌。

2.2 真菌(Fungi)

真菌是多細胞的微生物可代謝溶解性有機質，大多為絕對喜氣。其生長速率比細菌緩慢，適量生長能增強活性污泥膠羽結構，使污泥沉降性變佳。大多數真菌呈絲狀，具有較大比表面積，對溶解性物質、營養物、溶氧等之競爭力強，故在廢水pH值過低、養料(氮、磷等)缺乏或溶氧不足以及有毒物質流入之環境下，較其他微生物容易生存。當其在活性污泥中大量繁殖時，將破壞污泥膠羽結構導致污泥鬆化問題(bulking)。一般

討論活性污泥鬆化問題，包括真菌與部分絲狀細菌所造成，吳錫昌等人⁽⁴⁾歸納活性污泥鬆化現象原因及重要絲狀菌型號指標如下：

原因及狀況	絲狀菌型式
低 F/M (食微比)	微絲菌(<i>M.parvicella</i>), 0041, 0675, 0092, 0581, 0961, 0803,
低溶氧	1701, 分枝絲菌(<i>S.natans</i>); possibly , 021N, and <i>Thiothrix sp.</i> , 1863.
硫化物存在	硫絲菌(<i>Thiothrix</i>) <i>sp.</i> 白硫菌 <i>Beggiatoa sp.</i> possibly, 021N
低 pH	真菌(Fungi)
低營養物(N and/or P)	possibly, <i>Thiothrix sp.</i> , 021N

活性污泥鬆化現象原因及重要絲狀菌型號指標

1. 當曝氣池溶氧濃度低時Type1701, *S.natans*, 和possibly Type021N佔優勢生長而造成鬆化現象。
2. 當有機負荷低時, *M.Parvicella*, Type 0041, 0961, 0903, 0675和0092 佔優勢生長, 亦有鬆化現象發生。
3. 在不適當的營養物(N.P缺乏) 情況下, Type 021N和*Thiothrix sp.*佔優勢生長, 亦有鬆化現象發生。
4. 在污水處理槽硫化物高時, *Thiothrix sp.* 和*Beggiatoa sp.* 佔優勢生長, 亦有鬆化現象發生。

2.3 原生動物(Protozoa)

Gerardi⁽⁵⁾ 歸納原生動物在活性污泥中的角色及操作指標, 茲摘錄如下:

原生動物在廢水處理上所扮演的角色, 包括:

1. 去除細菌以澄清二級放流水。
2. 分解有機廢物。
3. 促進懸浮物質的膠凝作用。
4. 作為活性污泥操作狀況及放流水水質的指標微生物。

活性污泥程序初期, 首先出現的原生動物為阿米巴原蟲(amoeboids)。當細菌族群開始建立, 且一種稀薄混合液(thin mixed liquor) 出現時, 鞭毛蟲類(flagellates) 取代阿米巴原蟲成為優勢原生動物, 數天後, 當稀薄延散性膠羽(lightly-dispersed

floc) 開始形成，細菌族群也大量增加，阿米巴原蟲及鞭毛蟲類因溶解性食物競爭關係，開始快速死亡。隨著膠羽出現及細菌數量增加，自由游泳性纖毛蟲類(free-swimming ciliates, holotrichous) 出現，其以細菌為食，並分泌多醣聚合體(polysaccharides) 及黏液蛋白(mucoproteins)，促使膠羽形成。但所形成的膠羽限制了其自由活動力而降低其攝取食物的能力，使其數目開始減少。當膠羽達到穩定階段，匍匐行纖毛蟲類(crawling ciliates, hypotrichous) 開始成為優勢原生動物。最後，有柄纖毛蟲類(stalked ciliates, peritrichous) 出現於成熟污泥，存在的膠羽提供一個適當棲息所，有利於匍匐行及有柄纖毛蟲類的成長及攝取食物。

若以溶氧及食物供給而言，原生動物在活性污泥中亦出現次序性的演變：

腐食性(saprophytic)阿米巴原蟲及鞭毛蟲類出現於早期活性污泥階段，此階段中，可分解性有機物濃度高而溶氧濃度低。阿米巴原蟲及鞭毛蟲具有吸附及代謝固體基質的攝食能力，故能夠生存於多腐環境中。當可分解性有機質濃度減少且溶氧濃度增加，形成一種適腐生活(alpha-mesoprobic)環境，因溶解性基質增加，促進了細菌及自由游泳性纖毛蟲類的快速生長。當可分解性有機質濃度進一步減少且溶氧濃度連續增加，另一種適腐生活(beta-mesoprobic) 環境產生，且膠羽開始形成，此狀況促使匍匐行纖毛蟲類增殖。最後，一種近似微腐生活(oligosaprobic) 環境，可分解性有機質濃度達最少且充足溶氧，促使有柄纖毛蟲成長於成熟污泥。

由以上明顯的演變過程可知：藉由觀察原生動物優勢種類的改變，可以預測活性污泥的操作良莠及放流水質的改變：

1. 健康的污泥包含大量多種匍匐行及有柄纖毛蟲類以及高品質放流水(BOD 1-10mg/l)。
2. 中間型污泥佔優勢纖毛蟲包括：匍匐行、有柄及自由游泳性纖毛蟲類，產生足可滿意的放流水(BOD 11-30 mg/l)。
3. 不佳的污泥包含大量的自由游泳性纖毛蟲或鞭毛蟲，僅有稀少的匍匐行及有柄纖毛蟲類存在，並產生混濁低品質放流水(BOD > 30 mg/l)。

2.4 後生動物

後生動物因以低等生物如細菌和粒狀有機物為食，故通常生存在細菌難繁衍的低污染水體中。常見者有輪蟲(rotifers)、水蚤(cludocerans) 與紅蟲(blood worms) 等類。其中又以輪蟲類為代表。

輪蟲為最簡單的多細胞動物，具有環狀排列的纖毛用以捕食及運動，主要食物為細菌及細小的有機顆粒。在活性污泥系統內並不常見，只有在長時間曝氣系統的污泥中才可發現。輪蟲比原生動物能利用更大部份的活性污泥膠羽，而生長在所有自由游動細菌皆被原生動物吃光之後。所以輪蟲是低污染水體的一種良好指標。如同原生動物，輪蟲對毒性物質較細菌為敏感。

水蚤類一般出現在生物處理終沉池中。其以細菌、藻類、原生動物及有機腐物為食。故水蚤之出現亦表示良好的放流水水質。

另外在低污染水體可能出現的生物，如紅蟲，其將細菌、原生動物、塊狀有機、無機物消化分解為穩定之腐植質，又可分泌一種黏液，將污泥凝聚包裹全身，而在裡面行運動、捕食作用；可增強污泥結構幫助沉降，使污泥不易上浮。通常出現於生物處理廠之終沉池及排放站，是種低污染水體之指標⁽⁶⁾。

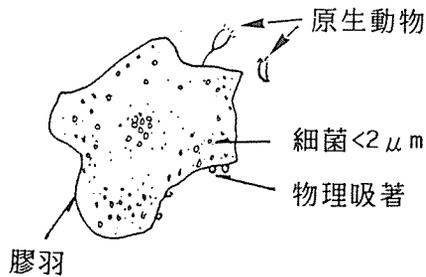
出現於活性污泥中的常見原生動物及後生動物如下：

1. 原生動物：

- (1) 阿米巴原蟲 (amoeboids)
- (2) 鞭毛蟲 (flagellates)
- (3) 自由游泳性纖毛蟲 (free-swimming ciliates)
- (4) 匍匐行纖毛蟲 (crawling ciliates)
- (5) 有柄纖毛蟲 (stalked ciliates)

2. 後生動物：

- (1) 輪蟲 (rotifers)
- (2) 水蚤類 (cludocerans)
- (3) 紅蟲



細菌群 $10^7 \sim 10^8$ 個/ml (15~30類)

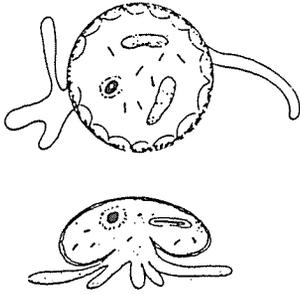
無生物 膠羽部份為粘著性有機物

原生動物 10^3 個/ml

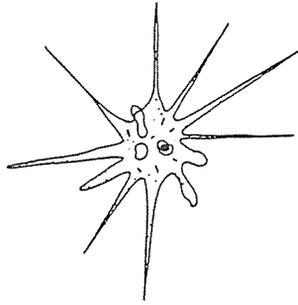
活性污泥微生物組成

1. 原生動物：

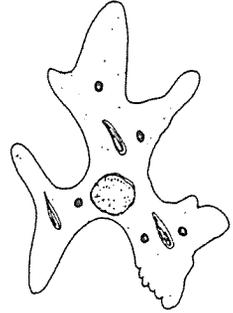
(1) 阿米巴原蟲 (*Amoeboids*)



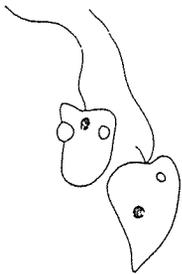
Arcella
30~260 μ



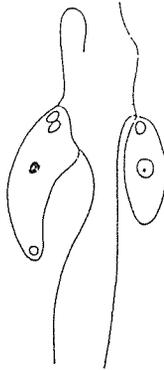
Amoeba
30~600 μ



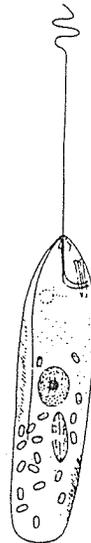
(2) 鞭毛蟲 (*Flagellaters*)



Oikomonas
5~20 μ

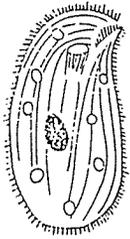


Bodo
11~22 μ

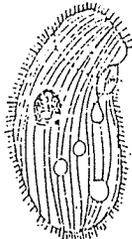


Peranema
40~70 μ

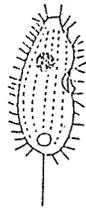
(3)自由游泳性纖毛蟲(*Free-swimming Ciliates*)



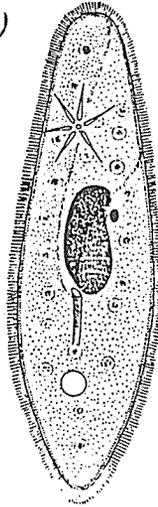
Chillodonella
50~130 μ



Colpidium
50~120 μ

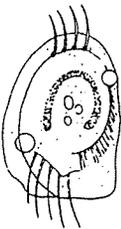


Uronema
20~30 μ



Paramecium
50~330 μ

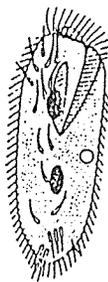
(4)匍匐行纖毛蟲(*Crawling Ciliates*)



Aspidisca
30~50 μ



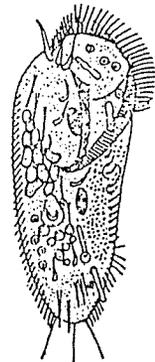
Euplotes
80~220 μ



Patella
50~250 μ

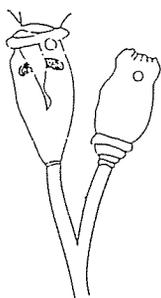


Oxytricha
100~300 μ

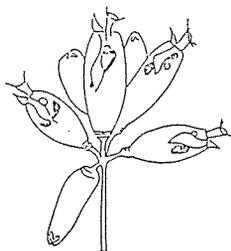


Stylonichia mytilus
100~300 μ

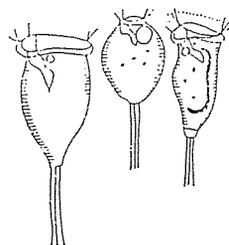
(5)有柄纖毛蟲(*Stalked Ciliates*)



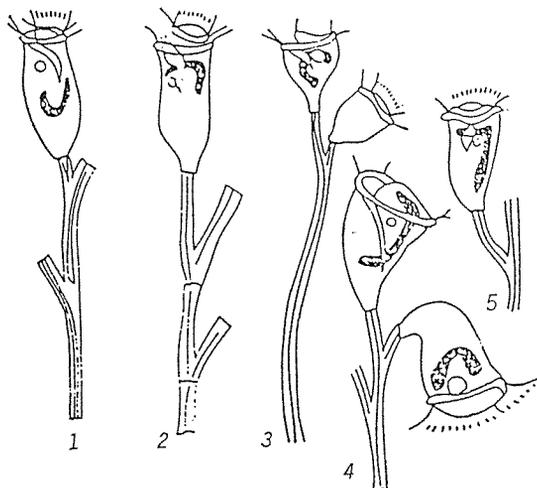
Epistylis
70~100 μ



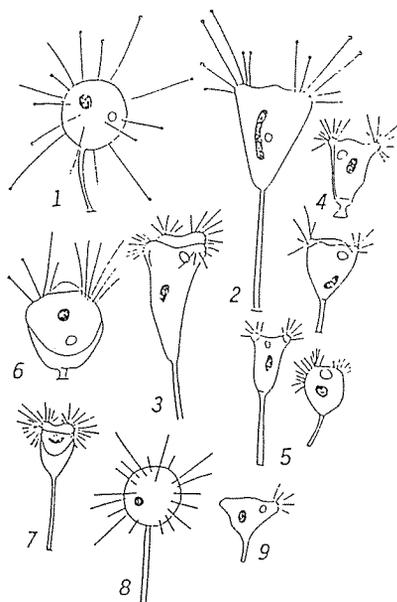
Opercularia
40~90 μ



Vorticells
40~180 μ



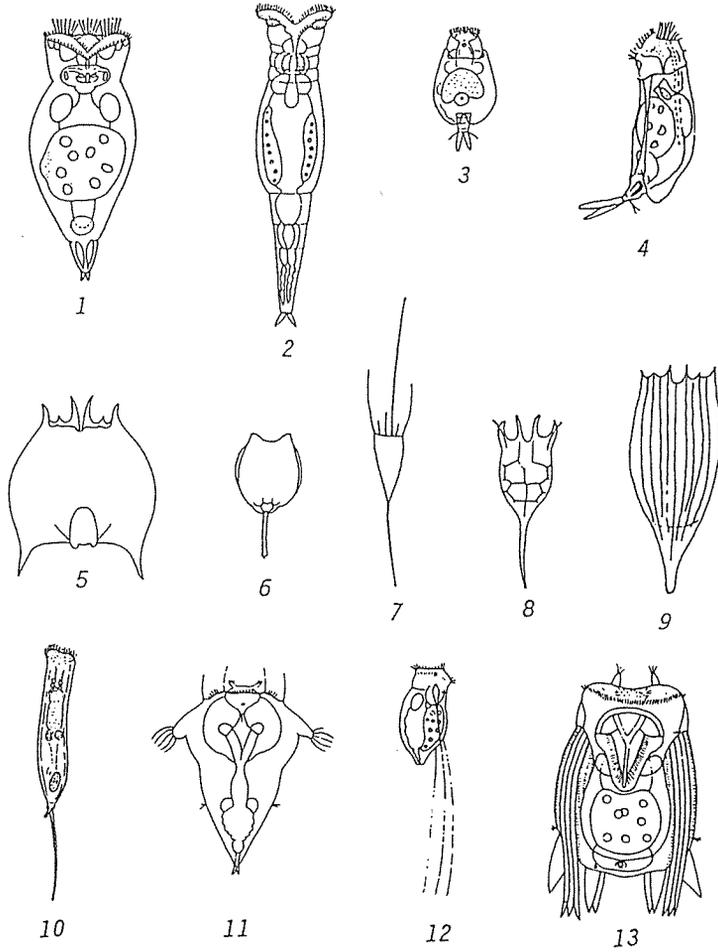
1. *Carohesium*(*C. aselli*)
2. *Carohesium*(*C. epistylis*)
3. *Carohesium*(*C. gemellum*)
4. *Carohesium*(*C. polypinum*)
5. *Carohesium*(*C. polypinum* f. *Corymbosum*)



1. *Podophrya*(*P. fixa*)
2. *Podophrya*(*P. mollis*)
3. *Podophrya*(*P. maupasii*)
4. *Tokophrya*(*T. quadripartita*)
5. *Acineta* (*A. foetida*)
6. *Acineta* (*A. tuberosa*)
7. *Acineta* (*A. cuspidata*)
8. *Acineta* (*A. grandis*)
9. *Acineta* (*A. minuta*)

2.後生動物：

(1)輪蟲(Rotifers)



1. *Epiphanes* (600 μ)

2. *Philodina* (400 μ)

3. *Euchlanis* (250 μ)

4. *Proales* (450 μ)

5. *Brachionus* (200 μ)

6. *monostyla* (150 μ)

7. *Kellicottia* (1mm)

8. *Keratella* (200 μ)

9. *Notholca* (200 μ)

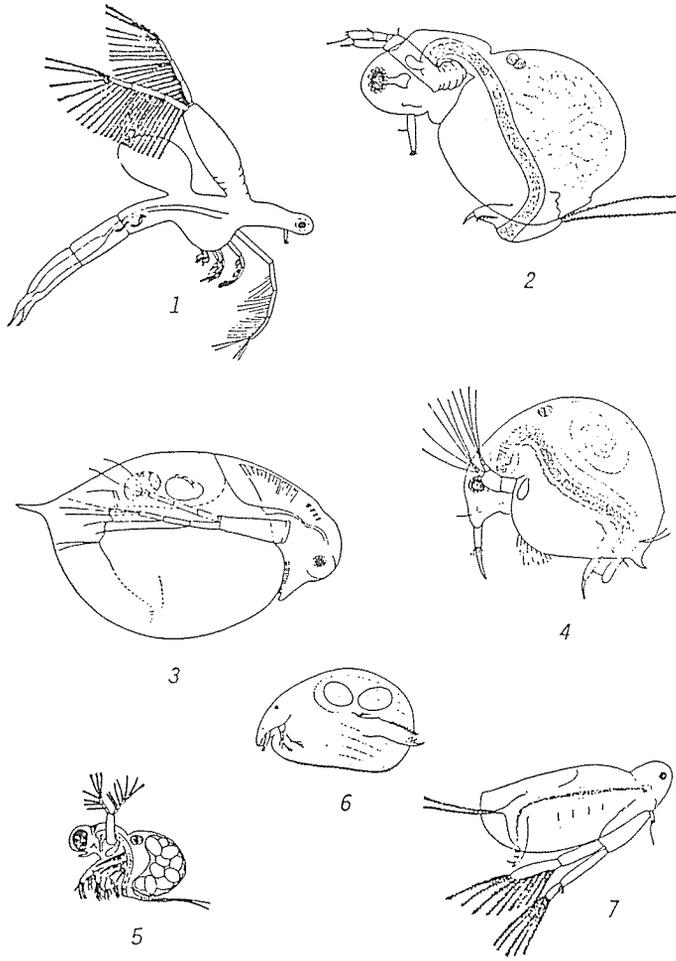
10. *Trichocerca* (600 μ)

11. *Synchaeta* (260 μ)

12. *Filinia* (150 μ)

13. *Polyarthra* (175 μ)

(2)水蚤類(*Cludocerans*)



1. *Leptodora*(9mm)

2. *Moina*(1.5mm)

3. *Daphnia*(2mm)

4. *Alona*(0.4mm)

5. *Bosmina*(0.4mm)

6. *Polyphenus*(1.5mm)

7. *Diaphanosoma*(1.5mm)

(3)紅蟲



Blood-Worms

2~25mm

三、活性污泥膠羽

活性污泥膠羽形成的機構複雜，目前仍未能確實瞭解。解釋膠羽形成，仍以物理化學(physical-chemical)及生物聚合體(biopolymer)理論最為普遍。

首先膠羽的形成被認為是由特定的微生物，*zoogloea ramiger* 所形成，因其可形成大量黏質性莢膜細胞間質(matrix of capsular slime)，將其他分散性生物體吸附，膠質本身又提供做為掠奪者的獵場。在所有膠羽檢測中，均可得到zoogloea，因此認為膠凝作用的發生是由於此種特定生物存在的關係。但是另有人證明，下水中有各種類生物存在也能聚集而形成膠羽。而膠羽的形成是在系統中僅存在少量碳源及能源(carbon and energy source)的情況下，因此膠凝作用可藉由環境條件而控制，並非由存在特殊種的微生物所控制⁽⁷⁾。

其他以膠體化學(collidal chemistry)中簡單的電荷中和並不能完全描述微生物膠凝現象，較合理的解釋微生物膠凝作用係由微生物所分泌的聚合體(polymer)或暴露在適當生理條件下，生物體表面間互相作用的影響，亦即細胞表面的聚合體吸附(adsorption)及架橋(bridging)作用的結果⁽⁸⁾。

3.1 膠羽形成的歷程

活性污泥早期，或微生物遲滯生長期(lag phase)，膠羽形成菌與絲狀菌是自由分散的。原生動物如阿米巴原蟲及鞭毛蟲，膠體與懸浮性物質，以及數種非膠羽形成菌及非絲狀菌也同時存在，在此階段，膠羽顆粒不存在。

對數生長期開始(log phase)，活性污泥中菌體增加快速，膠羽形成菌維持分散，而絲狀菌的菌絲開始伸長；游泳性纖毛蟲類迅速出現，以細菌為食，在數量上快速增加。這些纖毛蟲分泌多醣體及黏液蛋白，這些分泌物被膠體與懸浮物質及菌體細胞所吸收，並改變其表面電荷且促使凝聚。

對數生長期結束，或衰減生長期(declining growth phase)開始，膠羽形成菌開始互相附著，形成被膠質性細胞間質所圍繞的團塊或細菌膠羽，這些膠羽粒徑小且成球形，粉徑測定約在 1~5 μm ，膠羽顆粒粒徑是由細菌膠凝強度及污泥環境(曝氣速率、溶氧濃度及混合程度)所決定。絲狀菌繼續延伸且自由游泳性纖毛蟲類繼續減少細菌數目。

當膠羽形成菌附著於絲狀菌延伸的菌絲上，且開始直接以菌絲為中樞生長，即為靜止期或內呼吸期(stationary or endogenous phase)的開始。此後由於菌體外營養基質(exogeneous substrates)濃度之降低，污泥菌體間代謝與生態互動之需要明顯增加。如此組織更形複雜之菌群，經由絲狀菌提供膠羽顆粒堅固的中樞造成不規則形狀的膠羽；其在剪力作用下仍能成長到大約300 μm 。

內呼吸期形成的成熟膠羽，妨礙自由游泳性纖毛蟲類的攝食，因此數量減少。但大顆粒膠羽對匍匐行及有柄纖毛蟲類原生動物而言，是理想棲息所，這些新原生動物也分泌多醣體及黏液蛋白，促使凝聚作用繼續進行。

內呼吸期時，被分泌物所覆蓋的細菌、膠體及懸浮物質，大量地被膠羽顆粒吸附，促使膠羽顆粒重量增加。最後階段，菌體細胞喪失其生長的獨立個體，而完全被其代謝物及膠體物質所包覆，完成成熟污泥的形成過程⁽⁹⁾。

3.2 膠羽的生物性、化學性及物理性

活性污泥膠羽的形成主要係由兩種細菌互相結合而形成，是為膠羽形成菌及絲狀菌，另外原生動物中的纖毛蟲類所分泌的多醣聚合體及黏液蛋白亦有促進膠羽凝聚的功能。

活性污泥中的膠羽形成菌没有限制為某一種類的細菌，包括：

Achromobacter, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Azobacter*, *Bacillus*, *Citromonas*, *Escherichia*, *Flavobacterium*, 土壤絲菌(*Nocardia*), 副大腸桿菌(*Paracolobactrum*), 分枝絲菌(*Sphaerotilus*), *Pseudomonas*及*Zoogloea*, 係由廢水的組成來決定可種細菌將佔優勢。是由其所分泌的細胞外聚合體細胞間質(Extracellular polymer matrix)來促進細胞表面間的結合。

絲狀菌包括：桿菌屬(*Bacillus*)，白硫菌屬(*Beggiatoa*)，藍線菌(*Cyanophyceae*)，哈力士克梅諾菌(*Haliscomenobacter hydrosis*)，微絲菌(*Microthrix parvicella*)，*Nocardia*，唸珠菌(*Nostocoida limicola*)，分枝絲菌(*Sphaerotilus natans*)，硫絲菌(*Thiothrix*)，及其他不曾被分類命名的絲狀菌(Type 021N, Types 0041, 0067, 0092, 0581, 0675, 0803, 0914, 0961, 1702, 1851, 1852, Type 1701, Type 1863)提供菌絲作為膠羽中樞，使膠羽形成菌附著及成長其間。其中(*Bacillus*, *Nocardia*, 及*Sphaerotilus nattans*)不僅提供膠羽形成的中樞，其本身也形成膠羽。

膠羽形成菌與絲狀菌之間的生長競爭，可影響活性污泥的沉降性和壓密性。通常在探討污泥鬆化問題(sludge bulking)所牽涉到的均為絲狀菌的過度生長，而在鬆化污泥

中會發現許多擴張伸展的絲狀生物；由絲狀菌菌絲長度的計量亦可做為污泥沉降特性的指標，也可作為程序控制的參考⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾。

生物處理程序的整體效率依賴於活性污泥膠羽的沉降特性，而關係沉降特性的膠羽物理及化學性質包括：個別膠羽間產生多元電解質(polyelectrolyte)形成的架橋作用，膠羽電化學電位(electrochemical potential)特性以及膠羽大小與密度。與污泥沉降特性有關的物理性質，如：膠羽大小、膠羽密度及膠羽強度，生化性質如：細胞外多糖體ECP(extracellular polysaccharide)、聚羧基丁酸鹽(poly- β -hydroxybutyrate)及電氣泳動(electrophoretic mobility)等均可做為污泥沉降性參考⁽¹¹⁾。

四、活性污泥生物特性測量

在活性污泥程序中，有機負荷率(organic loading rate)及基質去除率(substrate removal rate)參數須有一個對活性污泥微生物的濃度及活性的表示方式，其表現方式必須合理且容易測量。

目前，最普遍使用於推求活性污泥細胞濃度的方法，為質量的測量，包括總懸浮固體量(total suspended solids, TSS)及揮發性懸浮固體(volatile suspended solids, VSS)。然而此種測量包括了活的(viable)及死的(nonviable)菌體及廢水中雜質的總量及揮發性部份。如果在單位固體質量的活性(activity)及存活率(viability)為固定常數時，此種活性微生物量的推求仍可得到滿意的結果。其他測量方法，如去氧核糖核酸(deoxyribonucleic acid, DNA)，有機氮含量(organic nitrogen content)，及蛋白質含量(protein)等，對污泥細胞濃度的表示，皆較VSS或TSS為更有效的測量，但是，這些量測技術仍然包括了死的生物體。

更為理想的測量方法有ATP，平板計數法，基質去除率、攝氧率，脫氫酵素法等，各有其測量特性⁽¹²⁾。更進一步介紹如下：

1. ATP(adenosine triphosphate)是一種細胞內負責生物能轉換的分子，且為非聚積性物質(nonconservative)，在不同種類及生長速度的活細胞中的存在量接近於常數，在死的細胞中，ATP即因不聚積而不存在；因此，活性污泥中ATP含量可以做為其活生物含量的指標。
2. 標準平板計數法(standard plate count)應用在微生物純培養的活菌推求上，是最準確的方法。但此法應用在活性污泥微生物的計量上，則必須小心。因為在plate count之前的生物膠羽分散(dispersion)非常重要，在經過均質化(homogenization)的活性污泥微生物計數約可增加 $10^2 \sim 10^3$ 。一般在分散鏈結及集聚的細菌方法中，以超音波電極(ultrasonic probe)是最有效的方法。在評估活性污泥活菌計數(viable bacterial count)上另一個困難是培養基的選擇。一般以培養基的方式來評估活性污

泥膠羽中喜氣異營菌(aerobic heterotrophic bacteria)的種類的存在量。

3. 實際上活性污泥微生物重要的活性為基質(BOD or COD)的去除率。由特殊酵素反應的測量難以評估活性污泥系統的活性，因為此種酵素反應速率並不能代表整個的基質去除率。評估活性污泥活性必須以一般性而非特殊性細胞反應的測量。
4. 在喜氣活性污泥系統，基質的去除伴隨著部分基質的生物氧化以及此種氧化最終電子接受者，即溶氧 DO(dissolved oxygen)。溶氧攝取速率(O_2 uptake rate) 已經被廣泛使用於活性污泥活性的量測且量測簡易。當溶氧高於0.5mg/l 活性污泥溶氧攝取率不受溶氧濃度的影響，但易受污泥膠羽的攪拌影響。
5. 從基質到分子氧間的電子傳送鏈中，活性污泥溶氧攝取率不受溶氧濃度的影響。有數種酵素藉由基質的脫氫作用催化電子的傳送，這些酵素的活性通稱為脫氫酵素(dehydrogenase)，亦可被用來當做活性污泥活性的測量。更具特異性之酵素分析方法複雜，對於做為一般性活性污泥的活性指標，較不切實際。

欲推求生物處理系統中混合微生物族群的活性特性，最主要關切的項目，即為物質與能量的化學傳輸，微生物族群的代謝活性依賴複雜的方式，包括：組成微生物族群的種類結構，以及此結構的改變，各別微生物對混合基質環境的生理反應，以及不同微生物種類之間代謝物之互相作用。因此一個微生物生態系統的總代謝活性，並不是由個別種類微生物對個別基質反應的生理活性的合成結果⁽¹¹⁾。我們在評估混合菌群微生物系統其活性特性時，僅能就其行為表現方式加以探討，歸納其行為表現方式有下列幾項：微生物族群的變遷，系統能量改變，對基質的利用能力及代謝產物等，各項行為表現互有關聯，並非獨立存在；根據已有的分析技術，予以定性或定量化探討，將有助於了解微生物在環境中的適應能力，應用於生物廢水處理系統操作控制及處理能力判斷。

4.1 微生物族群的變遷

微生物族群處於複雜多變的環境，為適應新的環境變遷，微生物種類及數量也隨時調整。除前述之生物相外，生物體內部組成、生物數目，生物質量等皆因此調整而有所改變。分析方法包括：

1. 生物體組成分析，如：碳水化合物(carbohydrate)，蛋白質(protein)，核酸(nucleic Acid, DNA與RNA)，脂質(lipid)，碳及能量貯存合成物如肝醣(glycogen)及聚羥基丁酸鹽(poly- β -hydroxybutyrate, PHB)，特殊酵素活性及能產生此類酵素的細菌數，如：protease, urease, catalase, alkline, phosphatase, keratinase, dehydrogenase。以上大多應用於純菌種培養分析上，但對於混合菌種培養的分析仍有類似生理反應現象⁽¹³⁾。
2. 生物數目測量，如顯微鏡計數，及培養皿計數，但顯微鏡計數不能分別死菌或活菌。亦有可能使用染色法(cytological methods) 區分。

3. 生物質量量測，如乾重法(MLSS, MLVSS)、濁度法等，但均不能區別出死的與活的菌體。當活生物量比例於VSS為固定常數時，VSS濃度可用以取代活生物量濃度的測定；傳統活性污泥系統中，活生物量佔VSS比例20%以下。一般在固定操作條件下，活性污泥系統的活生物量濃度固定比例於VSS濃度，因此VSS濃度為一種可信賴的活生物量濃度指標。但是在較廣泛操作條件下，如批式系統(batch system)，柱流式系統(plug flow system)或突增負荷(shock loading)時，活生物量濃度非固定比例於VSS，因此VSS不能使用為活生物量濃度的指標。(14)

4.2 系統能量的改變

微生物藉代謝有機和無機化合物而獲取能量，而其生長和生存取決於自系統中獲取能量的能力。一般可由分析微生物體內ATP含量，及其對系統中攝取溶氧(O_2 Uptake rate)的能力，來評估喜氣性微生物的代謝活性。

1. 推求生物質量及代謝活性上，ATP的測定均具有值得信賴的代表性。因為ATP在死的生物體內為非聚積性物質，因此在近穩定狀態(steady-state condition)下的活性污泥中，ATP測量比例於活菌體含量，且在一般活性污泥系統操作中，ATP為反映生長速率與生物量的適當參數；ATP並反映pH及重金屬毒性對生物體之影響，因此在生物處理程序中，ATP可做為代謝活性的參數⁽¹⁵⁾。在厭氣消化處理中ATP證明可與氣體產率及pH值變化一樣，反映其活性大小。但ATP只能反映出總活性指標，並不能區分同一反應槽中菌種族群間的活性。厭氣消化槽中，因菌體細胞成長速率慢，ATP或氣體產率的改變不完全是細菌生長的結果，也可由與生長無關的生化活性變化所引起。⁽¹⁶⁾
2. 喜氣系統，如活性污泥程序，基質的去除主要賴以氧為最終電子接受者的生物氧化作用。同此基質的去除速率，可以攝氧率為代表。一般用以代表有機質濃度的生化需氧量(BOD)，即利用微生物氧化此濃度有機質所消耗的溶氧量來表示。活性污泥呼吸測量是生物氧化基質動力學的有用資料，也可用來推求生物量生長係數。⁽¹⁷⁾

4.3 對基質的利用能力

實際上對活性污泥微生物活性的探討，最有意義的描述，即其對基質的代謝活性。活性污泥中混合微生物菌種應用於複雜成分的廢水，如家庭污水，工業廢水等，欲探討其個別微生物的生理特性似乎太複雜且不切實際。最簡單的方式，即利用一代表基質濃度的方式，如BOD或COD，來反映出其綜合代謝／處理結果，即對基質(BOD or COD)的去除率；然而為精進活性污泥法的去除效率，針對其對複合基質的選擇性仍有加以探討之必要。

在生物處理廠，複合基質系統中的基質去除型式，分為：同時(simultaneous)、選擇性(preferential)及順序利用(sequential utilization)；在複合基質環境中，因某

種化合物的存在而妨礙另一種化合物的代謝，將導致系統中基質去除的選擇性或順序。在包含複雜基質成份的有機化學製造工廠廢水中即常常存在此種抑制性物質⁽¹⁹⁾。在目前使用的生物活性測量法中，DHA(dehydrogenase activity) 具有明顯的對基質的特異性(substrate-specificity)因此利用此法探討活性污泥一般性活性特性的同時，用以推斷在複合基質中污泥對不同基質的代謝活性亦有其意義。⁽¹⁹⁾⁽²⁰⁾⁽²¹⁾

4.4 代謝產物

活性污泥微生物在培養基質中所分泌的有機物質，包括中間產物(intermediates)及最終產物(END products)。而中間產物在其生長的混種培養(mixed culture)中已再次被同化，剩下頑強(Refractory)的最終產物，可說是產生的廢物。

由活性污泥微生物所產生的溶解性不易分解有機物，其強度依賴培養時的條件(生長階段、飢餓階段及內分解階段)；但均包含 sugars (rhamnose, sucrose, mannose, galactose, glucose), amino sugars (galactosaminuronic acid, glucosamine, galactosamine, amino acids(lysine, histidine, arginine, aspartic acid, isoleucine, leucine, tyrosine, phenylalanine, γ -aminobutyric acid)及uronic acid這些化合物約佔有機聚合物揮發部份的58~83%。它們極有可能是活性污泥菌體行自體消化(autolysis)後所生的「廢物」。經過簡單的生化轉換，大多會再度成為生物代謝所須之外在營養基質(exogeneous substrates)。

活性污泥膠羽形成源於對數生長階段結束時所分泌的細胞外聚合體(extracellular polymeres)；此種聚合物大部份由多醣體(polysaccharides)及蛋白質(proteinaceous)物質所組成。

活性污泥分泌的不同有機聚合物，如果存在於多數微生物的細胞壁，如:Nucleic acids, peptidoglycans 及phospholipids，即容易被微生物所分解；如果是較特異性質的高分子聚合物，如extracellular heteropolysaccharides 或polysaccharide components of lipopolysaccharides 均為不易分解性物質，因此將可能存在於二次放流水中。⁽²²⁾

活性污泥分解有機物，若完全分解，其最終代謝產物，為二氧化碳及水，由測定其CO₂產生速率亦可評估代謝活性。而經由活性污泥所分泌出不易分解性高分子有機物質，種類繁多，分析較不容易。

五、結 論

活性污泥中存在微生物群相，其種類相當繁多，各以存在細菌、真菌、原生動物與

後生動物等形成微生態系統。且此生態系統隨生存環境的變遷而調整其內部構造，形成活性污泥的特異性。活性污泥的微生物為適應環境的變化，除了自然淘汰其劣勢種外，其生理上的調適也是一項重要因素。以活性污泥中細菌而言，在文獻中曾提到，但仍有爭議的結論，即「優勢細菌的種類取決於廢水的組成」；然而生存環境條件的影響也是不可抹滅的因素；對於活性污泥細菌種類鑑定是否具有實質價值，值得小心探討。

真菌、原生動物、後生動物隨生存環境的變異，具有較高的種族差異性，故一般能作為活性污泥膠羽特性或操作狀況的指標。

活性污泥系統的整體效率與污泥膠羽沉降性具有密切關係；活性污泥膠羽形成的機構雖仍未能充分瞭解，但一般對膠羽形成的條件控制已有相當程度的掌握。

本篇報告對於活性污泥生物活性特性，依活性污泥的表現行為，歸納出許多量測因子，認為其中最具應用價值者，以對基質的利用能力最重要。故未來的研究重點除了探討活性污泥生物量的生長速率與基質濃度的動力關係模式外，亦應對基質選擇性的探討和開發相關簡速測量方式，如脫氫酵素法(dehydrogenase measurement)方面下功夫。利用此酵素對基質的特異性(substrate-specificity)，以達到量測活性污泥對複合基質中特殊基質的代謝活性特性。

由於吾人對高表現生物處理 (high performance biotreatment)設計與控制的須要，活性污泥程序動力參數不但要對污泥表現有解析 (interpret)的功能，亦有必要要求其能反映現階段吾人對污泥生物相與生物活性的了解與吾人在分析和量測設備與能力上的精進。因此建議：

1. 在使用傳統測量參數的同時，考慮採用更為靈敏的設計因子：如以ATP 量測取代傳統 MLSS及MLVSS 的量測，以期能反映出更真實的活體生物量；以脫氫酵素活性(DHA)，或總有機碳(TOC)取代傳統生化需氧量(BOD) 與化學需氧量(COD)，對複合基質濃度的描述，將更趨嚴謹。
2. 在實驗裝置設計上，顧及活性污泥乃一低反應速率和複合之生物系統。針對此考量，應盡可能減縮問題解析之層面；使用多槽平行(multiple/parallel) 迷你反應系統，以期減低實驗室環境污染，增加研究工作產力；選擇簡速分析方法（標準方法未必合適與實用）。進而增進實驗模式之複雜度與可重複性(reproducibility)。

六、參考資料

- (1)Dias,F.F.and Bhat, J.V., Microbial Ecology of Activated Sludge I. Dominant Bacteria, Applied Microbiology, vol. 12, NO.5, 1964.
- (2)A.D.Adamse,Formation and Final Composition of the Bacterial Flora of Dairy Waste Activated Sludge, Water Research, vol.2,1968.

- (3) D. E. Rawlings and D.R. Woods, Bacteriology and Enzymology of Fellingmorgery Activated Sludge System, J.of Applied Bacteriology, vol.44.1978.
- (4) 吳錫昌等, 活性污泥鬆化難題的指微生物—絲狀菌, 工業污染防治, 第24期, 1987.
- (5) M.H.Gerardi, An Operator's Guide to Protozoa and Their Role in the Activated Sludge Process, Public Works, 1986.
- (6) 鄭育麟, 活性污泥處理系統的指標微生物, 工業污染防治, 第20期, 1986.
- (7) A.F.Gaudy and Jr. Elizabeth T.Gaudy, Microbiology for Environmental Scientists and Engineers-Microbial Flocculation, Chapter 10. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering.
- (8) P.L.Busch and W. Stumm, Chemical Interactions in the Aggregation of Bacteria Bioflocculation in Waste Treatment, Environmental Science and Technology, vol.2, No.1,1968.
- (9) M.H.Gerardi and D. Berger, Floc Formation in the Activated Sludge Process, Public Works, 1987.
- (10) Yeun C. Wu et. al., Ecological Study of Activated Sludge Settling Property in the completely Mixed System, Water Research, vol.18, no.12,1984.
- (11) Y.Magara and S. Nambu, Biochemical and Physical Properties of an Activated Sludge on Settling Characteristics, Water Research, Vol. 10,1976.
- (12) C.L.Weddle and D.Jenkins, The Viability and Activity of Activated Sludge, Water Research, vol.5,1971.
- (13) G.T.Digger and C.P.Leslie Grady Jr., Review Paper, The Dynamics of Microbial Growth on Soluble Substrates, A Unifying Theory, Water Research, vol. 16,1982.
- (14) M. Green and G. Shelef, Sludge Viability in a Biological Reactor, Water Research, vol.15,1981.
- (15) S.Y. Chiu, et. al., ATP Pools in Activated Sludge, J. of Water Pollution Control Federation, vol. 45, No.,8, 1973.
- (16) Y-C, Chung and J,B.Neethling, ATP as a Measure of Anaerobic Sludge Digester Activity, J. of Water Pollution Control Federation, vol. 60, No.1, 1988.
- (17) J.Suschka and E. Ferreira, Activated Sludge Respirometric Measurements, Water Research, vol. 20, No. 2,1986.
- (18) Sarvottam et.al., Mixed-Substrate Utilization by Acclimated Activated Sludge in Batch and Continuous-Flow Stirred Tank Reactors, Environ.Sci. Technol., vol.21, No.10,1981.

- (19) J.M. Lopez, et. al., INT-Dehydrogenase Test for Activated Sludge Process Control, Biotechnology and Bioengineering, vol.28,1986.
- (20) Y-C, Chung and J.B. Neethling, Microbial Activity Measurements for Anaerobic Sludge Digestion, J. of Water Pollution Control Federation. vol. 61, No.3, 1989.
- (21) A.Klapwijk, et. al, A Modified Procedure for the TTC - Dehydrogenase Test in Activated-Sludge, Water Research, vol.8,1974.
- (22) J.Hejzlar and J. Chudoba, Microbial Polymers in the Aquatic Environment-I. Production by Activated Sludge Microorganisms Under Different Conditions, Water Research, vol.20, No.10,1986.

生物處理上曝氣方式新觀念的介紹

嵇本賢* 呂仲凱**

一、前言

生物處理法為有機廢水最主要之處理方式，而在生物處理法中又以喜氣處理佔大部分，為了供應廢水中有機物被好氧性微生物氧化分解過程中所需消耗之氧量，因此曝氣系統即成為生物處理之心臟。曝氣方式雖然種類繁多，基本上可歸類為散氣式曝氣(diffused aeration)及機械式曝氣(mechanical aeration)兩大類。本文將針對兩種曝氣方式加以比較並介紹機械式曝氣方式之新觀念，以供環境工程師之參考。

二、散氣式曝氣與機械式曝氣之比較

2.1 散氣式曝氣與機械式曝氣之比較

散氣裝置按氣泡大小一般可分為兩類，一為經多孔介質所產生的細氣泡者，一為經較大散氣孔產生之粗氣泡者。

細氣泡直徑一般在2.0~2.5mm之間，散氣管沿著曝氣槽的一邊裝設，藉以使水體產生翻滾，兩個散氣器間的距離不能過小，以免上昇的氣泡合併成較大的氣泡。經常，為了得到較佳的攪拌效果，曝氣槽的寬度與深度比值不應大於2。不管是何種散氣裝置，曝氣槽底部和頂部均應做成斜角狀，以促進攪拌水流的翻滾並減少能量的損失，底部的斜角亦可以減少污泥的沉積。

*翰鴻環保企業股份有限公司執行副總經理

**翰鴻環保企業股份有限公司執行經理

粗氣泡式由於氣泡總表面積小於細泡式散氣裝置，故粗氣泡式散氣器的傳氧效率較低，但在鼓風機的入口則不需裝置精細的空氣過濾器，而且以空氣流量來講，也有較長的操作壽命。

和機械式曝氣法比較起來，散氣式曝氣法的主要缺點為效率低和衍生的操作費用偏高。散氣式曝氣系統氧的傳輸效率約為 $0.5\sim 2.0 \text{ lbs } O_2 / \text{HP} \cdot \text{HR}$ ，而在同樣的情況下機械式曝氣將有 $1.0\sim 3.2 \text{ lbs}/\text{HP} \cdot \text{HR}$ 的效率。在較小的廠（使用鼓風機10至20匹馬力的曝氣系統）及某些規格制式化的處理廠，散氣式曝氣確有其優點，即使加上備用鼓風機，其費用通常較機械式曝氣少，但大於10或20匹馬力者，在初設費加上操作費用的比較上，機械式曝氣法則較佔優勢。

以活性污泥法而言，散氣式曝氣較機械式曝氣提供了更佳的控制方式，在廢水流量減低的時候，空氣量可以減至混合廢水所需之最小量，而機械式曝氣則不可能如此簡單有效做到，雖然某些廠商提供了效果有限的控制方法，如可調整堰及空氣導入穴蝕法 (air induction cavitation)，可調整堰是用在固定式曝氣機，如果曝氣機裝置雙速馬達，則其控制效果則較近於散氣式曝氣，軸流式曝氣機之空氣導入穴蝕裝置降低了馬力之消耗，但是由於三相馬達在低負荷時功率因子及效率皆會降低，所以每磅之傳氧費用將提高，混合效果亦隨之減少。控制氧的傳輸最有效的方法是在一個槽內安置數組輪流交替運轉的曝氣機，每個單位在一定的時間內定期關閉 5~10分鐘，例如開10分鐘關 5分鐘，將減少1/3 電力的消耗而無損於混合效果。

2.2 機械式曝氣機

1. 渦輪 (turbine) 式曝氣機

這類曝氣機包括馬達、減速機、聯軸器、軸及一較大的槳葉輪 (4~8英吋)，轉速在30~50RPM。這類曝氣機的應用經常被限制在大於75匹馬力的場合，因其初設費用需包括混凝土平台，故其費用大於浮筒式軸流曝氣機。一般來說，應用在較小馬力的時候是較不經濟的。與軸流式曝氣機比較起來，75匹馬力以上之渦輪式曝氣機效率較高，因此在費用上的考慮常更佔優勢。

所用馬達轉速常為1800或1200 RPM，輸出轉速則為30~50 RPM，而在減速機的選擇上則必須非常小心，以應付24小時的連續運轉，以及尖峰時段的重負荷，直角式驅動裝置較螺旋式齒輪更具耐久性，但其缺點則為效率較差。

在設計平台時，由於低轉速，高扭力將可能因此對支柱產生離心負荷，而槳葉的掉落或附著異物則可能引起不正常的振動而損害機械，因此，最理想的狀況是要求製造廠商供平台或其設計。也有將曝氣機安裝在浮式平台上，如此可省去步道、平台及液位控制，也算是一可行的設計。

2. 軸流式曝氣機

這類曝氣機的主要特點是其圈餅式的浮筒，其機件包括馬達、浮筒、螺旋槳葉及一進水導管，廢水經由馬達下方的柱狀導管往上送，經 -60°C 到 90°C 的轉折，然後以徑向方式噴成傘狀水柱，此類曝氣機常應用在5~60匹馬力方面，且可整件或分成二件運轉，驅動裝置為直接驅動式（沒有減速機），轉速依馬力或製造商之不同可分為1800，1200或900RPM，由於其為高轉速，所以產生的扭力會很小，相對的機械可移動部份較渦輪式少，故在保養上通常只須做一年兩次的馬達黃油清除換新。

由於馬達為此類曝氣機的心臟，且較易接觸到噴濺的廢污水，因此有必要作較安全的保護裝置，一般來說，馬達須為全密閉風扇冷卻式且耐水中化學物質腐蝕，非吸溼性線圈，F級絕緣，接線盒須為工廠安裝，電源線為不易磨損式，馬達須有1.15的安全因子以因應雜物通過時所增加的額外馬力。

一般來說，軸流式曝氣機為一較經濟有效的曝氣方式，且只需簡單的維護，對於小型污水處理廠及工業廢水處理廠非常具有實用性。

三、機械式曝氣機與攪拌機之組合應用 一 應用於生物曝氣系統之新觀念

傳統上，曝氣系統必須具備兩個主要功能：

1. 供給氧氣以供微生物分解有機物之用。
2. 提供充份的攪拌以使氧、有機物與微生物充份混合。

就一處理單元而言，通常攪拌所需之能量大於傳輸氧所需之能量，因而導致過剩的溶氧。有時甚至高達 $7\sim 8\text{mg/l}$ ，圖1說明了因水中溶氧的不同而導致單位馬力氧傳輸率的鉅大差異，在生物處理曝氣系統中最佳溶氧範圍約在 $0.5\sim 2.0\text{mg/l}$ 之間，如果水中溶氧低於 0.5mg/l ，真菌類與絲狀菌則可能和所欲培養的細菌競爭，因此增加了污泥鬆化的機會，如果水中溶氧高於 2.0mg/l ，在缺乏所需營養份的情況下，同樣又增加了真菌類及絲狀菌控制整個生態環境的機會，因而導致污泥鬆化。生物基質(biomass)的過度曝氣同樣的也可能導致污泥沉降性的降低，在某些例子裏，過高的溶氧是導因於過當的設計容量，在這些例子裏，由於曝氣槽幾何形狀上的限制，關掉或改變曝氣機的位置並不是很確實可行的。

以下將討論直接驅動式攪拌機和曝氣機組合應用於攪拌，以作為控制因素的實際例子。攪拌機和曝氣機的組合（相對於只用曝氣機）可顯示出較佳的沉降性及較好的放流水質，且可減少了能源的消耗。此種觀念並且可運用於散氣式曝氣系統，但這裏只討論機械式曝氣的實際應用。

對於任何機械式曝氣機，一般而言只有40~50%的軸能量可傳到攪拌液體上。在設計上，曝氣機的軸能量是用在打破廢水的質體以達到良好的輸氧效果，但能量是以速度水頭的方式損耗掉，因此並非所有的能量皆可用於攪拌上。相反的，本文所欲討論的攪

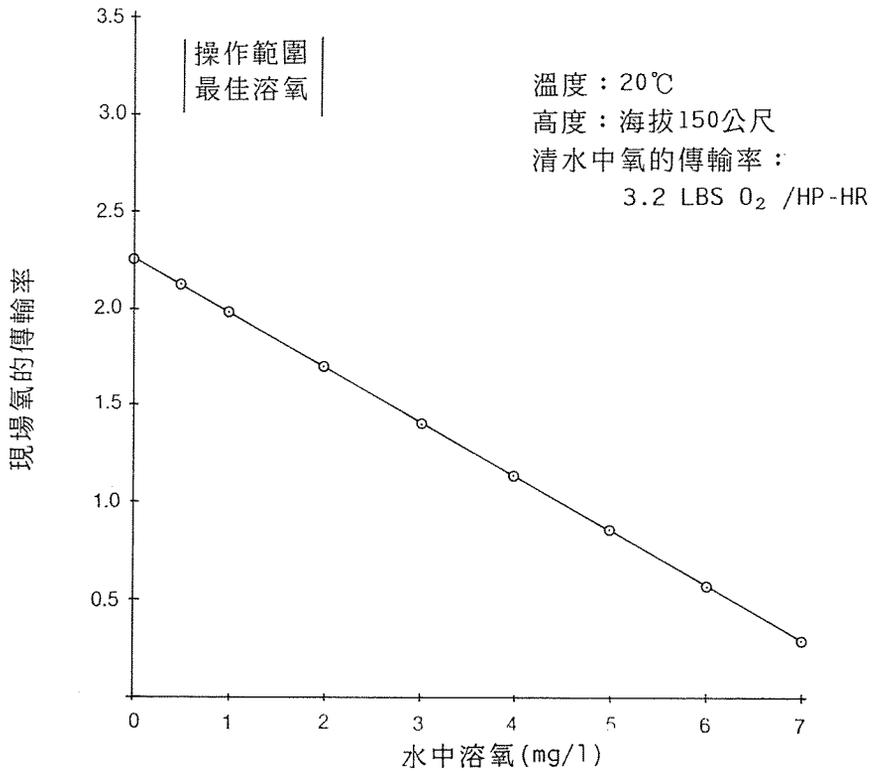


圖 1 水中溶氧量與氧氣傳輸率之關係

拌機能將所有的軸能應用於攪拌上，根據所收集到的資料顯示，我們所採用的攪拌機的攪拌能力是一般曝氣機攪拌能力的二至三倍。

在實際應用上，當攪拌因素大於輸送氧的因素時，採用曝氣機和攪拌機的組合預估將可節省50%的電力，根據我們從南加州污水處理廠所收集的資料顯示支持了這種看法。該處理廠有一體積7500立方公尺（52.8m×52.8m×3.0m，池邊水深）的活性污泥曝氣槽，並且採用5部40匹馬力的低轉速曝氣機（合計200匹馬力），曝氣槽內的溶氧和MLSS各分別為6.9~10.0mg/l及1,100~1,300mg/l。因高溶氧而影響最終沉澱池的沉降性，放流水呈雲霧狀，且不符合放流水標準，並且迴流污泥濃度只有3110mg/l，為了節省能源與改進放流水質，經過了廠方連續的努力與檢討之後，決定以一40匹馬力之高速攪拌機取代一原有的低轉速曝氣機，其他四部原有的曝氣機並不改變，以保持最佳的溶氧量。

1983年 4月21日，廠方在池中央安裝了一部40匹馬力的攪拌機以取代一原有的40匹馬力低轉速曝氣機，攪拌機每天24小時持續運轉，而曝氣機輪流交替運轉，每次只運轉一台，時間30分鐘（總馬力80馬），4月23日，溶氧降至1.4mg/l，4月25日，溶氧降至

0.9mg/l，且曝氣槽內的MLSS濃度為2,100mg/l，在四天內MLSS的濃度提高了700mg/l。

5月5日曝氣槽內MLSS濃度為3400mg/l，在減少了60%使用馬力且在14天內，MLSS的濃度增加了2,100mg/l，而後，溶氧降至0.1~0.4mg/l的水平，並改以對角上之兩台曝氣機和另一對角上之兩台曝氣機交替運轉30分鐘（總馬力數 120馬）。在此情況下，溶氧維持在0.9~1.4mg/l的水平，曝氣槽內MLSS為4800mg/l，迴流污泥MLSS濃度為10,600 mg/l，最終沉澱池的流水轉變為澄清，且迴流污泥濃度三倍於以往，顯示出污泥之沉降性已大大的改善，放流水質也符合標準。

二月及三月整廠之平均電費為2273.19美元，而估計曝氣槽之電費約為1250.25美元，佔55%，而在5月及6月整廠之平均電費為1805.66美元，每月平均節省了467.53元，因為節省之電費為曝氣槽電費之減少，可表為

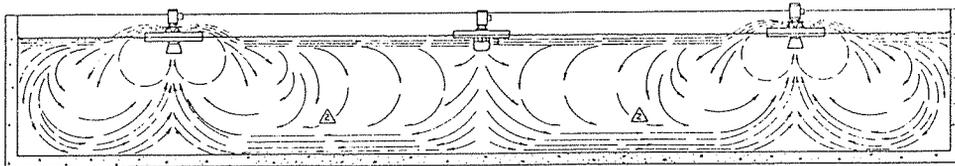
$$\frac{467.53}{1250.25} \times 100 = 37\%$$

另外，該廠的操作員更認為要是能廢棄多餘的污泥，降低MLSS濃度至1,500~1,800 mg/l的水平，則採用攪拌機將可進一步降低電費並增加處理廠的效率。

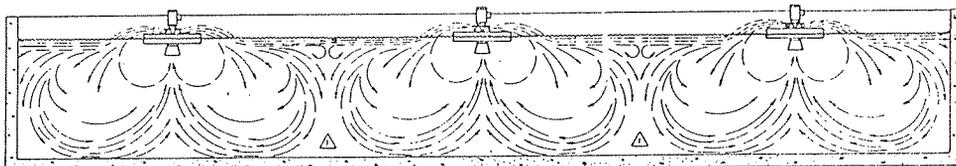
雖然攪拌機並不傳輸較多的氧，但和曝氣機一起組合時，可以增加整個系統的傳輸能力。最近我們在一直徑18公尺，5.2公尺池邊水深的清水池內作一不穩流氧的傳輸試驗，以測試加上攪拌機的效果，三台表面曝氣機加上安裝於池中央的一台25馬力的表面攪拌機，結果只用表面曝氣機時氧的傳輸係數(KLa)是 2.33HR^{-1} ，加上25馬力的攪拌機時氧的傳輸係數增為 2.74HR^{-1} （增加了18%），若於實際應用上，由於表面曝氣機與攪拌機間距離較大，將可促進氧的傳輸，此結果可歸因於：

1. 當多台表面曝氣機安裝在一起運轉，由於互相靠近，各台所產生的表面速度向量將因而損失部份能量而無法作用於氧的傳輸，此將因表面曝氣機間間距，池的幾何形狀，曝氣機的容量大小等而有所不同，而當攪拌機為向下流式，如和向上流式的表面曝氣機一起操作時，速度向量是相加的（請參見圖2），結果含高溶氧及氣泡的表面擾流可以更短的時間流至更深的流底。
2. 因為表面攪拌機較表面曝氣機有更好的攪拌能力，增設後將使池表面的液體與池內的液體有較佳的攪拌更替效果。

其他優點包括因攪拌機為一向下流式的攪拌，並不噴濺廢水於空氣中，在寒冷的月份裏，以攪拌機替換表面曝氣機將可減少熱能的損失，BOD、COD的去除率將因較高的水溫而提高。



在只用曝氣機的情況下，於聚合點(Δ)附近由於水平流速的相互抵消，很可能產生固體物沉積的現象



加入攪拌機之後，增加了攪拌效果，聚合點附近固體物沉積的現象將消失且很均勻的散佈在整個氣槽內。

圖 2 曝氣槽中單獨裝置表面曝氣機與併同裝置攪拌機之流況比較

四、結 語

曝氣型式之選擇因廢水種類、處理流程及要求的處理效果的不同、曝氣槽的幾何形狀、處理廠的規模、經濟因素的考量及工程師個人的喜愛而有不同的取捨，其型式也因廠商不斷的研究發展而日新月異，本文可為工程師在規劃設計上選擇的參考。

超深層曝氣(Deep Shaft)廢水處理法

施 明 潔*

一、前 言

活性污泥法的發展已近百年，其機構、原理、操作方法以及利弊大多已為人熟知，類似或改良的方法也一一被研究或發展，超深層曝氣亦屬其中之一。因此本文擬探討有關超深層曝氣法的原理，包括其結構及流程特性，並參考若干實際工廠經驗，俾對此種廢水處理方法有進一步的了解。

超深層曝氣法屬高效率的好氧性活性污泥法，主要在於處理廢水中可溶性有機物質。它是由ICI 公司於1974年發明，最初原本應用於醱酵工業上，繁殖特殊菌種，生產微生物蛋白質的製程，後來才轉而運用於廢水處理方面。和傳統活性污泥法不同之處，在於它取代了傳統淺而面積大的曝氣池，將之構築於地下，除了節省土地面積的效益外，檢討其流程特性，亦可發現較之傳統方法有多項改良之處。

二、超深層曝氣法處理流程及原理

超深層曝氣法一般有兩種不同流程，其機構請參見圖1及圖2。且其處理方法說明如下：

2.1 超深層曝氣+沉澱處理方法

1. 廢水經由初步篩除(screening)及沉砂(degritting)處理之後，和迴流污泥一起注入昇降井(shaft)中。
2. 空壓機將空氣注入下降管與上昇管中，以提供水流循環動力及廢水處理所需要的氧氣。
3. 由於氣提效應的作用，混合液和空氣在昇降井中不斷的循環，並且進行微生物分解作用。

*台灣卜內門化學工業股份有限公司工程師

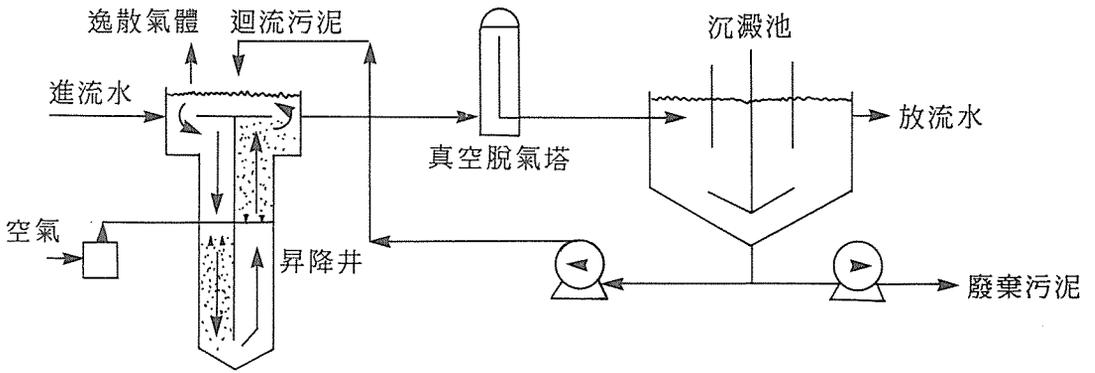


圖 1 超深層曝氣+沉澱處理

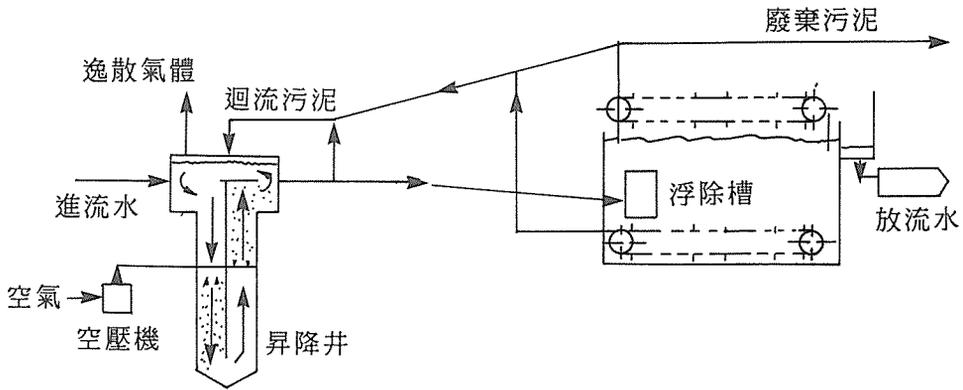


圖 2 超深層曝氣+浮除處理

4. 頂槽面積稍微擴大，以逸散空氣。一部份混合液溢流至脫氣塔以除氣。
5. 脫氣塔除去附著於微生物膠羽上的微細氣泡，以利於沉澱池固液分離之用。
6. 沉澱池利用重力作用，產生固液分離效果。
7. 迴流污泥經由泵浦抽回下降管中。
8. 廢棄污泥經由泵浦排除，排至污泥處理設施處理。
9. 經處理後沉澱池上層澄清液則放流至河川或下水道中。

2.2 超深層曝氣+浮除處理方法

1. 廢水經由初步的篩除及沉砂處理之後，和迴流污泥一起注入昇降井中。
2. 空壓機將空氣注入下降管與上昇管中，以提供水流循環動力及廢水處理所需要的氧氣。
3. 由於氣提效應的作用，混合液和空氣在昇降井中不斷的循環，並且進行微生物分解作用。
4. 頂槽面積稍微擴大，以逸散空氣。一部份混合液溢流至浮除槽行固液分離。
5. 固液分離作用於浮除槽中進行。
6. 迴流污泥藉重力方式注入下降管中。
7. 廢棄污泥由浮除槽頂部及底部排除。
8. 經處理後浮除槽澄清液，則放流至河川或下水道中。

昇降井 (shaft) 本身是由頂槽 (head tank)、上昇管 (riser) 及下降管 (downcomer) 所構成。在上昇管和下降管中分別插入空氣管，所需空氣量的多寡及空氣管注入的深度，主要是由微生物本身特性、水流循環動力需求、微生物和污染物及溶氧間的質傳效率而設計出來。適當的設計可以使超深層曝氣法有很好的處理效果產生。昇降井直徑在 0.7~6m，深度在 50~150m 間。尺寸的大小是由進流廢水的流量及水質、放流水水質要求、當地土質狀況和經濟因素的考量而決定的。

超深層曝氣法的啓動方式如下：

1. 首先將空氣注入上昇管中，上昇管上部充滿空氣後密度降低。下降管中由於尚未注入空氣，比重較大，藉由重力作用，混合液於是由下降管中經由底部流過上昇管，並且開始循環。這就是利用所謂的氣提效應 (air lift effect)，或俗稱的氣昇泵浦。
2. 當循環構成以後，空氣開始注入下降管中，由於氣泡上浮速度 (0.3m/sec) 小於水流循環速度 (1~3m/sec)，水流於是將氣泡帶入昇降井中循環。
3. 混合液在頂槽逸散部份空氣，使得上昇管和下降管中恆保持一段氣體動力壓差，造成循環持續不絕 (參見圖 3)。部份處理過的混合液則溢流至固液分離設備。
4. 適當調整上昇管和下降管中空氣的比例，使水流循環及空氣利用率達到最佳狀況。

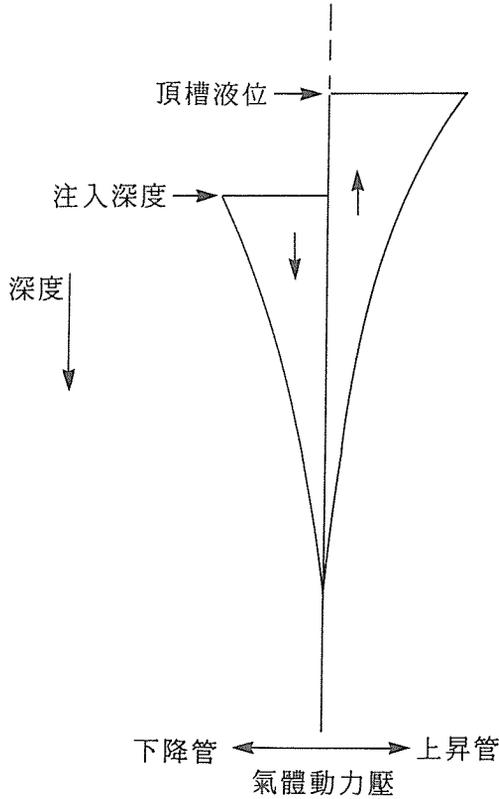


圖3 氣體動力壓差圖(上昇管及下降管氣體動力壓之比較)

經由超深層曝氣法處理過的混合液，其污泥的分離方法有兩種型式，一為重力分離，一為浮除法。採重力分離方式（即傳統沉澱池方式）時，須先將附著於微生物膠羽的細微氣泡脫除，一般採用脫氣塔，利用真空脫氣方式，設計在 $0.1\sim 0.3\text{bar}$ ，以除去細微空氣泡。機械脫氣方式亦屬可行。也有利用二次曝氣法，類似傳統曝氣池曝氣攪拌方式，在很少的停留時間內，利用曝氣攪拌產生的大氣泡帶走小氣泡，以利於沉澱池行固液分離處理。沉澱池的設計和傳統方式並無二致。主要由實驗求得相關數據，除了混合液MLSS之外，參考SVI關係而設計出來。

浮除法也是固液分離的另一種方法。選擇浮除法或沉澱法的分別，主要是基於空間的考量、土質資料、廢水性質及客戶的偏好等等。採浮除法時，為了獲得最大的溶解空

氣量，其昇降井深度通常大於120m以上，因此使用土地面積可更為節省。在北美洲有四個超深層曝氣實例皆是採用浮除固液分離法，其昇降井深度皆為150m。

雖然採浮除法所需面積更小，但考慮添加高分子助凝劑價格及放流水品質（通常沉澱池水質較浮除池為佳），絕大部份超深層曝氣法處理廠仍是採用沉澱池進行固液分離。

三、操作特性

1. 溶氧高

昇降井深度在50~150m，水靜壓在 $5\text{kg/cm}^2\text{G} \sim 10\text{kg/cm}^2\text{G}$ ，由於此一靜壓關係，使得絕大部份空氣都溶解在水中，故溶氧特高。

2. 溶氧接觸時間長

以100m昇降井為例，如果於下降管40m處注入空氣，每一顆氣泡行經距離為160m，接觸時間達3~4分鐘，相較於傳統3~6m淺而廣的曝氣池，溶氧和混合液接觸時間長。

3. 攪拌動力高

昇降井內水流循環形成紊流狀態，雷諾數達100,000以上，其比攪拌能量 (specific mixing energy) 為 0.16kw/m^3 ，較傳統方法僅約 0.02kw/m^3 為高。

4. 動力節省及氧氣質傳濃度高

由於上述三項因素的組合，故氧氣質傳效率高 ($\sim 3\text{kgO}_2/\text{hr/m}^3$)，且由於氧氣利用率高，所以動力較傳統方式節省，每貳小時曝氣動力約可去除3~4kg BOD₅。

5. 節省土地面積

由於昇降井構築於地下，故非常節省面積。針對相同BOD₅負荷，就超深層曝氣法而言（取 $F/M=1$ ， $MLSS=6,000\text{mg/l}$ ，昇降井深100m），其表面積僅為傳統活性污泥池（取 $F/M=0.3$ ， $MLSS=3,000\text{mg/l}$ ，深3m）的1/222。若考慮頂槽面積，超深層曝氣法所佔面積約為傳統的2~3%。由於表面積很小，實際處理廠多將頂槽密閉，以避免泡沫或臭味等所造成之二次污染。也有觀光飯店或辦公大樓將其構築於地下室筏基之上，不但節省土地，且不虞影響景觀或造成二次污染。

6. 機構簡單

昇降井內混合液循環，除了空氣管外，並無其他相關設備，故構造簡單，操作簡易。

7. 水流稀釋比高

混合液在昇降井中循環，除部份溢流外，絕大部份都迴流，其與進流水間稀釋比關係如下：

$$\frac{q_i}{q_r} = \frac{2h}{vt}$$

其中 q_i = 進流廢水, m^3/hr

q_r = 昇降井內循環迴流混合液, m^3/hr

h = 昇降井深度, m

v = 昇降井內水流速度, m/hr

t = 昇降井內平均水力停留時間, hr

所以, 假設 $q_i = 1000m^3/hr$, $h = 100m$, $v = 1.5m/sec$, $t = 1hr$, 其稀釋比為 1 : 27, q_r 為 $27000m^3/hr$, 所以大量迴流的混合液可以有效的處理瞬間突增的負荷, 使其對此法的影響降至最低。

8. 污泥特性

超深層曝氣法之生物污泥, 和傳流式活性污泥並無太大分別。

9. 纖毛菌問題

纖毛菌問題困擾著一般好氧性活性污泥法。由於纖毛菌的產生, 造成污泥鬆化上浮, 使得放流水SS偏高, 水質不良。根據研究, 在昇降井內的污泥膠羽較傳統更為緻密且體積較大, 纖毛菌很少或幾乎沒有被發現。推測超深層曝氣法能有效抑制纖毛菌產生的原因為:

(1) 溶氧很高。

(2) F/M 偏高。

(3) 紊流狀態攪拌能量高。

(4) 溶氧及污染物基質(substrate)濃度快速的高低變化。

(5) 高壓(昇降井底部), 低壓(昇降井頂部)快速循環變化, 一小時內達20次以上。

四、實例介紹

4.1 Tilbury 廢水處理廠

Tilbury 廢水處理廠位於英國倫敦旁邊, 其廢水來自生活廢水及各類不同工廠的廢水, 包括食品加工業, 清潔劑製造業及其他工業等等。經處理過的放流水直接排至泰晤士河。

廢水經收集, 進入昇降井(5.8m內徑×60m深)處理後, 經由二次曝氣脫氣, 再進入沉澱池(30m內徑×3m深×4組)即處理完成, 表1為相關設計資料。

表1 Tilbury超深層曝氣法處理廠設計資料

設計參數	單位	設計值	實際值
<u>進流水</u>			
流量	CMD	30,000	40,000
BOD ₅	mg/L	600	1,000
F/M	DAY ⁻¹	1.4	—
人口當量	People	325,000	500,000
<u>放流水</u>			
BOD ₅	mg/L	<60	<40

Tilbury 曾於1978年完成一1.9m 內徑×130m 深的超深層曝氣法處理廠，每天處理 8,800m³的廢水。此處理廠於1987年完工啓用，由於處理效果良好，目前於同一廠址正建造另一相同規模的處理廠（5.8m內徑×60m深），預計1992年完工。

4.2 Numazu Deep Shaft 廢水處理廠

Numazu Deep Shaft 廢水處理廠位於日本，利用2 組昇降井來處理魚產加工廢水。廢水進入昇降井之前，先經過除油池行前處理。第一組昇降井為 2.8m內徑×50m深，第二組為1.1m內徑×130m深，此工廠是採用浮除法分離污泥，處理過的澄清液經消毒後放流。

Numazu工廠於1984年開始運轉，由於魚產加工有季節性的產量變化，廢水處理設施對於負荷變動須能有效處理。根據操作結果顯示，BOD₅去除率達99%以上，其中第一個昇降井去除率為75%。

有關Numazu Deep Shaft廢水處理相關設計資料，請參見表2。

表2 Numazu Deep Shaft廢水處理廠設計資料(Daly,1988)

設計參數	單位	設計值	實際值
<u>進流水</u>			
流量	CMD	6,000	6,000
BOD ₅	mg/L	17,400	17,400
TSS	mg/L	3,000	3,000
n-Hexane	mg/L	3,000	3,000
F/M	DAY ⁻¹	1.5	1.5

表 2 Numazu Deep Shaft廢水處理廠設計資料(Daly,1988)(續)

設計參數	單位	設計值	實際值
<u>放流水</u>			
BOD ₅	mg/L	120	40-80
TSS	mg/L	150	40-80
n-Hexane	mg/L	30	0-10

4.3 Ohtzu Deep Shaft 廢水處理廠

Ohtzu 紙廠位於日本，利用超深層曝氣法處理該廠廢水，於1980年運轉。廢水進入昇降井前，先經浮除槽(DAF)除去纖維質，昇降井為2.8m內徑×100m 深，昇降井內混合液MLSS保持在5000mg/l，水力停留時間1 小時。該廠採沉澱池分離污泥，所以混合液先經一3.75m 內徑×10m高的真空脫氣塔，再流過 2個25m內徑的沉澱池，處理完後澄清液則排至Biwa 湖，該湖為一風景優美的休憩中心。

表 3 為Ohtzu Deep Shaft廢水處理廠的相關資料。操作結果顯示，該昇降井在頂槽的DO保持在4mg/l 以上，試俾時，曾測得昇降井底部DO達25mg/l以上。該廠檢測水質以COD_{MN}為主，經長期檢測後，BOD₅及COD間關係為BOD₅=COD-25。

表 3 Ohtzu Deep Shaft 廢水處理廠若干設計資料(Daly, 1988)

設計參數	單位	設計值	實際值
<u>進流水</u>			
流量	CMD	20,000	18,000~23,100
BOD ₅	mg/L	160	100-215
COD _{MN}	mg/L	200	120-260
F/M	DAY ⁻¹	0.7	0.5-1.0
TSS	mg/L	30	10-60
溫度	°C	22	10-29
PH	-	5.8-6.8	6-7
透視度	CM	<30	<30
<u>放流水</u>			
BOD ₅	mg/L	<10	<10
COD _{MN}	mg/L	34	21-30
TSS	mg/L	20	10-18
透視度	CM	-	>50

五、結 語

超深層曝氣廢水處理廠，由於其結構特性，對於節省土地面積，減少消耗能源，及機械構造簡單等方面有極佳的成效。由於它基本上屬活性污泥法改良，因此對於可生物分解(biodegradable)的有機性物質可獲致良好的處理效果。參考其過去實例，此方法或有值得我們進一步探討研究之處。

註：Deep Shaft為ICC 登記有案之服務標章

六、參考資料

- (1)Daly,P.G.,C.C.Shen, The deep shaft biological treatment process, proceedings of the 43rd Annual Purdue Industrial Waste Conference, May 10-12, 1988.
- (2)Fields,P.R.,P.Daly,.Q Kobayashi, S Hashimoto, Industrial Wastewater Treatment with Deep Shaft, Japan Sewage Works Association Conference 16-19,May 1989.
- (3)Sasser.L.W.,M.G.Richad,C.C.Shen,T.Aralcawa, Filamentous microorganism control in the deep shaft activated sludge process, 62nd Annual Conference of the WPCF,Oct.16,1989.
- (4)Fields,P.R,Sewage treatment by Deep Shaft in the U.K.:A major development, Annual conference of Japan Sewage Works Assoiation,Tokyo,Japan 9 May,1988.

活性污泥法之設計與應用

鄭仁川*

一、前言

在廢水處理單元中活性污泥法是最常使用之生物處理方式，由於其能經濟有效地處理高生化需氧量(BOD)，故被廣泛應用於都市污水及有機性工業廢水之處理，自1917年出現世界上最早之活性污泥法處理廠，而後相繼開發的有階梯曝氣法、修正曝氣法、接觸穩定法、高率活性污泥法、延長曝氣法、氧化渠法、分批式活性污泥法以及最近研發之超深層及深層活性污泥法、厭氧及厭氧好氧活性污泥法等，甚至現在仍有不少活性污泥法被研究開發中。

除最近所研發之活性污泥法較少有實例外，其他大多已有不少之設計實例。鑑於國內書籍所刊載之內容常著重於某一設計依據，而卻無有系統予以彙整，筆者乃廣泛收集活性污泥法之相關資料予以彙編整理成本文，其內容主要介紹常用活性污泥法之設計重點以及典型設計依據之應用要領，希望能對國內從事廢水處理設計者有所助益。

二、原理概述

活性污泥(activated sludge)乃是由細菌、原生動物(protozoa)、輪蟲(rotifer)與真菌(fungi)等混合微生物群所構成。但對廢水中有機物之穩定作用主要靠細菌進行，而原生動物與輪蟲則有清除分散性細菌之作用。細菌在好氧環境下利用有機基質(substrate)，首先由有機基質在細胞壁上接觸，而後質傳(masstransfer)輸入細胞內，再由細胞的代謝作用加以利用，使生成最後產物二氧化碳與水逸出細胞外，若有機基質為可溶性者，可立即質傳輸入細胞為其利用，若為膠體狀或較大顆粒狀，則需先經由細胞外酵素作用令其水解分化後才能被細胞利用。為了獲得澄清的處理水，微生物於去除有機物之後，仍需再加以分離，即利用二級(最終)沉澱池行固液分離，此時由於生物膠凝作用(bioflocculation)，使細小微生物結合成較大膠羽而加速沉降。經過分離的微生物群(即活性污泥)部份連續迴流至曝氣槽，部份成為剩餘污泥(excess sludge)排出另行處理之。活性污泥法之處理流程如圖1所示。

*中鼎工程股份有限公司環工專案室工程師

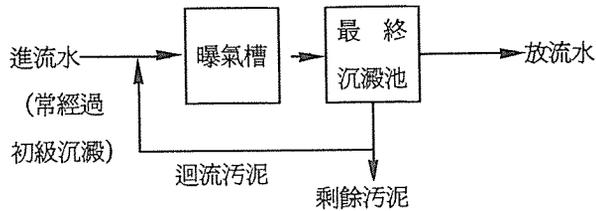


圖 1 活性污泥法之處理流程

三、設計概要

3.1 活性污泥法之分類

活性污泥法處理廢水之方式，除有標準活性污泥法之外，尚有各種修正法，各種處理方式如圖 2 所示。而各種活性污泥法之經驗設計值則如表 1 所示。

3.2 影響處理效率之各項因素

影響處理效率之因素甚多，包括污泥停留時間、污泥迴流比、溶氧量、污泥容積指數(SVI)、有機物(一般以生化需氧量表示)之容積負荷及污泥負荷、營養分及溫度等。

1. 污泥停留時間(SRT)：與廢棄污泥量(Q_w)、濃度(X_w)及曝氣槽容積(V)、MLSS(X)等有關。若忽略出流水所帶出之固體，污泥停留時間之關係如下：

$$SRT = \frac{XV}{Q_w X_w}$$

2. 有機物污泥負荷：又稱為食微比(F/M) 單位為 day^{-1} ，即有機物量(X_o) 與微生物量(MLSS)之比值，一般傳統活性污泥法之MLSS(X)在 $1,500 \sim 3,000 \text{mg/l}$ 為最適宜，其關係式如下：

$$\frac{F}{M} = \frac{X_o}{Xt}$$

式中， t ：曝氣時間， day 。

在操作系統中，如能維持正常的活性污泥就可得到最佳放流水質，而活性污泥的性狀視微生物生長情況而定。要使微生物生長良好，食物分配要適中，亦即維持適當的食微比(F/M) 和污泥停留時間(SRT)。

否則在高 F/M (即低SRT) 將引起絲狀菌及沉降性不佳之鬆散膠羽，而在低 F/M (即高SRT) ，將使膠羽氧化，甚至解體成細小膠羽， F/M 與活性污泥膠羽之特性如圖 3 所示。

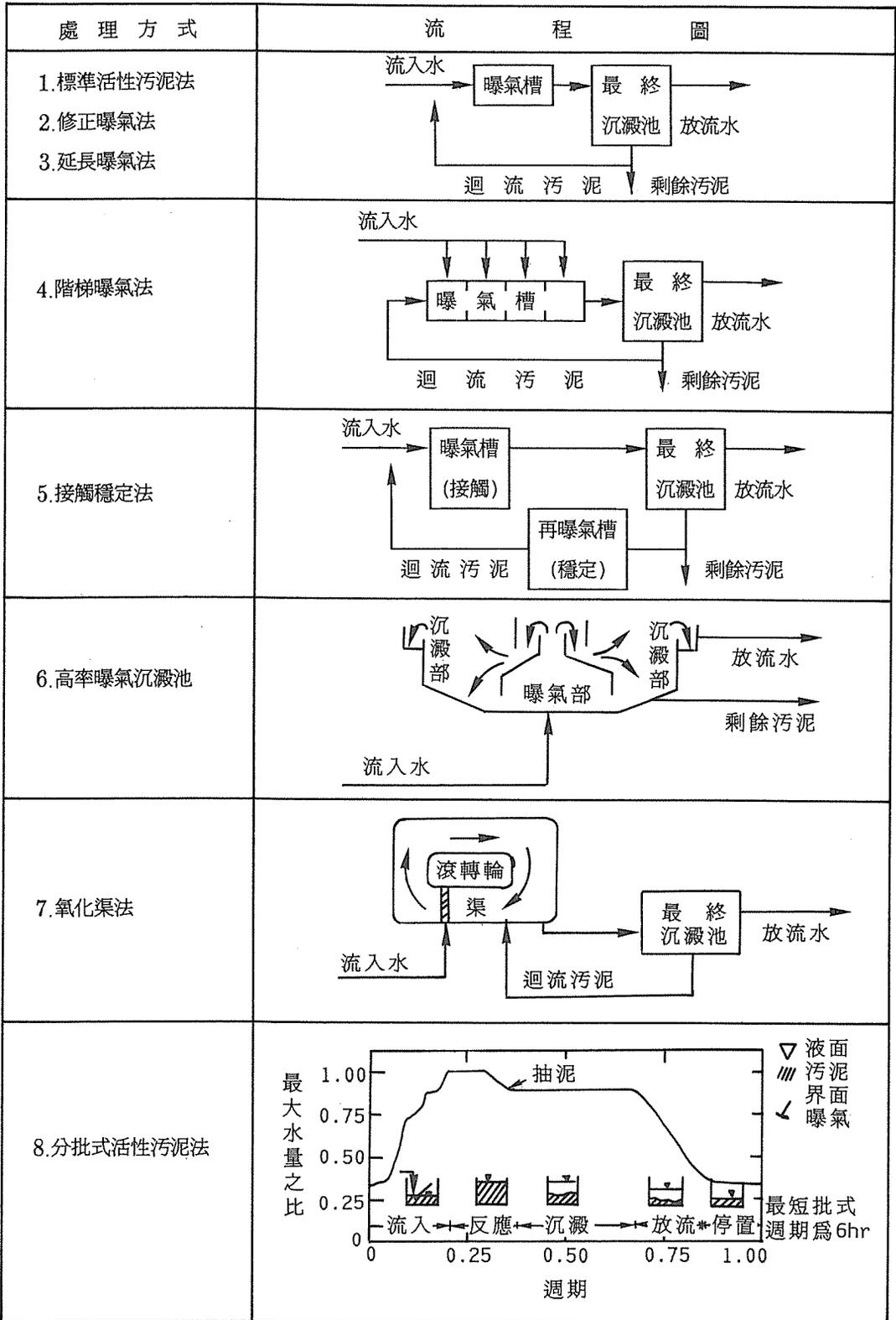


圖 2 活性污泥法各種處理方式

表 1 各類活性污泥法之經驗設計值

項目	BOD 汚泥負荷		BOD 容積負荷		汚泥齡 θc (天)	汚泥停留時間 SRT (天)	曝氣時間 t (小時)	MLSS X (mg/l)	汚泥迴流比 Rq	汚泥容積指標 SVI (mg/l MLSS)	BOD ₅ 去除率 (%)	需氧量 $\left(\frac{\text{kgO}_2}{\text{kgBOD 去除量}}\right)$	填氧量 $\left(\frac{\text{mgO}_2}{\text{gMLSS-hr}}\right)$	送風量 $\left(\frac{\text{m}^3}{\text{m}^3 \text{ 流入量}}\right)$	剩餘污泥 產生率 (%)	廢除污泥 $\left(\frac{\text{kg}}{\text{kgBOD 去除量}}\right)$
	$\frac{F/M}{\left(\frac{\text{kg BOD}_5}{\text{kgMLSS} \cdot \text{d}}\right)}$	$\frac{F/V}{\left(\frac{\text{kg BOD}_5}{\text{m}^3 \text{ d}}\right)}$	$\frac{X_0}{X \cdot t}$	$\frac{X_0}{V \cdot t}$												
計算法	$\frac{X_0}{X \cdot t}$	$\frac{X_0}{V \cdot t}$	$\frac{XV \cdot V}{XV}$	$\frac{X \cdot V}{XV}$	$\frac{X \cdot V}{XV}$	$\frac{X \cdot V}{QW \cdot XW}$	$\frac{V}{10(1+Rq)}$		$\frac{Qr}{Q_0}$	$\frac{SV \cdot 10^4}{X}$	$\frac{Sx}{X_0 \cdot 100}$	$\frac{Rx}{Sx \cdot Q}$	$\frac{Rx}{XV}$	$\frac{B}{Q_0}$	$\frac{Qw}{Q_0 \cdot 100}$	$\frac{Xw}{Sx}$
槽管監控法	0.15~0.4	0.3~1.0	4~15	5~15	4~15	5~15	4~8	1500~4000	0.15~0.50	50~150	85~95	0.8~1.1	7~15	3~7	1~2	0.4~0.6
修正曝氣法	1.5~5.0	1.2~2.4	—	0.2~0.5	—	20~30	1.5~3.0	200~500	0.05~0.15	50~100	—	—	—	2~4	1~2	—
延長曝氣法	≤ 0.15	0.1~0.4	≥ 20	20~30	≥ 20	20~30	16~36	2000~6000	0.75~3.0	40~100	75~90	1.4~1.6	3~8	10~20	0.25	0.15~0.3
階梯曝氣法	0.2~2.0	0.3~1.0	3~15	5~15	3~15	5~15	3~8	2000~4000	0.2~0.8	50~160	85~95	0.8~1.1	7~15	3~7	1~2	—
接觸槽 穩定槽	0.2~2.0	0.8~5.6	5~15	5~15	5~15	5~15	0.5~3.0	1000~4000	0.5~1.0	50~100	80~95	0.4~0.6	20~30	6~14	0.25	—
		1.0~1.2					3.0~6.0						10~30			
高曝氣法	0.4~1.5	0.6~1.6	2~15	5~10	2~15	5~10	0.5~4.0	3000~10000	0.3~5.0	50~100	75~90	0.7~0.9	16~25	5~8	—	0.5~0.7
氣化曝法	0.03~0.05	0.1~0.2	—	20~30	—	20~30	24~28	3000~4000	0.2~0.7	50~100	—	—	—	—	0.25	—
分批式活性污泥法	0.05~0.5	0.15~0.40	10~40	—	—	—	8~24	4000~10000	—	50~100	80~90	—	—	—	—	—

註：1. O₂ 密度於 0°C，760mm=1.429g/l。

2. Xv (MLVSS) = 0.8 × MLSS。

3. X₀：進流 BOD (mg/l)。

4. X_e：放流 BOD (mg/l)。

5. V：曝氣槽容積 (m³)。

6. ΔX_v：總剩餘揮發性污泥產生量 (kgVSS/day)。

7. Q_w：廢棄污泥量 (m³/d)。

8. X_w：廢棄污泥濃度 (mg/l)。

9. Q_r：迴流污泥量 (m³/d)。

10. SV₃₀：30分鐘沉澱污泥量 (%)

11. S_x：BOD 去除量 (=X₀ - X_e)。

12. X：MLSS 中生物所能分解之比率。

13. R_x：總需氧量 (kgO₂/d)。

14. B：送風量 (m³/d)。

15. Q₀：流入污水量 (m³/d)。

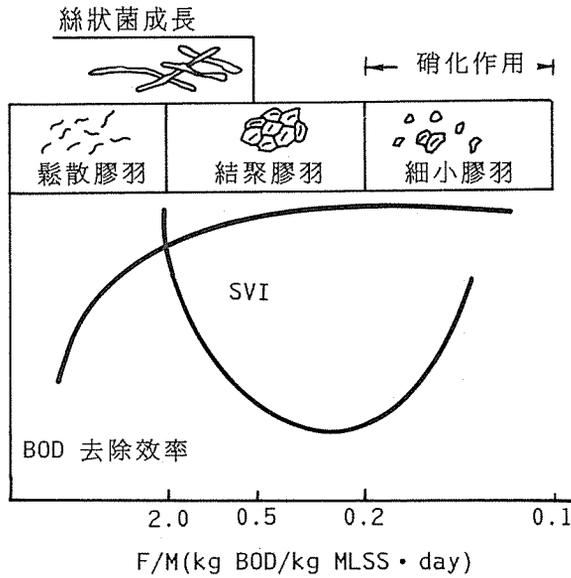


圖 3 F/M與活性污泥膠羽特性

3. 污泥容積指數 (SVI)：自曝氣槽取出之混合懸浮固體液倒入 1L 的量筒中靜置 30 分鐘，1 克活性污泥 (乾) 所佔之容積 (ml) 表示。即

$$SVI = \frac{\text{活性污泥在 1L 量筒所沉降的體積 (ml/l)}}{MLSS(g/l)}$$

若 SVI 值太大則表示污泥沉降性不佳，亦即增加終沉池流出水之懸浮固體量，減低處理效果，且增加迴流污泥量。若 SVI 值太小，則表示污泥太過份緊密 (compact sludge)，排泥困難且易阻塞污泥管線。傳統式活性污泥法之污泥指標介於 70~140 時，係表示污泥沉降性良好。

4. 污泥迴流比 (Rq)：其值異動時可更改曝氣槽中微生物的生長速率，進而影響 MLSS 濃度、空氣使用量和沉降性。迴流比之決定方法有二。

方法 A：迴流比可由流量、MLSS 濃度及污泥沉降性決定之：

$$Rq = \frac{Q_r}{Q_0} = \frac{X}{\frac{10^6}{SVI} - X}$$

方法 B：迴流比亦可利用由 MLSS 濃度和流量求得的系統近似污泥濃度來估算：

$$Rq = \frac{Q_r}{Q_0} = \frac{\frac{X}{X_r}}{1 - \frac{X}{X_r}}$$

至於經最終沉澱池沉降之污泥究竟應迴流多少固體物才能維持所需F/M 中曝氣槽之MLSS濃度？一般而言可藉質量平衡估算之。從圖4之關係值可知，曝氣槽之SS質量平衡公式為 $Q_0S_0 + Q_rX_r = (Q_0 + Q_r)X$ ，由於 S_0 之濃度遠比 X 及 X_r 低，故在估算迴流比 R_q 時常可予以省略，如方法B所示。

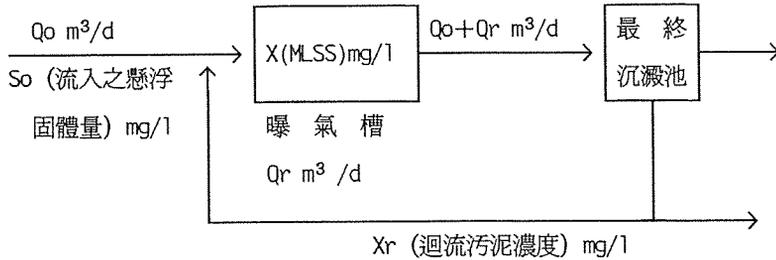


圖4 曝氣槽質量平衡關係

5. 溶氧量：活性污泥程序中必須有充足之溶氧量，以使整個曝氣槽維持喜氣狀態，夜間污水量與強度雖然較低，所需氧量較少，但於任何時間曝氣槽內至少應有0.5mg/l之溶氧；為達此要求，曝氣槽出口之溶氧量至少要有2.0mg/l，且槽中宜維持在1~3mg/l左右。依標準活性污泥法而言，其空氣供應量一般在3~7m³/m³，其餘方式所需要之送風量可參考表1所示。
6. 營養分：廢水處理上活性污泥法微生物化謝所必須之營養分，依微生物之組成、種類而異，除碳水化合物外，尚需少量的氮、磷及其他微量的鐵、鈣、鉀等，一般以 $BOD_5 : N : P : Fe = 100 : 5 : 1 : 0.5$ 為最適當。工業廢水中營養分不平衡時，不足之氮可添加 NH_4OH 或 $(NH_2)_2CO$ (尿素)；磷可添加 Na_3PO_4 或 H_3PO_4 ；而鐵則可添加 $FeCl_3$ 以平衡之。
7. 溫度：微生物由於溫度上升而增加代謝速度，有機物之去除率亦因代謝速度而異，故活性污泥池效率會因流入廢水溫度之變化而增減，一般曝氣槽溫度以20~30°C為宜。而活性污泥池受溫度影響關係為：

$$K_T = K_{20} \times \theta^{(T-20)}$$

式中， K_T 及 K_{20} ：溫度T及20°C之去除率係數

θ ：溫度校正係數

其中在不同程序溫度下之 θ 值如表2所示。

表2 溫度對活性污泥溫度校正係數 θ 的影響

程 序	溫度範圍	θ
醋酸鹽去除	0~10°C	1.042
	20~25°C	1.214
酚 去 除	0~10°C	1.131
	10~20°C	1.056
混合有機化學品廢水	—	1.055

四、設計重點

4.1 設計條件

活性污泥系統之設計必須考慮下列條件：

1. 曝氣槽內污泥負荷要維持一定。
2. 維持一定值以上的溶氧量。
3. 最終沉澱池分離出之污泥應濃縮至比曝氣槽活性污泥濃度還高。
4. 為維持曝氣槽內污泥濃度一定，應連續迴流污泥至曝氣槽。
5. 去除SS、分解BOD 所增殖之微生物，為維持一定污泥停留時間，應予以排出處理。

並且需先經預先處理，以除去可能干擾處理及操作之污染物，包括如下：

1. 油脂與漂浮物若超過50mg/l，須以撇除槽(skimming tank) 或油水分離器除去之。
2. 若含鉻、銅、鎳等重金屬或其他毒性物質等抑制物質超過某一濃度時，須先行除去，各抑制物質之界限濃度如表3。

表3 活性污泥法抑制物質之界限濃度

抑制物質名稱	符號	界限濃度
酸(鹽酸、硫酸、硝酸等)	pH	< 5
鹼(苛性鹼、消石灰)	pH	9~9.5
氰化物(氰化鉀、氰酸)	CN(mg/l)	1~1.6
硫氰化物	CNS(mg/l)	36
鉻酸鹽、鉻酸、硫酸鉻	Cr(mg/l)	2~5
銅化合物	Cu(mg/l)	1
鎳化合物	Ni(mg/l)	6
鋅化合物	Zn(mg/l)	1~3
鎘化合物	Cd(mg/l)	1~5
鐵化合物	Fe(mg/l)	100
食鹽	NaCl(g/l)	8~9
氯	Cl ₂ (mg/l)	0
砷化鹽、亞砷酸鹽	As(mg/l)	> 0.7
亞硫酸鈉	Na ₂ SO ₃ (mg/l)	300
甲醛	HCHO(mg/l)	800
酚	C ₆ H ₅ OH(mg/l)	>250
烷基環烴磺酸鹽	-(mg/l)	7~9.5
溫度	°C	35
溶氧量	DO(mg/l)	< 1

3. 污水之硫化物含量若超過50mg/l，須先行除去。

4. 進流水BOD 負荷 (kg/d計之) 之變化若超過3:1 (以四小時綜合水樣計算)，須設調節池平衡之。

4.2 設計依據

在許多研究中雖有描述活性污泥有機物之去除效率，然而由於活性污泥種類及操作方式之不同，目前尚無一種設計方程式可涵蓋任何條件。儘管如此，但在實驗應用上，則可利用BOD 污泥負荷、BOD 容積負荷、污泥齡等經驗設計值或是利用實驗方式先行求出相關參數後，再推求所需之設計值，以下介紹幾種典型之設計依據。

4.2.1 以經驗設計值為依據

各類活性污泥系統設計時所需之BOD 污泥負荷、污泥齡、BOD 容積負荷、污泥迴流比、需氧量等設計值可由表 1 所列之數據直接予以假設估算。惟此種設計方式雖較為便捷，但因各種廢水特性不同而在選取最佳值上仍有待經驗之累積方能獲取良好之去除效率。

4.2.2 以實驗值為設計依據

1. 依Eckenfelder 之實驗方式

可由不同之有機負荷(F/M)、水溫及曝氣時間(t) 求出去除率係數K 值、污泥產生量係數a、b、需氧量係數a'、b'以及溫度校正係數θ 值和污泥齡θ_c。然後再據以設計活性污泥系統。其設計所需之相關方程式如下：

$$\text{有機物之去除：} \frac{S_x}{X_v t} = K (yX_0) \text{-----(1)}$$

$$\text{需氧量：其實驗式為} \frac{R_x}{xX_u} = a' \frac{S_y}{xX_u} + b' \text{-----(2)}$$

由公式(2)先求出係數a'、b'，然後再計算其總需氧量

$$R_x = a' S_x Q_0 + b' x X_v V \text{-----(3)}$$

$$\text{污泥產生量：其實驗式為} \frac{\Delta X_v}{xX_u} = a \frac{S_y}{xX_u} - b \text{-----(4)}$$

由公式(4)先求出係數a、b，然後再計算其總污泥產生量

$$\Delta X_v = a S_x Q_0 - b x X_v V \text{-----(5)}$$

$$\text{污泥齡：} \theta_c = \frac{X_u}{\Delta X_v} = \frac{X_u}{a S_y - b x X_u} \text{-----(6)}$$

$$\text{放流水可溶性BOD 濃度：} X_{eD} = \frac{X_0^2}{K X_v t + X_0} \text{-----(7)}$$

$$\text{總放流水BOD} : X_e = X_{eD} + X_{es} = X_{eD} + S_{oz} \text{-----}(8)$$

式中，

y : BOD 有機物之參數。

X_{eD} : 放流水中可溶性BOD濃度

K : 去除率係數。

X_{es} : 放流水中SS的BOD濃度

a' : 合成所需氧量之利用係數。

b' : 體內呼吸所需氧量之利用係數。

a : 污泥增殖係數。

b : 污泥內呼吸係數。

z : SS轉換為BOD 之比率。

X_u : 混合液揮發性懸浮固體量 $kg (= X_v \cdot V)$ 。

S_y : BOD 去除量, $kg/day (= S_x \cdot Q_0)$ 。

S_o : 進流水SS, mg/l 。

其他 : 參見表 1 之註記。

2. 依生物程序之 Monod 動力模式

生物程序之動力模式很多，但對基質與生物體反應之化學動力學則可以含有內呼吸作用之 Monod 模式解釋之，一般而言，Monod 模式可適用於許多穩定狀態之程序，但因其對迅速變化之程序易造成錯誤，此時則不適用。

以下為 Monod 動力模式之推求：

$$\text{生物合成作用} \frac{dX}{dt} = \frac{K_o X S}{(K_m + S)} \text{-----}(9)$$

基質消耗速率與細胞產生量之關係

$$\frac{dX}{dt} = -Y \frac{dS}{dt} \text{-----}(10)$$

生物因死亡或內呼吸作用而減少之一階反應

$$\left(\frac{dX}{dt} \right)_{\text{內呼吸}} = -K_d X \text{-----}(11)$$

由公式(9)(10)可知基質反應速率

$$\frac{dS}{dt} = \frac{-K_o X S}{Y(K_m + S)} \text{-----}(12)$$

由公式(9)(11)可知若設 $\frac{dX}{dt} = K' X$

$$\text{則} K' = \frac{dX/dt}{X} = \frac{K_o S}{K_m + S} - K_d \text{-----}(13)$$

式中：

K_o : 最大比增長速率常數 (hr^{-1})。

X : 微生物數量 (mg/l)。

K' : 比增殖速率 (hr⁻¹)。

S : 基質 (mg/l)。

K_m : K-1+K+2/K+1。

Y : 生長係數。

K_d : 內呼吸作用減少常數。

再據以求出設計時所需之參數：

$$\text{食微比} \frac{F}{M} = \frac{K_0 S}{Y(K_m + S)} \quad \text{----- (14)}$$

$$\text{污泥齡} \theta_c = \frac{K_m + S}{K_0 S - K_d(K_m + S)} \quad \text{----- (15)}$$

由公式(14)(15)可得

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \left(\frac{F}{M} \right) - K_d \quad \text{----- (16)}$$

$$\text{放流水濃度} X_e = \frac{K_m(1 + K_d \theta_c)}{\theta_c (K_0 - K_d) - 1} \quad \text{----- (17)}$$

$$\text{活性污泥濃度} X = \frac{Y(X_0 - X_e)}{1 + K_d \theta_c} \left(\frac{\theta_c}{t} \right) \quad \text{----- (18)}$$

$$\text{迴流比} : R_q = \frac{1 - \frac{t}{\theta_c}}{\frac{X_r}{X} - 1} \quad \text{----- (19)}$$

$$\text{污泥增產率} : P_t = \frac{VX}{\theta_c} \quad \text{----- (20)}$$

氧之消耗速率：

$$\frac{\text{需氧量}}{Vt} = \frac{X_0 - X_e}{t} (1 - d' Y_v) + 0.9 d' K_d X_v \quad \text{----- (21)}$$

式中，

X₀, X_e : 進流及放流之COD 濃度 mg/l。

d' : COD 及 MLSS耗氧係數。

Y_v : $\frac{\text{mg MLVSS}}{\text{廢污}}$ 。(廢污表BOD₅、COD或砒之意)

又若於穩定狀態時，污泥淨產量於系統流出之速率，則污泥齡可表為：

$$\theta_c = \frac{VX}{Q_w X_w + Q_e X_e} \quad (2)$$

4.3 設計計算例

4.3.1 例題一

試計算曝氣槽之大小以供二級處理廠之用，已知污水流量71,000CMD，BOD=9,000公斤。1.標準活性污泥法之最大負荷為0.56kg BOD/m³-day，最小曝氣時間為6小時。2.高率活性污泥法之最大負荷為1.6kgBOD/m³-day，最小曝氣時間為2.5小時。計算如下：

1. 標準活性污泥法

$$(1) V \text{ (以BOD負荷為基礎)} \geq \frac{9000}{0.56} = 16,071\text{m}^3$$

$$(2) V \text{ (以曝氣時間為基礎)} \geq tQ = \frac{6}{24} \times 71,000 = 17,750\text{m}^3$$

(3)由(1)(2)之結果得知，所設計之曝氣槽可採用6.0小時之曝氣時間，則其容積為17,750 m³，此時，負荷

$$\frac{F}{V} \text{ 為 } \frac{9,000}{17,750} = 0.51\text{kg BOD/m}^3 \cdot \text{d}$$

(4)可採用二十個方形曝氣槽，設水深為4.0m，則

$$\text{每槽寬為 } \left(\frac{17,750}{20 \times 4} \right)^{\frac{1}{2}} = 15\text{m}$$

2. 高率活性污泥法

$$(1) V \text{ (以BOD負荷為基礎)} \geq \frac{9000}{1.6} = 5,625\text{m}^3$$

$$(2) V \text{ (以曝氣時間為基礎)} \geq \frac{2.5}{24} \times 71,000 = 7,396\text{m}^3$$

(3)由(1)(2)之結果得知，所設計之曝氣槽可採用2.5小時之曝氣時間，則其容積為7,396 m³，此時，負荷

$$\frac{F}{V} \text{ 為 } \frac{9,000}{7,396} = 1.22\text{kg BOD/m}^3 \cdot \text{d}$$

(4)可採用三個圓形曝氣槽，設水深為5.0m，則

$$\text{每槽直徑為 } \left(\frac{17,750 \times 4}{3 \times 5 \times \pi} \right)^{\frac{1}{2}} = 25\text{m}$$

4.3.2 例題二

設計一個活性污泥廠，已知廢水量1,000CMD，BOD₅ 為720mg/l，夏天的放流水含可溶性BOD₅ (25°C)25mg/l，懸浮固體40mg/l。而下面數據則由模型廠試驗得來(20°C)：

$$y = \frac{X_e}{X_0^2}$$

BOD去除係數K = 16/day

F/M 的最大值 = 0.7/day

a = 0.58

a' = 0.35

b, b' = 0.15/day

MLVSS (X_v) = 2,800mg/l

θ_k = 1.08

θ_b, θ_{b'} = 1.04

1. 計算(1)曝氣槽的體積(2)需氧量(3)總污泥產生量 ΔX_v
 2. 計算在冬天(10°C)操作時(1)溶解性BOD量及(2)總放流水BOD量(3)總污泥產生量 ΔX_v。
- 計算如下：

1.

(1)曝氣槽體積

已知 $y = \frac{X_e}{X_0^2}$

則由公式(1)知 $\frac{X_0 - X_e}{Xvt} = K \frac{X_e}{X_0}$

且已知 $K_{25^\circ\text{C}} = K_{20^\circ\text{C}} (1.08)^{(T-20)} = (16)(1.08)^{(25-20)}$
 $= 23.5/\text{day}$

則 $t = \frac{X_0 (X_0 - X_e)}{kX_v X_e} = \frac{720(720-25)}{(23.5)(2800)(25)}$

$= 7.3 \text{ 小時 } (0.304 \text{ 天})$

校核F/M

$F/M = \frac{X_0}{Xvt} = \frac{720}{(2800)(0.304)}$

$= 0.85 / \text{天} > 0.7 / \text{天}$

太高了，用F/M = 0.7天

則 $t = \frac{720}{(2800)(0.7)} = 0.367 \text{ 天}$

∴ 曝氣槽體積 $V = 1000\text{CMD} \times 0.367 \text{ 天} = 367\text{m}^3$

(2) 需氧量

當 $F/M = 0.7$ ，且設 MLSS 中生物可分解之比率 $X = 0.64$

則在夏天 (25°C)，其 $b'_{25^{\circ}\text{C}} = 0.15 \times 1.04^{(25-20)} = 0.18/\text{天}$

此時可由公式(3)求出夏天總需氧量

$$\begin{aligned} R_x &= a' S \times Q_0 + b' \times X_v V \\ &= 0.35(720-25) \times 1000 + 0.18 \times 0.64 \times 2800 \times 367 \\ &= 361.6 \text{ kg O}_2 / \text{d} \end{aligned}$$

(3) 夏天的總污泥產生量

由公式(5)可求出其總污泥產生量

$$\begin{aligned} \Delta X_v &= a S \times Q_0 - b \times X_v V \\ &= 0.58(720-25) \times 1000 - 0.18 \times 0.64 \times 2800 \times 367 \\ &= 284.7 \text{ kg/d} \end{aligned}$$

2. 冬天 (10°C) 操作時

$$K_{10^{\circ}\text{C}} = 16 \times 1.08^{(10-20)} = 7.41 / \text{天}$$

(1) 可溶性 BOD 量

由公式(7)可求出

$$\begin{aligned} X_{eD} &= \frac{X_0^2}{K X_v t + X_0} = \frac{720^2}{7.41 \times 2800 \times 0.367 + 720} \\ &= 62 \text{ mg/l 可溶性 BOD} \end{aligned}$$

(2) 總放流水 BOD

由公式(8)，設 SS 轉換為 BOD 之比率 $z = 0.3$ 則可求出

$$\begin{aligned} X_e &= X_{eD} + X_{es} = 62 \text{ mg/l} + 40 \text{ mg/l} \times 0.3 \\ &= 74 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

(冬天放流水中 BOD 會因放流水中懸浮固體量增加而升高)

(3) 冬天的總污泥產生量

已知 $b_{10^{\circ}\text{C}} = 0.15 \times 1.04^{(10-20)} = 0.10/\text{天}$

由公式(5)可求出其總污泥產生量

$$\begin{aligned} \Delta X_v &= 0.58(720-62) \times 1000 - 0.1 \times 0.64 \times 2800 \times 367 \\ &= 315.9 \text{ kg/d} \end{aligned}$$

4.3.3 例題三

某都市污水欲以標準活性污泥法處理，將進流水 BOD_5 由 300 mg/l 降至 3 mg/l 以下。進流水量為 $10,000 \text{ CMD}$ ，並自表 4 定出動力學常數： $K_0 = 0.45 \text{ hr}^{-1}$ ， $K_m = 60 \text{ mg BOD}_5 / \text{l}$ ， $Y = 0.60 \text{ mg MLSS/mg BOD}_5$ ， $k_d = 2.5 \times 10^{-3} \text{ hr}^{-1}$ 。設反應槽為含迴流之完全混合槽，且 $\text{COD/BOD}_5 = 1.5$ ， $\text{MLVSS/MLSS} = 0.9$ ， $\theta_c = 5 \text{ 天}$ ，耗氧係數 $d' = 1.44$ 。試設計該活性污泥系統。

表 4 標準活性污泥系統之動力學常數值

廢水種類	動力學常數值範圍				
	K_o (hr ⁻¹)	K_m (mg/l)	Y ($\frac{mg\ MLSS}{mg\ 廢污}$)	K_d ((hr ⁻¹))	廢污基準
家庭污水	0.4~0.55	50~120	0.5~0.67	$2.0\sim3.0\times10^{-3}$	BOD ₅
魚貝加工	0.43	96	0.58	5.8×10^{-2}	BOD ₅
酵母	0.038	680	0.88	3.3×10^{-3}	BOD ₅
酚	0.46	1.66	0.85		酚
		$K_1 = 380$			
塑膠	0.83	167	0.30	3.3×10^{-3}	COD

設計如下：

1. 由公式(17)計算放流水之濃度

$$X_e = \frac{K_m(1+kd\theta_c)}{\theta_c(k_o - kd) - 1} = \frac{60(1+2.5\times10^{-3}\times24\times5)}{5\times24(0.45-2.5\times10^{-3})-1}$$

$$= 1.48\text{mg BOD}_5 / \text{l}$$

2. 由表 1 知標準活性污泥法之 t 介於 4 至 8 小時，設 $t=7$ 小時，則反應槽容積

$$V = Q_o t = 1.0\times10^4 \times \frac{7}{24} = 2916\text{m}^3$$

3. 反應槽中之 MLSS 即為活性污泥濃度，可由公式(18)求出：

$$X = \frac{Y(X_o - X_e)}{1+kd\theta_c} \left(\frac{\theta_c}{t} \right) = \frac{0.60(300-1.48)}{1+2.5\times10^{-3}\times5\times24} \left(\frac{5\times24}{7} \right)$$

$$= 2362\text{mg MLSS/l}$$

4. 迴流之固體物濃度設為 8000mg/l，由公式(19)求迴流比

$$Rq = \frac{1-(t/\theta_c)}{(X_r/X)-1} = \frac{1-(7/5\times24)}{\frac{8000}{2362}-1} = 0.39$$

5. 污泥增產率可由公式 求出：

$$P_t = \frac{VX}{\theta_c} = \frac{2916\times2362\times10}{5} = 1.38\times10^3 \text{ kg/天}$$

6. 由公式21計算氧之消耗速率

$$\begin{aligned} \frac{\text{需氧量}}{(\text{容積})(\text{時間})} &= \frac{(X_0 - X_e)}{t} (1 - d'Y_v) + 0.9d'kdX_v \\ &= \frac{1.5(300 - 1.48)}{7} (1 - 1.44 \times 0.6 \times \frac{0.9}{1.5}) \\ &\quad + 0.9 \times 1.44 \times 2.5 \times 10^{-3} \times 2362 \times 0.9 \\ &= 37.7 \text{ mg } O_2 / \text{l/hr} \end{aligned}$$

因反應槽容積 = 2916m³，故每天之總需氧量為

$$\text{每天需氧量} = \frac{37.7 \times 10^3 \times 24 \times 2916}{10^6} = 2638 \text{ kg } O_2 / \text{天}$$

五、應用要領

在活性污泥法中典型之設計依據分別為經驗設計值或實驗值，其中實驗值較常用者包括Eckenfelder之實驗方式及生物程序之Monod動力模式兩種，前面已說明其設計要點，至於應用方面，筆者認為其個別應用要領，可分述如下：

1. 以經驗設計值為依據

可依據表1之經驗設計值及相關廢水之各種參數比較分析出最可行之設計值，然後依表中之計算法求出其槽體尺寸及送風量等數值。

2. 以實驗值為設計依據

(1) 依Eckenfelder之實驗方式

可由實驗室或模型廠試驗 (pilot plant) 求出各種不同之設計參數，然後再予以擴大到實廠規模。由於本實驗方式並不受迅速變化之程序所影響，故也可以實廠規模進行參數之求取。

(2) 依生物程序之Monod動力模式

由於本模式在迅速變化之程序下易造成錯誤，因此，求取設計參數時一般須於實驗室分別探求或在極穩定之模型廠試驗下求取，然後再予以擴大到實廠規模。

此兩種實驗法之主要參數 (a', b', a, b, K₀, K_m, Y, K_d) 也有經驗設計值，如表4、表5所示，可與實際試驗後所得之參數相互比較修正，以便獲得較佳之設計。

表5 Eckenfelder之主要常數值

項目	單位	範圍
a'	kg O ₂ /kg BOD	0.35~0.5
b'	kg O ₂ /kg MLSS-d	0.05~0.24
a	—	0.5 ~ 0.8
b	day ⁻¹	0.01~0.1

綜合上述論點可知，此三種設計依據在參數之求取時其基本數值及實驗規模，如表6所示。

表6 參數求取之基本數值及實驗規模

設計依據	參數求取	
	基本數值	實驗規模
經驗設計值	經驗值	—
Eckenfelder	實驗值、經驗值	試驗室、模型廠、實廠
Monod	實驗值、經驗值	試驗室、模型廠

六、結語

活性污泥法之設計內容除上述之外，尚包括曝氣槽體、曝氣系統等設計。唯因國內此方面之論著已相當多，在此不再贅述。事實上欲使活性污泥法獲致良好之去除效率，不僅應有完善之設計外，尚需有彈性上操作以增加其應變能力，唯所需之技術較高，需經由專業之訓練後方能勝任。總之，活性污泥法之設計良窳不僅關係到處理可行性，也是工程施工、操作維護以及異常對策成敗之關鍵，因此工程規劃之初，必須有完善之設計方可確保去除成效。

本文僅介紹數種典型之設計方式及其應用要領提供設計者參考，若有謬誤處尚希給予指正。

七、參考資料

- (1)高肇藩、張祖恩，水污染防治，中國土木水利工程學會，76年4月。
- (2)歐陽嶠暉，下水道工程學，長杉出版社，74年12月。
- (3)林秋裕，下水道工程，國立編譯館，73年9月。
- (4)李公哲，水質管理之原理，國立編譯館，77年3月。
- (5)楊萬發、歐陽嶠暉，事業廢水管理訓練教材（甲級）—廢水生物處理操作與維護，行政院環境保護署，EPA-79-003-27-124,79年9月。
- (6)歐陽嶠暉，活性污泥操作維護手冊，工業污染防治技術手冊之八，經濟部工業污染防治技術服務團，財團法人中國技術服務社編印，76年5月。
- (7)歐陽嶠暉，廢水處理廠操作管理，工業污染防治技術手冊之二十五，經濟部工業污染防治技術服務團，財團法人中國技術服務社編印，79年6月。
- (8)Adams, C.E. Jr., Ford, D.L., and Eckenfelder, W.W., Jr., Development of design and Operational Criteria for Wastewater Treatment, Enviro Press, Inc., 1981.

工程實務

氧化渠技術於廢水中氮、磷去除之應用

鄭清宗*

一、前言

氧化渠法廢水處理技術是在1950年代在荷蘭發展出來，主要是爲了處理小市鎮之生活污水。基本上氧化渠法爲一種延長曝氣之活性污泥法。目前氧化渠可分爲三種類型：1. 連續流式並附有分離之沉澱池。2. 連續流式但無分離之沉澱池。3. 間歇流式，且無分離之沉澱池。氧化渠法之前處理一般僅需攔污及除砂設備，而不需初級沉澱池。

氧化渠法是在1962年引進至丹麥，截至目前已經有 300多座氧化渠法污水廠，約佔丹麥所有採用生物處理法污水廠數目之40%。

本文將介紹之氧化渠法，係由丹麥I.Krüger公司與丹麥科技大學環境工程系所研究開發之「分段氧化渠技術(phased isolated ditch technology)」，其特點爲藉由氧化渠之操作程序控制，而附帶達成脫氮及／或脫磷之效果。

二、氧化渠法生物脫氮與脫磷原理

1930年代在哥本哈根北部的一處小湖泊即有因生物處理後之污水排入，而導致優養化之問題發生。有一段時間大家都認爲水體優養化主要是因爲磷而引起的，但是經過研究後，發現氮經氧化成硝酸鹽後會造成水體中嚴重的溶氧耗竭。氮若處於非離子態(NH₃)的狀態，對魚類是有毒的。在丹麥由於河川水體中經由水生植物的光合作用，使水中之鹼度提高，pH值亦隨之升高，因此排入河川之污水中所含之氮將因高pH值而轉變爲非離子態之NH₃，故污水處理需達到硝化(Nitrification) 程度之問題在1970年代即因此受到重視。

2.1 生物脫氮方法(Bio-Denitro Process)

因爲氧化渠法之設計固體停留時間(SRT) 相當長，且放流水均已達到硝化之程度，因此只要改變一下氧化渠中之操作狀況，使其處於無氧狀態，即可達成脫氮之效果。此

*中鼎工程股份有限公司環境工程專案設計經理
工業污染防治技術服務團副團長

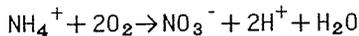
種藉著氧化渠生物脫氮的方法是在1972年由丹麥科技大學環境工程系的教授及研究人員所發展出來的，並於當年應用於實際之污水處理廠。

此種生物脫氮方法在丹麥已經應用於十幾個都市污水或工業廢水處理廠。此種方法可以藉著進流廢水中提供脫氮過程中所需之碳源，而減少所需之曝氣量，達到能源節約之目的。

2.1.1 有機物之去除與硝化作用

對於懸浮生物處理系統而言，祇要是溫度、pH值及溶氧量等環境因子適合，且污泥停留時間(SRT)長的話，則除了可達到廢水中之有機物去除效果外，亦能達成相當程度的硝化作用(nitrification)。

硝化作用之達成可分為兩個步驟，首先微生物消耗廢水中的有機物，而將有機氮(Org-N)轉化為氨氮(NH_4^+ -N)，然後再被轉化為亞硝酸鹽氮(NO_2^- -N)及硝酸鹽氮(NO_3^- -N)，硝化作用主要是靠亞硝酸鹽菌(nitrosomonas)及硝酸鹽菌(nitrobactor)等自營性細菌所完成。若不考慮細胞之合成，則由氨氮轉化為硝酸鹽氮之全反應式如下：



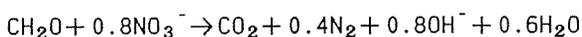
硝化作用之最適當pH值為接近 8.0之微鹼性。雖然硝化菌亦稍能適應酸性，但是最好能保持 7.0以上。在硝化過程中每一毫克(mg)之 NH_4^+ -N被氧化成 NO_3^- -N時，需消耗 0.1428 meq的鹼度。因此對於鹼度低或氮含量高之廢水，在硝化過程中可能導致pH值的降低，而影響硝化效果。廢水中有機物的存在並不危害硝化菌，但是若DO濃度太低則會抑制硝化作用的進行，因為自營性的硝化菌必需與普通的異營性細菌競爭之故。

由於硝化菌的增殖速率低，因此必需有較長的污泥停留時間(SRT)，以避免硝化菌的流失。此外，硝化菌對於溫度亦十分敏感，因此在設計選定SRT時必需考慮水溫的因素。雖然硝化菌在接近 0°C之環境下仍能進行硝化作用，但是就寒帶氣候而言，如北歐、加拿大等，硝化菌卻必需在冬季來臨前馴養完成，依據實際操作經驗，若在冬季之低溫狀況下，因操作疏忽導致硝化菌之流失，則很難在該季節裡重新培養出來，而需等待夏季的來臨。

2.1.2 有機物與氮之去除

廢水中之氮可以藉著硝化及脫氮作用加以去除。所謂生物脫氮就是使含有大量硝酸鹽的廢水處於無氧狀態(anoxic)，藉由一些普通細菌利用硝酸鹽進行呼吸作用，以達成廢水中氮之去除效果。因為普通細菌在低溶氧之狀態下，均有利用硝酸鹽進行呼吸作用的能力。脫氮過程中所需之碳源可以來自任何可生物分解之有機物質，而硝化與脫氮處理程序則可以有許多不同組合。以下將針對系統本身碳源及單一污泥系統加以討論。

若不考慮細胞的合成作用，脫氮作用可以下式表示之。



脫氮作用之最適當pH值介於7.0~8.5之間。而溫度係數(θ)則分別為1.15及1.20，此時脫氮作用所需之碳源係來自原污水及細菌細胞。

理論上欲達成完全的脫氮效果，進流水的 BOD與總凱氏氮的比值 (BOD_5 / TKN) 至少需 2.0以上，而實際操作上則約需 4~ 6。生物脫氮速率需視硝酸鹽濃度及碳源生物分解之難易度而定。

在巨大的水體中即使在好氧狀態下亦能進行脫氮。因為在生物膠羽的內部產生缺氧狀態，而且又在有碳源存在的狀況下，脫氮作用可發生於膠羽內部。依據丹麥科技大學的研究指出，在都市污水處理廠的活性污泥生物膠羽中，其成份組成如表 1 所示。

表 1 都市污水處理廠活性污泥膠羽之成份組成

成 份	百 分 比 %
無 生 命 體	10~40
脫 氮 菌 (兼 氣 性)	40~60
好 氧 菌	20~30
硝 化 菌	1~2

雖然硝化菌占整個活性污泥組成的比例很小，但是卻是整個硝化—脫氮系統的關鍵微生物，而兼氣性脫氮菌與硝化菌相比，則是數量很多。

在硝化過程中氨的最大去除率取決於硝化菌的數量及環境因素，經實驗結果顯示在溫度 10~25°C 狀況下，最大硝化速率為 1.6~3.7mg NH_4^+ -N/g MLVSS-hr。而實際的氨去除率假設為受溶氧濃度的限制，可以用 Monod動力數學模式加以描述如下：

$$r_{act, NH_4^+} = r_{max, NH_4^+} + \frac{D_o}{2 + D_o}$$

式中， r_{act, NH_4^+} ——實際氨去除率

r_{max, NH_4^+} ——最大氨去除率

在設計硝化程序時通常以好氧性污泥停留時間 (SRT) 為基準。表 2 為在不同溫度狀況下 SRT 與 F/M 之關係。

表 2 硝化程序之 SRT 與 F/M 之關係。

溫 度(°C)	5	10	15	20
SRT (日)	20	12	8	4
F/M ($\frac{kg BOD_5}{kg MLVSS-d}$)	0.06	0.10	0.15	0.20

一般而言，在下列三種條件下，可以獲得最大的硝化速率：

1. 活性污泥微生物中脫氮菌比例高時。
2. C/N 比高時。
3. 碳 (C) 是以溶解性狀態存在，且為易於生物分解時。

在上述之有利狀況下，溫度為 20°C 時，若以本身內部之碳源進行脫氮作用，則最大脫

氮速率約為 $3\text{mgNO}_3^- \text{-N/gMLVSS-hr}$ 。20°C時內呼吸作用約可達到 $0.4\text{mgNO}_3^- \text{-N/gMLVSS-hr}$ 之脫氮效果。脫氮時所需之C/N比視廢水成份及操作情況而定。欲達成良好的脫氮效果，就是讓進流廢水中的碳能夠供脫氮作用所利用，而儘量減少在硝化過程中被氧化。在實際應用上，若欲使放流水之 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 低於 2mg/l 或去除率達90%以上時，則 $\text{BOD}_5 / \text{TKN}$ 比需至少4以上。因為在生物膠羽的內部呈現缺氧現象，因此在曝氣槽中有時在DO高達 3.0 mg/l 之狀態下亦能進行脫氮作用，但是毫無疑問的當溶氧量高於 $1.0 \sim 1.5\text{mg/l}$ 時，脫氮速率即急速降低。

2.2 生物脫磷方法(Bio-Deniphospho process)

利用生物脫磷的方法在1975年左右開始被研究，依據Barnard之研究結果顯示，廢水生物處理單元若採取好氧/厭氧循環操作則可以培養出許多脫磷之微生物。丹麥科技大學環境工程系與I.Krüger公司，曾經合作進行一項研究生物脫磷的計畫，並發展出一套利用氧化渠進行生物脫磷的處理方法。

2.2.1 有機物、氮及磷之去除

磷與氮一樣可以被廢水中的微生物吸收，而以過剩污泥的方式去除之，對都市廢水而言通常可以達到15~25%的去除率。但對某些特殊微生物，其對磷之去除量可以提得更高些。雖然基本的生物脫磷理論還不是很清楚，但是十多年來對其處理反應機構的了解有了顯著的進展。某些特定的微生物，若使其間歇性地處於好氧與厭氧狀態，則在厭氧狀態下其對低分子的有機物，例如脂肪酸，有吸收之效果。在此吸收過程中所需的能量主要是來自微生物原生質中聚磷酸鹽之磷鍵所釋放，當微生物再處於好氧狀態時，則有機物被氧化成無機物，而產生能量供微生物生長及重新累積聚磷酸鹽於細胞中。對微生物的淨效應而言，即是在微生物中累積超量的磷。依據Marais等人的研究認定，這些微生物之所以能夠與其它微生物競爭，主要是它們能夠蓄積足夠的有機物以供本身利用。這些微生物最後將隨著活性污泥懸濁液排出，而造成廢棄污泥中磷含量增加的現象。除了生物脫磷外，磷亦可與廢水中存在的鈣、鎂、鐵及鋁等產生化學沉降而去除。經由一些試驗數據顯示廢水中磷之化學沉降效果，隨著生物脫磷效果之增進而增加。其中之一原因應為當處於厭氧狀態時，微生物釋放出磷，導致廢水中磷之濃度增高，而增進化學沉降之效果。一般而言，利用生物脫磷法，其廢棄污泥中磷之含量約為3.5~6%，但是很難加以區別有多少量是由生物作用產生，而又有多少是由化學沉降作用所產生。

生物脫磷程序之設計基準一般是根據經驗而訂定，一般而言，厭氧狀態的停留時間約為1小時，如果需要脫氮的話則COD/TKN比必需大於10，而為了使生物分解速度加快，則流入厭氧狀態下反應槽之廢水COD值應愈高愈好，至少需 25mg/l 以上。此顯示原廢水之成份對生物脫磷程序是重要的。

依據在丹麥三座採用此種處理方式的污水廠持續五年的操作資料顯示，廢水中總磷(Total phosphorus，簡寫為TP)之去除率達68~78%，放流水中磷之濃度為 $2.6 \sim 3.7 \text{ mg/l}$ 。而經實際測定在厭氧階段磷被微生物之攝取率為 $1.07 \sim 1.48\text{mg TP/g MLSS-hr}$ ，

而在同一時期磷之釋出率則為0.28~1.19mg TP/g MLSS-hr。

丹麥科技大學環工系曾經進行一項研究計畫，以瞭解生物脫磷之反應機構及改良生物脫磷處理程序。它們在氧化渠前加設了一個厭氧反應槽，使迴流污泥在此與進流廢水混合，此程序被稱為生物脫氮磷程序(Bio-Denitro Process)。經由模廠試驗結果顯示，原廢水中磷含量為7mg TP/l，處理後降低至0.5mg/l，在此同時原廢水中之氮為25mg TN/l，處理後降為0.8 mg $\text{NH}_4^+ \text{-N/l}$ 及3.2mg $\text{NO}_3^- \text{-N/l}$ 。

三、分段氧化渠之類別與操作方法

由丹麥I. Krüger公司所發展之分段氧化渠法，依其氧化渠之構造，組合之不同，共可分為VR型，T型及DE型三類，而T型及DE型則再依其處理目的之不同，而各有兩種操作方式，茲分別說明如下：

3.1 VR型氧化渠

VR型氧化渠係僅由一座跑道型溝渠所形成，中間有一小島，溝渠中再構築一道分隔牆，將其分隔為I區與II區兩個相同容積之區域（請參見圖1所示）。水平式之滾輪曝氣機(rotor)一組橫跨裝置於渠中之共同區域，其附屬之馬達為可逆轉式(reversible motor)。在I區與II區之終端處各裝置有一座飄動閘門(flap gate)，其能受水流作用而開啓或關閉。I區與II區中各裝置有一組自動控制之溢流堰。過剩污泥則收集於靠近曝氣機處之污泥收集槽，由污泥泵浦抽送至污泥濃縮池處理。VR型氧化渠之深度約為2.0~2.5公尺。

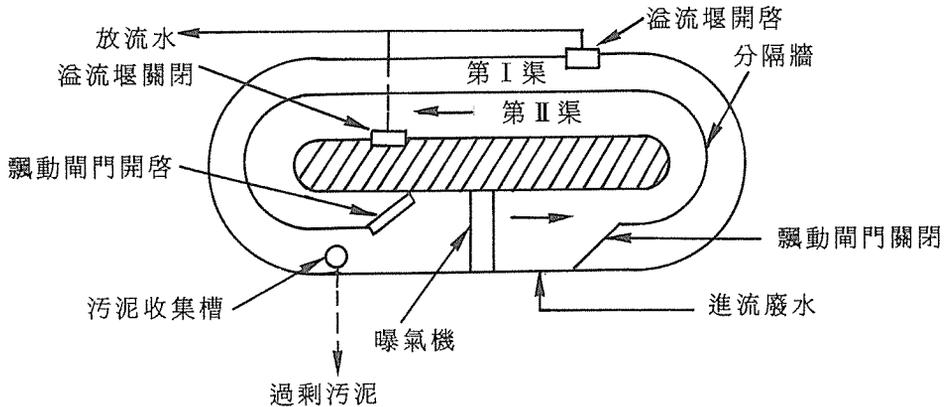


圖1 VR型氧化渠系統配置示意圖

VR型氧化渠之操作依序分爲四個階段反覆運轉，請參見圖 2 所示，說明如下：

1. 階段 A：水平式之滾輪曝氣機使水流在渠中順時針方向流動，靠近中央牆之飄動閘門受水流作用而關閉，此時另外一座飄動閘門則受水流作用而開啓。此時進流之廢水在 I 區中進行曝氣處理，而 II 區則扮演沉澱池之功能，沉澱後之上澄水則由位於 II 區之溢流堰排出，而此時位於 I 區之溢流堰是關閉的。階段 A 之操作延時通常爲 3 小時。
2. 階段 B：階段 B 爲一中間階段，此時曝氣機停止操作，使 I 區中之污泥沉澱，而放流水則仍由位於 II 區之溢流堰排出。此階段之操作延時通常爲 1 小時。
3. 階段 C：在階段 C 之開始時，首先將關閉位於 II 區之溢流堰並開啓 I 區之溢流堰。曝氣機則反向旋轉，以使廢水在渠中逆時針方向流動，而受水流作用，此時靠近中央牆之飄動閘門將開啓，而靠近外牆之飄動閘門則將被關閉。II 區扮演曝氣池之功能，而 I 區則供作沉澱池之用，放流水由 I 區之溢流堰排出。階段 C 之操作延時與階段 A 同爲 3 小時。
4. 階段 D：階段 D 與階段 B 同爲一中間階段，此時曝氣機停止操作以供污泥沉澱，放流水仍由 I 區之溢流堰排出。階段 D 之操作延時與階段 B 同爲 1 小時。

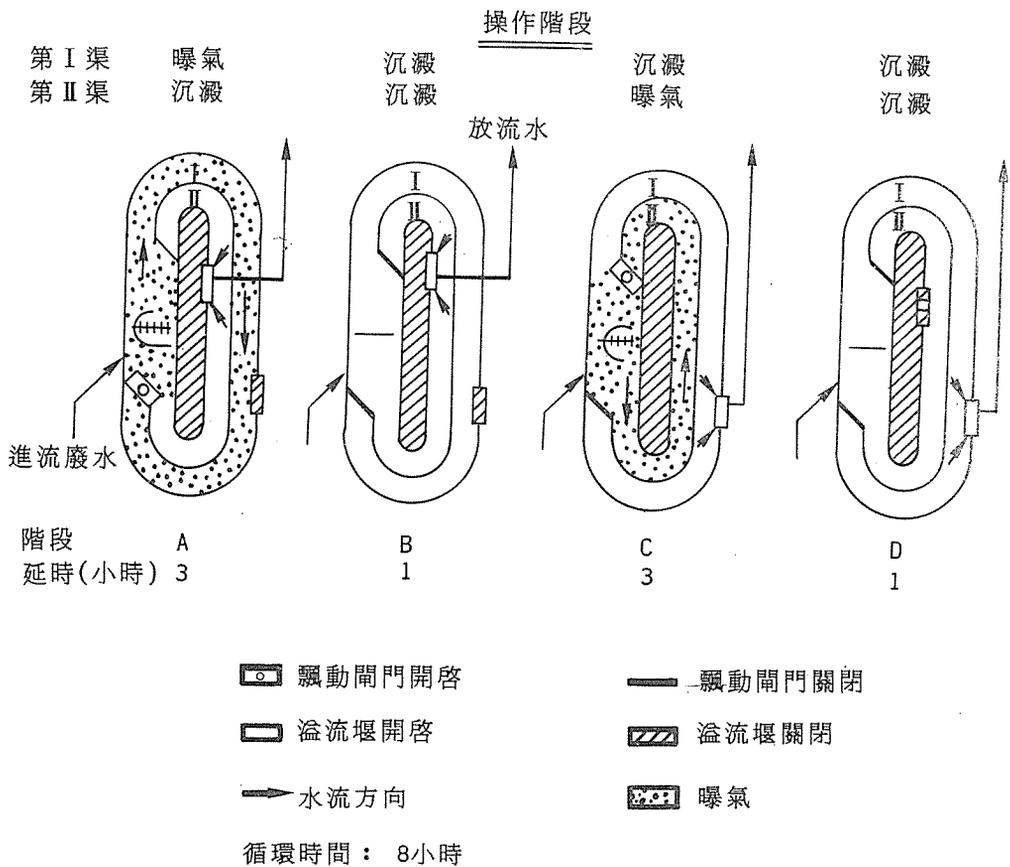


圖 2 VR型氧化渠操作程序示意圖

3.2 T型氧化渠

T型氧化渠是由三座溝渠所構成，圖3所示為其中一種配置方式，另一種配置方式則如圖4所示。每一渠中均裝置一組或二組以上之曝氣機，以供曝氣或循環用。三座氧化渠均聯結至一座分水井，分水井中裝置有三個自動控制之分水堰，可調整流至各氧化渠之流量。氧化渠間則以聯結管相連接。過剩污泥由位於第II渠中之污泥收集井收集後，以污泥泵浦抽送至濃縮池處理。氧化渠I與III中裝置有可調式溢流堰。T型氧化渠之深度一般亦為2.0~2.5公尺。

T型氧化渠之操作可依其處理目的之不同，分為延長曝氣方式操作及脫氮方式之操作，其均依序分為六個階段反覆運轉，茲說明如下：

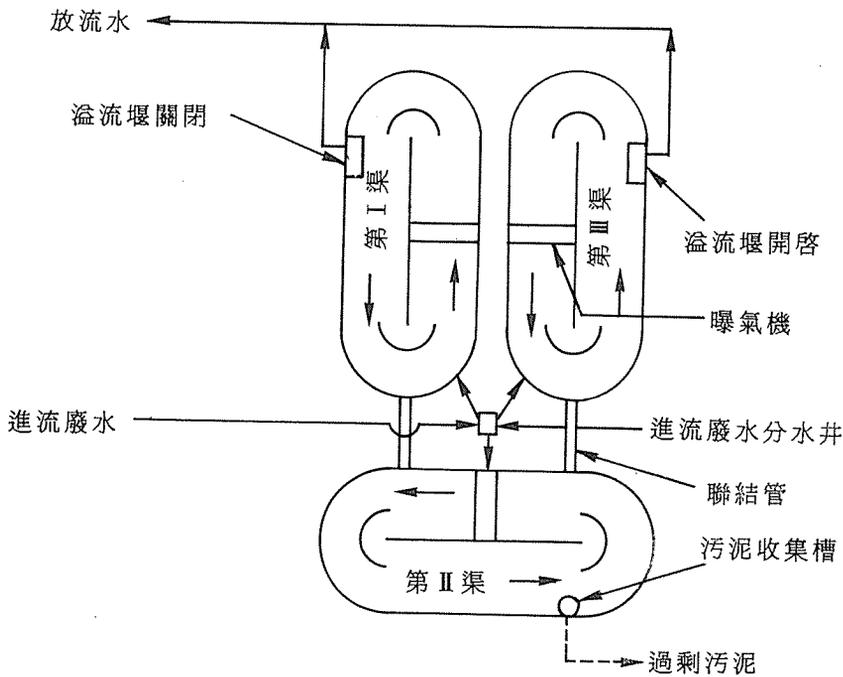


圖3 T型氧化渠系統配置示意圖之一

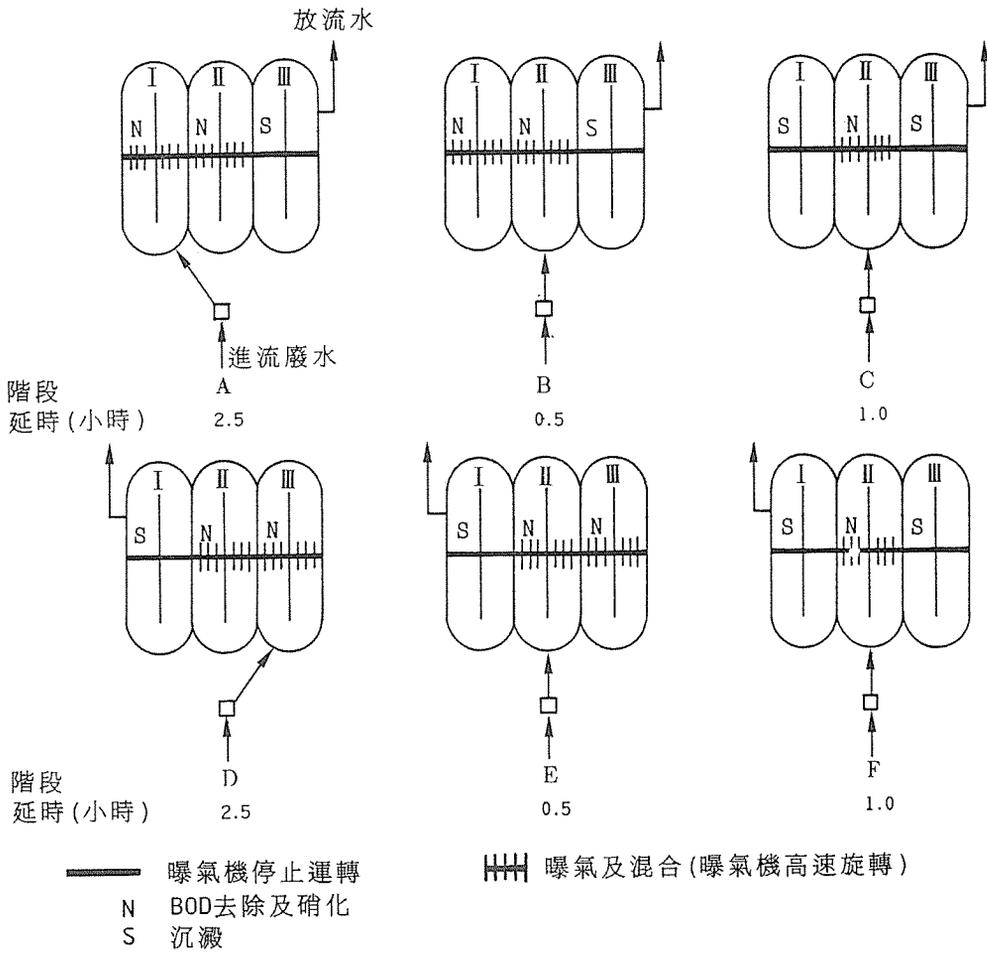


圖 4 T型氧化渠延長曝氣方式操作程序示意圖

3.2.1 延長曝氣方式操作

延長曝氣方式操作之目的主要為去除廢水中之 BOD及達成硝化作用，其操作程序如下 (請參見圖 4 所示)：

1. 階段 A：進流廢水導入第 I 渠，此時第 I、II 渠中之曝氣機運轉進行曝氣及混合作用，而第 III 渠則供作沉澱池，放流水由第 III 渠中之溢流堰排放。活性污泥懸濁液自第 I 渠流至第 II 渠及由第 II 渠流至第 III 渠。階段 A 之操作延時為 2.5 小時。
2. 階段 B：此時進流廢水由原來之第 I 渠改變為自第 II 渠進入，第 I、II 渠中之曝氣機繼續運轉操作，階段 B 之操作延時為 30 分鐘。
3. 階段 C：在此階段第 I 渠中之曝氣機停止運轉，使活性污泥開始沉降，此時廢水仍然進入第 II 渠。階段 C 之操作延時為 1 小時。

4. 階段D：此時位於第Ⅲ渠之溢流堰關閉，而位於第Ⅰ渠之溢流堰開啓。而進流廢水則由第Ⅱ渠改變為自第Ⅲ渠進入，位於第Ⅲ渠之曝氣機亦開始運轉，此時各渠中水流之方向則恰與階段A相反，第Ⅰ渠供作沉澱池之用。階段D之操作延時與階段A同為2.5小時。
5. 階段E：此時進流廢水由第Ⅱ渠進入，在第Ⅱ、Ⅲ渠中進行曝氣。階段E之操作延時與階段B同為30分鐘。
6. 階段F：此時第Ⅲ渠中之曝氣機停止運轉，以供活性污泥沉澱。階段F之操作延時與階段C同為1小時。

3.2.2 脫氮方式操作

利用T型氧化渠欲進行脫氮處理時，其操作方式與前述之延長曝氣方式大致相同，而僅在階段A時第Ⅰ渠為在缺氧狀態下操作，在階段D時第Ⅲ渠亦在缺氧狀態下操作，以促進微生物利用進流廢水中之碳源進行脫氮作用。脫氮方式操作亦依序分為六個階段（請參見圖5所示），說明如下：

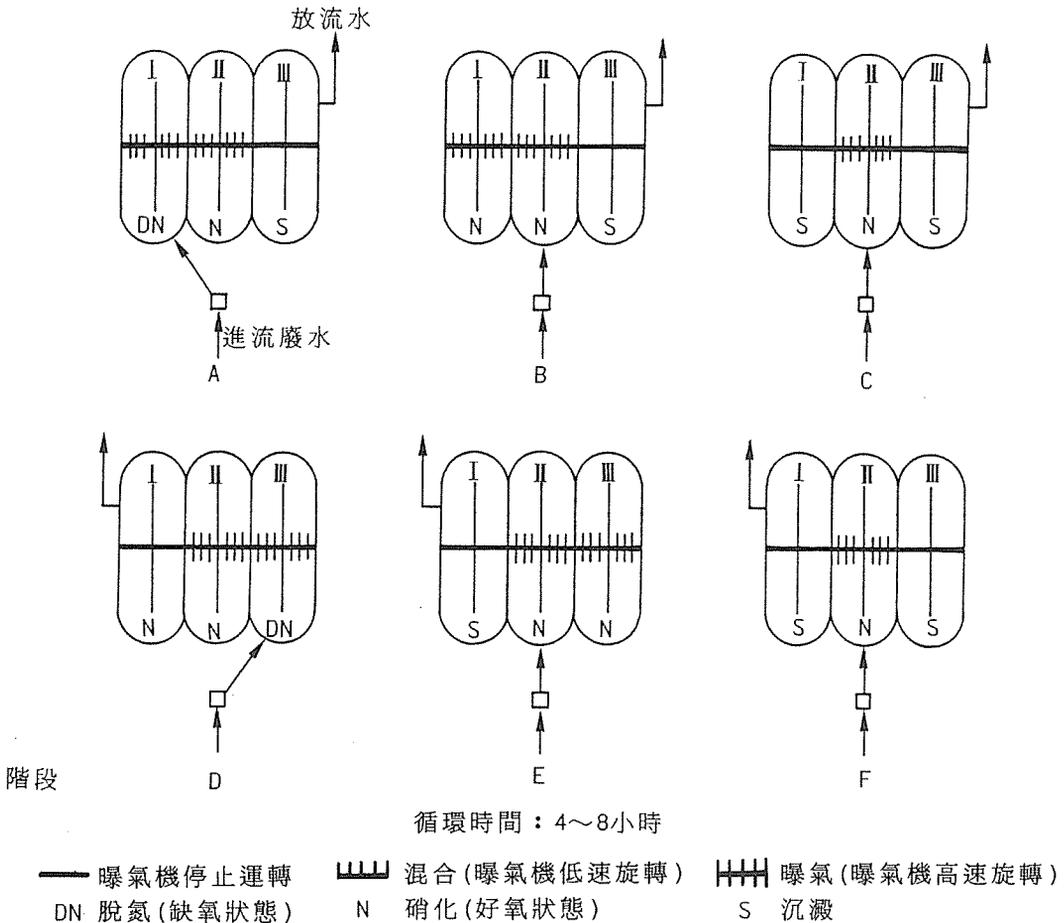


圖5 T型氧化渠脫氮處理系統操作程序示意圖

1. 階段A：進流廢水導入第I渠，渠中之曝氣機處於低速旋轉，以保持污泥懸浮及缺氧狀態。在前一階段產生之硝酸鹽此時被作為氧化劑，以氧化有機物。在此階段第I渠之溢流堰關閉，第III渠之溢流堰開啓。而第II渠中則保持曝氣狀態，以進行BOD之去除及硝化作用。
2. 階段B：進流廢水改由第II渠進入，第I渠中之曝氣機轉變為高速運轉，以保持渠中好氧之狀態。此階段之操作延時需視有機物之分解及前階段所殘餘之氮氧化所需之時間而定。在此階段第III渠仍供作沉澱池之用。
3. 階段C：第I渠中之曝氣機停止運轉，以使活性污泥沉澱。進流廢水仍然由第II渠進入，而放流水由第III渠排出。
4. 階段D：進流廢水改由第III渠進入，階段D與階段A之作用相同，祇不過是脫氮作用改在第III渠中進行，而放流水由第I渠排出。
5. 階段E：此階段之作用與階段B相同，而僅是第I、III渠扮演之角色對調而已。
6. 階段F：此階段之作用與階段C相同，其相異處亦僅是第I、III渠扮演之角色對調而已。

上述六階段之一操作循環所需時間通常為4~8小時，但需視欲去除之氮量決定。

3.3 DE型氧化渠

DE型氧化渠系統由二座氧化渠及一座沉澱池組成。此二座氧化渠輪流交替做為BOD去除及硝化作用（好氧階段）與脫氮作用（缺氧階段），請參見圖6。若欲利用此系統進行脫磷時，迴流污泥與進流廢水先於一厭氣槽中混合，以篩選脫磷微生物，而於氧化渠之好氧階段吸收廢水中的磷，使排放水中之磷濃度降低，其系統配置請參見圖7。茲就此二種操作方式說明如下：

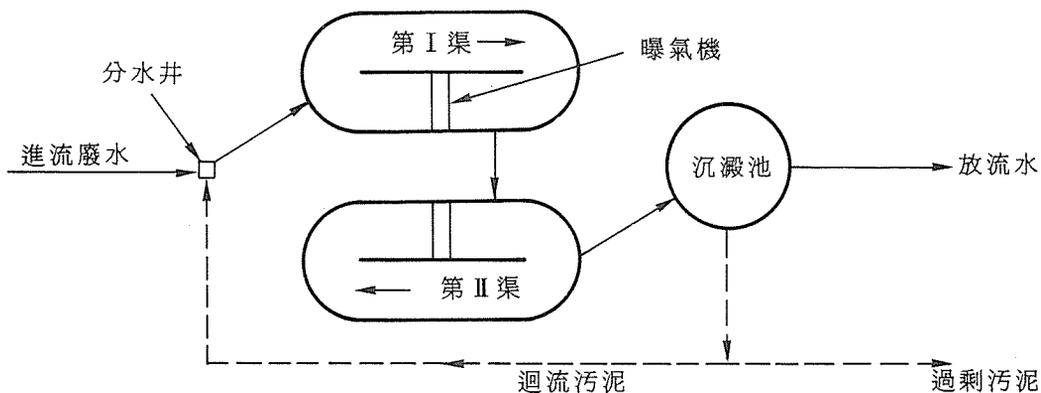


圖6 DE型氧化渠系統配置示意圖（脫氮系統）

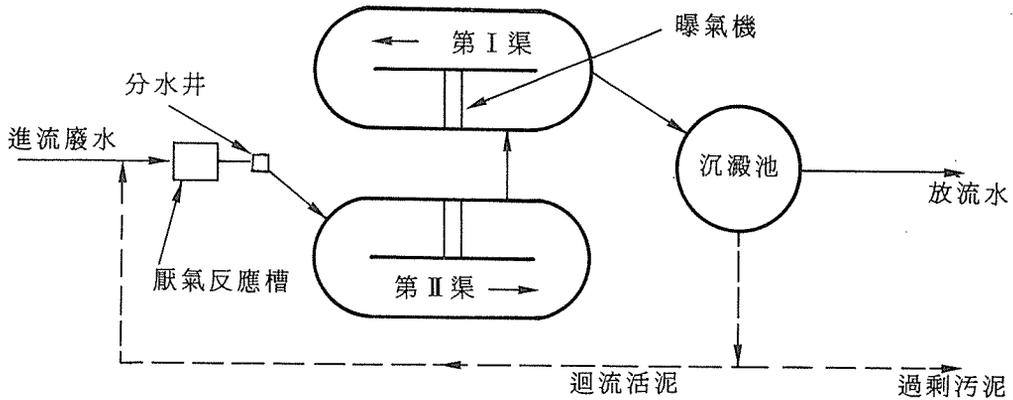
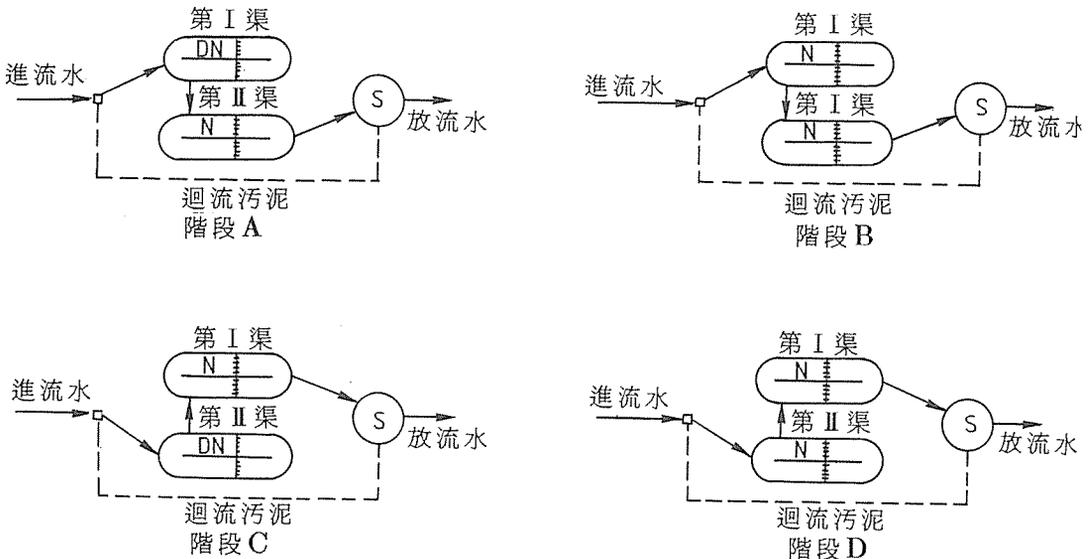


圖 7 DE型氧化渠系統配置示意圖(脫氮、磷系統)

3.3.1 脫氮系統操作

利用氧化渠生物脫氮之操作依序分為四個階段成為一循環，請參見圖 8 所示。通常每一操作循環的時間為 4~8 小時，茲分述各階段之狀況如下：

1. 階段 A：廢水經由分水槽流入氧化渠 I，此時渠中之曝氣機以低速旋轉，以提供廢水混合所需之能量，但並未達到曝氣的效果，以確保渠中的廢水處於缺氧的狀態下，而以前一階段產生之硝酸鹽做為氧化劑氧化廢水中的有機物，而進流廢水中的有機物則提供脫氮所需的能量。此時氧化渠 II 之曝氣機以高速旋轉操作，進行曝氣硝化作用，而溢流堰則降低，使渠中之活性污泥懸濁液流出至沉澱池。
2. 階段 B：此時廢水仍經由分水槽流入氧化渠 I，但是曝氣機則與氧化渠 II 相同，均以高速旋轉進行曝氣硝化作用。階段 B 之操作時間視此階段終了時剩餘之氧量而定。而此時氧化渠 II 之溢流堰仍保持在降低的狀態。
3. 階段 C：此時進流廢水經由分水槽轉變流入氧化渠 II，而氧化渠 I 之溢流堰則降低，氧化渠 II 之曝氣機在低速旋轉狀態下操作，以保持渠中缺氧之狀態，而氧化渠 I 之曝氣機則繼續以高速旋轉操作，進行曝氣硝化作用。階段 C 與階段 A 是相對應的，所不同的僅是脫氮作用發生於氧化渠 II，而硝化作用發生於氧化渠 I 而已。
4. 階段 D：階段 D 與階段 B 操作狀況相同，祇是廢水係經由分水槽進入氧化渠 II，而由氧化渠 I 流至沉澱池而已。在此階段氧化渠 I、II 中之曝氣機均以高速旋轉狀態操作進行曝氣硝化作用。



操作循環時間：4~8小時

- ▄▄▄▄ 混合 (曝氣機低速旋轉) N 硝化 (好氧狀)
- ▄▄▄▄▄▄ 曝氣 (曝氣機高速旋轉) DN 脫氮 (缺氧狀態)
- S 沉澱

圖 8 DE型氧化渠生物脫氮處理系統操作程序示意圖

3.3.2 脫氮磷系統操作

在生物處理系統中若欲達成脫磷效果，則活性污泥必需歷經一般厭氧過程，以便釋出磷，而在後續的好氧過程中磷再被微生物攝取。因此在氧化渠之前必需再設置一個厭氧反應槽，槽中裝置攪拌機，以避免固體物在槽中沉降累積。脫氮磷系統之操作程序如圖 9 所示，茲分述如下：

1. 階段 A：氧化渠 I 中之廢水在前一階段已經充分曝氣且過剩的磷亦已被攝取去除後，廢水流至沉澱池。此時曝氣機以低速旋轉，保持渠中廢水在缺氧狀態，當此操作階段達成時，廢水中由於脫氮作用將伴隨釋出磷，而使得廢水中磷之濃度提高。在此階段氧化渠 II 之曝氣機是在高速旋轉狀態下進行曝氣。
2. 階段 B：在此階段氧化渠 I 之溢流堰升高，而氧化渠 II 之溢流堰則降低。使氧化渠 II 中含磷濃度低之混合懸濁液溢流至沉澱池。進流廢水中所含之磷以及氧化渠 I 在階段 A 所釋出之磷，則在氧化渠 II 之階段 B 時在好氧狀態下被攝取去除。
3. 階段 C：此階段之操作與階段 A 相同，僅是氧化渠 I、II 所扮演之功能對調而已。
4. 階段 D：此階段之操作與階段 B 相同，僅是氧化渠 I、II 所扮演之功能對調而已。

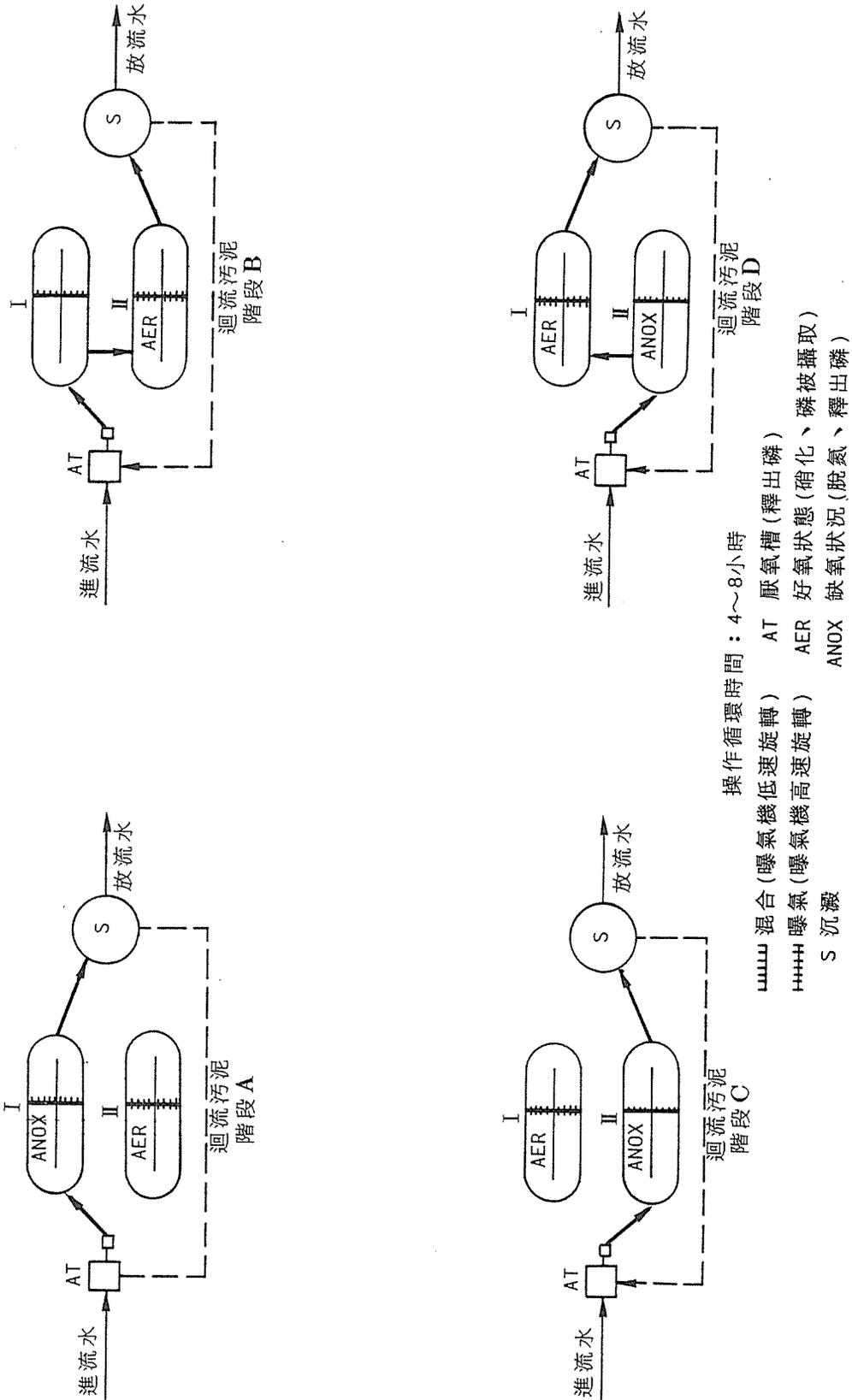


圖 9 DE型氧化渠生物脫氮、磷處理系統操作程序示意圖

四、結 語

隨著環境品質要求的日漸提高，廢水處理不僅須達成有機物去除的功能，同時對水中營養源氮、磷的去除目標將是時勢所趨。國內以公共給水為主要目標的許多重要湖庫目前均已呈現相當程度的優養化現象，有些甚至已經影響淨水廠之處理效能，因此加強管制市鎮污水、畜牧廢水及有機之工業廢水排入湖庫及水源河川集水區為當務之急。本文所介紹之分段氧化渠技術，其在構造與設備上與傳統式氧化渠法相近，主要藉由操作程序之控制，即可達成相當程度的氮、磷去除效果，而不需再增添其它設備，可大大的降低投資及操作費用，故對於湖庫集水區內之村落，休閒遊樂區、觀光飯店等小規模污水處理廠，不失為一種可參考採用的處理方式。目前DE型氧化渠脫氮處理系統已經引進應用於國立中正大學污水處理廠，目前正試運中，初步之操作結果顯示處理效果良好，筆者將於日後再撰文介紹。

工程實務

活性污泥法污水處理廠 設計、操作規範試驗程序

吳相進*

一、前言

活性污泥處理法是日前國內工業區污水處理廠和社區污水處理廠以及一般工業廢水處理廠所普遍採用的二級生物處理法，有關活性污泥處理程序的各種操作控制方法國內已有諸多實用的文獻資料和技術手冊可供參考。但有關活性污泥法污水處理廠設計、操作規範的試驗程序，似乎少有專文做有系統的介紹。然而有越來越多的證據顯示。利用化驗室做基本試驗，然後藉模型廠的操作來深入瞭解處理程序的操作模式，可使污水廠的設計和操作達到完美的境界。希望本文的介紹能夠喚起設計工程師、污水處理廠操作人員和化驗人員重視化驗室基本試驗和模型廠操作的功能，而有助於國內污水廠設計、操作品質的提昇。

活性污泥處理程序是一種生物處理系統，在系統中，好氧性微生物與廢水混合並增殖，然後在重力沉澱池中行固液分離，排放經去除有機物質的放流水，而將沉澱下來的濃縮污泥部分迴流到曝氣池與再流入的廢水混合。雖然工業廢水排放有機物的化學需氧量(COD)濃度可能高達500到1,000mg/L以上，但這種處理程序可將其處理到溶解性5日生化需氧量(BOD₅)40到15mg/L以下。端賴原來廢水中所含非生物能分解成分的濃度而定。

工業廢水中含有很多雜質，必須在活性污泥處理程序之前利用前處理操作將其去除或改變性質，方能考慮進行活性污泥處理。含高濃度懸浮固體的進流水直接排放到二級生物處理單元時，會因固體中活性污泥的含量減少，或產生大量污泥較難以控制，而降低整個處理程序的效率。可利用重力沉澱池或浮除設備來去除懸浮物質。若廢水含有高濃度的膠質，也可在沉澱或浮除之前用化學藥劑混凝處理。含油的廢水對大部份的二級和三級處理程序而言，都是有害的並且由於放流水質排放標準限制排放含油的物質到承受水體，很多工業廢水處理廠需藉重力分離去除油脂，油滴在高濃度時較易去除因此含

*工業污染防治技術服務團模廠試驗組組長

油的廢水應在與不含油的廢水混合稀釋之前做處理。有時需添加化學藥劑促進產生分離效果。若廢水偏酸或偏鹼通常都需中和處理。有極大的有機負荷或水力負荷變化情況時，需設置調節池，以免對活性污泥處理程序造成不利的影響。

通常利用連續流式(continuous-flow)和批式(batch)生化反應系統在化驗室評估一活性污泥處理系統的處理能力和預測其系統動力學。連續式化驗室系統設計將原污水定量送入生化反應槽，並連續排放處理過的水。化驗室使用的連續式反應槽如圖1所示。批式系統則是將廢水水樣加到一含有已馴化的活性污泥水槽中，將混合液曝氣，藉微生物分解消耗其中的有機成分，在不改變反應槽中混合液的濃度且不再供給廢水的情況下，進行生物分解直到完成。並聯批式反應槽裝置如圖2所示。

活性污泥處理程序的機理圖式如圖3。欲從化驗室或模型廠生化反應槽所得的實驗數據以數學方式描述生物的氧化系統，計算建立基本設計規範所需係數時，需要評估有機污染物的去除率，污泥的產生量和氧氣的需要量等。

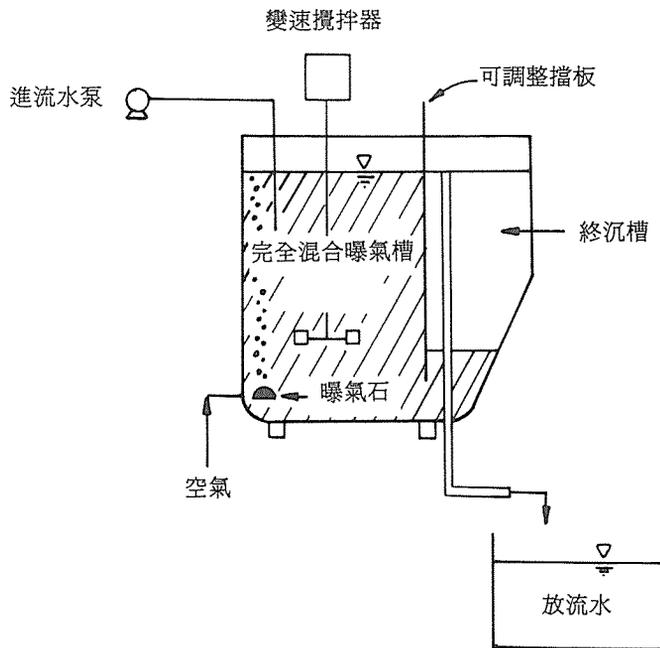


圖1 實驗室連續式活性污泥反應槽

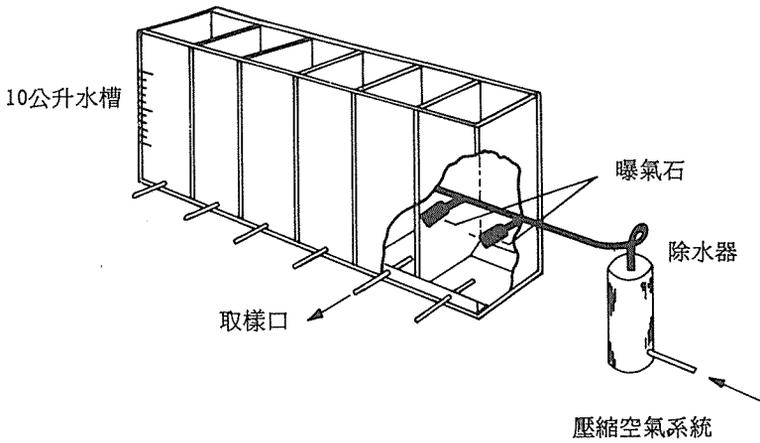
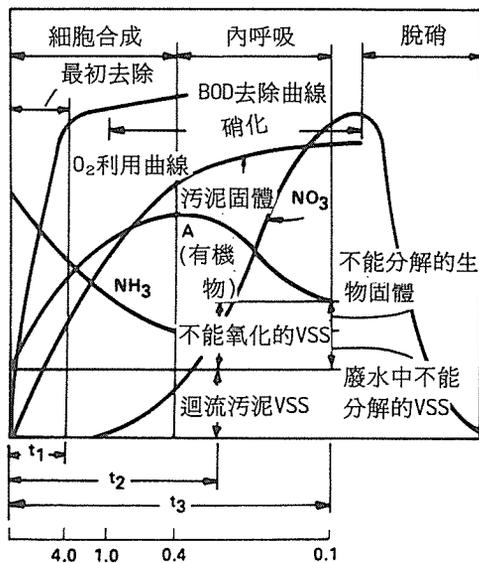
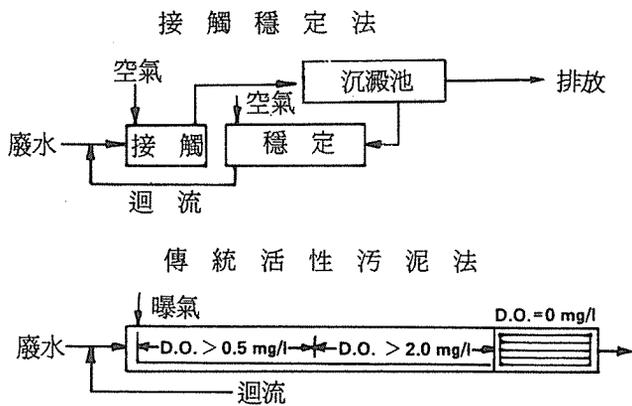


圖 2 實驗室批式活性污泥反應槽



有機負荷，公斤BOD/天-公斤MLSS

圖 3 活性污泥處理程序機理圖

二、有機污染物的去除

完全混合系統(completely mixed system) 普遍被採用，尤其是利用活性污泥法處理工業廢水時更常採用。在此狀況下，放流水的溶解性BOD 等於曝氣池的溶解性BOD。活性污泥處理程序中BOD 的去除是幾個反應機構的結果。懸浮固體型式的BOD 是藉物理作用被吸附到生物膠羽而去除。膠質有機物被凝集並吸收到生物膠羽中。大部份溶解性的有機成分的去除是種零階反應。在一個有多種成分組成的廢水中，有好幾個零階反應同時發生，而這些反應的總和近似一個一階反應。批式操作下氧化狀況的整個反應通常可用如下的指數方程式表示：

$$S_e/S_o = e^{-kX_v t/S_o} \quad (1)$$

式中，

S_o ：進流水BOD，COD，TOC，mg/L

S_e ：放流水溶解性BOD，COD，TOC，mg/L

X_v ：MLVSS平均濃度，mg/L

t ：曝氣時間，天

k ：去除率係數，天⁻¹

方程式(1)描述批式操作的生物氧化程序。穩定濃度的廢水在完全混合反應槽中的質量平衡方程式如下：

$$\frac{S_o - S_e}{X_v t} = k S_e \quad (2)$$

然而，對大部份的工業廢水而言，進流水的有機濃度變化相當大，其設計方程式必須修正如下：

$$\frac{S_o(S_o - S_e)}{X_v t} = k S_e \quad (3)$$

在大部份利用COD，TOC或TOD 來量測有機污染物的情況下，縱然經過高度處理。但是仍然會殘留不能分解的有機物。這些殘留有機物的量可修正方程式 3 反應出來：

$$\frac{(S_o - S_e)}{X_v t} = k(S_o - y) \quad (4)$$

方程式(3)顯示著隨反應槽中有機物濃度的逐漸減少，因為殘留的有機物更難以去除，而使去除率逐漸降低。特定廢水的反應速率係數 k ，可利用方程式 4 的左邊與放流水中溶解性有機物濃度之間的相互關係計算而得，如圖 4 所示。

速率係數 k ，隨溫度而變已被確認如下之方程式所示：

$$k_2 = k_1 \theta^{(T_2 - T_1)} \quad (5)$$

式中，

k_1, k_2 ：溫度 T_1 和 T_2 時相對應的BOD 去除率係數

θ : 溫度修正係數

每種廢水的溫度係數 θ ，可在不同溫度下，操作實驗系統，然後如圖 5 一般比較所得數據的相互關係而得。

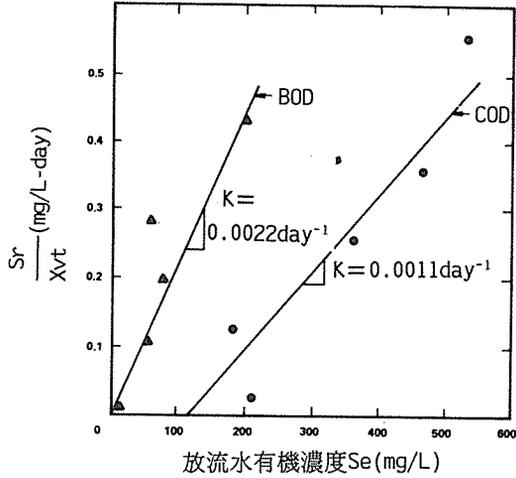


圖 4 有機去除率係數計算圖

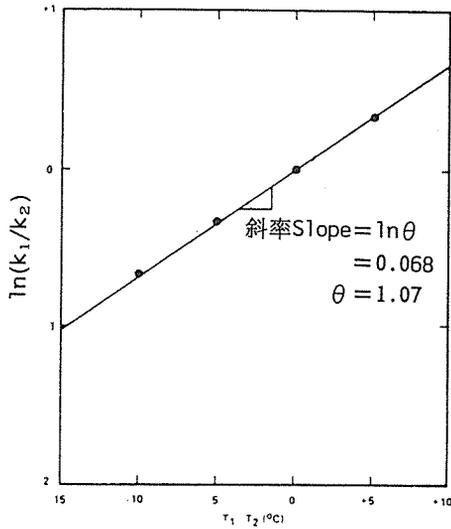


圖 5 溫度係數計算圖

三、需氧量

生物處理系統中的總需氧量與提供細胞合成的能量所消耗的氧和內呼吸所消耗的氧有關係。這就是說氧氣必須傳輸到系統中，以滿足下列需求：

1. 有機物的生化去除 ($a'S_r$)。

2. 內呼吸時細胞分解，並釋出溶解性可氧化的有機成份 ($b' \times Xv$)。
3. 直接量測之化學需氧量 (Rc)。
4. 氧化氮氮變成硝酸鹽之需氧量 (Rn)。

其方程式如下：

$$Rr = a' Sr + b' \times Xv + Rc + Rn \quad (6)$$

式中，

- Rr ：總使用氧量， $kg O_2/day$
- Sr ：BOD 去除量， kg/day
- a' ：細胞合成的氧利用係數， $kg O_2/kg$ 有機物去除
- b' ：內呼吸作用之氧利用係數， $kg O_2/day - kg MLVSS$
- Rc ：直接量測之化學需氧量， $kg O_2/day$
- Rn ：氧化氮氮成硝酸鹽所耗用之氧， $kg O_2/day$
- Xv ：曝氣池平均MLVSS總量， kg
- x ：MLVSS可生物分解部份

若氧氣僅用來去除BOD，則方程式(6)可改寫為：

$$\frac{Rr}{xXv} = a' \frac{Sr}{xXv} + b' \quad (7)$$

因此，係數 a' 和 b' 可比較比攝氧率 Rr/xXv ($kg O_2 / day - kg MLVSS$) 與對應的BOD去除率 Sr/xXv ($kg BOD/day - kg MLVSS$) 的相互關係計算而得，如圖 6 所示：

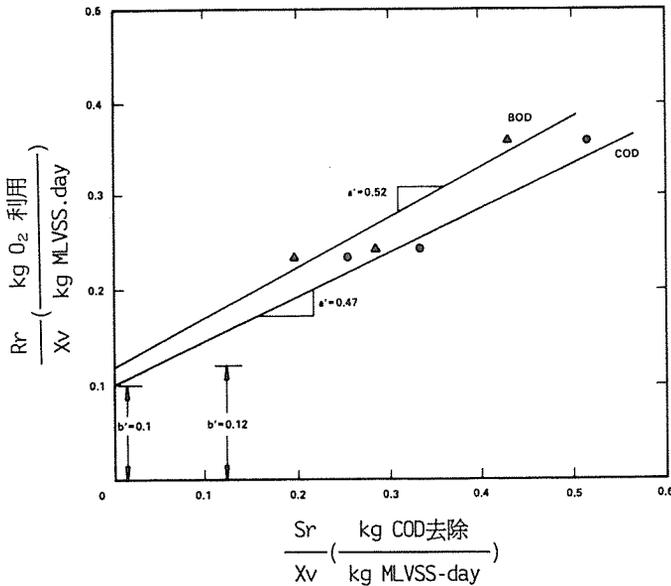


圖 6 氧利用係數計算圖

四、污泥產生量

由生物氧化廢水所產生累積在活性污泥系統中的污泥量可用類似的方法計算。其數學關係式的組成如下：

1. 由於進流水SS中生物不能分解部份所增加的污泥， fX_i 。
2. 由於細胞合成所增加的污泥， aS_r 。
3. 由於內呼吸作用，細胞氧化所減少的污泥， $b \times X_v$ 。
4. 由於放流水SS所減少的污泥， X_e 。

計算剩餘的揮發性生物污泥產生量 ΔX_v 的數學式如下：

$$\Delta X_v = aS_r - b \times X_v \quad (8)$$

計算總剩餘污泥產生量 ΔX 的數學式如下：

$$\Delta X = fX_i + \frac{\Delta X_v}{f'} - X_e \quad (9)$$

式中，

ΔX_v ：剩餘的揮發性污泥產生量，kg VSS/day

a ：污泥合成係數，公斤VSS 產生/公斤有機物去除

b ：污泥自解係數，公斤VSS 氧化/天－公斤曝氣池之MLVSS

ΔX ：總剩餘污泥產生量，kg SS/day

f ：進流水懸浮固體中，生物不能分解的部份

X_i ：進流水懸浮固體，kg SS/day

f' ：曝氣池MLSS的揮發性部份，kg MLVSS/kg MLSS

X_e ：放流水懸浮固體，kg SS/day

若只考慮生物污泥的產生，並修正因放流水懸浮固體所造成的損失，則方程式(8)可寫成：

$$\frac{\Delta X_v}{X_v} = a \frac{S_r}{X_v} - b \quad (10)$$

因此， a 和 b 能夠藉觀測到的污泥產生量 $\Delta X_v/X_v$ （以公斤VSS產生/天－公斤MLVSS表示）與對應的BOD 去除量 S_r/X_v （以公斤BOD 去除/天－公斤MLVSS表示）間的相互關係推展而得。如圖7所示：

五、有機負荷

活性污泥處理程序的有機負荷或食微比 F/M ，由下之關係式所定義：

$$F/M = \frac{S_o}{X_v t} \quad (11)$$

式中，

So : 進流水BOD, mg/L

Xv : MLVSS平均濃度, mg/L

t : 停留時間, day

F/M : 食微比, 公斤BOD進流/天 - 公斤VSS

而污泥齡定義如下 :

$$G = \frac{X_v}{\Delta X_v} = \frac{X_v}{a S_r - b X_v} \quad (12)$$

式中,

Sr : BOD去除, kg/day

Xv : 平均曝氣池MLVSS, kg

G : 污泥齡, day

活性污泥處理程序的功能和污泥在程序中的特性與系統中的有機負荷 F/M, 和污泥齡 G 有關, 如圖 8 所示。高負荷 (低污泥齡) 會導致分散或絲狀污泥, 具有沉降不良的性質。低負荷 (高污泥齡) 可能造成膠羽氧化和分散的結果。

在處理程序中產生的生物膠羽, 由接近77%的生物可分解物質和23%的生物不可分解的有機物所組成。隨著程序中污泥齡的增加 (有機負荷減少) 生物不可分解部份的累積, 使得揮發性懸浮固體物的可分解部份X 逐漸減少。生物可分解部份X 和F/M 間的相互關係如圖 9 所示。

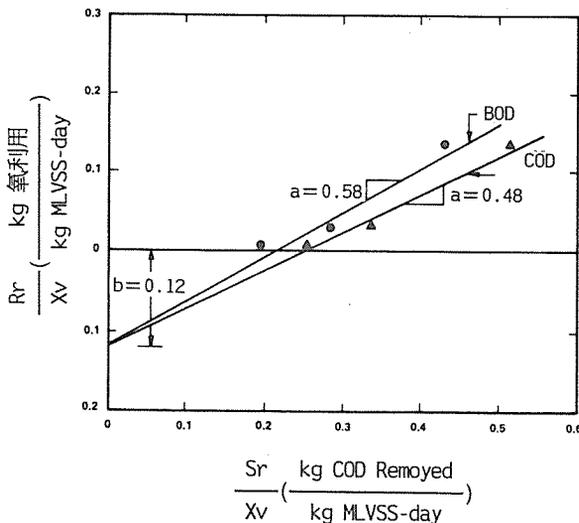


圖 7 污泥產生量係數計算圖

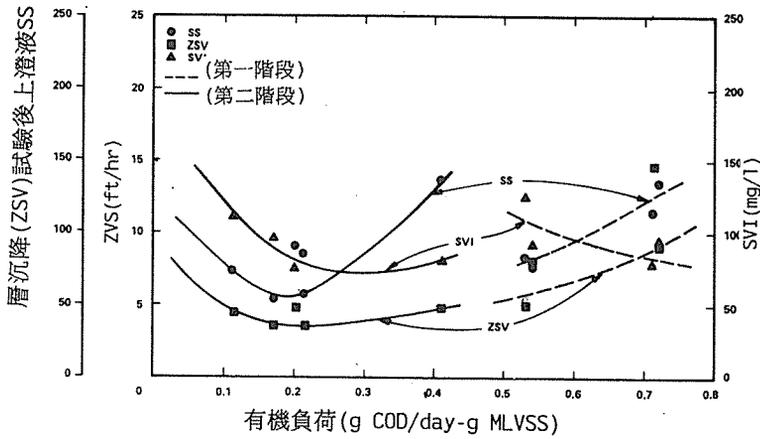


圖 8 有機負荷對活性污泥功能的影響

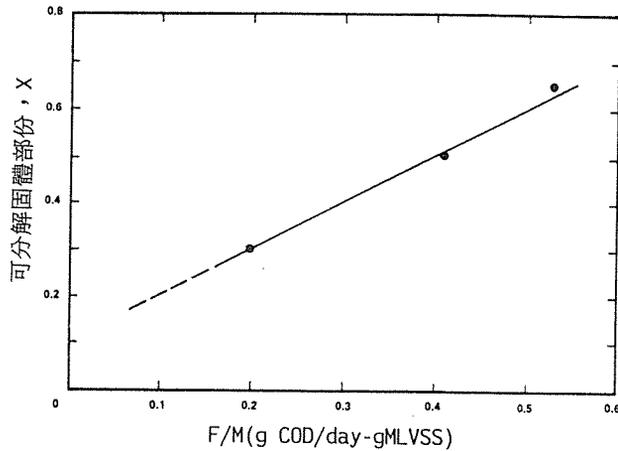


圖 9 有機負荷與活性生物膠羽相互關係圖

生物可分解部份X，可經由實驗確定，或使用下式計算：

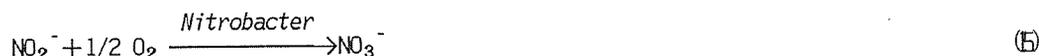
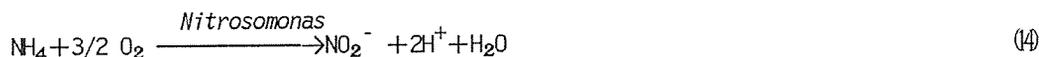
$$X = \frac{aSr + bXv - \sqrt{(aSr + bXv)^2 - (4bXv)(0.77aSr)}}{2bXv} \quad (13)$$

延長曝氣系統是活性污泥處理程序的修正法，它提供足夠長的停留時間，好讓生物固體氧化，這大量地減少需要處理的污泥量。這些污泥在理論上是生物不可分解殘餘物。然而，當污泥是從連續式反應槽排放時，它也包含了一些活性的生物污泥。因此，從延長曝氣法處理廠排放的剩餘污泥，也需要加以消化，脫水和處置。

六、生物的硝化

生物硝化可定義為藉特殊的微生物群如*Nitrosomonas*和*Nitrobacter*等硝化菌將氮氮和一些有機氮生物轉換成亞硝酸或硝酸氮的型式。這些硝化菌全是好氧性的自營性微

生物，它們從諸如二氧化碳和重碳酸鹽等無機物取得新陳代謝所需的碳，並且它們不與同化有機BOD 物質的微生物行相同的新陳代謝作用。硝化分兩個階段進行。第一段將氨氮氧化成亞硝酸鹽，然後第二段將亞硝酸鹽氧化成硝酸鹽。



硝化菌的增殖率比同化有機物的微生物低，因此在相同環境下，較難與其競爭。在高效率活性污泥處理系統中，因硝化菌的增殖率較低，它們的增殖遠比被從系統中廢棄物的速度來得慢，因而妨礙了有效的硝化作用。除非將廢棄量減低到使硝化菌能適應系統所需的足夠量。否則，將形成硝化不足的結果。污泥廢棄量通常都控制在維持系統中有足夠的污泥齡，以達到所需的硝化程度。

設計時，建議利用模型廠的研究結果來預計不同停留時間和不同VSS 濃度操作下的各種不同硝化程度。所推薦的一次關係方程式如下：

$$\frac{N_e}{N_o} = e^{-K_n X_v t} \quad (16)$$

式中，

N_e ：所需之放流水氨氮濃度，mg/L

N_o ：進流水氨氮濃度，mg/L

K_n ：總硝化量係數，L/mg-day

X_v ：曝氣池VSS 濃度，mg/L

t ：水力停留時間，day

通常在含碳物質存在的情況下處理氨氮廢水時，會有較低的 $X_v t$ 值，或污泥齡。低於這個限值，硝化菌的緩慢增殖率會造成它們被從系統中“流失”的結果。這種流失對任何輕微的硝化都會造成比利用方程式(16)所預測的程度還低的硝化結果。當然，在一個系統中會同時去除氨氮和含碳的BOD。方程式(16)中 $X_v t$ 的限值可由下式修正：

$$\frac{N_e}{N_o} = e^{-K_n (X_v t - X_L)} \quad (17)$$

式中，

X_L ： $X_v t$ 的最小限值，低於此值，硝化作用極小可忽略

這種研究方式已被應用到低和高濃度的氨氮廢水，模型廠和現場的操作數據，可如圖10所示比較相互關係，以計算不同廢水的硝化係數 K_n 。硝化菌的效率依許多因素而定，包括pH、溶氧濃度、抑制劑的有無，和其他因素等等，也建議應對各別狀況推展其硝化係數。

以生物硝化作用方程式(14)和(15)的理論需氧量計算每硝化1公斤的氨氮需要4.57公斤的氧氣。通常，這種需氧量是藉傳統的曝氣設備將空氣中的氧分子傳送溶解在水中達成

。然而，因為硝化是自營性的，可從二氧化碳或重碳酸鹽等無機源取得它們所需的碳，包含在這些化合物中的氧也可做為新陳代謝之用。因此，依廢水的鹼度而定，真正需由曝氣設備提供的氧會比理論值4.57低。若有多餘的鹼度可用，可合理的假設從外面所需的氧量為去除 1 公斤氮氮需 4.3公斤的氧 (4.3kg O₂ /kg氮氮去除)。且BOD 去除需要氮氮以外，硝化菌也使用部份可用的氮來合成細胞組成。已估算這部份所需的氮氮等於 0.7當量的氧。因此，僅考量進流水和放流水的氮氮濃度時，理論需氧量4.57將減少為 3.9。

用實驗去區別用於硝化作用和有機BOD 氧化的兩種需氧量是非常困難的，使用溶氧儀 (DO meter) 測得的攝氧量代表BOD 和氮氮兩者氧化的總需氧量。顯然方程式(8)並不足以區別這兩者的氧使用量。現已經發展出一套模式可利用圖解法來計算氧的這種兩種使用如下：

$$\left[\frac{\text{kg O}_2}{\text{天}} \right] \text{總量} = \left[\frac{\text{kg O}_2}{\text{天}} \right] \text{BOD} + \left[\frac{\text{kg O}_2}{\text{天}} \right] \text{氮氮} \quad (8)$$

$$\left[\frac{\text{kg O}_2}{\text{天}} \right] \text{總量} = a'' \left[\frac{\text{kg BODr}}{\text{天}} \right] + C \left[\frac{\text{kg Nr}}{\text{天}} \right] \quad (9)$$

$$\left[\frac{(\text{kg O}_2) \text{總量}}{\text{kg BOD}} \right] = a'' + C \left[\frac{\text{kg Nr}}{\text{kg BODr}} \right] \quad (10)$$

式中，

a''：每單位BOD 去除之總需氧量，mg O₂/mgBODr。

C：每單位氮氮氧化之需氧量，mg O₂/mg氮氮氧化。

因此，藉傳統方式 (DO meter) 量測總需氧量，並且知道BOD 和氮氮氧化的程度，則係數a''和C 可利用如圖 11所示數據間的相互關係以圖解計算。相關曲線斜率是係數C，而 y軸上的截距就是a''。必須強調的就是係數a''會隨有機負荷和污泥齡而變化，因此實際BOD 去除的需氧量需用方程式(7)計算。

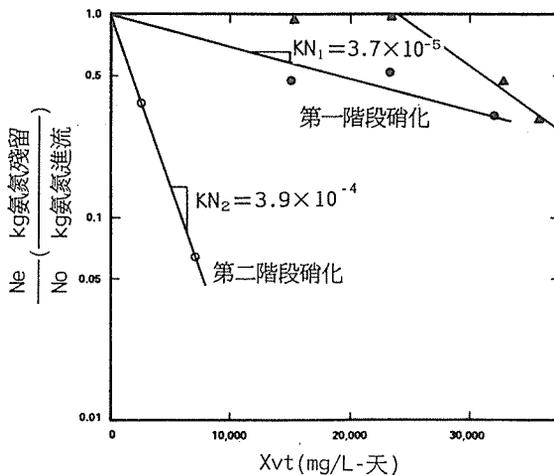


圖 10 硝化作用係數計算圖

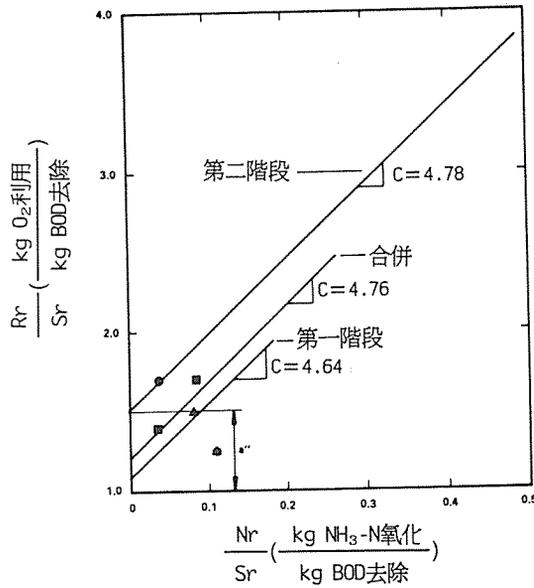


圖11 硝化作用的需氧量計算圖

七、需要設備

能滿足活性污泥處理程序的試驗並能用來推展其設計、操作規範所需的設備包括一有沉澱間隔的曝氣槽和用來監測有機去除率、攝氧率、沉降性和剩餘污泥產生量的關連設備。檢查化驗室標準尺寸(bench-scale)或模型廠規模系統所需的監測設備都是相同的。

7.1 化驗室標準尺寸活性污泥系統(Bench Scale Activated Sludge Systems)

1. 單段式反應槽

沉澱槽結合系統(圖1)本系統如圖所示將曝氣槽和上流式沉澱槽結合在獨一單元中,已被證實在化驗室和標準尺寸的實驗中是非常有用的。因為它不需一個分離的沉澱槽,而不必增加泵浦來控制迴流污泥。使用較大型的標準尺寸模型,或做現場調查時,可將55加侖桶造成兼有曝氣槽和上流式的沉澱槽如圖12所示。必須注意曝氣管的固定位置,不要讓氣泡進入沉澱區而引起擾流。

2. 多段式活性污泥系統(圖13、圖14)

多段合併式好氧系統之活性污泥有兩種型式。如圖13所示者有兩個串連的曝氣槽,從第二階段有污泥迴流到第一階段;另一個系統如圖14所示,第一階段並無迴流污泥混合流入,而第二階段本身具有循環系統的活性污泥處理系統。在第二個系統中,因為污泥並不迴流到第一階段,系統中污泥固體的濃度足以代表典型的曝氣氧化塘。由於懸浮固體有在槽中累積的傾向,已發現化驗室系統中一般所使用的典型溢流堰並

不適用。爲了減低這種無代表性的懸浮固體堆積，建議使用漏斗形裝置的溢流堰如圖14所示。

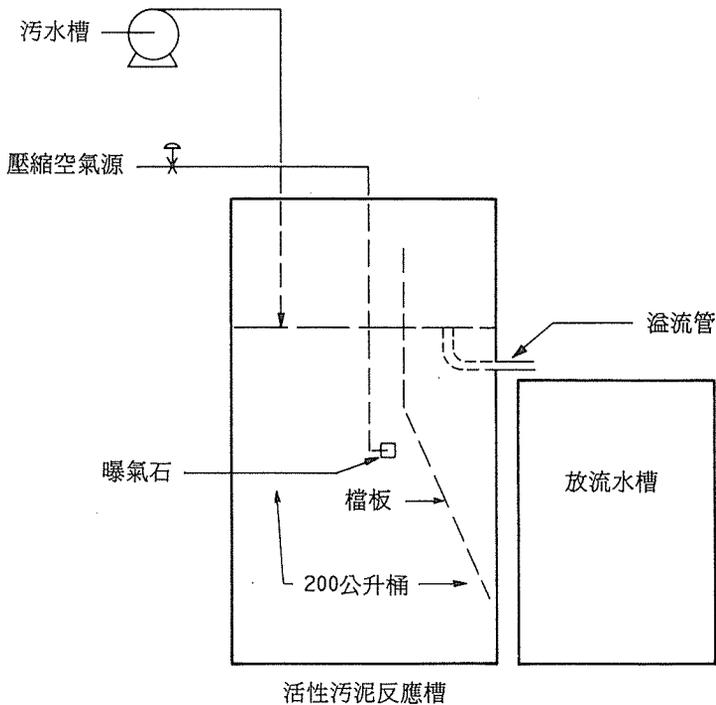


圖12 活性污泥系統圖解說明

3. 進流饋水和迴流污泥泵浦

一般化驗室使用建議採用正位移式泵浦。這可將泵浦操作時所導致的錯誤減到最低。但是很多正位移式泵浦操作時，使用逆止閥或類似的裝置，在有極易分解的廢棄物和廢水中含有少許濃度的懸浮固體時，逆止閥會被阻塞或操作產生變化，因而無法全關。最後變成泵浦的操作不能前後一致。

通常化驗室和標準尺寸操作使用最可靠的泵浦就是“蠕動(peristaltic)”型泵浦。它用幾種型式的撓性管提供泵送動作。Tygon管是適用的，但它不能連續使用超過一星期，因爲管子摺疊會使泵送效率大爲減低。其他材質，如viton較爲耐用，但也較貴。全部原污水管線都應有適當的連接頭，能方便地將泵浦拆下做週期性的管線清理。

一種簡單的泵浦系統，可在經濟狀況下不允許購買好幾個泵浦的情況下使用，如圖15所示。系統中使用節省的壓力調節器和毛細管來維持貯水容器中的液體在可控制壓力下。貯水容器需放置在與曝氣槽有0.6~1米位差的地方來幫助饋水控制。

4. 進流和放流水桶

這可使用玻璃或塑膠材質的桶槽，對大部份原污水而言，塑膠垃圾桶就足以應用。

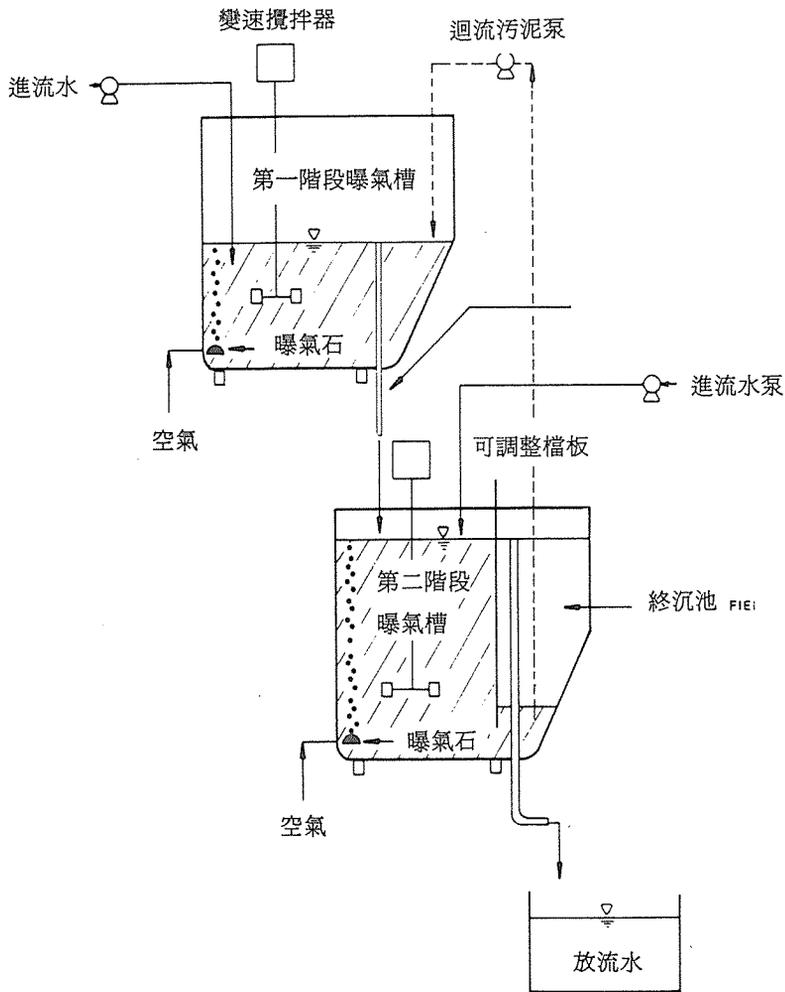


圖13 實驗室標準尺寸二階段活性污泥系統

5. 曝氣槽攪拌器

可調速攪拌器（參考圖1）用在曝氣槽，可在不使用大量的曝氣空氣情況下，得到充分的攪拌效果。使用攪拌器控制混合攪拌，擴散空氣控制溶氧濃度。可得到較佳的系統操作。

6. 擴散空氣的供應

空氣通常經由曝氣石進到標準尺寸的曝氣槽中，空氣壓力大約為 $0.7\text{kg}/\text{cm}^2$ (10 psi)，流量在 7,000到10,000ml/min的範圍。在沒有攪拌器的情況下，必須使用這麼高的流量方能充分攪拌曝氣槽的混合液並維持液體中的高溶氧量。若使用攪拌器，如上面第5點所述，在10到20公升的曝氣槽中，空氣流量可減少很多。供給的空氣在到達反應槽之前必須先經水洗滌給予飽和，以減低蒸發作用。在低進流量和高溫操作下，這種洗滌變為必要的，水洗也可用來收集特定供氣源中的油和其他雜質。若有可能，最好使用儀控空氣源。

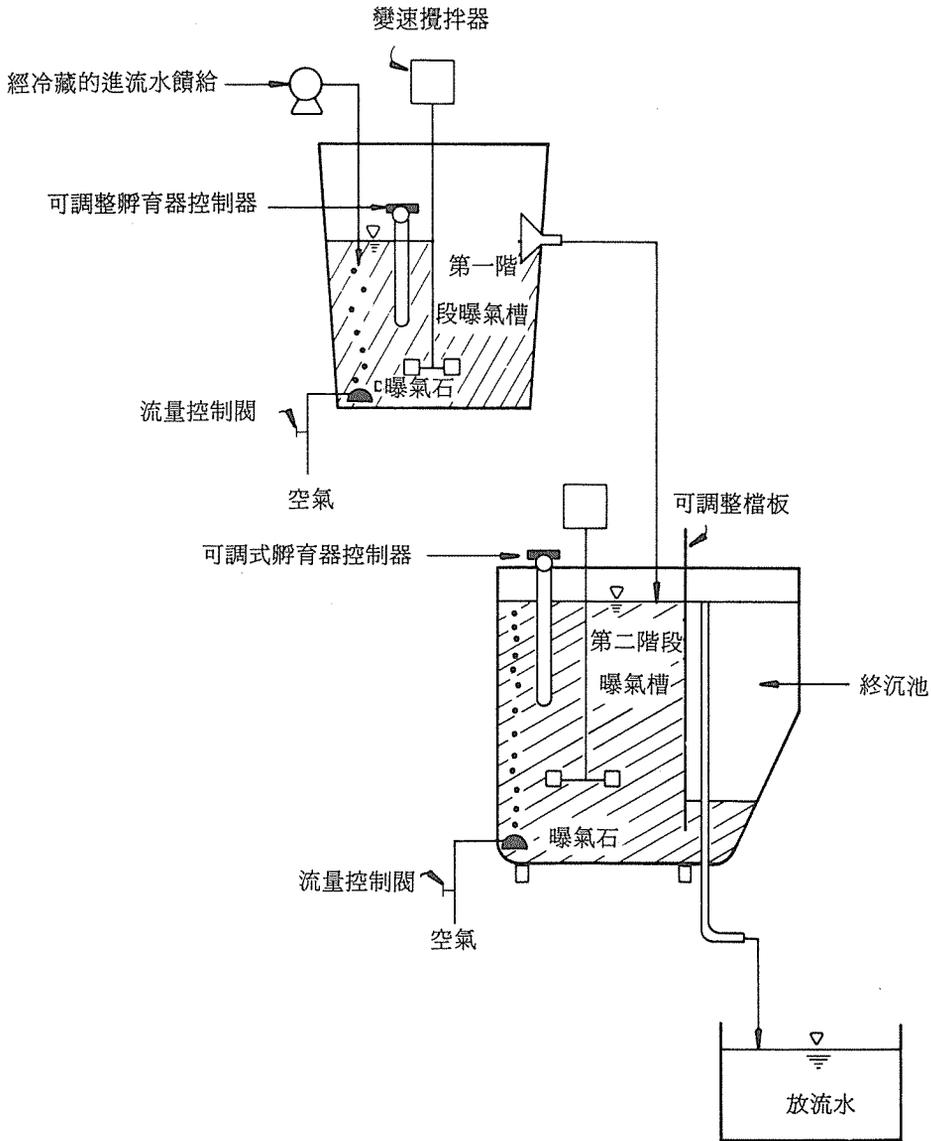


圖14 標準尺寸曝氣氧化塘活性污泥系統

7. 加熱和冷卻

加溫可用一般的魚缸加熱器。然而冷卻系統卻較為困難。流入系統中的空氣，提供最主要的冷卻效果。在控制低溫的室內操作活性污泥系統，其控制是很難的，而且不切實際。建議將連接到冰水或冷凝系統中的不銹鋼環放置在曝氣槽中。這樣操作單元中的溫度可藉改變流過熱交換環的冷水或冷凝劑流量加以控制。已證實這種系統很有效率。

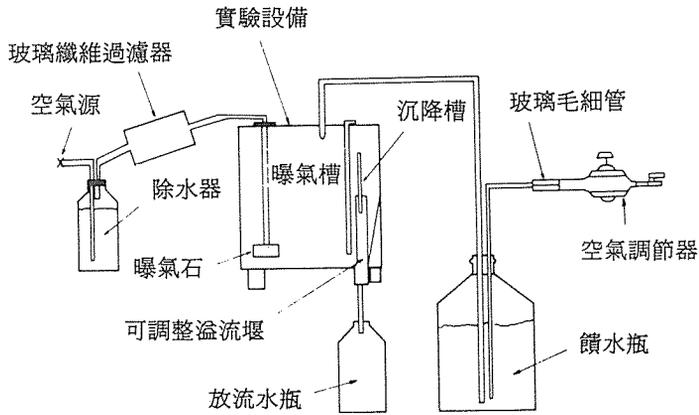


圖15 化驗室饋給裝置系統

7.2 模型廠活性污泥系統(Pilot Scale Activated Sludge Systems)

模型廠活性污泥系統有幾種配置方式，結合從地面水槽到鋼槽等各種型式的設備。模廠系統中一個很重要的考慮因素就是曝氣方式，採用原型的曝氣設備。若已預先考慮使用表面曝氣機，那麼就應在模型廠系統中使用表面曝氣機，以便模擬諸如正常的攪拌動作，和低溫影響等等現象。一個如圖16所示的模型廠系統包含有調和、粗濾、及空氣和純氧並連操作的活性污泥系統。為確保模型廠操作成功，並得到有代表性的數據，下列幾個因素是很重要的：

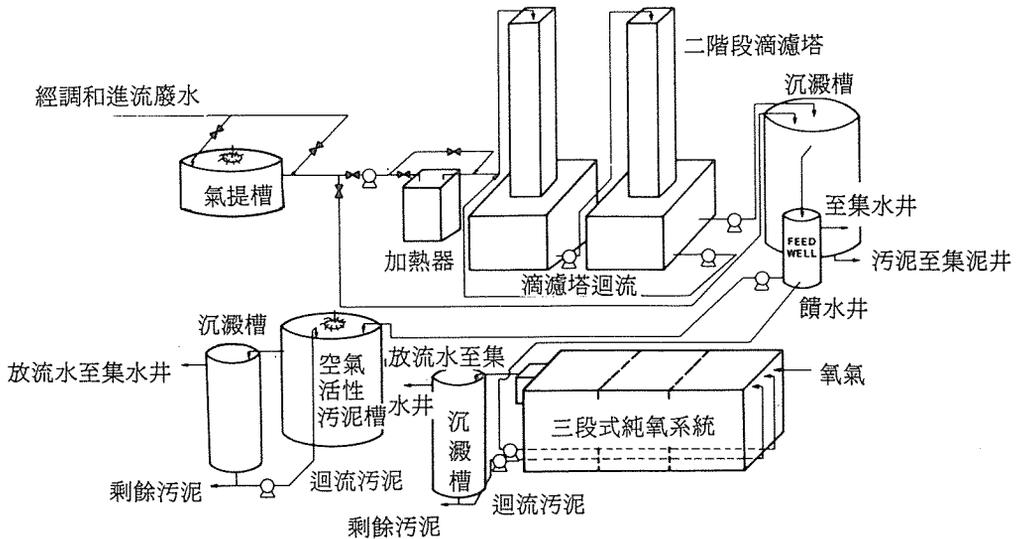


圖16 模型廠活性污泥系統

1. 曝氣槽

曝氣槽操作動力至少每 3,785 立方米 (1 百萬加侖) 應有 100 馬力。小於 5 馬力的表面曝氣機，曝氣槽深度不得大於 3.3 米 (100 呎) ，每 1.5 馬力單位不得大於 1.65 米 (5 呎) 。曝氣槽應有足夠的檔板以確定能達完全混合，並消除旋渦的影響。若模型廠使用固定式表面曝氣機，建議設置控制堰，使曝氣機吃水深度可在 15 到 20 公分之間變化。這種改變深度的能力可以修正以小尺寸曝氣機做正常曝氣機的錯誤設置可能引起的攪拌或曝氣不足的錯誤。可使用調整堰或設置如圖 17 所示的裝置。藉升降 U 型管改變曝氣機葉片的浸水高度來控制曝氣槽中的溶氧濃度和攪拌效率在設定的程度。

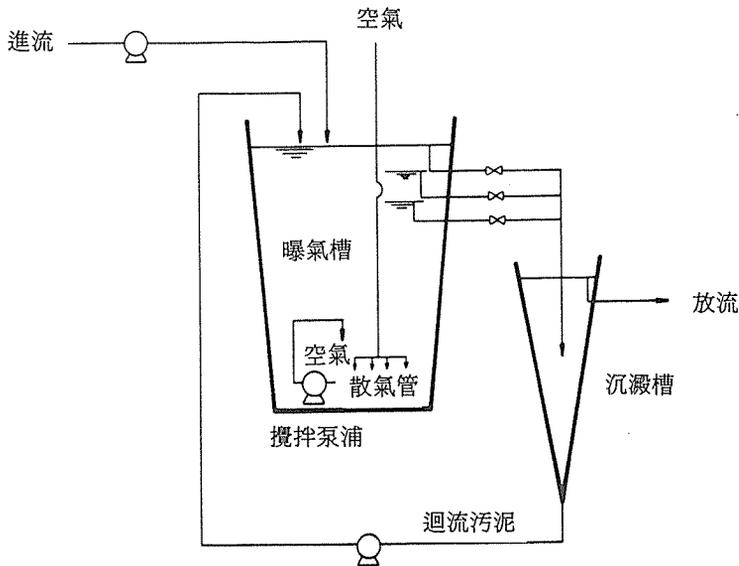


圖 17 曝氣槽液面控制裝置

2. 二級沉澱槽

市面販售包含有完整附件的最小沉澱槽直徑約 3 米 (表面積 7.1 平方米) 。假設正常活性污泥沉澱槽的表面溢流在 20~28.5 CMD/sq.m (500~700 gpd/sq.ft) 的範圍，這種沉澱槽所需的相似流量在 102 到 144 lpm (每分鐘公升) 。當然地，對大部分典型廠的操作而言，通常需要較小尺寸的沉澱槽。較小尺寸的沉澱槽可依圖 18 所示之模型製作。

7.3 監測設備和儀器 (Monitoring Equipment and Apparatus)

1. 化學藥劑和用具：標準化學藥劑和用具是用來監測諸如 BOD、COD、TOC、TOD、懸浮固體 (SS)、pH、溫度、氨氮、總凱氏氮、硝酸氮和磷等等參數的。
2. 層沉降速率儀：活性污泥必須監測其沉降性。層沉降測試是觀察隨時間變化的污泥—液體介面沉降情形。必須以每小時最少 4 到 6 轉的速度攪動污泥樣品。一個可同時操作三個系統的儀器如圖 19 所示。

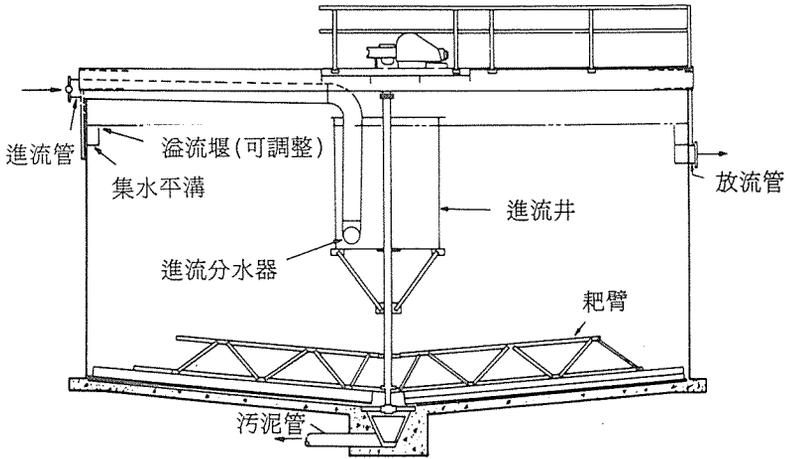


圖18 小尺寸模型廠沉澱槽

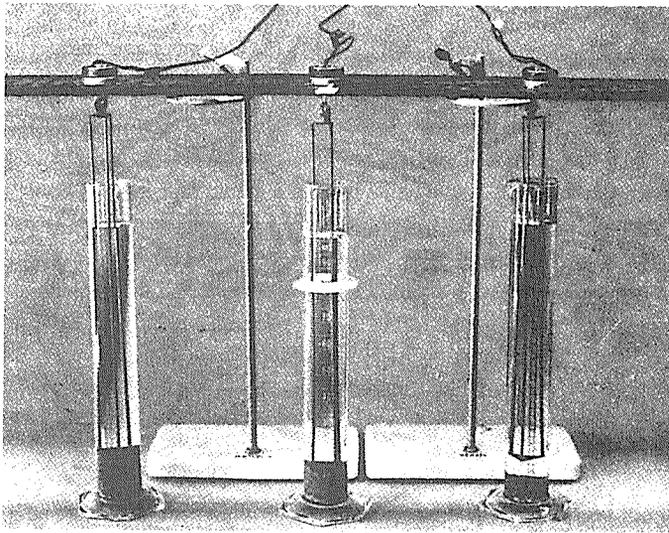


圖19 層沉降試驗設備

3. 攝氧率測試：攝氧率的量測利用溶氧測定儀(DO meter)配合電磁攪拌器完成如圖20所示。市面上有幾種不同品牌的探測器(probes)可選用。

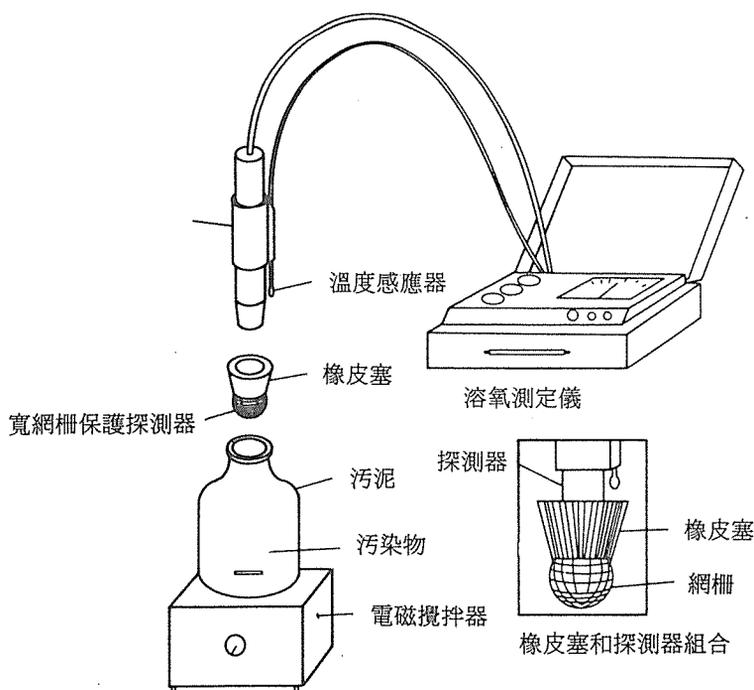


圖20 攝氧率測試實驗設備

八、實驗步驟

一個活性污泥處理系統設計規範的發展基本地，是在不同有機負荷(F/M)條件下操作實驗系統，收集數據。需要操作三、四個設定低溫狀況和一個較高溫的實驗系統，來計算溫度係數 θ 。然而，由於在實驗室維持三、四個低溫系統操作確有相當困難，這個步驟通常被改為在實驗室室溫下(22~25°C)操作三、四個系統和一個低溫系統。如果這種實驗不切實際，可借用文獻上的 θ 值。

8.1 連續式活性污泥方法論(Continuous Activated Sludge Methodology)

活性污泥的實驗步驟是先馴養植種污泥，利用植種污泥來操作幾個系統，超過4~8週的期間，一直到系統達到穩定狀態，然後嚴密地監視、穩定操作期系統對各種不同限制的反應。明確地步驟如下：

1. 依照篩選程序馴養植種污泥。
2. 將已馴養的植種污泥均勻地分配到設定的數個實驗單元中，全部單元開始都使用同一個植種污泥這點是很重要的，如此並聯系統之間不致有初始的誤差混入實驗測試過程中。若用幾個單元來馴養植種污泥，則全部單元的污泥在以預定體積(10~20公升)到各個系統之前，需先混合均勻。視需要濃縮或稀釋植種污泥，使最初的VSS濃度約為2,500mg/L。

3. 啓動曝氣系統完全混合槽中的物質。調整滑動擋板,使槽底有0.6~1.2公分(1/4~1/2吋)的孔隙。隨後可依照沉降層中的污泥氈厚度和混合區與沉澱區之間的污泥交替量視設定需要調整擋板。
4. 將系統操作在預先的不同F/M 值,約0.2~0.8的範圍內。若需要很高的有機去除率或想達到硝化作用,F/M 值可能要低到0.05的程度。F/M 通常利用改變停留時間來加以控制。低溫處理系統通常在中間程度的F/M 負荷下開始操作。例如BOD:500mg/L, MLVSS:2,500mg/L, 設定F/M為0.3, 污泥停留時間為:

$$F/M = S_o / X_{vt} = 0.3$$

$$t = 500 / 2,500(0.3) = 0.67 \text{天}$$

啓動饋水泵浦,將進水量調整到維持設計之停留時間所需的流量。絲狀菌引起的膨脹與好氧性膠羽的維持控制有關連。這與溶氧對F/M 值的比有倒轉關係。維持試驗單元的溶氧濃度和實廠運轉時所預期的溶氧濃度相同這一點是很重要的。這通常需用攪拌器來維持污泥的懸浮。利用控制空氣流量來維持所需的溶氧濃度。

5. 視需要預先處理原污水。最基本的是要讓原污水中全部的懸浮固體在饋水貯槽中維持懸浮狀態,以避免饋水到系統時產生沉澱,並確保無液相分離。雖然可用擴散空氣來攪拌進流水中的物質,但寧可使用機械式攪拌器,以減少空氣的氣提和對進流水的曝氣。原污水中任何需要凝結沉澱的成分,如重金屬等,需先在別的槽中凝結沉澱。要提醒注意的是添加營養劑到原污水時,磷酸鈣等時常會凝結沉澱。在這種情況下,不要讓它沉降在進流水槽中,凝結的營養劑才能饋給到曝氣槽。
6. 隨著系統的開始操作,需時常檢查全部供水管線是否阻塞和有無微生物附著生長。若有微生物的生長,需每週清理管線一次。對BOD 濃度高於5,000 mg/L的廢水而言,廢水的饋給量是難以控制的。經常有可能將高於設定量 2到 3倍的水量突然抽送到系統流程中。爲了防止這種失誤。建議在進流水槽只貯存比每天所需水量多百分之20的廢水量。如此,因爲化驗室機械設備問題所造成的最大突變負荷將只有百分之20。
7. 依照類似如表 1 所示的計畫表監測試驗系統。爲了節省計畫支出通常在流程穩定期間採取最少量的監測行動。系統穩定之後,監測計畫應著重於能收集到足夠的數據,來推展設計參數。由於外在因素,諸如短暫的人員問題或因設備故障導致全部參數都無法監測的情形發生時。最基本地,至少要量測進流水的有關參數,如此調查分析人員可以知道我們饋給系統一些什麼東西。所謂穩定狀態就是臆測曝氣槽成分中的攝氧率已達到一致的程度,並且放流水的TOC或COD也已經達到安定的情況。在達到穩定之前需要一些停留時間。爲了量測曝氣槽的揮發性懸浮固體,必須塞住進流管,清除槽壁,然後量測整個混合物的VSS (揮發性懸浮固體)。如此可得知整個系統中的總微生物量。如果是用擋板隔開左下角做沉澱槽的小規模系統,可能會因沉澱槽和曝氣槽間的污泥固體互換影響,而得到錯誤的結果。可每天排除等於當天所累積的污泥量來維持系統中的VSS 有一致的濃度。建議應在每一循環時間的開始量測污泥濃度,並排除一些污泥,使VSS 降到預定的濃度。在開始操作的最初幾天中,可能不必排除污泥,

因為計算層沉降速率和比攝氧率的步驟，通常並未詳述在分析手冊上，茲將其論述如下：

表 1 處理能力研究採樣監測計畫表

參 數	採樣點和頻率(水樣/每週)		
	進流水	放流水	曝氣槽
BOD, 總 量	3	1	--
溶解性	1	3	--
COD, 總 量	2	1	--
溶解性	1	2	--
TOC, 總 量	3	3	--
溶解性	3	3	--
氨氮(NH ₃ -N)	2	2	--
總凱氏氮(TKN)總 量	2	1	--
溶解性	1	2	--
總磷(TP)	1	1	--
懸浮固體和揮發性懸浮固體	2	3	5
pH	5	--	7
溫度	--	--	7
流量	2a	7	--
攝氧量	--	--	3
層沉降速率(ZSV), 污泥容積指數(SVI)	--	--	3

a: 可能需要檢查進流水質濃度以確定蒸發作用是否有重大影響

(1) 層沉降速率測試 (Zone Settling Velocity Test)

為了精確地監測污泥的層沉降速度。建議使用和圖19所示的相同裝置。將 1公升的量筒裝滿污泥，啟動轉動機件，然後在一定的時間間隔記錄污泥—液體的介面。將這些介面高度與對應時間在方格紙上描點，則曲線圖中直線部份的斜率就是層沉降速率。沉降速率以cm/hr (公分/小時) 記錄。攪動拌演一個重要角色，另外詳論。

(2) 比攝氧率 (Specific Oxygen Uptake Rates)

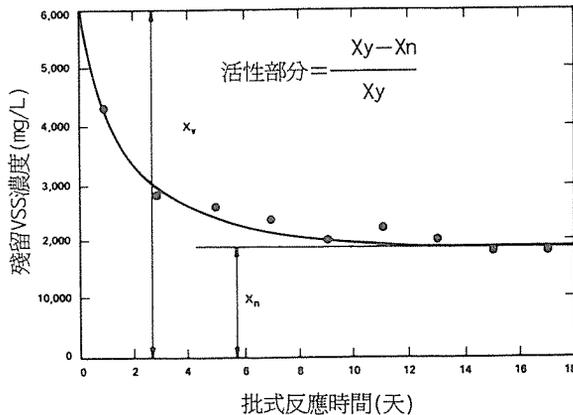
攝氧率的測試利用溶氧探測如圖20所示。將實驗單元曝氣槽中的混合液倒滿在一個BOD瓶。將探測器插入瓶中，要確定瓶裡沒有氣泡，然後利用磁性攪拌棒或探

測器本身所附的攪拌器將混合液攪拌動混合。溶氧的消耗能被量出並與對應時間描繪曲線。

在採取做攝氧率測試的水樣時，需特別注意先確定系統已經達到穩定地每日一致的操作狀態。當準備做懸浮固體測試，而將溢流堰塞住，擋板提起時，是做本測試的最佳時機。因為此時，通常都會停止廢水，整個系統實際上正短暫地處理批式操作狀態。如有幾個系統正同時進行，想一致不斷地每天分析停止饋給進流廢水後的同一時間的每個系統的比攝氧率確有困難。然而，如果不做此分析，則每個系統將會僅因在批式操作狀況下的不同有機物濃度，而有不同的攝氧率。因此，每天在提起擋板，切斷進水之後的相同時間精確地（±10分鐘）進行攝氧率的測試是必要的。

所得曲線的斜率就是真實攝氧率，以每分鐘每公升消耗多少毫克的氧表示這個數值可以用有機固體物MLVSS 來除，而得到比攝氧率，以每天每克MLVSS 使用多少克的氧氣表示 (g O₂/day-g MLVSS)。若需要做很多的攝氧率測試。建議將探測器連接在記錄器上。如此能自動地將溶氧的消耗依對應時間描點繪製曲線圖。探測器應每天校正，薄膜每二星期或視需要經常更換。

8. 測試結束後，從每個單元取得的混合液應再予曝氣（不另加原污水），每天量測VSS直到殘留穩定的VSS 為止。在每個負荷中，可生物分解的部份X 可如圖21所示計算出來。



9. 如果廢水中含有揮發性有機成份，必須操作一個單元在相同的停留時間和空氣流量。以確定BOD 去除的氣提部份。也要以相同的空氣流量和溫度做一次批式操作。以確定氣提係數K_s。由於氣提機構的潛在干擾。建議在小尺寸的曝氣槽用攪拌機，空氣流量控制在使溶氧能維持在 2~ 4mg/L的範圍。

- 10 許多從製造多種產品而來的工業廢水，時常會顯示，極大的廢水成分變化情況。這種

變動會嚴重地影響反應係數K。配合適當的情況，實驗單元應在廢水成份變動的情況下操作（或以一模型廠在變化饋給廢水的情況下操作），以確定K的統計分佈情形。這些步驟可用以定義從處理程序排放水質成分的變化。工程設計則應考慮增加廢水的調節設施，以減少K值的變化，因而提高放流水質。

8.2 批式活性污泥方法論(Batch Activated Sludge Methodology)

廢水的可分解性可利用一組批式反應槽來評估，然而這種實驗方式的數據並不能用來設計完全混合連續式處理系統。批式系統的起動和操作，另外詳論。

九、實驗結果的相互關係

實驗系統一直操作達到穩定狀態，然後在穩定操作中至少再繼續操作實驗系統二週以上。將穩定期中所得的操作數據平均值做為相關設計的一個點。用實驗結果的相互關係做為確定前面所討論的設計參數和係數的順應方向。

1. 逐漸得到如圖22、圖23所示的按時間先後序的重要參數曲線圖。這些圖是很重要的，並可用來做為研究整個實驗狀態的指示器。這些相對關係曲線在觀察單元的功能和確定操作系統處於不正常的破壞狀態和操作穩定狀態時比摘要數據表更有用。操作穩定期應如圖22所示。

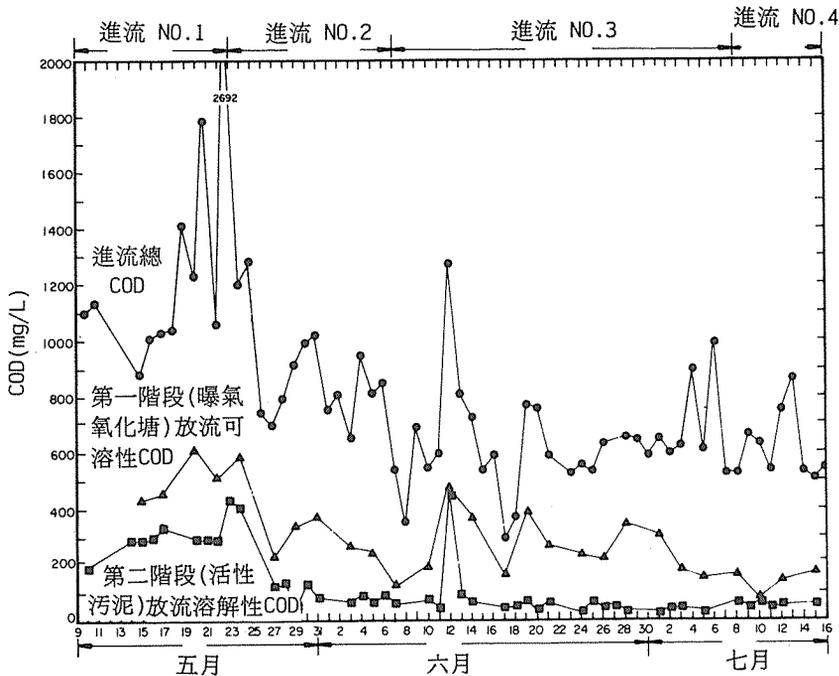


圖22 二段式活性污泥系統按時間順序的反應圖

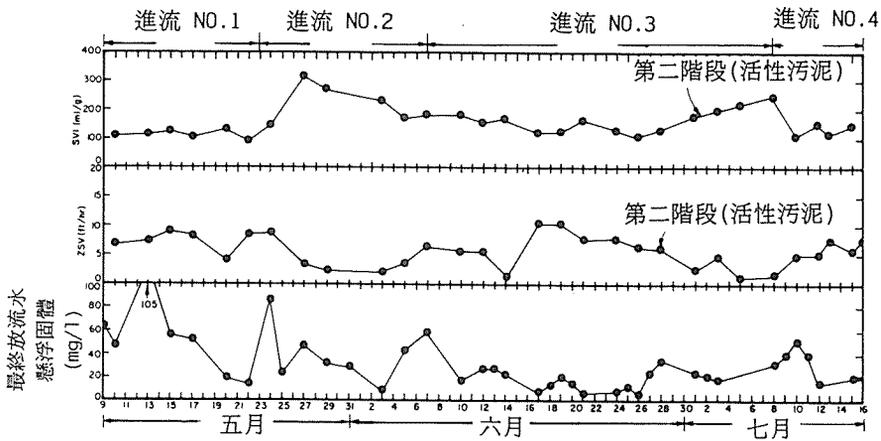


圖23 由系統一照時間順序變化的SVI、ZSV和最終放流水SS圖

2. 將穩定操作期間的所有參數平均並摘要如表 2。這些平均質就用來設計相互關係。不能使用每天的數據來設計相互關係，因為除非停留時間少於 4~6 小時，否則任一天觀察到的放流水質通常並不代表是當天同一進流水的函數。建議採用最少一週時間的平均值來設計相互關係。
3. 以放流水溶解性 BOD、COD、TOC 或 TOD 濃度做為有機去除率和最初有機濃度的函數描繪曲線圖如圖 4 所示。直線斜率即為反應係數 K。若放流水中有持續的有機物殘留，就是指示著有成比例的不能分解的有機物存在，如圖 4 所示。則 X 軸的截距必需注意。冷或熱天氣的數據也能以相同的方法描繪曲線而每一種溫度計算得到的不同反應係數可用來計算溫度係數 θ 。
4. 利用描繪比攝氧率對應有機物去除率曲線如圖 6，計算氧利用係數。若有硝化作用發生， a' 將會相當高 (大於 0.7~1)。在硝化情況下可將所得數據與圖 11 比較相互關係，以區別去除 BOD 和硝化所需的氧。如果得到很低的 a' 值，有可能發生氣提作用，已把大量的可生物分解部份去除。因此，比實際氧利用率較高的 BOD 去除結果，可由生化機構顯示出來。
5. 污泥產生係數可如圖 7 所示比較方程式 10 各項間的相互關係而得。進流懸浮固體應排除在污泥產生量之外，如此僅有生化作用產生的污泥由方程式 10 中的 X/xX_v 表示。
6. 溫度係數 θ 可將從圖 4 計算所得的反應係數插入下面之方程式計算而得：

$$K_2 = K_1 \theta^{(T_2 - T_1)}$$

$$\ln \theta = \frac{\ln(k_1/k_2)}{(T_1 - T_2)}$$

若已操作幾個不同溫度的實驗，反應係數已經確定，則如圖 5 所示比較相互關係決定 θ 值。

表 2 生物處理能力研究摘要表

系 統	I	IIa	IIb	III	IVa	IVb
操作參數						
食微比F/M(kg BOD/天-MLVSS)	0.20	0.198	0.0265	0.286	0.443	0.104
停留時間(天)	20	13.3	10.6	8.3	5.4	2.7
揮發性混合液懸浮固體(mg/L) (MLVSS)	1,766	2,413	728	2,811	2,785	1,012
攝氧量(kg O ₂ /天-kgMLVSS)	0.13	0.231	0.21	0.24	0.358	0.304
污泥容積指數(SVI)(mg/L)	80	190	99	302	288	223
層沉降速率(ZSV)(cm/hr)	293	140	390	15	2	149
進流水質參數						
生化需氧量(BOD)(mg/L)	7,400	6,368	128	6,666	6,666	285
化學需氧量(COD)(mg/L)	7,976	8,233	413	8,341	8,341	533
總有機碳(TOC)(mg/L)	2,108	2,260	153	2,260	2,260	289
氨氮(NH ₃ -N)(mg/L)	471	436	127	420	419	199
硝酸氮(NO ₃ -N)(mg/L)	<1	<1	136	<1	<1	4.5
酚(mg/L)	3,316	3,366	<0.1	3,266	3,266	1.92
氰化物(mg/L)	3.2	2.7	0.10	3.5	3.5	0.1
放流水質參數						
生物需氧量(BOD)(mg/L)	26	76	18	64	201	53
化學需氧量(COD)(mg/L)	87	361	214	468	533	182
總有機碳(TOC)(mg/L)	26	128	85	253	277	95
氨氮(NH ₃ -N)(mg/L)	44	135	8	213	197	63
硝酸氮(NO ₃ -N)(mg/L)	122	136	227	3.2	4.5	121
酚(mg/L)	<1.0	<0.1	<0.1	0.55	1.92	0.4
氰化物(mg/L)	<1.0	0.10	0.04	0.09	0.11	0.09
有機物去除效率						
生化需氧量(BOD)(百分比)	99.6	98.8	85.9	99.0	97.0	81.4
化學需氧量(COD)(百分比)	98.9	95.6	48.2	94.4	93.6	65.3
總有機碳(TOC)(百分比)	98.7	94.3	44.4	88.7	89.9	67.1

7. 可用層沉降速率 (ZSV) 和污泥容積指數 (SVI) 與不同有機負荷的相互關係來求得產生最佳沉降污泥的負荷值。二階段活性污泥系統典型的相互關係如圖 8 所示。所需曝氣體積可由 BOD 去除率或依 BOD 去除和污泥沉降性所需的 F/M 值來控制。高分解性的廢水會在相對短暫的停留時間或高 F/M 情況下得到處理效果。然而，由於污泥沉降能力的限制，通常需要較低的 F/M。也需找出放流水懸浮固體與有機負荷的相互關係。希望建立如圖 24 所示的在設計的 F/M 值系統操作期間，所觀察到的層沉降速率或然率曲線。可從曲線取 50% 的對應值做為沉降速率的設計。非常保守的設計者可選用 10% 的對應數值。溢流率可將層沉降速率 (公分/小時) 乘以換算因數 (24/100 CMD/m²/cm/hr) 計算而得。

$$\text{溢流率} = \text{ZSV}(\text{cm/hr}) \times (24/100 \text{ CMD/m}^2/\text{cm/hr})$$

另外，沉澱池的濃縮特性也需檢查。沉澱池濃縮所需的相關數據和實驗過程與重力濃縮池的設計是相同的。可參考這類文獻。

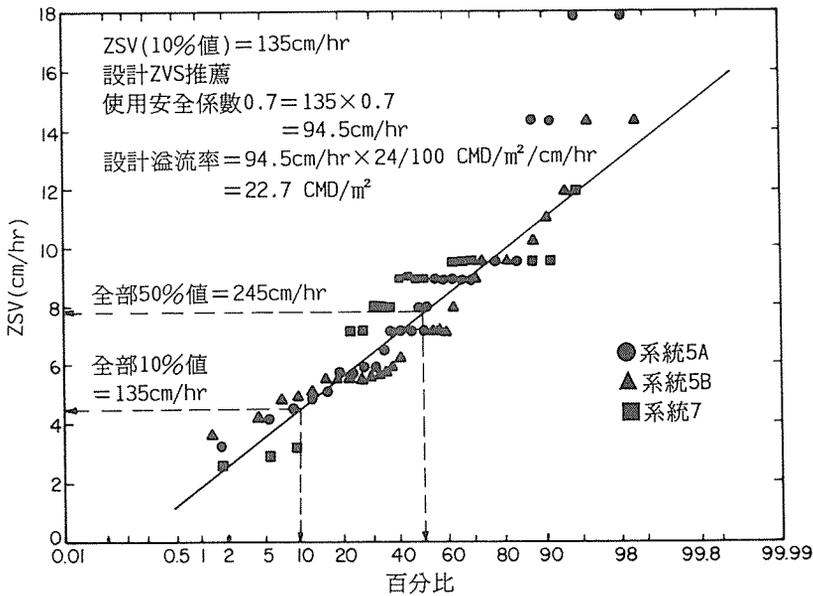


圖 24 層沉降速率統計學上的或然率分佈圖

8. 方程式(4)在圖中的相互關係與放流水中的溶解性有機濃度有關。處理廠的終沉池放流水，多少都會含有從二級沉澱池挾帶的懸浮固體。由這些固體促成的 BOD 必須加到預計的溶解性有機濃度上方能得到正確的放流水總 BOD。將從表 1 得到的總 BOD 和溶解性 BOD 和懸浮固體濃度的數據如圖 25 所示比較相互關係。因而，在設計的有機負荷下，可得預計的放流水懸浮固體量，而這些固體所含的 BOD 可從圖 25 估算。
9. 對硝化作用而言，可將進流水和放流水的氨氮濃度與揮發性懸固體乘以停留時間的積

(Xvt) 比較相互關係，它如圖10所示，是污泥齡的一種量測方式。硝化係數Kn是由這相互關係線的斜率決定。操作熱和冷溫度系統的實驗可決定硝化溫度係數 θ ，它可由類似確定BOD 去除的溫度係數的方法來加以確定。

10 在有某些特殊廢水的情況下，可能需要如圖26所示的氰化物或酚等特殊參數與有機負荷的相互關係。

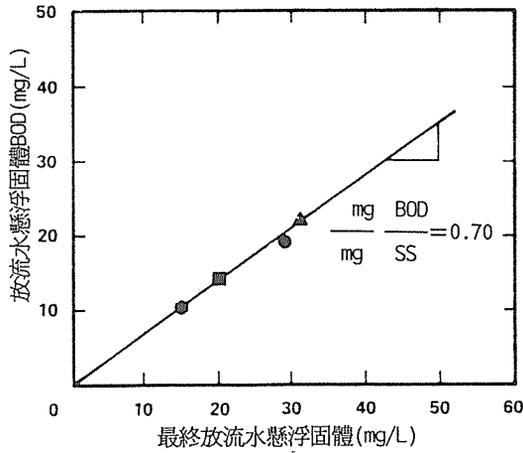


圖25 放流水固體的BOD含量圖

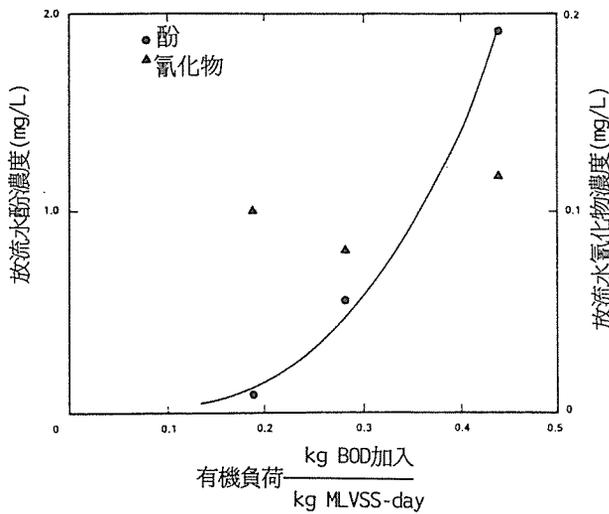


圖26 放流水酚和氰化物濃度對F/M的關係圖

十、限制和比例放大

有可能利用基本尺寸模型的實驗結果來設計一個標準的活性污泥處理廠。然而從小尺寸單元直接比例放大到真正的實廠系統時，有些重要的因素，設計者必須考慮到。其

中兩個最重要的因素是混合攪拌和最終沉澱。通常，大部份的化驗室實驗系統能達到完全混合，然而設計不當的全尺寸實廠系統，可能不是真正的完全混合。因此，必須特別注意確定實廠系統能達到完全混合。

大部份基本尺寸系統相對於沉澱，和經常有比真正現場操作經驗較高，且無代表性的懸浮固體溢流而言，是有缺點的。在測試層沉降速率之後，監測懸浮固體通常比利用從基本尺寸單元實際放流水的監測值更具代表性。層沉降測試後的上層液較具現場操作的代表性。但是仍必須注意的是這些數值並不能真正代表現場的操作功能。化驗室監測到的沉降速率可能非常近似現場的沉降速度。然而最基本的是必須在化驗室狀況下，正確地做沉降試驗。化驗室沉降試驗錯誤的一大來源是量筒直徑的影響。經一連串的測試後，發現直徑較小的量筒會增快懸浮固體濃度較低混合液的沉降速率，而減低較高污泥濃度混合液的沉降速率，在5,000到6,000mg/L的濃度範圍則影響很小。這些結果可幫助解釋為何在較小直徑量筒中雖然結果可能都正確，但卻有高和低沉降速率的記錄，那是因為量筒直徑的影響是依污泥濃度而定。大部份由於量筒尺寸所造成的影響能利用攪拌器來去除。令人欣喜的是大部份化驗室的實驗結果都指示有極高的沉降速度（大於 210或240cm/hr），建議可用與傳統沉降速率相同的2,000到2,850 pd/m^2 （每天公升/平方公尺）數值來設計。

從化驗室系統比例放大曝氣設備並非確實可行的。因此氧的傳送和曝氣設備的選擇等一些考慮必須分開設計，同時可用空間的問題也必須注意。並且必須注意到在化驗室情況下可能發生的氣提作用程度。有高揮發物質的廢水，化驗室系統可能會產生不能代表現場狀況的結果。通常化驗室的使用動力程度較高，可能得到較高程度的氣提作用，由此推知可分解物的去除效率比實際發生在現場操作時更高。因此，應特別重視前面提到的化驗室攪拌器的正確使用方法。注意控制溶氧濃度在 2~ 4mg/L的範圍，因為這個濃度是一般現場狀況所能達到的。較高的溶氧濃度是模擬純氧曝氣系統可能發生的狀況，因而有稍高的沉降結果。

比例放大所需的進一步考慮包括調節的需求，有可能化驗室觀察結果正常，但在現場操作就逸出常軌。大部份化驗室實驗系統實際接受的是24小時調和的廢水。這在沒有調和池的現場狀況可能不具代表性，並且對短停留時間的系統可能有重大的影響。因此，在無模型廠系統情況下，必須考慮有足夠的調和。最基本的是確定實驗過程已遭遇在標準系統中所預料的任何廢水成份，特別是重金屬或特別的有機化合物等抑制物質。最後，因為溫度會嚴重地影響反應速率係數，精確地預估現場操作狀況下曝氣池的溫度是很重要的。在研究調查的初期須做現場系統停留時間的粗略估算和計算近似的冷天氣溫度，如此可在化驗室模擬此溫度情況。有關此設計步驟的詳細說明有可利用的文獻資料。

十一、參考資料

- (1) Carl E. Adams, Jr. Davis L. Ford, W. Wesley Eckenfelder, Jr., Development of Design and Operational Criteria for Wastewater Treatment.

氧化還原電位(ORP)於廢水處理 系統之運用

余瑞芳* 張鎮南** 廖述良***

摘 要

傳統廢水處理操控技術著重於均態化之控制策略，在能源及各項資源有限之環境條件下，如此之控制策略除在能源耗用上並不經濟，另一方面對複雜多變之廢水處理系統之操控而言，亦缺乏應變之彈性。由於電腦系統硬軟體快速發展而自動監測設備也日益成熟，結合兩者使廢水處理系統朝向於自動化與最佳化(automatize & optimize)之即時及動態(real-time & dynamical control)方向發展。惟受限於有效且即時之操控參數缺乏無法有效發展，而傳統操控參數大多無法反應出系統之真實狀況。

氧化還原反應在大多數之廢水處理系統中佔有極重要角色，尤其是生物處理系統，諸如：活性污泥法、生物除氮等。令化學處理程序中化學氧化、折點加氯等。這些系統反應進行中氧化還原電位(ORP)將有明顯之變化，此變化反應出系統特性，因此其值將有助於對系統之了解並運用於系統控制上。

【關鍵詞】

1. 廢水處理系統之操控(operation in wastewater treatment system)
2. 氧化還原電位(oxidation-reduction potential, ORP)
3. 自動監測與控制(automatical monitoring and control)

*聯合工商專科學校環境工程科講師

**東海大學環境科學研究所教授

***中央大學環境工程研究所教授

一、前言

廢水處理基本上是一種非常複雜且動態之反應系統，包含其中有屬於生物的、物理的、化學的及其他的各種反應形式，整個反應系統中有許多物質參與，很難甚至不可能用一般化學反應來描述其過程及結果。系統中各類反應物質之種類及量均隨時間瞬時而變，而反應隨時受到參與物質狀態影響而改變。廢水系統之操控應隨時掌握此動態變化，方能使系統在最佳條件下操作，使系統運轉之效率達到最佳狀態。傳統之操控技術偏重於均態化之控制策略，如在活性污泥系統中將溶氧或微生物量等條件維持在某一條件或某一數值上，此種控制方法通常作了較保守之估算，使廢水系統之環境維持在某一條件之上，系統之效率也大致可維持在某一水準之上。但這樣的控制方法往往無法掌握動態反應中最佳條件、最佳反應終點。例如在活性污泥廢水系統中，好氧微生物賴以生長之重要元素—氧，其傳送需靠大量曝氣以維持之，大量曝氣所消耗之能源成爲好氧生物處理系統中最大之操作成本，傳統之控制方法係保持曝氣槽中溶氧值在某一條件上，此種控制方式雖可確保微生物無缺氧之慮，但卻常有曝氣過量之情形。另以定量之MLVSS值作爲微生物量之控制因子，雖可維持微生物量，卻無從了解微生物之活性及功能是否正常。如此之操控方式常常造成許多不必要之浪費。在操作之效率及成本考量下，實非良策。

居於上述之考量，廢水處理系統操控之發展方向宜朝能隨時反應系統狀態以調整操控條件之動態控制方式，藉由自動化監測系統及擬定之控制策略作即時控制。現有的控制參數似無法滿足如此之需求。許多廢水處理系統之主要反應機構係由不同的氧化還原反應構成，如：活性污泥法、生物除氮、折點加氯等。因此在反應過程中氧化還原電位（oxidation-reduction potential, ORP）會改變，而此變化應可反應出若干系統特性。另ORP亦爲指示好氧厭氧狀況之重要參數，尤其在厭氧及低溶氧環境下，溶氧並無法有效指示其狀態時。

二、氧化還原反應與氧化還原電位

氧化還原反應基本上係水溶液中物質在反應過程中因電子轉移而改變物種之氧化或還原狀態之反應，自然水體與廢水系統，氧化還原反應均佔極重要角色，諸如：化學需氧量分析、溶氧分析、臭氧氧化、活性污泥系統、厭氧硝化及自然水體之自淨作用，基本上都含有大量且重要之氧化還原反應。

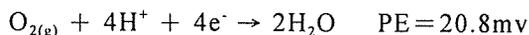
前述之電子轉移將隨之發生能量變化。由熱力學自由能變化來描述此現象可推導出Nernst方程式如下：

$$E = E_0 - \frac{RT}{nf} \ln(\text{Red/Ox})$$

其中Red 表還原物種，Ox表氧化物種

Nernst方程式除可判斷非標準狀態下氧化還原反應之自發性及反應方向外，尚可藉反應平衡常數計量出反應終點各參與物質之活性度或濃度，作為自動監測之重要依據。

廢水生物處理系統常被歸類為「好氧性(aerobic)」及「厭氧性(anaerobic)」處理系統。依字面上之意義係指反應系統中是否有氧之參與，但如此之觀點似乎不足以明確說明其意義。若從整個氧化還原之角度來看：所謂好氧性生物反應系統係以氧為主要電子接受者之氧化還原反應，氧接受電子之反應形態如下：



厭氧系統在缺氧環境下，以其他不同之反應控制氧化還原反應，而作為電子接受者之基質可能是不同的物質（如表1）。生物除氮系統中還原性之有機氮及氨氮經硝化作用(nitrification)氧化成亞硝酸鹽(NO_2^-)及硝酸鹽(NO_3^-)，再經脫硝作用(denitrification)還原成氮氣(N_2)及氧化亞氮(N_2O)。植物氮固定作用將氨氣還原成氨氮。整個氮循環(nitrogen cycle)除銨化作用(amination)外，都是自然水體及廢水系統中重要的氧化還原反應。

表1 好氧及厭氧系統之電子接受反應

	PE(mv)	反應名稱
好氧反應 $O_{2(g)} + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$	+20.8	好氧呼吸
厭氧反應 $2NO_3^- + 12H^+ + 10e^- \rightarrow N_{2(g)} + 6H_2O$	+21.0	去硝化
$NO_3^- + 10H^+ + 8e^- \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O$	+14.9	硝酸根還原
$CH_2O + 2H^+ + 2e^- \rightarrow CH_3OH$ (甲醛) (甲醇)	+3.99	醱酵
$SO_4^{2-} + 9H^+ + 8e^- \rightarrow HS^- + 4H_2O$	+4.13	硫酸鹽還原
$CO_{2(g)} + 8H^+ + 8e^- \rightarrow CH_{4(g)} + 2H_2O$	+2.87	甲烷醱酵

三、氧化還原電位於廢水處理系統之運用

3.1 氧化還原電位於活性污泥系統之運用

氧化還原電位最早被使用於污水處理系統中之計量參數係二十世紀初期，ORP當時被認為是一項新的監測參數並被廣泛研究與應用於各種系統中，但因監測之數值缺乏學理依據，且可信度亦受到懷疑而引起爭議。又因溶氧之測定技術大幅改善，逐漸為被溶氧為主之操控技術所取代⁽⁶⁾。隨感測器(sensor)之發展，ORP之測定技術被認為是已商業化且具相當穩定之技術⁽¹⁰⁾。而ORP值在某些條件下有其無法取代的特質，近期研究ORP控制者，均認為其相當有發展之潛力⁽⁵⁾⁽⁷⁾。

活性污泥系統中主要氧化劑—溶氧與ORP有相當密切關係，曝氣槽中DO低於0.2mg/L時，ORP值將低於+50mv，DO介於0.2至1.2mg/L間時，ORP值將介於+50mv至+100mv間，DO大於1.2mg/L時，ORP將大於+100mv，而DO接近飽合時，ORP將大於+300mv。而當污水系統接受超量負荷時，ORP將快速下降至-40mv以下，此時系統可能因溶氧不足而發生厭氧反應⁽⁴⁾。

Frank(1985)之研究認為ORP可廣泛運用於生物系統之監測與控制，

ORP除可反應出系統之水質特性；即ORP與COD,BOD及TOC都具相關性外，ORP與系統之DO亦有關，惟其關係複雜且受pH、基質等因素之影響。張等（1993）以電腦自動監控系統監測實驗室模擬迴分式活性污泥系統之生化反應過程中ORP之變化發現：

- 1.典型之ORP變化係基質進入後便快速下降，待出現折點後上昇並漸趨平緩。此折點出現之時間與數值與有機負荷成線性關係。
- 2.系統中ORP與DO及COD有密切關係。
- 3.由修正之Nernst方程式： $\Delta \text{ORP} = K \times \text{LN}(\text{COD}/\text{DO})$ ，其中K值為與有機負荷成直線關係之常數。此方程式可模擬活性污泥系統中重要物質之變化。

Nussberger(1953)之研究顯示：活性污泥系統中微生物之生長狀況與ORP有密切關係，微生物對數增長期發生在ORP在+50mv至+100mv左右，而活性污泥微生物於ORP在+100mv至+200mv間最穩定，所以當ORP超過+200mv時微生物逐漸步入死亡期。

Peddie 等 (1990)以ORP監測好氧污泥消化過程之研究指出：ORP之所以被使用於系統監測及控制主要原因之一，係因為ORP可以反應出系統某些特別現象包括：電子活性、生物活性、化學組成、pH及溫度等，且顯現出良好之再線性。在其研究中發現ORP值與DO之對數值成線性關係，其研究結論認為：

- 1.ORP是應用於生物系統中一個相當有用的監測參數，如在污泥消化系統中，ORP與DO及硝酸鹽之相關性很高且敏銳。
- 2.ORP可用於界定生物呼吸之活性，同時可指示生物系統是否缺乏電子接受者。
- 3.ORP可應用於生物系統之實際控制，尤其是非單一呼吸循環系統。
- 4.藉由ORP之控制技術將可使傳統之廢水處理系統更節省操作成本，Charpentier (1987)於監測低負荷活性污泥系統之反應研究中，首先利用實驗室模擬活性污泥之曝氣過程，確認ORP比DO之反應更靈敏，尤其在低溶氧條件下。

另於法國Yffiniac污水處理廠以ORP作為控制參數，可得相當出色之處理

效果(COD:96.6% BOD: 98.2% , SS:98.8% , TKN:92.7% , Total P:79.6%)。另外於法國Mayenne及Binic兩個處理廠的經驗可知，使用ORP取代DO為控制參數可節省20%左右之能源成本⁽⁷⁾。

3.2 氧化還原電位於氮、磷去除系統之運用

C. J. Jenkins(1989)於污泥消化之研究中，利用ORP作為監測及控制參數，在污泥20天消化過程ORP之變化（如圖1），其中：A段有一個很大的斜率，即ORP變化很快，主要係曝氣造成。B段出現一個折點(elbow)發生在溶氧尚可測得之階段，在此之前溶氧大多為亞硝酸鹽所消耗。因此折點出現顯示自由溶氧之出現，此時亦反應出在厭氧階段前，大部份之氨氮均被氧化，折點出現時間約在曝氣後20至40分鐘。曲線C段ORP值維持一個穩定高值（約+200mv），此時系統在一個完全氧化狀態。曲線D段因停止曝氣，ORP快速下降至折點之前，亞硝酸鹽之濃度已緩緩增加，此時可能係脫硝(denitrification)作用所致。曲線E段之折點顯示結果與去硝化作用之終點有關，此時NO₃⁻之濃度已降至偵測極限0.1mg/L以下，E點出現在曝氣後大約96至206分鐘左右，出現之時間與反應溫度有關。結論認為ORP提供一個相當有價值監測工具，在好氧—厭氧消化過程ORP可反應出整個系統之狀態，在工程及理論上，ORP都是一個控制上利器。

Charpentier etal (1989)在實際廠操作中以ORP為控制參數，調整最佳C.N.P.之去除條件之研究：在曝氣槽中階段性通入氣體，發現曝氣槽出流水中ORP與TKN之對數有相當良好之線性關係：

$$EH = -140 \times \text{Log}(\text{TKN}) + 525$$

$$\text{其中，EH} = \text{ORP}(\text{mv}) \quad R^2 = 0.919$$

在此系統中，最高之ORP值均出現在最高之DO前，顯示ORP對系統狀態反應出更敏銳之訊息。在高濃度TKN條件下，ORP為較DO為佳之控制參數。而在低濃度TKN條件下，ORP與DO都可作為控制參數。但在大部份的例子中，ORP作為控制參數是較有效率的。ORP與C.N.P.之去除反應機制如表2。

Wareham etal (1993)在SBR(sequencing batch reactor)系統之自動控制研

究中，以定時控制器(fixed time control)及以ORP為參數之即時控制(Real time control)以控制系統曝氣之時間比，發現後者整體效率較佳，氨氮之去除率可達90%以上。

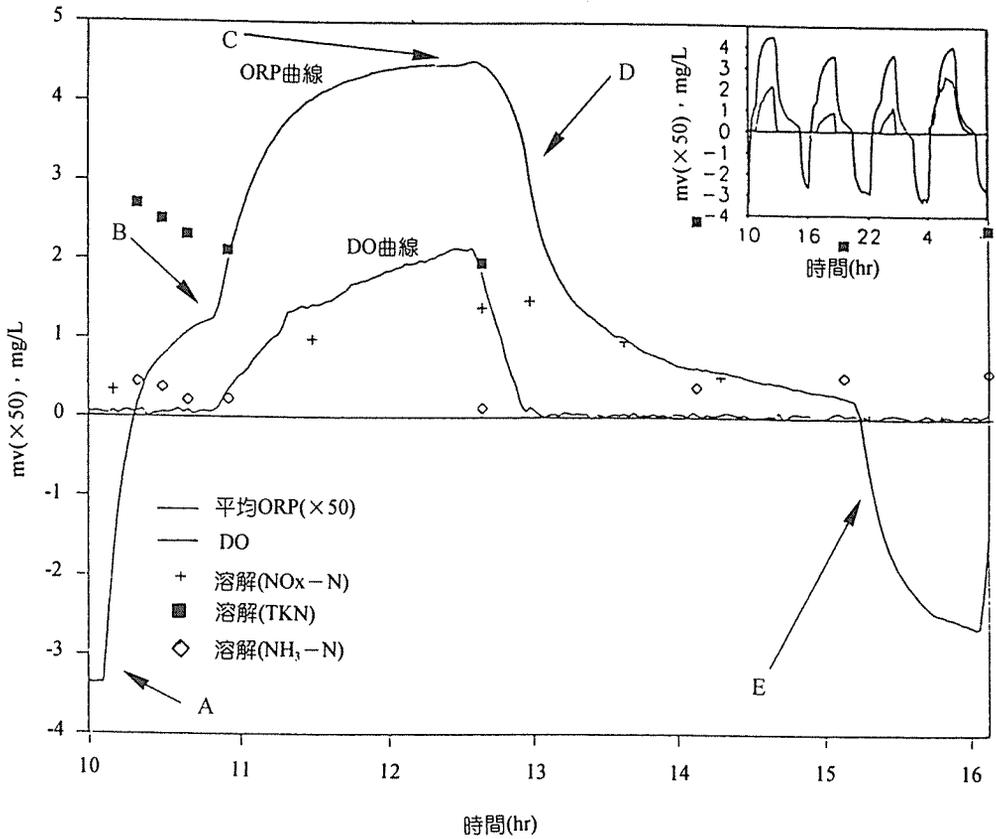


圖 1 污泥消化過程ORP之變化曲線

Koch(1985)監測厭氧系統中脫硝反應(denitrification)ORP變化：ORP隨 NO_3^- 降低，當 NO_3^- 濃度降至接近零時，ORP曲線出現一個明顯折點，在好氧狀態下，DO接近零時ORP曲線同樣出現一個折點，此現象被認為與厭氧及好氧之生物活性有關。在厭氧槽中 PO_4^{3-} 之濃度與ORP有良好線性關係： $[\text{PO}_4^{3-}] = -0.0533 \times (\text{ORP}) - 1.63$ ， $R^2 = 0.79$ 。而在好氧槽中 NO_3^- 濃度與ORP亦呈線性關係： $[\text{NO}_3^-] = 0.0081 \times (\text{ORP}) + 1.08$ ， $R^2 = 0.914$ 。此結果顯示ORP在某些條件下亦可反應出參與反應物質之特性。Watanabe(1985)在生物脫硝程序中以甲醇為碳源，以ORP值作為自動添加控制參數。發現最佳脫硝作用之ORP值介於 -100 至 -200mv 之間。Menardiere(1991)以ORP監測及控制二列(two-series)反應槽系統中最佳N,P之去除條件。實驗結果顯示，於非曝氣槽中ORP值介於 -230 至 $+100\text{mv}$ 間，好氧槽中之ORP值介於 $+200$ 至 $+400\text{mv}$ 及 $+300$ 至 $+500\text{mv}$ 都有良好的去除率。

表2 氧化還原電位與碳、氮及磷化合物之反應關係(Charpentier,1987)

氧化還原電位 (OPR)	處理系統之條件及狀態	碳之反應	氮之反應	磷之反應
+100mv	出現溶氧，喜氣狀態，喜氣呼吸作用	氧化作用→ 二氧化碳及水	硝化作用 氨氮→硝酸鹽	攝磷作用，磷被微生物所攝取
0mv	出現溶氧及硝酸鹽，兼氣狀態，厭氣呼吸作用	氧化作用→ 二氧化碳及水	脫硝作用 硝酸鹽→氮氣	攝磷作用，磷被微生物所攝取
-300mv	溶氧及硝酸鹽不存在，厭氣狀態，發酵作用	氧化作用→ 揮發性有機酸	還原作用→氨氮	釋磷作用，磷被微生物所釋放
-500mv	溶氧及硝酸鹽不存在，厭氣狀態，發酵作用	氧化作用→ 甲烷及水	還原作用→氨氮	釋磷作用，磷被微生物所釋放

歐陽等(1994)以改良自ICEAS(intermittent cycle extent aeration system)之

歐陽等(1994)以改良自ICEAS(intermittent cycle extent aeration system)之連續流系統對家庭污水中C.N.P.去除之研究：系統對氮之去除效果，硝化環境時DO須大於2.5mg/L，ORP須於+180mv至+250mv間，脫硝環境條件之DO須降至0 mg/L，而ORP須控制在-50mv至-100mv間。在磷的去除環境而言，較佳之釋磷環境之ORP應在-50mv至-100mv間。較佳之攝磷環境之ORP應在+180mv至+250mv間。曾等(1987)以ORP監測以單槽迴分式活性污泥系統處理養豬廢水之氮、磷。欲使硝化作用較完全，ORP值須在+185mv以上及足夠之硝化時間。脫硝作用必須在ORP小於-50mv條件下較完全。

3.3 其他方面之運用

ORP在廢水處理系統異常診斷上亦有特殊之表現，Burband(1981)指出一個位於美國Arizona的活性污泥處理廠，正常操作情況下ORP值約+100mv左右，某次活性污泥曝氣槽中污泥突然大量上浮，造成微生物死亡之現象，而當時ORP值已下降至+40mv以下，經追查發現廢水中酚之濃度高達50mg/L，已超出系統負荷所致，ORP快速且敏感反應此現象。另一處理廠已運轉四年多一切正常，突然發生污泥上浮、微生物死亡之現象，且BOD、SS去除率大幅下降。檢查其曝氣槽中DO及MLSS均在可接受範圍內，但其ORP值卻高達+500mv，經水質分析後發現廢水中斷斷續續有高濃度之殺蟲劑(pesticide)進入，導致系統出現異常現象，ORP幾乎立即反應出此情況。Dong & Wu (1992)對合成氯化碳氫化合物(CHC)之生物轉換率影響因素進行研究，認為ORP是較其它生物參數更敏感。Chang et al(1994)以ORP監測染整廢水化學脫色反應，以次氯酸鈉為氧化劑之反應中發現：系統中ORP值與pH及次氯酸鈉濃度之對數成直線關係，同時由Nernst方程式所推演之模式： $Ct = \ln(ADMI_o/ADMI_t)$ 、其中Ct與pH、ORP及時間相關。Pardue (1988)以ORP控制PCB之處理程序，最佳化速率之ORP值為+250mv。Bernard(1980)嘗試以ORP作為金屬廢水處理之控制參數。由上述之探討可見ORP被運用於廢水監測控制系統之廣泛與多樣。

四、結 論

1. 廢水處理系統中存有相當重要之氧化還原反應，活性污泥中有機質之生物分解是氧參與之氧化還原反應，氨氮去除系統中硝化及脫硝作用、折點加氯等，都是不同型式之氧化還原反應。系統進行氧化還原反應之結果將反應在ORP之變化上。因此ORP在學理上應可反應出系統之反應特性及狀態。此乃廢水處理系統急欲尋找之控制參數，以取代目前均態式控制方式。因此ORP於廢水系統上之運用之研究應極具價值。
2. 廢水處理系統之自動化是目前廢水處理技術重要發展方向之一環，除可利用自動監測設備輔助人為操作之經驗不足外，更可提供操作人員更有效、更敏感之訊息，使系統運轉更有效率。同時達節省能源及成本。在諸多監控參數中，ORP是相當具有特色之監控參數，若能適當與其他參數配合運用，再加以適當之操控策略，應可使廢水系統之運轉更有效率。

參考文獻

1. Alain, H., Thevenot D.R., Relation between redox potential and oxygen levels in activated-sludge reactors, Water Science and Technology, Vol. 21, Brighton, pp.947~956, 1989.
2. Arora, M. L., Barth, E.F., Umphres, M.B., Technology evaluation of Sequencing Batch Reactor, J. Water Pollution Control Federation, Vol. 57, No. 8, pp. 867~875, 1985.
3. Bernard T. Hulse, Robert P. Solm, and Glenn E. Summers, Control of Metal Finishing Wastes Using ORP, Jour. WPCF September. 1980.
4. Burband, N. D. ORP-A Tool for Process Control?, Application of on line Instrumentation Chapter 6., 1981.
5. Crig C. Peddie, Donald S. Mavinic and Christopher J. Jenkins, Use of ORP for Monitoring and Control of Aerobic Sludge Digestion, Journal of Environ-

- mental Engineering, Vol. 116, No.3, May/June, 1990.
6. Koch, F.A., and Oldham W.K., ORP-A Tool for monitoring, Control and Optimization of Biological Nutrient Removal System, Water Sci. and Tech., Vol.17, 259-281, 1985.
 7. J. Charpentier, H. Godart, G. Martin and Y. Mogno, Oxidation Reduction Potential (ORP) Regulation As a Way to Optimize Aeration and C, N and P Removal: Experimental Basis and Various Full-Scale Example, Wat. Sci. Tech., Vol.21, 1209-1223, 1989.
 8. Jenkis C. J. and Marinic D.S., Anoxic-aerobic digestion of Water activated sludge: Part 2 - separatory Characteristics, ORP monitoring system, Environmental Technology Letters, Vol.10, pp. 371-378.
 9. John H, Pardue, Ronald D. Delaue and William H. Patrick Jr., Effect of Sediment and pH Oxidation Potential on PCB Mineralization, Water Air and Soil Pollution, Vol.37, pp. 439-447, 1988.
 10. Gustaf Olsson et al, Measurements Data Analysis and Control Methods in Wastewater Treatment Plants-State of the Art and Future Trends, Wat. Sci. Tech., Vol.21, pp. 1333-1349, 1989.
 11. Wareham D.G. ; Hall K.J. ; Mavinic D.S., Real-time control of aerobic-anoxic sludge digestion using ORP, Journal of Environmental Engineering, Vol.119, No.1, pp. 120~136, 1993.
 12. Charpentier J., M de la Menardiere, A Vachon and G. Martin, ORP as a control parameter in a single sludge biological nitrogen and phosphorus removal activated sludge system, Water South Africa, Vol.17, No.2, April, pp. 123~130, 1991.
 13. Doong R. A. and Wu S. C. , The effect of oxidation-reduction potential on the biotransformations of chlorinated hydrocarbons, Water Science and Technology, Vol.26, No.1, pp.35~39, 1993.
 14. Londong J., Strategies for optimized nitrate reduction with primary denitrification, Water Science and Technology, Vol.26, No.5-6, pp.1087~

1096,1992.

15. Masscheleyn P.H., Ronald D. Delaune and William H. Patrick Jr., Transformations of selenium as affected by affected by sediment oxidation-reduction potential and pH, Environmental Science Technology, Vol.24, No.1, pp.91~96, 1990.
16. 張鎮南、余瑞芳、陳瑞亮，以連續ORP監測先生物處理染整廢水脫色反應之動力研究，第十六屆廢水處理技術研討會論文集，1991.
17. 張鎮南、余瑞芳、陳婉如，好氧生物處理系統中ORP控制技術可行性研究，第十八屆廢水處理技術研討會論文集，1993.
18. 曾迪華、葉俊宏，連續回分式活性污泥法最佳處理特性之研究國科會研究計劃報告，1987.
19. 歐陽嶠暉、何明宗、廖述良，改良式連續流回分式活性污泥最適處理之研究，中國環境工程學刊，第四卷第二期，pp.143~150，1994.

利用「好氣性脫氮現象」行廢水中有機質及 氮有效去除體系之探討

林宗新*

摘 要

本文為就有機質、氮同時去除體系之想法展開探討，主要探討對象為目前實用性之活性污泥膠羽，積極利用生物膜之好氣性脫氮現象以構築處理過程，對於依遺傳因子行必要功能微生物之育種，利用於廢水處理亦在檢討之列，但因遺傳因子擴散之確切安全性評價仍未建立，目前仍言之過早，此處特就「好氣性脫氮現象」，作理論性考察，利用其特徵行廢水中有機物及氮同時去除之生物化學處理體系研究現狀作總括性介紹。

【關鍵字】

- 1.好氣性(aerobic)
- 2.脫氮(denitrification)
- 3.有效去除(effective removal)

一、前 言

因人口之增加或都市之集中，湖沼、河川有遠超過自淨作用之大量廢水排出，故追求有效之處理技術為眾所週知之事。都市廢水中以機質、氮、磷為主

*親民工商專校化學工程科主任

要處理對象，將此等組成同時去除過程之檢討為效率性處理的方向之一，其中以有機質(BOD)與氮組成最終分解為 CO_2 、 H_2O 、 N_2 氣體之安定揮發組成釋出最為可能，其同時去除過程值得檢討。生物化學之廢水處理過程為巧妙利用水系微生物，如可依好氣性從屬之營養細菌行有機質之去除，及依好氣性獨立形成營養細菌之硝化細菌與嫌氣狀態之通性嫌氣性脫氮細菌間之連續作用行氮之去除，但因獨立營養細菌與從屬營養細菌之增殖速度小，在理論上為使之具相等之處理能力，應設定免洗滌之條件。

有機質及氮化合物去除有關之微生物群性質有顯著不同，為滿足其微生物群之生育條件，一般設有好氣槽及嫌氣槽運轉，但因條件之不同，反應槽有多數設置之必要，在脫氮槽因須由外添加proton供與體有機質之故，成本較高，操作管理亦繁雜，為此，重新評估傳統之生物化學處理過程，檢討有機質及氮組成有效率之同時去除過程為一有意義之事，若使不同性質之微生物群在同一槽內共存可發揮其功能，小型有效處理裝置有其可行性。

二、好氣性脫氮現象及其利用

與生物化學有機物去除目的有關者為好氣性運轉之活性污泥法或生物膜之脫氮等方法，與此相關者有不少報告。另者，於氮之去除須將氮氧化物作還原性分解之嫌氣性狀態，為此，「好氣性脫氮現象」須局部實現嫌氣性狀態方可。一般氮之去除為由從屬營養細菌將有機氮行好氣性分解生成氨態氮，首先由硝化細菌作好氣性轉為亞硝酸，進而變為硝酸態氮之氧化物，其次將此等氮氧化物以脫氮細菌還原為氮氣，菌體於充分分散之好氧條件下脫氮現象幾乎看不出來^(3,4)。為此，欲將此等微生物功能化，須有適合之環境(即為好氣脫氮現象之進行)，故於膠羽或膜狀凝聚狀態下，微生物之存在必不可少^(5,6)。

活性污泥製程於好氧條件下運轉，被認為有相當程度之脫氮反應^(7,8)，此外，撒水濾床法、回轉圓板法等代表之生物膜法，依DO之擴散限制得知生物膜易生嫌氣部分^(9,10)，依微小DO感應器測定生物膜之溶存氧(DO)分佈結果可知膜表DO為6mg/L之際，由膜表面約150 μm 深處有DO之存在，更深處即成無氧狀

態，在此無氧部分有嫌氣性反應之進行，依上述事實，可解釋活性污泥膠羽或生物膜所見之「好氣性脫氮現象」，此為在一定環境條件下，DO為膠羽或生物膜表層部微生物所耗盡，無法朝膠羽中心滲透之狀態，Floc或生物膜內部發生嫌氣性部分，因外觀上存有液相DO，嫌氣性細菌與好氣性細菌可同時生長，各呈不同之反射反應於一反應槽內同時進行，已有不少利用此種「好氣性脫氮現象」行廢水有機質及氮除去研究之報告^(12~22)。

使用回轉圓板法行有機質與氮之同時去除，對有機質(CH₃OH)之負荷為3.5g/m²日，水處理滯留時間為十一小時，氧氣分壓為0.15atm以下時之NH₄-N除去率（依硝酸反應）會減少，但全氮(T-N)除去率有增加之傾向，此表生物膜上之「好氣性脫氮」受氧濃度影響⁽¹⁷⁾，另者，可積極利用此等生物膜之好氣性脫氮現象行好氣性、嫌氣性微生物群構成之反應槽⁽²³⁾，反應槽內因有設置氧透過膜，其表面有生物膜形成，由實驗之氮氣組成除去流束數據，可知脫氮反應亦同時發生，依此結果，由氧氣透過層表面之朝向液體方向分別有好氣層、嫌氣層各自形成，同時進行有機氧化反應、硝化反應之脫氮反應。

活性污泥之一般膠羽大小約為100~200 μm，假設內部有存在嫌氣性領域，其體積亦小，無法依活性污泥法行氮之積極去除，故須行在膠羽分散系使脫氮反應以高比率進行之「間歇曝氣氧化池」，在此處理裝置中，曝氣時間對氮去除之影響甚大，時間若過長，脫氮細菌之活性將下降，若過短，硝化反應無法充分進行，活性污泥膠羽或生物膜常於液體流中曝露，易使膠羽呈流體力學性之破壞而變小，此外，生物膜亦生膜之剝離^(25~27)，為此，有機質及氮除去之好氣性、嫌氣性微生物的安定維持困難，又於生物膜法，膜之面積與反應槽之體積較小，其處理能力有限。

三、有效率廢水處理體系之構築

以高濃度又大量之廢水行有機質及氮除去處理體系之性能提升而言，維持單位反應槽、單位體積內微生物量之高度維持必不可少。為加大微生物之附著面積，利用懸浮之砂或活性碳等粒子表面之流動層型反應槽之研究者不少。平田等^(28,29)採用CB濾材（煤之燃灰與水泥結合劑(cement binder)作成者）作為擔體之三相流動槽廚房排水生物處理體系已有提案，在此一體系中，TOC之除去因厚水負荷而有變化，但仍能安定處理，另者，硝化反應或脫氮反應因有機質濃度之影響而生變動，氮之去除不安定，但全氮之平均除去速度為 $4.2\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ，此係因上述生物膜之不安定所致。

利用流動型反應槽之特徵，使微生物於擔體內行高濃度固定化應用於廢水處理之研究不少^(30,31)亦有應用增殖速度慢之硝化細菌，以固定法固定於擔體內行實際廢水處理之報告^(32,33)，依本法，硝化細菌在擔體內部達 $1.8\times 10^{10}\text{cells}/\text{cm}^3$ ，對 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度為 $250\text{mg}/\text{L}$ 之高濃度廢水，亦能以滯留七小時除去85%，就一般而言，微生物固定化之手續繁雜，實際處理易生微生物增殖之細胞洩漏或擔體控制之困難，若能迴避上述問題點，簡單之微生物密集化手段即可應用於廢水處理。

四、利用多孔質擔體行微生物群之捕捉與構成

以多孔質擔體作為細胞擔體，應用於微生物、動植物之培養不少^(34~36)，其優點為只須在反應槽內與細胞混合，即可維持擔體內細胞之高濃度，以平均粒徑 $10\sim 30\mu\text{m}$ 之細胞模擬粒子混合液預備之攪拌槽型反應槽，在其中添加平均細孔為 0.83mm 之多孔質聚胺酯(PU)泡棉(urethane foam)擔體後，細胞模擬粒子快速為擔體所捕捉，漸漸呈平衡狀態，在此平衡狀態下混合液之粒子濃度較擔體無添加時之平衡濃度為小，故捕捉粒子呈現擔體之濃縮⁽³⁷⁾。

另者，於嫌氣性或好氣性廢水處理下，以高濃度微生物為擔體，亦有不少利用多孔質擔體之報告^(38~41)，為多孔質擔體所捕捉之微生物群難以脫離，故由

高濃度微生物組成之處理製程可實現，多孔質PU泡棉擔體依通氣攪拌下，使活性污泥微生物混合液投入其中培養之⁽⁴³⁾，培養開始後，微生物由擔體中心擔持，隨時間之增長漸朝擔體週邊擴散，此流動層型反應槽之多孔質擔體的微生物擔持過程受擔體多孔構造之懸濁微生物群擔體捕捉過程及擔持之微生物群擔體脫離過程所支配，依此等結果，多孔質擔體有最適大小，因行操作條件之控制，可行擔持微生物量之控制。

Fill & Draw方式之流動層型反應槽中不同大小孔質擔體之活性污泥微生物群擔持，達一定狀態時微生物群所呈之反應特性表示如下⁽⁴²⁾，反應槽內之混合液DO為6.5~7.5mg/L，基質投入後之反應過程引生有機質之減少，可區分為Phase-1與Phase-2，於Phase-1中隨有機質之減少，採用大小為7.10mm之擔體，脫氮反應進行，採用大小為5mm之擔體則無進行，此結果表示於有機質及氮之同時去除體系構成中，須採用適切大小之多孔質擔體。但在注排式之回分培養實驗，硝化反應於有機質存在下不進行，待有機質去除後方才進行，此係因硝化細菌較有機質氧化細菌增殖速度慢所致，欲依此多孔質擔體所擔持微生物群之廢水處理連續進行時，為維持好氣性脫氮反應，有必要行硝化反應，故以循環型推流反應槽較有效⁽⁴⁴⁾，採用此一反應槽，於DO為6mg/L條件下作八小時之滯留實驗，可達有機質之去除及80%氮之同時去除。

依漢斯等人⁽⁴⁵⁾之研究，於反應裝置中採用聚胺酯泡棉為多孔質擔體，作各區域之DO控制以行有機質、氮同時去除之檢討，全氮除去率達90%，此為依反應槽內之DO作不同程度之控制，適切行有機質氧化細菌、硝化細菌、脫氮細菌在反應槽內保持所致，故適切利用多孔質擔體行反應槽之設計，可高效率除去廢水中之有機質及氮，今後此種體系之最適條件檢討成為必要。

四、結 語

以上所述為在活性污泥或生物膜法所能觀察之「好氣性脫氮現象」，積極利用作有機質與氧化物同時除去過程之過去與現在，利用適切大小之多孔質擔體，妥研操作法，使廢水中有機質及氮可同時除去之反應槽作成已成可能，此

外，在廢水處理上利用多孔質為擔體，亦須求擔體之耐久性，已有若干種耐久性優良之製品，故求更低廉、更耐久之多孔質擔體開發為至要。

參考文獻

1. 高原義昌，「廢水的生物處理」，地球社，1980。
2. 濱宏，橋本獎，小笹泰，下水道協會誌，25(292)，58,1988.
3. Focht. D. D. and A. C. Chang, *Adv. Appl. Microbiol.*, 19, 153, 1975.
4. Krui. J. M. *Wat Res.*, 10, 337, 1976.
5. Rittman. B. E. and W. E. Langeland, *J. WPCF.* 57, 4, 1985.
6. 羽野忠，ケイミカル・エンジニアリング，6(3)，143, 1987.
7. 赤木靖春，岸本民也，ケイミカル・エンジニアリング，7，10, 1986。
8. Richard, M. G., Q. J. Hao and D. Jenkins, *Proc. 55th Ann. WPCF. Cont., St. Louis. Mo.*, 1982.
9. 洞沢勇，「生物膜法」，忠孝社，1982.
10. 北尾篤嶺，大森英昭，山本康次，下水道協會誌，20(229).20, 1983。
11. Chen. Y. S. and H. R. Bungay, *Biotechnol. Bioeng.*, 23, 781, 1981.
12. Chen. G. H. H. Ozaki and Y. Terashima, *Wat. Sci. Tech.*, 21, 791, 1989.
13. Watanabe. Y., S. Masuda. K. Nishidome and C. Wantawin, *Wat Sci. Tech.*, 17, 385, 1984.
14. Wu. Y. C. and E. D. Smith, "Fixed Film Biological Processes For Wastewater", Noyes Data Corporation. 1983.
15. 増田純雄，石黒政儀，渡邊義公，下水道協會誌，16(187)，24, 1979。
16. 増田純雄，渡邊義公，石黒政儀，下水道協會誌，19(215)，12, 1982。
17. 増田純雄，渡邊義公，石黒政儀，下水道協會誌，23(262)，49, 1986。
18. 増田純雄，渡邊義公，石黒政儀，下水道協會誌，24(278)，19, 1987。
19. 渡邊義公，下水道協會誌，19(221)，52, 1982。
20. 渡邊義公，西留清，石黒政儀，下水道協會誌，19(223)，30, 1982。

66 利用「好氣性脫氮現象」行廢水中有機質及氮有效去除體系之探討

21. Arvin, E. and P. Harremocs, *Wat. Sci. Tech.*, 22(1/2), 171, 1990.
22. Gujer, W. and M. Boller, *Wat. Sci. Tech.*, 22(1/2), 53, 1990.
23. Timberlake, D. L., S. E. Strand and K. J. Williamson, *Wat. Res.*, 22(12), 1513, 1988.
24. Araki, H., K. Koga, K. Inomac, T. Kusuda and Y. Awaya, *Wat. Sci. Tech.*, 22(3/4), 131, 1990.
25. 海野肇, 橋本直樹, 明島高司, *水質汚濁研究*, 9(10), 643, 1986。
26. Rittman, B. E., *Biotechnol. and Bioeng.*, 24, 501, 1982.
27. Trulear, M. G. and W. G. Characklis, *J. WPCF.*, 54(9), 1288, 1982.
28. 平田彰, 保坂幸尙, パンパン・リリオハバスキ, 前田和哉, *水質汚濁研究*, 12, 572, 1989。
29. 平田彰, 高橋千秋, 高橋友嗣, *水質汚濁研究*, 14(10), 730, 1991。
30. 橋本獎, 占川憲治, 濱宏, *下水道協會誌*, 23(261), 16, 1986。
31. 須藤隆一, “微生物固定化法にねる排水處理”, 産業用水調査會, 1988。
32. 角野立夫, 中村裕紀, 森直道, 江森弘洋, *用水と廢水*, 34(11), 935, 1992。
33. 江森弘洋, 角野立夫, 中村裕紀, 第24回水質汚濁學會講演集, 393, 1990。
34. Endo. I. T. Nagamune, N. Kato. M. Nishimura and T. Kobayashi, *Bioprocess Eng.*, 3, 63, 1988.
35. Yamaji. H. and H. Fukuda, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 37, 244, 1992.
36. Koge, K., Y. Orihara and T. Furuya, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 36, 452, 1992.
37. 後藤健彦, 佐佐木信也, 邢新會, 白神直弘, 海野肇, 化學工學會第58年會研究發表講演要旨集, A320, 1993。
38. Atkinson, B., G. M. Black and A. Pinches, "Biological Fluidized Bed Treatment of Water and Waste Water", p.75, Ellis Horwood Chichester, 1981.
39. Atkinson. B., G. M. Black, P. J. S. Jewis and A. Pinches, *Biotechnol. and Bioeng.*, 21, 193, 1979.

40. Klein, J. and M. Kluge, *Biotechnol. Letters*, 3, 65, 1981.
41. Huysman, P. P. V. Meenen, P. V. Assche and W. Verstraete, *Biotechnol. Letters*, 5, 643, 1983.
42. 邢新會，本多裕之，白神直弘，海野肇，*化學工學論文集*，17(3)，524, 1991。
43. Xing, X. H., H. Honda, N. Shiragami and H. Unno, *J. Chem. Eng. Japan*, 25(1), 89, 1992.
44. Chachkes, A., X. H. Xing, H. Honda, N. Shiragami and H. Unno, *化學工學第25回秋季大會研究發表講演要旨集*，N314, 1992。
45. Hans, L. and F. Uube *公開特許公報*，557, 1987。

固定化微生物廢水處理技術評估

吳美惠* 張芳賓** 朱昱學***

摘 要

固定化微生物應用於廢水處理之研究已十餘年，截至目前，實用化之例子雖少，而實驗室之研究顯示了固定化技術為生物處理程序中重要技術之一。綜合文獻資料之研究及結論，固定化微生物技術具有凝聚微生物之特性，有利於增殖緩慢或凝聚性差的微生物，如硝化菌、甲烷菌及特殊物質分解菌等，使得污泥濃度提高，因而提昇處理槽之負荷且有利系統操作之穩定性、突增負荷承受力及毒性容忍度。另外固定化微生物之載體顆粒內擴散阻力形成喜氣、兼氣、厭氧之漸次環境特性，乃A₂O系統之微縮版，對高濃度有機物、氨氮等工業廢水之處理有良好成效。目前固定化技術研究應用程序包括活性污泥法處理家庭污水、無氧—厭氧流體化床系統處理有機碳／硝酸氮廢水、A₂O系統處理有機碳／氨氮廢水、流體化床處理氯酚廢水及填充床吸附重金屬等皆為可行之發展程序。唯固定載體之機械強度、生物耐受性、成本、製作方法簡易性，以及載體內、外生物週期性變化及適宜之系統設計操作參數等仍待進一步研究以利技術實用化之參考。

【關鍵詞】

1. 固定化微生物(immobilized microorganism)
2. 硝化作用(nitrification)
3. 脫硝作用(denitrification)
4. 活性污泥法(activated sludge process)
5. 氯酚(chlorophenol)
6. 重金屬(heavy metal)

*中國技術服務社工業污染防治中心工程師

**中國技術服務社工業污染防治中心小組長

***中國技術服務社工業污染防治中心副組長

一、前 言

有關固定化酵素(immobilized enzyme)及固定化微生物(immobilized microorganism)在化學工業、醫藥及食品工業方面的研究非常蓬勃，已成為近代生物技術(biotechnology)重要一環。由於菌體酵素固定化技術的利用可提昇製程效率，生產過程並能達到自動化，產率得以提高，使得生產成本大為降低，因此，自1970以後在醫藥、食品如L-胺基酸、L-門冬氨酸、果糖等不少生化產品的大規模生產上，皆有固定化技術之應用實例。80年代以後，固定化技術在廢水處理方面的研究已開始萌芽，目前為止，實用化之例子雖少，但歐美、日本等國家認為菌體固定化技術為廢水生物處理程序中頗具發展潛力的重要技術之一，均已積極進行各項研究開發計畫。因為利用固定化微生物來處理廢水，具有許多的操作及維護優點，包括固液體分離容易、微生物細胞不易流失，因此可增加反應槽中微生物細胞濃度，有助於系統負荷增加，提高反應效率並因而減小反應器體積，同時對於處理系統中水質條件之變化，具有較高的忍受負荷能力等。本文即針對國內外各種固定化微生物應用技術加以評析介紹，以了解該技術適用之廢水種類、設計要點及實用性，以為各產業廢水處理廠性能提昇之參考。

二、微生物固定原理及固定方法

所謂的微生物固定化是指利用物理或化學方法，將微生物細胞包圍在擔體之內部或使其附著於擔體之表面而形成生物膜。在固定微生物之許多方法中，最常使用之物理方法包括吸附、包埋及凝聚等。吸附法係以活性碳、多孔性陶瓷或玻璃等不溶於水的擔體，將微生物菌體行物理性吸附而將之固定化。包埋法又可區分為格子法及微膠囊法，格子法是應用擔體與多價離子間形成之網狀構造將微生物菌體截留在膠質格子中，其中基質及反應物、產物等均能自由進出，而菌體則固定在格子中無法自由進出；此方法可利用之擔體材質包括天然多醣類如瓊脂、明膠、褐藻膠及鹿角藻膠等。此外，許多人工合成的高分子材

料如聚丙烯胺、聚乙烯醇及聚乙烯聚合物等也可以被使用，此法為目前最普遍被使用之微生物固定方法；微膠囊法則是利用具半通透性的高分子膜包覆微生物菌體之方法。而化學方法則包括擔體共價結合及架橋結合等方法，共價結合以不溶性擔體與微生物菌體形成共價鍵結合的固定化方法；架橋結合則將具有二個以上官能基的試藥和微生物架橋結合。

廢水生物處理所常用的活性污泥法，事實上可稱為固定化微生物應用之一種，亦即為有效代謝廢水中之有機物，反應槽中必須維持足量之具凝聚性的活性污泥（設計實務上以迴流污泥維持微生物量），當污泥凝聚性降低而呈分散狀時易隨處理水而流出(wash out)，致使系統呈現異常現象。活性污泥傳統之凝聚污泥與固定化技術減少微生物流失的優點有異曲同工之妙。以下乃將各文獻中製備固定化微生物之各種載體材質及製作方法加以說明之，並整理如表1。

1. 褐藻膠固定化方法⁽¹⁾

稱取4.0g褐藻膠加入100mL水溶液，然後攪拌使其完全溶解，再加入4.0g脫硝微生物（濕重）充分攪拌混和。將此褐藻膠—脫硝微生物混和液以針筒注射器緩慢滴入2%(W/V)氯化鈣水溶液中，形成直徑約3.0mm的圓球型膠體顆粒，經隔夜靜置硬化後，再置入生物反應槽內備用。

2. 鹿角藻膠固定化方法⁽¹⁾

稱取1.1g鹿角藻膠加入0.9%(W/V)氯化鈉水溶液45mL，然後加熱攪拌至80°C。待冷卻至45°C再加入8.0g脫硝生物污泥（濕重）並充分攪拌混和。將此鹿角藻膠—脫硝生物污泥混和液以針筒注射器緩慢滴入0.3M氯化鉀水溶液中，形成直徑約3.0mm的圓球型膠體顆粒，經隔夜靜置硬化後，再置入生物反應槽內備用。

3. 聚乙烯醇固定化方法⁽²⁾

首先將定量的PVA與PEG加熱溶於水中，製備成含18%(W/V)PVA與6%(W/V)PEG之水溶液，待其冷卻至30~40°C後，與濃縮的脫硝污泥(20~40g vss/L)與甲烷化污泥(12~24g vss/L)之混合液，以體積比1:1之方式混合均勻。再將PVA—污泥混合液，以蠕動泵帶動，經注射針頭，在室溫下徐徐地滴入溫和攪拌的飽和硼酸溶液中，以形成顆粒，經20~30分鐘後，將顆粒取

84 固定化微生物廢水處理技術評估

出，以水洗去殘留硼酸，並浸漬於磷酸鹽溶液中，以進行PVA 磷酸酯化之凝膠作用。然後將顆粒取出以水洗去磷酸鹽溶液，最後將顆粒置於含蒸餾水之三角瓶中，振盪過夜以溶出顆粒中之PEG。本方法後經作者研擬修正，已向經濟部中央標準局申請取得第199906號專利（專利證書60729號）專利內容為「聚乙烯醇微生物或酵素固化體之製法及其應用」。

4.光聚合樹脂固定化方法⁽³⁾

光聚合樹脂100mL、光聚合物指示劑0.8mL、3%氯化鈉溶液20mL及17.8g/L濃縮活性污泥40mL混合後，以注射針頭滴入3%氯化鈣溶液中，以形成3mm顆粒。

5.聚乙烯醇—硼酸固定方法⁽³⁾

26.4g/L濃縮活性污泥150mL與12.5%PVA溶液400mL混合，以針頭滴落於飽和硼酸溶液中以促使膠凝作用進行，再靜置於飽和硼酸溶液中24小時。

6.聚丙烯吸附固定方法⁽³⁾

以聚丙烯製成比重1.01，3mm長，外徑3mm，內徑1.5mm中空圓筒狀之載體，投入植有活性污泥之流體化反應槽中，經連續進流操作，使載體內緣佈滿微生物膜。

7.脲酯聚合物包裹法⁽⁴⁾

聚分子凝劑(Preaestol 444K)與污泥凝結，分別加入5~18% 6種脲酯聚合物成品混合後，倒入聚乙烯液膜上，10分鐘即產生聚合作用，切成4mm×4mm×1mm薄片，經硝化菌毒性試驗，顯示以Hycell A1600對硝化菌之毒性較小，因此連續試驗中之固定載體材料即採用10%脲酯聚合物Hycell A1600（內含0.11%甲苯二異氰酸鹽及2.27%異氰酸鹽）加入0.4%藻膠酸鈉及2%經馴化硝化菌混合後，滴落於3%KCl溶液中，製成外徑4mm之顆粒。

8.藻膠酸鈣包裹*Pseudomonas* sp.⁽⁵⁾⁽⁶⁾⁽⁷⁾

4%藻膠酸鈉100ml於121°C滅菌40分鐘，冷卻後加入300mg乾重菌體混和後，以注射針頭滴入4%CaCl₂之溶液中，製成3mm珠狀顆粒，經5小時靜置後淘洗備用。

表1 微生物固定方法比較

擔體材料	微生物種類	製作方法	研究概要	優缺點
藻膠酸鈣 或鹿角藻 膠	脫硝菌	1,2	脫硝之連續操作	<ul style="list-style-type: none"> 固定化脫硝生物活性較懸浮性生物活性為差 固定化脫硝生物產生大量氮氣累積於膠體內不易釋出 兩者材料之機械強度皆不夠，操作一星期膠體顆粒即破裂
聚乙烯醇 (PVA)	1.脫硝菌甲烷 菌 2.養豬場活性 污泥	3	1.脫硝與甲烷共固定 化混合連續操作 2.豬糞尿廢水 BOD及氨氮同時去 除研究	<ul style="list-style-type: none"> PVA 價格便宜，無生物毒性 固定化菌體活性高，強度佳 固定化程序簡單 處理豬糞尿廢水達一年載體未產生變異 製備方法已取得國內專利
光聚合樹 脂或聚乙 烯醇一硼 酸	活性污泥	4,5	吸附法及包埋法固定 微生物應用於生活污 水二級處理比較	<ul style="list-style-type: none"> 吸附法及包埋法活性及去除效果皆相近 微生物大多附著於載體表面，包埋於載體內部之微生物濃度不高，代謝反應均發生於表面
聚丙烯	活性污泥	6	吸附法固定微生物應 用於流體化槽處理生 活污水去除BOD及氨 氮	<ul style="list-style-type: none"> 易製成粗糙表面使微生物吸附 比重接近1.0，有利於流體化床設計及減少曝氣量 機械強度大，壽命長，不易為生物分解 價格低廉 圓筒狀構造使微生物因流體化程序只聚集於內緣
脲酯聚合 物 (urethane prepo- lymer)	硝化菌	7	比較6種脲酯聚合物 對硝化菌毒性試驗， 並進行流體化床處理 氨氮廢水連續操作	<ul style="list-style-type: none"> 脲酯聚合物含有甲乙酮及甲苯二異氰酸官能基（為接觸材）對硝化菌具毒性，經活性試驗以 Hycell A1600對活性影響較小 脲酯聚合物具高塑性，機械強度強 實驗期間可維持120天以上
藻膠酸化 鈣	Pseudomonas sp.	8	比較四種純種菌株對 六種氯酚之分解能力 及固定化微生物技術 應用於連續處理氯酚 之可行性	<ul style="list-style-type: none"> 機械強度在150rpm振盪下可維持30天以上 流體化床及固定床連續流操作上均可維持30天以上

表1 微生物固定方法比較(續)

擔體材料	微生物種類	製作方法	研究概要	優 缺 點
聚乙二醇 (polyethyleneglycol, PEG) 、丙烯醯胺 、環氧樹脂	硝化菌	9	比較三種材質載體固定硝化菌後之物理特性，同時進行A/O系統連續操作研究	<ul style="list-style-type: none"> 三種材質經固定硝化菌後物理特性相近，而硝化活性以聚乙二醇固定硝化菌於80天馴養後之1,100mg O₂/L · pellet-hr 最佳 馴化後污泥以聚乙二醇載體包裹固定化，其硝化活性增加較迅速 固定硝化污泥於20°C及30°C溫度下測試其活性發現於30°C時硝化活性較佳，且較快達到最大活性

9. 聚乙二醇包裹硝化菌⁽¹¹⁾

36%聚乙二醇、0.5%藻膠酸鈉及4%硝化污泥混合後，滴入1%氯化鈣溶液中製成含2%污泥、18%PEG之直徑2~3mm顆粒。

10. 藻膠酸鈣包裹法⁽⁸⁾

經鑑定分離培養後之*Chlorella homosphaera*純菌淘洗後加入16.0g/L藻膠酸鈉及8.6g/L氯化鈉混合液充分混合後，以注射針頭注入氯化鈉及氯化鈣混合水溶液中，形成顆粒後浸泡在氯化鈣水溶液中備用。單一純種培養之*Chlorella salina*⁽⁹⁾加入藻膠酸鈣溶液後，以微珠製造器成0.5mm之固定化生物。

11. 聚丙烯醯胺包裹法⁽¹⁰⁾

50mg *Enterobacter* 菌屬混合40%聚丙烯醯胺2mL及10%過硫酸銨100 μL，加入10 μL四甲基乙二胺，於25°C置放1小時以利聚合作用，之後壓碎為碎片，淘洗後備用。

三、國內外固定化微生物廢水處理技術研究成果分析

固定化微生物應用在廢水處理方面，可使用的微生物種類相當多，有活性污泥、厭氧性細菌、硝化菌、脫氮菌、難分解性物質分解菌、重金屬蓄積菌等特殊細菌，處理對象除了有有機物分解外，特別對於去除氮、磷、PCA、及氯酚

等難分解性或具毒性物質，以及鎘等重金屬，範圍非常廣。此外，對於環境污染物質濃度偵測控制的生物感測器(biosensor)的應用，如BOD、氨等物質快速測定法等，均是固定化菌體在環境污染方面重要研究項目。茲將近年來國內外針對水處理方面的研究成果及實廠運轉的結果說明於後，並作綜合性討論。

3.1 固定硝化菌處理氨氮廢水

硝化程序中因硝化菌增殖緩慢，凝聚性不佳，且代謝反應需氧量大，往往無法與碳化菌競爭而導致系統中硝化菌活性不易提昇，而需另設置一硝化槽。為突破此瓶頸，Sumino等人(1992)⁽⁴⁾乃採用脲酯聚合物包裹硝化菌製成高濃度固定化微生物，進行流體化床連續操作處理合成氨氮廢水。系統負荷採階段性提昇馴養，操作至第5天時維持穩定負荷為 0.24kg N/m^3 進流 $\text{NH}_4^+-\text{N}_2\text{Omg/L}$ ，控制DO大於 2mg/L ，反應槽斷面流速 2.5m/min ，HRT 2hr。實驗結果系統中固定微生物之攝氧率自開始啟動即逐漸上升，第28天時達 $240\text{mg O}_2/\text{L} \cdot \text{pellet-hr}$ ，之後第28~120天則穩定維持於 $160\sim 240\text{mg O}_2/\text{L} \cdot \text{pellet-hr}$ 之間，而 NH_4^+-N 出流水則自19天起降至 2mg/L 以下。於操作120天內球型顆粒之物理特性無變異，唯於第39天時有黏性產生，推論為脲酯尿素鍵產生水解之故。另由微生物相觀察發現反應槽壁及載體表層均未有微生物附著現象，可推論微生物代謝作用均發生於固定化細胞中。

3.2 固定活性污泥及硝化菌處理生活污水

Tsubone等人(1992)⁽³⁾採用流體化床反應槽處理生活污水實驗中，比較物理吸附及包埋兩種固定微生物方法之活性及處理效率。結果顯示兩種方法之攝氧活性及處理效率皆相近，以電子顯微鏡觀察得微生物大多附著於載體表面，因而獲得以下結論：即處理生活污水時，由於廢水中含有較多量的碳源，碳化菌因攝氧及反應速率較迅速之故，主要生物代謝反應機制均發生於載體表面層。依此結論作者乃採聚丙稀製成 3mm 長，外徑 3mm ，內徑 1.5mm 中空圓筒狀載體，投入植有活性污泥之流體化反應槽中培植，使污泥吸附於圓筒內緣，外層則因流體化床水流帶動而阻礙污泥附著。而後投入一段式及兩段式流體化反應槽中連續進流生活污水，並與傳統活性污泥槽做比較。結果如表2所示，活性

污泥槽於BOD體積負荷達0.8g/L-day時，尚可維持出流水SBOD在5mg/L以下，然而BOD負荷達1.0g/L-day時即因污泥膨化而無法繼續操作。一段式與兩段式流體化槽由於圓筒狀載體內緣可吸附聚集多量的微生物，亦即MLSS可維持較高濃度，當BOD體積負荷提升達2.4g/L-day，HRT僅40分鐘時，處理後出流水SBOD仍可維持在8mg/L左右。另於氨氮去除的表現上，在活性污泥槽HRT 2小時左右時，硝化即不完全，出流水含有有機氮及氨氮，而HRT 2小時之流體化槽對氮之去除效率則仍維持穩定。

表2 吸附式固定微生物處理活性污泥槽比較

反應流程	進流SBOD (mg/L)	BOD負荷 (g/L-d)	HRT	出流SBOD (mg/L)	備註
活性污泥槽	50~100	0.8	2.01hr	<5	
		1.0			污泥膨化
一段式流體化槽	50~100	2.4	40min	8.2	
兩段式流體化槽	50~100	2.4	40min	7.8	

另外Tada等人(1990)⁽¹¹⁾分別以聚乙二醇、丙烯醯醇及環氧樹脂固定硝化菌後，進行固定化微生物顆粒之物理特性及硝化活性比較。試驗結果顯示三者物理特性相近，而以聚乙二醇之硝化活性超出其餘二者一倍以上（經80天馴化後呼吸率為110mg O₂/L · pellet-hr）。之後Tada等人乃選用聚乙二醇為固定用載體材料進行生活污水之脫硝及硝化模廠試驗，處理程序如圖1所示，生活污水經初沉後，進入脫硝槽、硝化槽；硝化槽內置7.5%體積比固定化硝化菌顆粒，出流前以1.5mm間距之篩網阻隔，以防載體顆粒流出，處理水再進入終沉進行污泥沉降分離。模廠設計參數如表3所示，系統連續操作一年，其處理試驗結果如圖2所示，進流水BOD及總氮大幅變動，BOD為50~170mg/L，總氮為10~50mg/L，處理水BOD及總氮則皆維持在10mg/L以下，顯示此系統穩定性極高，且不受氣候、溫度影響。實驗同時進行微生物相觀察，其間所發現之重要現象說明如下：

- 污泥初經固定後，顆粒內各類微生物內層、外層均勻分佈，且呈膠團狀散佈。
- 以氨氮營養溶液馴化至第60天，此一期間硝化活性逐漸增強，同時，桿狀微生物呈族群方式散佈，載體表層尤其明顯。
- 馴化至第200天，載體表層桿狀微生物密度增大，而內層明顯減少。
- 馴化200天以後，載體表層有厚約60 μ m微生物薄膜而內層則無微生物存在。

綜合前述固定化微生物針對生活污水所進行之處理試驗提出以下結論：

1. 聚丙烯及聚乙二醇皆適合做為固定化微生物之載體材質。
2. 處理含氨氮、有機氮及有機碳之廢水，如生活污水適合採用固定化微生物法進行脫硝及硝化程序。
3. 固定微生物應用於硝化程序時，因可保存住較多量的硝化菌，故可有效解決硝化菌因增殖緩慢而易於流失之缺點，而使硝化反應能達到一般活性污泥系統 4 倍的負荷能力。
4. 固定微生物之脫硝及硝化程序與傳統活性污泥 A/O 系統比較，其效率較高，負荷能力亦較大，可節省水力停留時間約一半左右，同時較不易受水溫之影響。
5. 固定微生物應用於好氧性處理時，宜採用流體化床程序，藉由循環水流或空氣衝擊減少顆粒表面生物膜滋生，可減少生物膜剝落時影響處理水 SS 濃度。

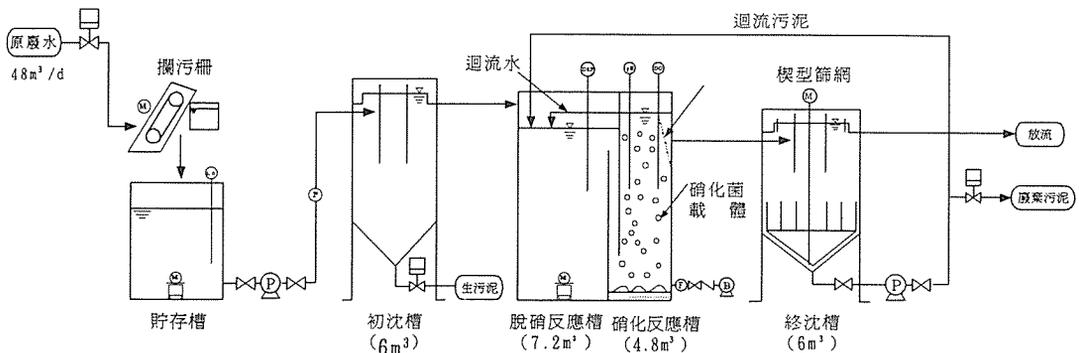
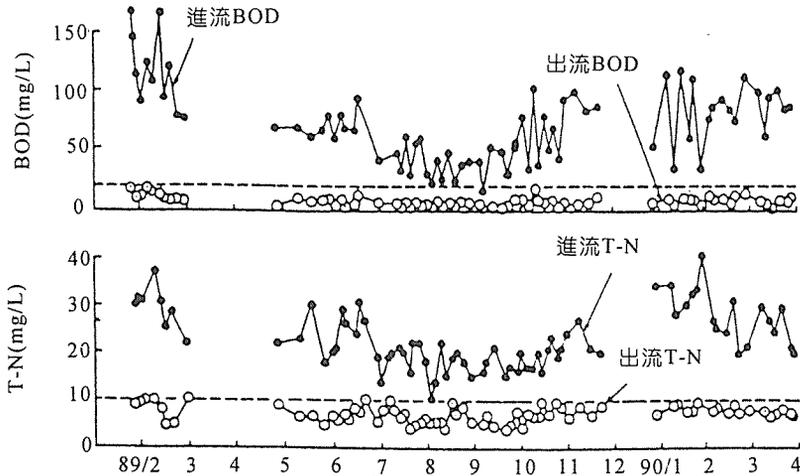


圖1 脫硝/硝化處理流程

90 固定化微生物廢水處理技術評估

試 程	1	2	3	4	5	6	7	8
水力停留時間(hr)	80	6.0	5.5	5.0	4.5	8.0	6.0	8.0



溫度狀況	低溫	中溫	高 溫		中溫	低溫	低溫	
溫度(°C)	10.0 13.0	17.5 22.8	20.8 25.0	23.0 25.5	19.5 22.5	17.0 20.3	8.0 14.0	12.2 15.6

圖2 脫硝/硝化處理試驗結果

表3 脫硝/硝化系統設計參數

水溫(°C)		低(8~14.0)	中(20.8~25.5)	高(17.0~22.8)
流量(m ³ /day)		36~48	52~64	36~48
水力停留時間(hr)	脫硝槽	3.6~4.8	2.7~3.3	3.6~4.8
	硝化槽	2.4~3.2	1.8~2.2	2.4~3.2
	總合	6~8	4.5~5.5	6~8
MLSS(mg/L)		2,400	2,100	1700
固定顆粒填充率(%)		7.5	7.5	7.5
硝化處理水回流比(%)		300	300	300

3.3 共固定脫硝菌及甲烷菌處理含硝酸鹽及有機物廢水

自1980年以來便有不少學者進行微生物共固定化(cell co-immobilization)技術之研發⁽²⁾，其主要內容，係藉由兩種不同特性之微生物，共固定化於膠體顆粒中穩定共生，使不同的生化觸媒(biocatalyst)得以進行多功能、多程序的生化反應，以增進程序之效率。Tanaka等人曾利用共固定化好氧菌及厭氧菌之混合培養，在好氧條件下形成「棲息分離(habitat segregation)」，亦即好氧菌傾向於生長在較多氧氣的擔體表面，而厭氧菌喜好在缺氧的擔體內部增殖，以達成微生物的穩定共生。並且因此成功地開發利用澱粉進行酒精發酵及乳酸發酵之共固定化混合培養系統。

Kokufuta等人(1988)⁽¹²⁾曾把*Nitrosomonas europaea*(硝化菌)及*Paracoccus denitrificans*(脫硝菌)共同固定於多電解質複合物之擔體。並將其置於含有乙醇及氨氮之合成廢水中，進行喜氣培養。結果共固定化顆粒對氨氮之氧化速率較之固定化*N. europaea*純菌約快3.4倍，且前者之溶液中並無亞硝酸氮之累積，顯示共固定化顆粒在通氣條件下亦具有脫硝能力，其微環境因擴散機制之不同而減少了亞硝酸氮抑制現象。唯此程序，在實驗應用上仍有不少操作參數對脫氮速率有相當大的影響，有待詳細檢討。

在傳統的活性污泥程序中，由於分解BOD的異營性菌群生長速率甚高於去除氨氮的自營性硝化菌群，因此在處理含有高濃度的有機碳及氨氮的廢水時，非常不利於硝化菌對氧的競爭，甚至其增殖也會受到異營菌之抑制，而無法維持較高的菌體濃度，使得硝化效率甚為不理想。陳氏等人(1993)⁽¹³⁾曾將養豬廢水處理之曝氣槽中的活性污泥，直接包覆於PVA膠體中製成固定化污泥顆粒，投入於曝氣流動床中連續處理豬糞尿廢水，並與充分馴化之活性污泥曝氣槽同時進行對照實驗。當系統達到穩定操作狀態後，固定化微生物處理程序平均可去除約80%之COD，大致與活性污泥法相同，然而氨氮之去除效率則平均高達90%，明顯地超越活性污泥法的60%。此外，以電子顯微鏡觀察擔體表面及內部，亦發現菌相分佈之差異，表面以桿菌為主，而內部則含有高濃度橢圓球狀之硝化菌。由此研究結果證實，微生物共固定化之特性，的確能有效地克服硝化菌與異營菌不相容共存(incompatibility)之現象。而且，共固定化技術亦能提高兩種菌相之濃度，達成高有機處理負荷下，同時去除氨氮之目的。

膠體顆粒在無氧條件下，若能同時形成無氧區(anoxic zone)及厭氧區(anaerobic zone)，將可提供脫硝菌及甲烷菌共存之環境。陳氏等人(1992)⁽²⁾乃以PVA(polyvinyl alcohol)凝膠為擔體材料，建立脫硝菌與甲烷菌之共固定化混合培養系統，以探討此系統進行以甲醇脫硝且同時去除殘留甲醇之可行性。從試驗結果中同時觀察出甲烷菌為 NO_2^- -N及 NO_3^- -N所抑制之現象，此一現象與以往其他之研究結論相符，然共固定化微環境中巧妙的利用擴散機制使兩相菌分別佔有不同區域而避開抑制現象。有關陳氏等人之試驗結果說明如後：

1. 共固定化菌體之混合培養

共固定化脫硝菌及甲烷菌顆粒（粒徑 3.4mm）在血清瓶中進行批式培養時，當系統中 NO_3^- 及 NO_2^- 濃度極低或消失後，甲烷才會產生，顯示顆粒中之甲烷菌活性受到了 NO_3^- 及 NO_2^- 的存在而抑制，因此若期望單一固定化顆粒同時發生脫硝及甲烷化，除了必須維持脫硝菌及甲烷菌共存之條件外，外部溶液(bulk solution) NO_3^- 及 NO_2^- 濃度亦必須保持在極低的濃度，才能進行。

2. 菌體包覆濃度的影響

顆粒中之菌體包覆濃度影響系統脫硝及甲烷化能力甚為顯著，當固定甲烷菌濃度，而提高脫硝菌濃度時，不僅脫硝活性顯著增加，同時亦促使甲烷化活性的大幅提升。當固定脫硝菌濃度，提高甲烷菌濃度時，顆粒之甲烷化活性隨之增加，而脫硝活性變化則不明顯。推論造成此一現象之原因為脫硝菌濃度增加，可迅速減低系統中 NO_3^- 及 NO_2^- 的濃度，進而有助於降低顆粒內部抑制物質濃度形成較良好之厭氧環境，提供甲烷菌進行甲烷化。

3. 顆粒大小之影響

固定化顆粒之脫硝活性及甲烷生成活性隨粒徑之增加而降低，雖然顆粒愈大對膠體內部形成還原之微環境愈有助益，但卻也受到基質傳輸阻力之限制，而影響顆粒之整體活性。

4. 進流水甲醇／總氮比(M/N)之影響

連續操作時，固定進流水硝酸氮濃度(99.1~100.3mg N/L)及HRT(3.9~4.1小時)，改變進流水甲醇濃度，檢討M/N比值對混合培養系統之脫硝、甲烷化及去除殘餘甲醇的效應。試驗結果說明如下：

達成脫硝的最小M/N比為2.62。而隨著甲醇供應量之減少（M/N 比降低），使得出流水之硝酸氮及亞硝酸氮濃度亦隨之增加。而當M/N比大於2.62，系統都能達到完全脫硝及無甲醇殘留之出流水。而甲烷之生成反應較脫硝反應為慢，須在M/N達到某一束限值(threshold value)亦即甲醇有殘餘之後才會發生，且隨著M/N比之增加，大體上，甲烷產生速率亦呈直線上升。產生甲烷的M/N束限值與完全脫硝的最小M/N比由結果證實完全相同，顯示微生物共固定化顆粒在完全脫硝後一旦感知系統中之剩餘甲醇，顆粒內部之甲烷菌便可立即進行甲烷化，有效地去除剩餘甲醇。反之，系統中甲醇不足時，脫硝反應即未能達完全，而有硝酸、亞硝酸累積。

5. 進流水硝酸氮濃度之影響

固定進流水M/N比(3.2~3.35)及HRT(3.9~4.03h)，增加進流水硝酸氮及甲醇濃度，檢討進流水濃度之變動對共固定化混合培養系統之脫硝及甲烷化特性的影響。在試驗濃度範圍內（100~774mg NO₃⁻/L），系統之脫硝性能穩定且都能達完全脫硝（>99.9%），出流水硝酸氮及亞硝酸氮濃度都低於0.05 mg N/L，因此，不會對甲烷化形成抑制。而甲烷產生速率則隨進流硝酸氮濃度之增加（即甲醇濃度增加）而顯著提升，因而可有效地去除殘餘甲醇。進流濃度在385mgNO₃⁻/L以下之操作，甲醇均可被完全去除。然而進流硝酸氮濃度達774.3mgN/L時，甲醇濃度2478.6mg/L，此時甲醇之去除率亦可高達98.8%然而，出流水中尚殘留甲醇約34mg/L，此可能已超過系統中甲烷菌之最大甲醇轉換能力。

6. HRT之影響

固定進流水濃度（97.8~99.2mg NO₃⁻/L）及M/N比（3.1~3.35），改變進流體積速率，來檢討HRT對共固定化混合培養系統之脫硝及甲烷化特性的影響。結果顯示出流水之硝酸氮、亞硝酸氮及甲醇濃度均隨HRT之縮短而增加，HRT在2小時以上仍可達完全脫硝及殘留甲醇之完全去除。HRT在0.68~1小時條件下操作，出流水中已含有微量之硝酸氮(0.2~0.4mg N/L)及亞硝酸氮(0.27~0.37mg N/L)，且含有4.4~9.3mg/L之殘餘甲醇。當HRT縮短到

0.24小時後，系統之脫硝效率顯著降低（僅91.9%），出流水甲醇濃度高達63mg/L。至於甲烷產生速率（在HRT 3.9~0.68小時範圍）則隨著HRT減少而增加。然而HRT縮短到0.24h時，甲烷之產生速率卻驟然減少。

7. 硝酸氮負荷之影響

以縮短HRT來增加硝酸氮負荷(0.61到3.48g NO₃⁻-N/L-day)，會影響系統之脫硝作用，而造成出流水之硝酸氮及亞硝酸氮濃度顯著之增加。反觀以提高進流基質濃度來增加硝酸氮負荷（0.61到4.61g NO₃⁻-N/L-day），對出流水硝酸氮及亞硝酸氮濃度的影響很小。在固定M/N比(3.1~3.35)條件下，改變硝酸氮負荷亦即等於改變甲醇負荷，以變化HRT來改變負荷之試驗，在較高負荷下（約1.5g NO₃⁻-N/L-day以上），其甲烷產生速率均較變化進流基質濃度來改變負荷之試驗來得低。這可能是因為縮短HRT，提高了系統中(或出流水中)氮氧化物之濃度因而抑制了顆粒中甲烷菌活性所造成的。而系統之甲烷化活性直接影響出流水中殘留甲醇的濃度。因此，如實驗結果以縮短HRT來增加硝酸氮負荷，會明顯增加出流水殘留甲醇濃度。而以提高進流基質濃度來增加硝酸氮負荷時，甲烷產生速率均較高，在負荷2.33g NO₃⁻-N/L-day以下操作，都可完全去除甲醇；然而負荷達4.61g/L時，出流水甲醇濃度則提高到34mg/L，可能已超出系統所能去除的甲醇負荷。

8. 系統啓動期間擔體構造及微生物菌相之變化以及系統氧化還原電位之觀察

系統啓動前之固定化顆粒（亦即新製備之顆粒），外表十分平坦，孔隙不多，很難觀察到表面的微生物。而顆粒內部之菌相則為桿菌、球菌雜陳，沒有明顯的菌體分佈。操作第4天後，顆粒結構發生明顯的變化，表面變得更粗糙、孔隙更多、更大、形成多孔狀且觀察到一種具有卵狀（或豆狀）帶菌絲(hypha)的細菌，濃密地生長在顆粒表面，此種細菌形態上與脫硝菌 *Hyphomicrobium* sp. 極為類似。至於顆粒內部各區域的菌相，則大都具有球菌相聯的外觀，此種細菌形態上則與甲烷菌 *Methanosarcina* sp. 極為類似。共固定化混合培養系統，菌種生長之分佈在此操作階段已極為明顯，亦即呈現脫硝菌長於顆粒表面，而甲烷菌長於顆粒內部之逕渭分明的態勢。操作達第15天

後，顆粒表面已可由肉眼觀察到一層濃密的生物膜披覆，從SEM照相中顯示，幾乎清一色地是*Hyphomicrobium*類似菌，並沒有*Methanosarcina*類似菌存在。顆粒內部則同樣菌體濃密，而以*Methanosarcina*類似菌為主的菌相。

而系統之氧化還原電位(Eh)則是隨反應器中硝酸氮及亞硝酸氮濃度的減少而從啓動前+20mV降到啓動後第27小時出流水NO₂ -N、NO₃ -N接近零時的-115mV。其後並隨甲烷化活性之誘發增加而持續降低，直到第5天甲醇出流水濃度接近零時，而甲烷產率幾達最大值時已降到-415mV，並於隨後之操作中維持相當低的Eh-420~-440mV。

根據前述之研究結果，可利用一簡單的概念圖(圖3)來描述共固定化脫硝菌及甲烷菌，在缺氧條件的混合培養中，菌體之生長行為。在此混合培養系統中，所謂的無氧性脫硝菌(anoxic denitrifiers)主要傾向於生長在顆粒表面，富硝酸氮之區域。而厭氧性甲烷菌由於嗜好絕對厭氧條件且對硝酸氮及亞硝酸氮之抑制效應相當地敏感，因此傾向於生長在顆粒內部，氮氧化物缺乏的環境。此兩種不同特徵之微生物趨向於生長在顆粒中的不同部位之現象，很類似於Kurosawa & Tanaka所提出的棲息分離現象。

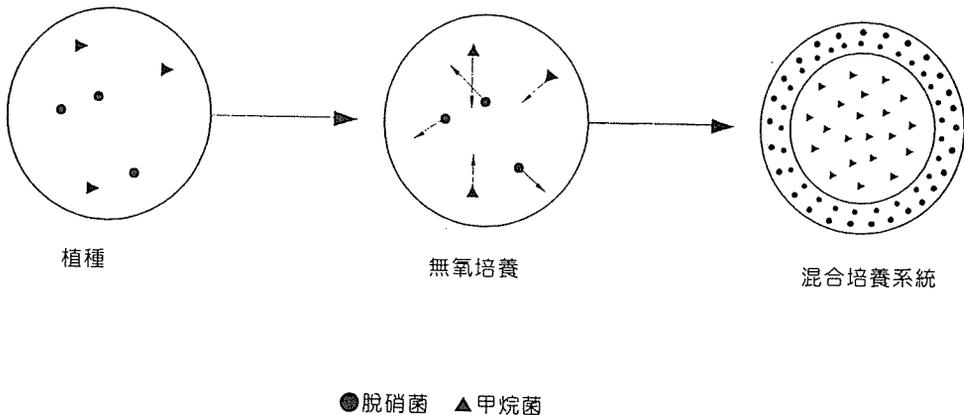


圖3 共固定化混合培養系統中脫硝菌與甲烷菌生長行為之概念圖

造成脫硝菌及甲烷菌能穩定共生於共固定化混合培養系統之主要原因之二：

- 顆粒內部之擴散阻力，形成物質的濃度梯度，因此顆粒內部的氮氧化物（或其他氧化性物質）及溶劑濃度均較表面還低，有利於形成厭氧及除去抑制環境提供甲烷菌生長。
- 脫硝菌生長於顆粒表面形成一層濃密的生物膜，使得外部溶液的氮氧化物在外層即迅速地被還原分解，難以深入顆粒內部。因此可視脫硝菌為保護內部甲烷菌免於受到氮氧化物毒性的天然屏障。

在此環境下，甲醇之消耗可分為兩階段進行。第一階段為脫硝，第二階段為甲烷化。甲醇必須先供應脫硝程序之所需碳源，所剩餘之量才會提供甲烷菌利用，否則甲醇若不足量供應脫硝，甲烷化則會受到氮氧化物存在的抑制。亦即，不至於造成甲烷菌競爭脫硝所需碳源（甲醇），而降低脫硝效率的情形。

結合本篇脫硝菌／甲烷菌共固定化技術研究成果與前述3.2節脫硝槽／硝化槽處理程序，可用以改良現階段處理含氨氮，有機碳廢水的厭氣槽—脫硝槽—硝化槽A₂系統。其方法為結合厭氧之厭氣槽與無氧之脫硝槽，採用脫硝菌／甲烷菌共固定化顆粒同時進行脫硝及除碳作用，其處理後出流水再流至馴養有固定化硝化菌之好氧性硝化槽，於微量碳源下進行硝化反應，如前面anaerobic與anoxic反應槽一經結合將可大幅減少槽體空間及反應所需時間，且操作技術也較厭氧系統容易。

3.4 固定氯酚分解菌處理含氯酚類毒性物質廢水

酚及氯酚廢水主要來源為煤礦開採、石油煉製、煉焦工業，其它如化學工廠、農藥製造廠、橡膠、樹脂、纖維加工廠等皆含有不同程度之酚及氯酚之廢水排出。其處理方法包括化學處理之氧化如臭氧氧化，物理處理則有活性炭吸附、離子交換等，這些方法雖然有其處理效果，但因為操作費用及能源消耗等因素，限制了其在廢水處理方面之應用程度。而傳統生物處理技術，因氯酚之毒性抑制微生物生長，以及菌體容易流失等缺點，亦減低了其推廣應用之可行性。自微生物固定技術發展後，乃有多項研究開發出特殊微生物固定方法，應

用於毒性物質之生物處理系統，藉以維持高濃度接近純種菌方式，以提高系統之負荷及穩定操作之可能性。

今綜合四篇研究報告內容，將固定化微生物技術應用於氯酚廢水處理之成果說明如後⁽⁵⁾⁽⁶⁾⁽⁷⁾⁽¹⁵⁾。

1.以藻膠酸化鈣固定氯酚分解菌⁽⁵⁾*Pseudomonas aeruginosa*於批式振盪器中，反應其對於各種氯酚之分解能力依序為酚 > 2.4 二氯酚 > 4氯酚 = 2氯酚 > 2.4.6三氯酚 = 3氯酚，且固定化微生物組分解能力均明顯優於懸浮生長組。將前述固定化微生物應用於單一基質之固定床連續流操作，結果顯示基質中加入H₂O₂及過氧化氫酸在提供足夠溶氧情況下，對2.4二氯酚及4氯酚分解力較僅供應飽和溶氧之對照組為高，其氯酚鏈結分解率達100%。

另於固定床與流動床之比較試驗發現，流動床連續流操作由於提供固定化微生物與基質、溶氧充分碰撞接觸機會，其去除氯酚效果優於固定床式，對進流20mg/L及40mg/L 2.4二氯酚之去除率分別為90%及50%。然該研究並未對固定床，流體化床之水力負荷，污泥負荷等操作作進一步分析。

2.利用前述固定化微生物進行氯酚混合基質之處理試驗⁽⁶⁾，以探討多重基質利用效率及抑制效應，結果顯示，批次反應中對各類氯酚之分解效率依序為酚 > 2.4二氯酚 > 4氯酚 > 2氯酚 > 2.4.6三氯酚 = 3氯酚，與單一基質解決次序相近。另於共代謝化 (co-metabolism) 狀況下，提供基質之類構物如酚、鄰苯二酚時，對2氯酚、3氯酚及4氯酚均有促進分解效果，而對2.4.6三氯酚則不顯著，推論為類構物因易於分解，大量增加生質量及提供足夠的能源，為微生物所需而促進分解力所致。該論點另由葡萄糖添加下，對2氯酚及4氯酚之分解亦可達促進作用，可加強之。

3.各類氯酚之分解難易程度依菌種不同而有差異，於分離四種純種菌株 *Pseudomonas putida*、*Pseudomonas testosteroni*、*Pseudomonas aeruginosa*、*Agrobacterium radiobacter*經分別固定後⁽⁷⁾，在批式振盪器中反應，以 *Pseudomonas testosteroni*對氯酚之分解力最高，可於數天內將200mg/L酚及各10mg/L之2氯酚、3氯酚、4氯酚完全分解，尤其可將3氯酚完全分解，而混合族群固定微生物卻不能分解3氯酚。其餘純種菌株對六種氯酚化合物之分解程

度亦不盡相同，其中以酚最易分解，但對於2.4二氯酚及2.4.6三氯酚則幾乎不分解，此結果與前述1.2兩項結論不完全吻合，可能係菌種之差異所致。而三種單氯酚之分解難易程序依菌株不同而各有差異，如*Pseudomonas putida*幾乎無法分解3氯酚。另於混合基質試驗中，添加酚加速3氯酚之分解效應與前第2項同為共代謝化效應。

4. 批式培養器以*Alcaligenes* sp.A7-2⁽¹⁵⁾懸浮液處理單一基質單氯酚時，其分解效率依序為酚>4氯酚>2氯酚>3氯酚，其中之3氯酚僅於共代謝化情況下才發生分解。於混合基質中酚及4氯酚先分解完成後，2氯酚才開始分解。另於岩漿粒培養*Alcaligenes* sp.A7-2微生物薄膜，濃度約為 $5\sim 8 \times 10^8$ cells/g，應用於固定式連續流處理單一氯酚基質，其最大分解率試驗結果為：酚0.52m mol/L-hr，4氯酚0.44m mol/L-hr，2氯酚0.11m mol/L-hr，3氯酚0.011mol/L-hr，前二者皆沒有中間產物鄰苯二酚累積，後二者則有鄰苯二酚累積。而於酚、4氯酚混合基質試驗中，其4氯酚最大分解率與單一基質時相同；酚、2氯酚混合基質中，2氯酚最大分解率增為2倍，酚、3氯酚混合基質試驗中，3氯酚最大分解率增加為3倍；2氯酚、4氯酚混合基質試驗中，最大分解率2氯酚增為2倍，4氯酚則降低；酚2氯酚、4氯酚混合基質試驗中之總分解率增為1.6m mol/L-hr。有關於酚及氯酚分解速率之差異及變異推論可能是受氨基所在位置之電子移除效應差異所影響。另於2氯酚、4氯酚或混合基質系統中發現負荷提高，致系統之pH值呈現下降現象時，則對應出現反應不完全現象，且有懸浮細胞沖洗出，因此系統pH監測可為系統反應效率觀測之指標。

綜合前述研究成果，針對固定化微生物應用於氯酚毒性廢水處理得以下結論：

- *Pseudomonas* sp. 及 *Alcaligenes* sp. 對各種氯酚物質具分解能力，而其分解力依菌種而有差異。
- 採用固定化微生物處理方式，其分解力均明顯優於懸浮性生物處理。
- 於混合基質中，類構物具有促進氯酚分解之能力，是為共代謝化作用。
- 反應器設計以採流動床式設計較佳，其可提供基質、微生物、溶氧足夠之碰撞機會，有效提昇系統負荷，並減少反應槽之體積。

3.5 固定微藻類、細菌處理重金屬廢水

多項研究⁽⁸⁾⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾⁽¹⁶⁾結果顯示微藻類 *Chlorella* sp.、細菌 *Enterobacter* sp. 及苔蘚類生物對重金屬 Mg、Mn、Ca、Zn、Cd、Al、Co 及 Ni 分別具吸附作用，可去除廢水中重金屬物質。而研究結果亦顯示，將上述微生物固定化後對重金屬吸附作用呈現類似活性碳吸附及離子交換樹脂之交換作用，茲將研究內容及結果摘錄於後。

1. 固定 *Chlorella homosphaera* 微生物對 Cd、Zn 之生物吸附作用

Costa 及 Leite(1992)⁽⁸⁾ 製備 *Chlorella homosphaera* 純菌，以藻膠酸鈉、氯化鈉溶液及氯化鈣溶液固定化，將之置於過濾筒中，於 60 分鐘批式試驗中分別測試 Cd、Zn 以及兩者同時存在之吸收作用。結果如表 4 所示，Cd 吸附試驗中起始濃度分別為 20、27 以及 41 mg/L 時，反應 30 分鐘後吸附率幾乎達 100%，最終濃度在 0.1~0.2 mg/L 之間。Zn 吸附試驗中起始濃度分別為 75 及 720 mg/L，反應 20 分鐘後吸附率達 100%，最終濃度分別為 0.5 及 2.7 mg/L。而鎘、鋅混合同時吸附時，Cd 起始濃度 34.5 mg/L，Zn 起始濃度 75 mg/L 兩者之吸收率在 98% 以上，為 Cd、Zn 分別降至 9.8 及 37 mg/L 時，則吸附率僅及 52~68%，依文獻推論為起始濃度低時，金屬間彼此干擾吸附作用，然其干擾機制抑或有其他原因引起干擾仍待評估。

表4 固定化 *Chlorella homosphaera* 細胞對鎘、鋅之吸附試驗結果

吸附重金屬	起始濃度(mg/L)	最終濃度(mg/L)	吸附率(%)	反應時間(min)
Cd	20	0.1~0.2	≈ 100	30
	27			
	41			
Zn	75	0.5	≈ 100	20
	720	2.7		
Cd Zn	Cd : 34.5 Zn : 75	—	100 98	20
	Cd : 9.8 Zn : 37	—	68 52	20

2. 固定 *Chlorella salina* 微生物對 Co、Zn、Mn 之生物吸附作用

Garnham 等人(1992)⁽⁹⁾ 進行 *Chlorella salina* 對 Co、Zn、Mn 生物吸附試驗。結果顯示 5 小時批式吸附試驗中，固定化微生物與懸浮性微生物對 Co 之吸附比率，前者為後者的 3 倍，對 Mn 吸附比率約為 6 倍，對 Zn 吸附比率為 2 倍，顯示該微生物於固定化狀況下，其固定材藻膠酸鈣之網路、配位基或細胞壁較能將重金屬、離子綁縛住。試驗中同時顯示固定化微生物之吸附作用受光照後，吸附率增高，於試驗開始 15 分鐘內對 Co、Mn、Zn 之吸附量分別 10、6、9、5 nmol/mL-bead，5 小時後則為 16、14、17.5 nmol/mL-bead。而低溫 4°C 生物抑制劑(carbonyl cyanide n-chlorohydrazone) 皆影響吸附效果，尤其對 Co 之吸附幾乎停止。檢視其吸附曲線，經模擬符合 Freundlich adsorption isotherm 之單層吸附模式(single-layer adsorption)。其後並進行脫附試驗，獲得如下結論：重金屬脫附作用受 pH 值影響，於 pH = 6 時，脫附率可達 100%，pH = 8 時約 61%，pH = 10 時，僅及 20%，而適用之酸液為 HCl、HNO₃ 或 H₂SO₄。

3. 固定 *Enterobacter* sp. 微生物或 Ni 之生物吸附作用

Wong 及 Kwok(1992)⁽¹⁰⁾ 自電鍍廠出流水中分離出 *Enterobacter* sp.，分別以藻膠酸鈣、鹿角藻及聚丙烯醯胺為載體材質，包裹為固定化微生物，於批式試驗中分別測試各種載體對重金屬之去除效果。結果顯示，以聚丙烯醯胺對各種重金屬之去除容量最好，分別為 Cu²⁺：4.5 mg/g-cell，Cr⁶⁺：2.8 mg/g-cell，Ni²⁺：8.8 mg/g-cell，Zn²⁺：1.8 mg/g-cell，尤其對 Ni²⁺ 之吸附最為顯著。試驗乃另對 Ni²⁺，模擬電鍍廢水成份配製綜合廢水，內含 Cu²⁺ 3.5 mg/L，Cr⁶⁺ 14.4 mg/L，Zn²⁺ 18.3 mg/L，Ni²⁺ 100 mg/L，進行批式處理試驗，則吸附結果顯示 Ni²⁺ 之吸附效率僅受些微影響（小於 10%）。其後 Wong 及 Kwok 再針對 *Enterobacter* sp. 生長及操作條件進行對 Ni²⁺ 吸附容量比較，結果顯示：

- 最佳馴化時間為 48 小時。
- HRT 10~30 分鐘，吸附容量可達最大值 26 mg/g-cell。

- 最佳pH範圍7~8，吸附容量30 mg/g-cell。
- 最佳溫度為30°C，吸附容量30 mg/g-cell，溫度變化對吸附效率影響甚大，25°C及34°C之吸附容量明顯降低，僅15及5 mg/g-cell。
- 加入D-glucose濃度越高，吸附容量越大，於1.6% D-glucose的吸附容量達26 mgNi/g-cell。
- 控制磷酸鹽含量，對吸附容量有正面效果。
- 以檸檬酸再生時其脫附率為80%，再生後固定化微生物顆粒對Ni²⁺再吸收容量則為原顆粒之80%。

後採連續流反應槽試驗，設定操作條件如前(1)~(7)項所列，比較進流Ni²⁺濃度分別為10、50、100及150mg/L時，去除率各為42、40、30及26%，而其吸附容量均維持在30mg Ni²⁺/g-cell。

4. 固定苔蘚類微生物對重金屬吸附之模擬

Trujillo(1991)⁽¹⁶⁾利用固定化苔蘚類微生物以批式及半連續式填充床反應器模擬多種類重金屬之吸附模式。批式試驗中顯示對Zn、Ca、Mn、Mg之吸附反應迅速，約在20分鐘內即達飽和，且符合 nonequilibrium lumped-interior model。而下流式填充床半連續試驗中顯示，隨著潤洗次數（以H₂SO₄，Na₂CO₃潤洗）增加，總吸附量由第一次吸附10 μmol/g增至第二次吸附76 μmol/g再增至第三次吸附110 μmol/g，貫穿點(breakthrough)亦往後延伸，推測係潤洗過程中造成生物載體結構中有效孔隙增加致使吸附基增多之故，此種現象應可於潤洗數次後，可達穩定。另根據試驗結果顯示此固定化微生物對重金屬吸附作用類似選擇性離子交換樹脂之作用，其吸附選擇次序為Al>Cd>Zn>Ca>Mn>Mg，與選擇性離子交換樹脂之次序Cu>Pb>Ni>Co>Cd>Fe³⁺>Mn>Mg>Ca>Na稍異。而總吸附量110 μmol/g經換算約為6mg/g或0.22meq/g。較前述第3項Ni²⁺吸附量25mg Ni/g-cell為低，亦不及市售選擇性離子交換樹脂交換容量1.5~2.0meq/mL。

3.6 固定硝化菌應用於實廠應用案例

日本爲了保育水質及改善環境品質，有關氮、磷的管制值日漸嚴格，管制範圍亦從原來內陸的水域環境擴大到海域管制，因而需要提昇氮、磷去除之技術，特別是在人口密集的都市地區。由於目前各都市污水普遍採用標準活性污泥法，森直道等人(1993)⁽¹⁷⁾根據其於1990⁽¹¹⁾模廠試驗成功之例與日本下水道事業團共同研究利用原來標準活性污泥系統加以改良以提昇水中BOD與氮的去除效率，其方法即以聚乙二醇(PEG)樹脂將含有大量硝化細菌的活性污泥加以固定(根據測定,載體內含有硝化細菌 10^{10} cells/cm³及脫氮菌 10^9 cells/cm³)，以固定化硝化菌爲主體，開發四種不同處理流程組合。目前該試驗已到了實用化的階段，今簡述各組合系統之內容要點如下：

1.組合系統一：硝化槽

設置硝化槽並進行曝氣，內置固定化硝化菌，將二級處理水中之氨氮，以生物氧化爲硝酸氮，以降低放流後水域中硝化反應所消耗之溶氧。

2.組合系統二：脫硝槽+硝化槽

硝化槽前設置一無氧脫硝槽，適當循環處理水及返送污泥，以將硝化後之硝酸氮轉換爲氮氣，一如A/O系統，其目的爲同時去除BOD及氮，而此系統可較一般懸浮性系統節省一半的水力停留時間。

3.組合系統三：脫硝槽+硝化槽+物理化學脫磷

本系統之脫硝槽及硝化槽與組合系統二流程相同，另於沉澱池入流前增設PAC加藥混凝設備，以沉降去除磷。

4.組合系統四：生物脫磷+脫硝槽+硝化槽+物理化學脫磷

此系統乃依據組合系統三之流程加以改良，於脫硝槽前增設厭氣性反應槽，以發揮生物脫磷作用。

上述組合系統一及二應用於污水處理廠中皆有不錯的成果，茲將其應用案例說明如後：

1.組合系統一應用於高濃度氨氮廢水之處理案例

本系統所處理之原廢水係來自大阪北東ace center污泥處理廠之排出水，原廢水中含有250 mg/L的氨氮，組合系統之設計參數如表5所示，其設計擬以

7小時水力停留時間將氨氮由250mg/L降至37.5 mg/L以下為目標。自1991年1月開始連續進水，處理結果如表6所示。原水中進流氨氮雖有大的變動，然平均氨氮去除率仍有87%，出流水氨氮在0.1~37.4mg/L範圍變動。

表5 組合系統一應用案例設計參數

進 流 水	高 濃 度 氨 氮 排 水
處 理 量	480m ³ /day
硝化槽容積	140m ³ (3.0mW×3.0mD×3.0mL)
水力停留時間	7hr
進流水NH ₄ ⁺ -N	250 mg/L (max)
處理水NH ₄ ⁺ -N	37.5 mg/L
去 除 率	85%
硝化顆粒填充率	20%

表6 組合系統一應用案例之處理結果

水質項目 (mg/L)	原 水	混合原水 (冷卻水添加)	處 理 水
COD-Mn	35.3 (21.0~83.0)	29.5 (17.0~76.0)	23.1 (15.0~41.0)
總 氮	128 (61.3~213)	101 (77.4~158)	68.7 (37.9~104)
NH ₄ ⁺ -N	124 (50.2~240)	90.3 (50.0~170)	15.4 (0.1~37.4)

(註)括弧內數字表示變動幅度

2. 組合系統二應用於污水處理廠BOD及氨氮之處理案例

此系統係修正既有污水處理廠的曝氣槽，將之分為兩槽—即脫硝槽與硝化槽，於脫硝槽中設置水中攪拌機，硝化槽底部則設置全面型曝氣盤，藉此供給硝化菌所需之氧氣，並使微生物載體顆粒流動，促進質傳作用，系統設施

之主要設計參數如表7所示，自1991年11月開始進水，連續操作2年，其操作結果與同時並聯操作之標準活性污泥槽操作結果比較列於表8，組合系統二之處理流程其出流水BOD及氨氮皆較活性污泥槽為低，另由試程三數據顯示，在相同之水力停留時間下，入流23.0mg/L氨氮，可處理至0.72mg/L，相較活性污泥槽之12.1 mg/L效果極佳。

由污水處理廠中改良處理流程進行操作處理，獲得以下經驗，可應用於污水或含有氨氮之有機性廢水之處理。

1. 固定化硝化菌應用於傳統A/O系統，反應槽之總水力停留時間只要6~8小時，為一般A/O系統設計值之半，可減少槽體設置容積。
2. 由於硝化菌保存在微生物載體方塊之內，因而在低水溫(14~17°C)中亦能安定地硝化，全年操作皆可獲得安定的去除率與一般硝化作用易受溫度影響，於冬、夏季操作處理效果顯著差異相較，固定化硝化菌之溫度穩定性較佳。
3. 6~8小時水力停留時間有利於應用現有活性污泥處理系統的曝氣槽加以修改即可使用，而毋需再另設新槽體，可有效解決用地問題。
4. 根據實廠操作經驗，操作費用減少10~20%。

表7 組合系統二應用案例設計參數

處理量	2.250m ³ /d (最大處理量3,000m ³ /d)		
微生物反應槽	全體	脫硝槽	硝化槽
• 容量	750m ³	450m ³	300m ³
• 尺寸	5.5mW×5.0mH× 29.0mL	5.5mW×5.0mH× 17.4mL	5.5mW×5.0mH× 11.5mL
• 停留時間	8hr	4.8hr	3.2hr
固定化硝化菌填充率	7.5% v / v 一硝化槽		
最終沉澱地			
• 容量	396m ³		
• 尺寸	4.0mW×3.0mH×33.0mL		
• 停留時間	4.2hr		

表8 組合系統二應用案例之處理流程與活性污泥法處理結果比較

操作條件						
試程	試程一		試程二		試程三	
操作時間(day)	30		43		33	
處理流程	脫硝 / 硝化	活性污泥	脫硝 / 硝化	活性污泥	脫硝 / 硝化	活性污泥
流量(m ³ /d)	2,220	9,900	2,220	8,870	2,910	8,287
停留時間(hr)	8.1	5.6	8.1	6.3	6.2	6.8
循環比	3.0	—	2.1	—	2.9	—
MLSS(mg/L)	1,220	1,620	1,740	1,670	2,190	1,870
返送污泥量(%)	66.0	50.9	66.0	5.90	59.0	61.6
SRT (d)	20.7	—	14.1	—	16.6	—
處理水質						
水溫(°C)	14.1	15.0	15.0	16.0	16.2	17.0
pH	6.7	6.8	6.7	6.8	6.7	6.9
BOD(mg/L)	3.7	5.5	4.6	5.4	3.8	5.3
COD(mg/L)	8.3	8.0	11.3	9.6	10.8	9.2
SS(mg/L)	5.1	5.3	8.4	5.7	5.7	5.0
T-N(mg/L)	6.6	13.5	8.8	16.4	6.8	15.6
NH ₄ ⁺ -N(mg/L)	0.31	10.2	0.73	13.8	0.72	12.1
NO ₃ ⁻ -N(mg/L)	5.37	2.0	6.32	1.0	4.43	1.8
T-P(mg/L)	1.03	0.37	1.46	1.03	1.26	0.76

四、技術推廣應用之可行性評估

綜合前述研究文獻之結果分析，茲將有關固定化微生物應用於廢、污水處理之應用特性、限制及方向說明如後：

4.1 固定化微生物技術應用特性

1. 藉著聚合材料之包裹，處理槽內可維持較高濃度之微生物，對於增殖緩慢或凝聚性差的微生物，如硝化菌、甲烷菌及特殊物質分解菌之濃度得以提高，則可提昇處理槽之系統容積負荷，並可縮短水力停留時間。於新設廠來說，可大幅減少用地面積，於既有廢水處理廠則可應付增產所增高之污染量，或提高處理效率。

- 2.微生物包裹後，加大顆粒外形尺寸及比重，容易與處理液分離，不致造成污泥流失現象，且不需污泥迴流，系統較為簡單，有利於操作及維護。
- 3.處理槽中可蓄積高濃度微生物菌體，除可增加系統負荷外，亦使得系統突增負荷之承受力較懸浮性處理槽為高。
- 4.載體內部依粒徑深度形成擴散阻力，增加微生物菌群容忍毒性物質抑制之能力，有利系統操作之穩定性。
- 5.載體之擴散阻力形成顆粒自外而內喜氣—兼氣—厭氧之微環境特性，有利於共固定化技術處理綜合性廢水，例如硝酸氮及有機廢水、氨氮及有機廢水等。
- 6.依廢水成份特殊性選用固定化微生物優勢菌種，可減少馴養時間。
- 7.固定化微生物處理槽污泥產生量，只有傳統活性污泥法的20~30%，可減少污泥處理單元設計容量。

4.2 固定化微生物技術應用限制

- 1.微生物固定所使用的載體材料之機械強度、生物耐受性及成本、製作方法等，宜作長期性觀察及量化生產可行性之比較、研究，以利實用。
- 2.好氧性碳化菌增殖迅速，易於載體表面生長增殖，因季節性或廢水性質週期性變化易引起菌體剝落，增加處理水懸浮微粒(SS)濃度及濁度。
- 3.廢水生物處理之機制屬自然生態系微生物族群者，因載體內不適原生動物生存，故非屬自然狀態生態系之固定化微生物顆粒，對廢水整體淨化機能可能有不同程度的影響。
- 4.部份載體內微生物菌種老化或活性衰退現象對處理系統影響及因應之道仍待進一步的研究。
- 5.使用後的固定化生物如用於重金屬吸附，其後續適當處置方法，仍待評估。

4.3 固定化微生物處理技術應用方向

- 1.含硝酸鹽及有機碳廢水採用脫硝菌及甲烷菌共固定化技術(co-immobilization)，利用載體無氧—厭氧微環境特性，採用流體化床處理程序，於有機碳/硝酸氮比值達脫硝菌生化代謝所需時，即可達到完全脫硝及除碳功能。

- 2.含氮及有機碳廢水採用兩段式處理，第一段脫硝菌 / 甲烷菌共固定化，第二段硝化菌固定化，於流體化處理程序中，第一段反應可先降低廢水中有機碳濃度及第二段反應槽迴流水之硝酸氮濃度，其處理後出流水再流至第二段槽體進行硝化處理，估計可較一般A₂O系統節省1/2~2/3水力停留時間，且反應系統易於控制。此處理流程適用於家庭污水處理，其效率較傳統生物處理法高出許多，另外亦適用於養豬廢水、化工製程廢水處理以及飲用水高級處理等。廢水中若有機碳濃度不足供應脫硝所需之碳源時，則可結合其他工廠廢水以提供碳源。
- 3.含酚、氯酚等毒性物質之石油煉製，煉焦工廠等工業廢水可採用優勢氯酚分解菌固定之，以共代謝(co-metabolism)方法，於流體化床中提供酚、鄰苯二酚等類構物，可提供生質量並減少毒性物質對生物之抑制作用，以提昇生物代謝分解能力。
- 4.多種微藻類菌屬如*Chlorella* sp.及*Enterobacter* sp.及苔蘚類生物對重金屬Mg、Mn、Ca、Zn、Cd、Al、Co及Ni等分別具有吸附作用，此等微生物經固定化後，採用填充床式半連續流操作方式，可取代離子交換樹脂使用，然而其製作成本及操作費用，以及廢棄載體後續處置方法仍待評估。
- 5.其他尚有百腐真菌對染料廢水脫色作用⁽¹⁹⁾、藻類的除磷作用⁽²⁰⁾以及將*Methylocystis* sp.應用於氣體生物反應器中去除三氯乙烯⁽²¹⁾皆為可行之發展方向。

五、結 論

截至目前為止，固定化微生物在廢、污水處理方面的研究已進行了若干年，雖然其應用實例並不多，整體言之，該項技術應用在廢、污水處理廠系統性能提昇確有其可行性，尤其台灣工業界在國內環保意識提高之際，各工廠雖已紛紛投資設立廢水處理廠，然面對政府及國人對環境政策、環境保護要求日趨嚴格的同時，未來各項管制限制勢將越來越嚴格，因此期望固定化微生物處理技術之發展，能有效提昇各工廠現有處理設施之處理負荷及去除率。依據深入評估各類固定化微生物處理技術所獲之結果，可明顯看出此一技術除可符合

未來環保要求外，另可取代目前三級處理所需之高成本投資及操作費用。而此項技術欲達實用化，仍待結合環工、化工及生物科技方面人才，進一步研究低成本、易量產且性質穩定、材質強韌，適合菌體增殖及有利菌體生化特性的載體及製備方法。此外，若能再配合進行不同工業廢水之處理測試研究馴養優勢微生物菌種及研擬適宜之系統設計操作參數，訂定正確、操作程序等，相信必能大幅改善廢水處理之效率。

參考文獻

1. 陳啓祥、李振綱，固定化微生物在廢水處理氮去除之可行性研究，國科會研究計畫報告，計畫編號NSC 81-0410-E-169-01, 1992。
2. 林瑩峰、梁後雍、秦聖基、陳國誠，利用脫硝菌與甲烷菌的共固定化顆粒進行脫硝且同時去除甲醇之研究，第十七屆廢水處理技術研討會論文集，pp.91~103, 1992.
3. Tsubone, T., Ogaki, Y., Yoshiy, Y., and Takahashi, M., Effects of Biomass Entrapment and Carrier Properties on the Performanc of an Air-Fludized-Bed Biofilm Reactor, Water Environment Research, Vol.64, NO.7, pp.884~889, 1992.
4. Sumino, T., Nakamura, H., Mori, N., Kawaguchi, Y., and Tada, M., Immobilization of Nitrifying Bacteria in Porous Pellets of Urethane Gel for Removal of Ammonium Nitrogen from Waste-water, Applied Microbiology Biotechnology, 36, pp.556~560, 1992.
5. 莊銘賢、盧至人、李季眉，固定化細胞處理廢水含氯酚類有毒物質之研究，第十六屆廢水處理技術研討會論文集，pp.145~156, 1991。
6. 莊銘賢、盧至人、李季眉，固定化技術研究多重混合碳源對氯酚生物分解之影響，第十七屆廢水處理技術研討會論文集，pp.311~323, 1992。
7. 黃秋榕、李季眉、盧至人，固定化氯酚分解菌處理廢水中含氯酚類有毒物質之研究，第十八屆廢水處理技術研討會論文集，pp.539~548, 1993。

8. Costa, A.C.A., and Leite, S.G.F., Metals Biosorption by Sodium Alginate Immobilized *Chlorella homosphaera* Cells, *Biotechnology Letters*, Vol.13, pp.559~562 1991.
9. Garnham, G.W., Codd, G.A., and Gadd, G.M., Accumulation of Cobalt, Zinc and Manganese by the Estuarine Green Microalga *Chlorella salina* Immobilized in Alginate Microbeads", *Environ. Sci. Technol.*, Vol.26, No.9, pp.1764~1770, 1992.
10. Wong, P.K., and Kwok, S.C., Accumulation of Nickel Ion (Ni^{2+}) by Immobilized Cells of *Enterobacter* species, *Biotechnology Letters*, Vol.14, pp.629~634, 1992.
11. Tada, M., Kimta, T., Mori, N., and Emori, H., Nitrogen Removal Systems Using Immobilized Microorganisms in Synthetic Resin, *Hitachi Review*, Vol.39, No.6, pp.379~386, 1990.
12. Kokufuta, E., Shimohashi, M., and Nakamura, L., Simultaneously Occurring Nitrification and Denitrification under Oxygen Gradient by Polyelectrolyte Complex Co-immobilized *Nitrosomonas europaea* and *Paracoccus denitrificans* Cells, *Biotechnol. Bioeng.*, 31, pp.382~384, 1988.
13. 林瑩峰、李信昌、林添寶、陳國誠，利用固定化污泥同時去除養豬廢水中有機碳及有機氮之研究，第十八屆廢水處理技術研討會論文集，pp.501~512, 1993.
14. 林瑩峰、陳國誠，固定化微生物在廢水脫氮程序之應用，生物技術醫藥產業透析，Vol. 1, NO.4, pp.26~34, 1992。
15. Menke, B., and Rehm, H., Degradation of Mixtures of Monochlorophenols and Phenol as Substrates for Free and Immobilized Cells of *Alcaligenes* sp. A7-2, *Applied Microbiol Biotechnol*, 37, pp.655~661, 1992.
16. Trujillo, E. M., Jeffers, T. H., Ferguson, C., and Stevenson, H. Q., Mathematically Modeling the Removal of Heavy Metals from Wastewater Using Immobilized Biomass, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 25, No.9, pp.1559~1565, 1991.

17. 森直道、角野立夫、白井正明，包括固定化法による排水の高度處理，資源環境對策，Vol.29, No.11, pp.45~50, 1993。
18. 江晃榮，生物技術與污染防治(一)固定化微生物在廢水處理上之應用，經濟部工業局工業污染防治第九卷第三期，pp.59~68, 1990。
19. 楊芳鏘、游繼宇，以固定化白腐真菌生化反應器進行脫色之研究，第十八屆廢水處理技術研討會論文集，pp.559~570, 1993。
20. Singh, A.K., Dwivedi, A., and Kumar, H.D., Phosphorus Uptake by Immobilized Cells of the Alkali-tolerant Cyanobacterium *Oscillatoria amphibla* ag. ex gomont, Environmental Technology, Vol.13, pp.89~94, 1992.
21. Uchiyama, H., Oguri, K., Yagi, O., and Kokufuta, E., Trichloroethylene Degradation by Immobilized Resting Cells of *Methylocystis* sp. M in a Gas-solid Bioreactor, Biotechnology Letters, Vol.14, No.7, pp.619~622, 1992.

廢水生物處理生物指標

李季眉*

摘 要

本文介紹利用生物相作為廢水生物處理操作指標的基本概念，以期此種簡單的方法能廣泛地被接受，並作為廢水生物處理操作條件改善的參考。首先介紹在活性污泥系統中生物出現的順序，以及藉由微生物出現的種類瞭解處理廠有機負荷的大小，其次介紹原生動物、後生動物與活性污泥的操作以及作為毒性物質存在的指標，最後介紹絲狀菌的數量與種類與處理廠操作條件之關係。

【關鍵字】

1. 生物處理(biological treatment)
2. 生物指標(biological indicator)
3. 原生動物(protozoa)
4. 後生動物(metazoa)
5. 絲狀菌(filamentous bacteria)

*國立中興大學環境工程學系教授

一、前 言

生物處理法是利用微生物的代謝作用來分解廢水中複雜的有機化合物以處理廢水的方法，在生物處理的操作過程中，若能明白微生物的需求及其特性才能維持良好的處理效果，尤其如果瞭解微生物相與操作條件的關係，則可以藉著生物相的觀察來作為改善操作條件的參考。

與生物處理有關的微生物包括屬於原核細胞(procaryotes)的細菌及屬於真核細胞(eucaryotes)的真菌、原生動物(含鞭毛蟲類、變形蟲類、纖毛蟲類)及藻類，此外還有輪蟲、線蟲等微小後生動物。生物處理是利用自然繁殖的微生物，至少由20-30種以上的微生物所構成的混合培養，而各種不同的處理方式，其中所含的優勢微生物種類不同(須藤隆一, 1985)，在活性污泥主要由細菌與纖毛蟲構成的，微小的後生動物出現的頻率小；生物膜中細菌、纖毛蟲類極大量出現，真菌、鞭毛蟲、變形蟲、輪蟲大量出現；氧化塘中大量出現的生物為藻類；厭氣性消化法則除了細菌大量出現外，其餘種類幾乎不出現。因厭氣性消化法出現的種類幾乎只有細菌，而細菌的外形簡單無法單純由形態來辨認，故不易由生物相判斷其處理狀況。生物膜的處理方法雖然生物的種類多且可由形態辨認，但卻可藉著處理裝置的種類與其規範來決定處理的水質，不太能以操作管理的方法來控制(須藤隆一, 1985)，而對活性污泥方法而言，操作管理是很重要的因素，且微生物相與處理效率有密切的關係，當特定的微生物佔優勢而繁殖時才可得到良好的處理效果，故生物相的觀察有助於操作管理。

二、活性污泥生物出現順序

活性污泥法中生物的出現有一定的順序，首先出現細菌類，接著是賴細菌維生的原生動物，最後出現的是後生動物，其出現之時間與個數的關係示於圖1(千種薰, 1989)。

由圖1可看到，當基質濃度高時，細菌類佔優勢，而基質濃度低時，後生動物佔優勢，故可由佔優勢生物的種類，推定其基質負荷的情形。以下舉一例

子說明操作條件影響微生物相的情況，在活性污泥操作系統中，可依負荷量的大小將活性污泥之微生物相分成三種情況：

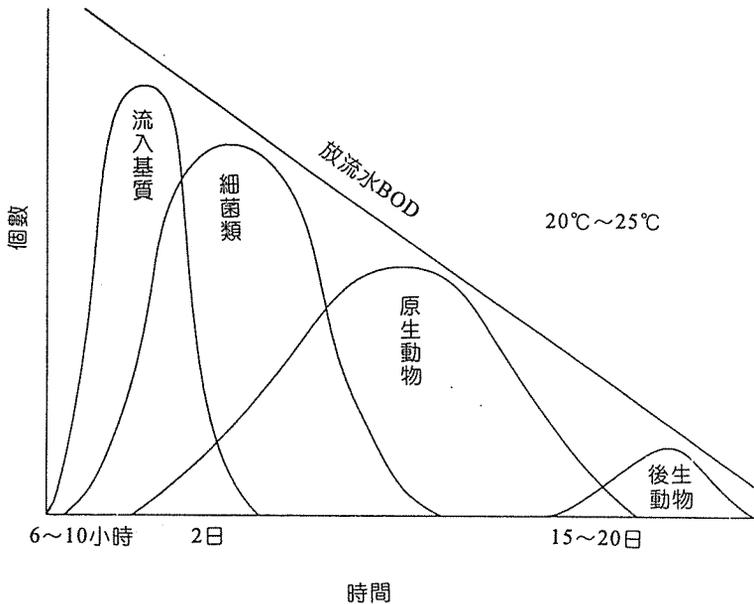


圖1 活性污泥生物出現順序(千種薰, 1989)

1. 負荷高或起始狀態或暫時性的超負荷時

細菌生成的膠羽邊緣向外突起呈星狀構造，而且在膠羽之間可看到個別的細菌參見圖2，除此以外，只有屬於原生動物的鞭毛蟲及變形蟲存在，亦即只有少數的微生物種類，但每種大量存在。

2. 正常負荷時

細菌膠羽緊密，有許多原生動物，尤其是纖毛蟲類。如 *Vorticella convallaria*、*Opercularia coarctata*、*Aspidisca costata*、*Euplotes affinis*，鞭毛蟲及變形蟲少。

3. 低負荷時

細菌膠羽較小，而且膠羽中央顏色較深，邊緣顏色較淺參見圖3，存在的原生動物有許多種類，但每樣的數目少，除了纖毛蟲外，輪蟲和線蟲等後生動物也看得到。

由此可知操作條件確實會影響特定微生物的優勢生長，進而影響處理效率，但是也可以經由生物相的觀察可以推知操作的條件以及處理效率，進而找出引起操作不良的原因。

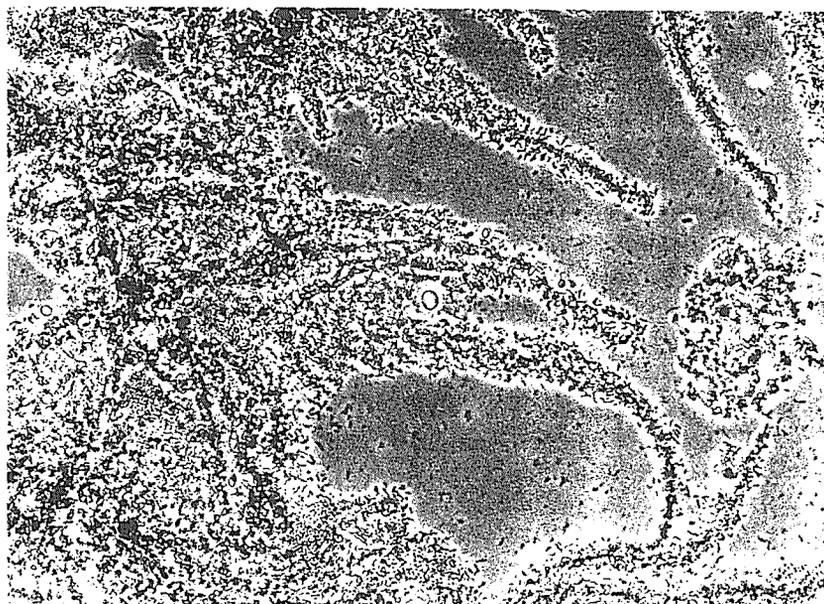


圖2 活性污泥法在負荷高時膠羽邊緣生成的星狀突起(Mudrack & Kunst, 1986)，位相差，400×

三、原生動物、後生動物與活性污泥操作

原生動物及其他較高等的動物種類與處理廠之操作條件及放流水的性質有關，而且這些生物對於毒性的評估特別有用。原生動物及其他動物組成約佔5%的活性污泥生質量，活性污泥的原生動物約有200種，數目約為每毫升一百個至十萬個，最常見的是每毫升五百個至數千個。原生動物及其他生物之最重要

功能是會除去細菌、病原菌以得到澄清的放流水，此外也會幫助膠羽的生成，或是因運動而將大的膠羽打破。一般觀察原生動物的方法是取一滴(0.05 mL)活性污泥在載玻片上，放上一片蓋玻片，以位相差顯微鏡 $100\times$ 觀察，每片蓋玻片所算的數目乘上二十倍即為每毫升的生物數。(Richard, 1989)

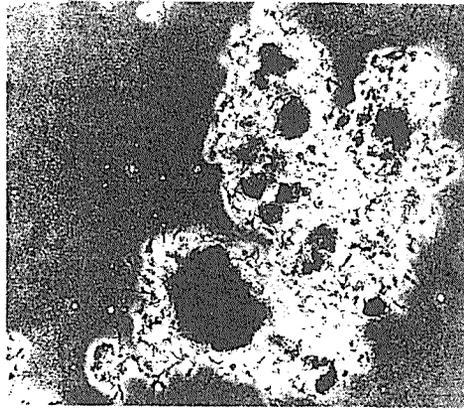


圖3 活性污泥法在負荷低時膠羽中央顏色較深、邊緣顏色較淺的狀態(Mudrack & Kunst, 1986)，位相差， $100\times$

活性污泥中所含的原生動物及其他較高等的生物可以依其運動性分為鞭毛蟲、變形蟲、自由游動纖毛蟲、固著式纖毛蟲、輪蟲及其他無脊椎動物六類，分述如下：

1. 鞭毛蟲類(flagellates)：體型小($5\sim 20\ \mu\text{m}$)，橢圓或長形，靠一根或多根鞭毛運動。
2. 變形蟲類(amoeba)：體型大($10\sim 200\ \mu\text{m}$)，形狀會改變，以偽足運動。
3. 自由游動纖毛蟲類(free-swimming ciliates)：圓形至橢圓形($20\sim 100\ \mu\text{m}$)，靠一排短短的，髮狀的纖毛運動。
4. 固著式纖毛蟲類(attached ciliates)：外形如自由運動的纖毛蟲類，但是靠一根柄附著在膠羽上，有的柄堅硬，有的可伸縮，有的是一個生物有一個柄，有的是許多生物共有一個柄。

- 5.輪蟲類(rotifers)：有不同的形狀，比原生動物大一些(100~500 μ m)，在構造上也較複雜，大部份都會運動，而且可以藉著可伸縮的足附著在活性污泥的膠羽上。
- 6.無脊椎動物類(invertebrates)：含線蟲、緩步動物(tardigrades)及環形動物(annelides)。

原生動物在活性污泥中出現的種類與個數也會隨著淨化過程中有機物的減少而改變，一般原生動物的轉變順序是小型游泳性生物→大型游泳性生物→固著性生物(千種薰, 1985)，圖4詳細表示了原生動物的出現次序，由於這個出現次序的不同，可以藉著生物相來進行曝氣槽的診斷，假如觀察到大量的鞭毛蟲與纖毛蟲時，即顯示曝氣槽內的有機物量很多，此時即可(1)增加空氣量(2)增加污泥量(3)降低BOD、SS負荷(4)延長停留時間(5)將迴流污泥再曝氣，使F/M比變小，即可使情況好轉。假如觀察到大量固著性生物，亦即接近圖4之頂點狀態時，表示處理水中的有機物非常少，是處於好的狀態，因此繼續穩定地操作即可。假如雖然仍可觀察到固著性生物，不過大形變形蟲與後生動物輪蟲類越來越多，這是顯示由於F/M比變得非常小，污泥解體，而只有極少數的有機物殘留，必需(1)降低溶氧量(2)進行污泥的移除(3)提高BOD、SS負荷(4)縮短停留時間，才可改善處理狀況。

原生動物和後生動物依生長條件而在活性污泥消長，至於哪一類會佔優勢生長，是由食物的可利用性來決定的。鞭毛蟲類、變形蟲類及一些小的、自由游動的纖毛蟲類因為捕食機構沒有效率，需要較高的細菌數目(大於每毫升 10^6 或 10^7 個)，因此在處理廠的起動階段、低的細胞停留時間(SRT)及高的食微比(F/M)時，這些微生物都會佔優勢，相反的，固著式纖毛蟲、輪蟲及其他無脊椎動物，因為可以附著在膠羽上，而且可以靠纖毛的活動捕食，可以在較低的細菌數生長，在長的SRT及低的食微比下，這些微生物佔優勢，圖5顯示依照操作參數，活性污泥中原生動物及其他生物顯著的變遷情形。

適當的活性污泥操作應該是游動性纖毛蟲、固著式纖毛蟲及輪蟲維持平衡，若某些種類大量出現，可推知其有機負荷，表1所示為活性污泥的有機負荷與佔優勢的原生動物及較高等生物之關係。

毒性物質的評估也是微生物相觀察重要的應用之一，纖毛蟲和輪蟲一般而言是最早受毒性物質影響的，可以作為毒性物質或其他壓力的監測指標，慢或中斷的纖毛運動通常是最早可看到的毒性或壓力的信號。若佔優勢的原生動物轉變為鞭毛蟲及小的、游動性纖毛蟲大量繁殖時，有時高達每毫升一萬個生物，則顯示活性污泥的解體，以及作為食物來源的自由游動細菌的大量存在。當曝露在重金屬及氰化物時，原生動物及其他生物會受到嚴重的毒害，這些原生動物死亡後，可能會造成泡沫。其他的壓力尚且包括低的供氧量及溫度大於37~40°C。總之，活性污泥中的原生動物和其他較高等生物，可用來作為監測及正常操作的指標，尤其是SRT及食微比之選擇，更進一步可作為毒性或其他壓力的指標生物。

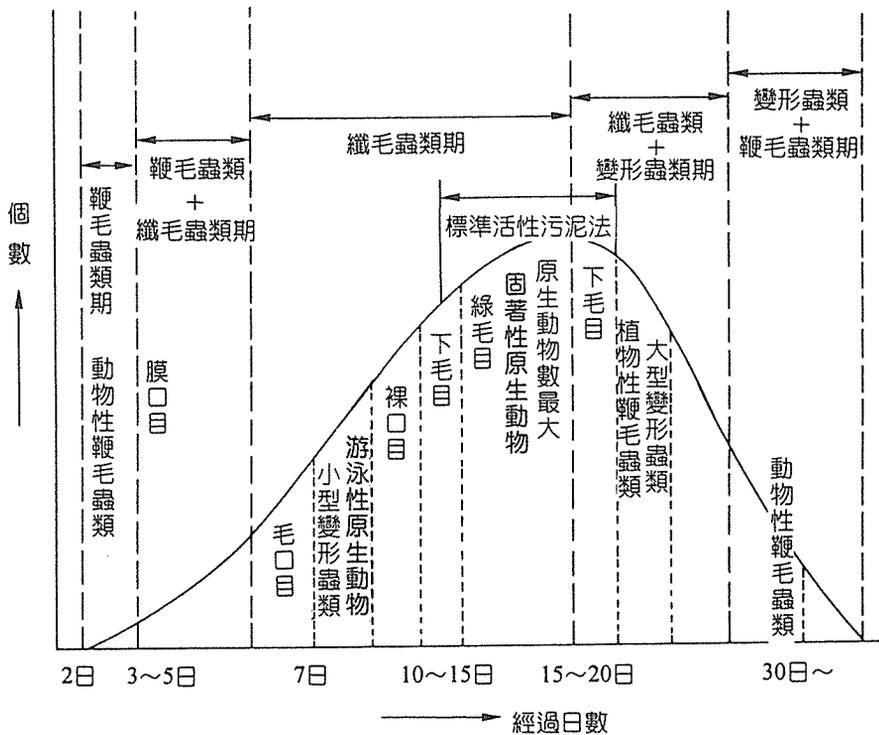


圖4 在活性污泥生成過程中原生動物的變遷(千種薰, 1985)

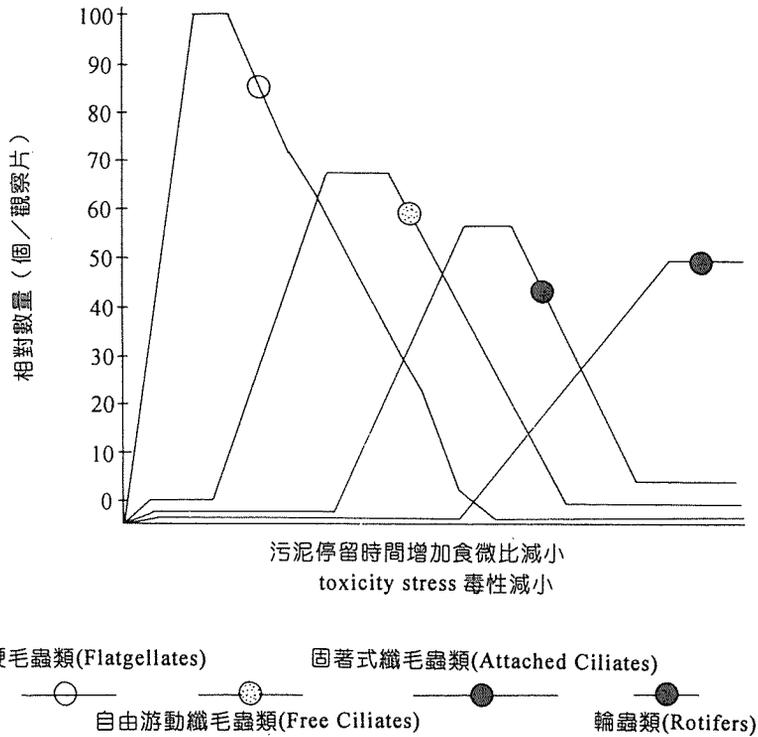


圖5 活性污泥中原生動物及其他生物的相對數量與操作條件的關係(Richard, 1989)

表1 在不同的有機負荷下，佔優勢的原生動物及其他生物種類(Richard, 1989)

條 件	佔 優 勢 種 類
低有機負荷	固著式纖毛蟲、輪蟲及無脊椎動物，尤其是線蟲。
適當的有機負荷	生物的歧異度(diversity)高，游動性及固著式纖毛蟲佔優勢。
高有機負荷	鞭毛蟲、變形蟲及小的游動性纖毛蟲。

四、絲狀菌的膨化現象與處理廠操作條件的關係

在活性污泥中長出的細菌並非完全是膠羽生成菌，也有許多絲狀微生物會長，當絲狀微生物大量繁殖時會造成操作上之問題，如膨化現象(bulking)、泡沫生成(foaming)等問題。

許多的研究者認為活性污泥中絲狀菌的存在量與污泥沉降性有相關性，例如Finstein and Heukelekian (1974)指出活性污泥的SVI與每個膠羽的總菌絲長度相關，Sezgin等人也有相同的結果(Sezgin et al., 1980)。故絲狀菌的存在量可作為污泥沉降性的指標。絲狀微生物的存在量有幾種不同的方法來表示，其中的一種是含量分類法(abundance category)，此方法將絲狀微生物以位相差顯微鏡100×觀察，並依量多少評定0至6之數目(如表2)，以各種絲狀菌的總和評定一次，再針對每一種絲狀菌(以1000×觀察)個別評定一次，若總和評定時為4或大於4時，表示絲狀菌的存在對污泥沉降有影響，若個別絲狀菌為4或大於4時，表示此佔優勢種類，對膨化現象有最大的責任。另一方法是計算由膠羽表面延伸出去的絲狀菌總長度，以每毫升活性污泥菌絲長度表示(Sezgin et al., 1978)，更簡單的方法是目鏡中放入刻有格子的玻片，再計算每視野中與水平線交叉的絲狀菌數目。

表2 絲狀菌的含量與評定之類別(Richard, 1989)

評定之類別	描 述
0	沒有絲狀菌
1	絲狀菌只在少數膠羽出現
2	絲狀菌在大約一半的膠羽出現
3	絲狀菌在所有的膠羽出現，但是密度低(每個膠羽1~5個菌絲)
4	絲狀菌在所有的膠羽出現，密度中等(每個膠羽5~20個菌絲)
5	絲狀菌在所有的膠羽出現，密度高(每個膠羽>20個菌絲)
6	絲狀菌佔優勢，大量繁殖，沒有膠羽

目前已知約有20種不同的絲狀微生物常在活性污泥中出現，而且每種皆可引起操作的問題，如能鑑定活性污泥中的絲狀微生物，將可以由所觀察的絲狀菌的關係來聯想造成的條件以評估復原的方法，David Jenkins等人提出特殊絲狀菌的膨化現象與處理廠操作條件的關係(表3)，此表可作為一般性的改善方針。鑑定膨化污泥中存在量最多的絲狀菌，可以知道造成此種菌的生長原因。例如，*Thiothrix*、*Beggiatoa*、Type 021N這些絲狀菌會進行硫氧化作用，將廢水中的 S^{2-} 氧化成 S^0 以獲得能量，再將 S^0 堆積在體內，在硫化物含量高的廢水中，這些絲狀菌會佔優勢生長，故若鑑定出大量繁殖的絲狀微生物為這些硫氧化菌，可推知可能是由於廢水中硫化物含量太高之故。作絲狀菌鑑定時，要注意的是，在膨化發生早期就要觀察最初引起膨化現象的種類，因為膨化現象持續一段時間後，會造成許多種絲狀菌的繁殖，擾亂真正原因的診斷。在活性污泥中微生物族群的改變是很慢的，發生根本的改變一般約需2~3倍污泥齡，故一週觀察一次即可，但是在膨化開始時或在採取復育方法(如加氯)的時期，每天的觀察是必要的。

絲狀菌的鑑定方法是針對每一種絲狀菌瞭解下列之特性，再依據圖6的檢索圖，鑑定出其名稱或型式編號。(Jenkins et al., 1993)

- 1.分支：是否存在？若有分支存在，是真分支還是假性分支？
- 2.運動性：是否具有運動性？
- 3.菌絲形狀：直的、微彎曲的、彎曲的、捲曲的、不規則形狀或菌絲狀。

表3 造成污泥膨化現象的條件與佔優勢絲狀菌種類的關係(Richard, 1989)

引起的條件	絲狀菌的種類
1.低溶氧量	Type 1701, <i>S. natans</i> , <i>H. hydrossis</i>
2.低有機負荷(低食微比)	<i>M. parvicella</i> , <i>Nocardia</i> spp., <i>H. hydrossis</i> , Types 021N, 0041, 0675, 0092, 0581, 0961 & 0803
3.含硫化物	<i>Thiothrix</i> spp., <i>Beggiatoa</i> spp., Type 021N
4.養分不足(氮、磷)	<i>Thiothrix</i> spp., Types 021N, 0041, 0675
5.低pH (pH < 6.0)	真菌

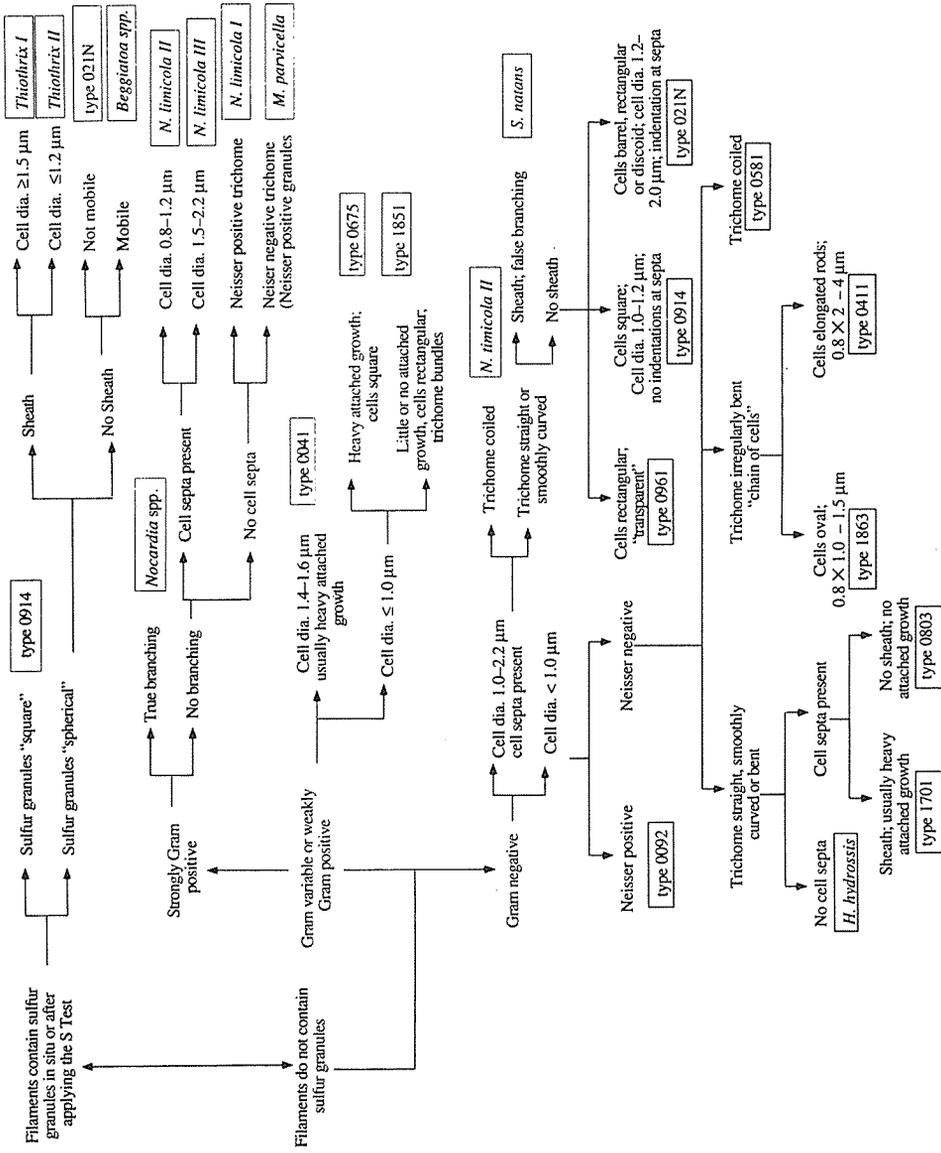


圖6 活性污泥絲狀微生物鑑定檢索圖(Jenkins et al., 1993)

4. 菌絲的位置和長度：菌絲是單獨存在，或是由膠羽表面伸出？或大多在膠羽中央？量出每種菌絲的長度範圍。
5. 附著生長：是否有附生的細菌存在？
6. 是否有鞘存在？此點不容易看到，除非菌絲中有菌空缺才看得到，可以用鞘的染色法辨認。
7. 有無隔膜(cross wall, septa)存在？
8. 菌的直徑多少？重要的是注意直徑大於 1μ 或小於 1μ 。
9. 細胞形狀：細胞是正方形、長方形、橢圓形、桶狀、圓盤狀、圓端桿狀或不規則狀？
10. 細胞內硫顆粒是否存在？硫顆粒在位相差顯微鏡下呈亮黃色。
11. 染色反應如何？包括革蘭氏染色及Neisser染色。
12. 其他觀察項目。

五、結 論

由以上的敘述可知，活性污泥中微生物的種類會反映處理廠的操作條件，例如有機負荷、毒性物質、溶氧量、硫化物、pH、污泥沉降性等等，因此可以藉著生物相的觀察來作為改善操作條件的參考，不過要達到此目的，首先需學習辨認各類微生物，先能區別細菌、原生動物、藻類、真菌、後生動物，再區別原生動物的鞭毛蟲類、變形蟲類、自由游動纖毛蟲類、固著式纖毛蟲類，再進一步區別各屬各種，以及鑑定絲狀菌，能辨認微生物的種類後，便可以將長期觀察的結果配合水質分析的結果，找出相關性，如此將有助於生物處理的操作。

六、參考資料

1. Finstein, M. S. and Heukelekian, H., Gross Dimensions of Activated Sludge Floccs with Reference to Bulking, J. Water Polln. Control Fedn., 39,33. 1974.

2. Jenkins, D., Parker, D. S., van Niekerk, A. M., Shao, Y-J and Lee, S. E., Relationship Between Bench Scale and Prototype Activated Sludge Systems, In : Scale-up of Water and Wastewater Treatment Processes, Ed. N. W. Schmidtke, and D. W. Smith, Butterworth, p. 307. 1983.
3. Jenkins, D., Richard, M. G. and Daigger, G. T., Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming, 2nd. edition., 1993.
4. Mudrack, K., and Kunst, S., Biology of Sewage Treatment and Water Pollution Control, Ellis Horwood Limited, 1986.
5. Richard, M. G., Activated Sludge Microbiology, Water Polln. Control Fedn., Alexandria, VA. 1989.
6. Sezgin, M., Jenkins, D., and Parker, D. S., A Unified Theory of Filamentous Activated Sludge Bulking, J. Water Polln. Control Fedn., vol. 50, p. 362, 1978.
7. Sezgin, M., Palm, J. H. and Jenkins, D., The Role of Filamentous Microorganisms in Activated Sludge Settling, Prog. Water Technol., vol. 12, p. 171. 1980.
8. 須藤隆一，生物相からみた処理機能の診断，第三版，産業用水調査會，1985。
9. 千種薫，活性汚泥の生物相，生物相からの維持管理，1989。

廢水好氧生物處理功能診斷技術與案例介紹

林正祥* 林冠嘉* 陳時全* 楊萬發**

摘 要

一般在製革工廠、造紙工廠、染整工廠、甚至石化工廠之廢水好氧生物處理中之MLSS，由於常含有各別之纖維與雜質，往往造成污泥沉降指數(SVI)及食微比(F/M)計算上的錯誤，導致操作調整上的不當，進而影響處理成效；本文即介紹如何運用顯微鏡觀察各行業廢水好氧生物處理微生物相，以瞭解各別纖維、雜質及指標微生物的存在狀況，藉以正確判斷前處理（攔污、沉砂物理去除與化學混凝沉澱或浮除等）是否完善及生物處理負荷狀況，再配合現場之DO及pH量測資料，作出最妥當的操作調整措施，以有效提升處理成效。

【關鍵字】

- 1.廢水好氧生物處理(aerobic biological wastewater treatment)
- 2.微生物相觀察(microscopic investigation)
- 3.生物診斷技術(biological diagnosis technology)

*中國技術服務社工業污染防治中心工程師

**中國技術服務社工業污染防治中心主任

一、前 言

生物處理一般可概略分為好氧性處理及厭氧性處理，其淨化能力，與細菌、真菌類、藻類、原生動物、微小後生動物等各種微生物有關，為由數十種以上的混合培養體(mixed culture)以去除混合基質的處理程序，故要確立合理的設計標準及操作準則並不大容易，大多依據經驗或判斷較多。一般低污染性工廠所排放之廢水，以好氧性處理法處理後之水質大都可達到現行之放流水標準，而通常廢水有機污染濃度較高之工廠，必須先採行厭氧性處理，後段再設置好氧性處理單元，才能符合放流水標準，故一般來說，好氧性處理是廢水生物處理的關鍵。由於生物處理系統之操作狀況發生變異，均會引發微生物相的改變，因此微生物相可綜合地反應著處理的水質及操作條件；故在進行廢水處理場操作處理效率改善時，以微生物觀察為主之廢水好氧生物處理功能診斷技術是一項重要的操作調整技術。

一般好氧性生物處理可分為懸浮生長式及附著生長式，而懸浮生長式包括活性污泥法、氧化（深）渠法等；附著生長式（一般稱為生物膜法）則包括滴濾法、旋轉圓盤法、接觸曝氣法等。由於活性污泥法之處理水BOD可由100mg/L至數千mg/L，而生物膜則僅能由10至500mg/L⁽¹⁾，故目前工業廢水中所採用的生物處理，約有70%以上是使用活性污泥法；本文即以活性污泥法為主，並涵蓋生物膜法，用理論與實例的方式來介紹廢水好氧生物處理功能診斷技術。

二、處理功能診斷技術介紹

此診斷技術是利用顯微鏡觀察曝氣池中之活性污泥或生物膜之微生物相，並配合其他現場測試（如30分鐘沉降試驗、反應槽溶氧值量測、pH值量測、污泥迴流量測定等），相互印證，以累積操作經驗。

藉由微生物相的觀察，除了可以看出微生物種類的優勢狀況、膠羽的組成分佈、以瞭解有機物的去除效果與污泥沉降性；並可由雜質（如：纖維、色

塊、油脂等)的存在多寡,瞭解前處理(攔污、沉砂物理去除與化學混凝沉澱或浮除等)是否完善,及修正因MLSS不正確所造成之SVI與F/M誤差;因此進而評斷操作條件良窳及改善操作條件之依據。

2.1 採樣觀察之注意事項⁽²⁾⁽³⁾

將各種生物處理系統微生物相觀察之水樣採取作法列表如表1所示,在採樣的同時也需測定現場的溶氧值(DO)、pH值、活性污泥法需測30分鐘沉降試驗(SV₃₀),並記錄污泥沉降狀況。這些水樣裝瓶後儘可能立即觀察,因某些污泥及生物膜的特性在儲存期間會發生變化,尤其是高負荷處理系統下的活性污泥及生物膜,在缺氧的情況下會在短時間內,造成微生物相的重大改變。當水樣無法直接觀測時,需儲存在4~7°C下,儲存瓶中僅裝1/3的水樣量,高負荷下的水樣只能儲存2至3天,否則膠羽特性及微生物相均會產生很大的變化,所以必需在兩天之內將所有的水樣觀察完畢。

表1 各種生物處理系統微生物相觀察之水樣採取作法

	懸浮生長式 (活性污泥法、氧化渠法)	附著生長式 (滴濾法、旋轉生物盤法、接觸曝氣法)	原水、生物處理槽進流水、出流水
採樣地點	在曝氣槽靠近出流口處取混合均勻水樣	在一定面積之接觸材料(或濾材)採樣,最好能在離表面10~20cm深的接觸材採取,且需由3~10處不同位置之生物膜加以混合;若無法採用此方法;可在靠近出流口或滴濾塔下方之出流水,先沉澱後,取底部沉澱物(即生物膜);生物膜若為多段則各段均需採樣觀察。	原水是在沉砂槽、調整槽或最初沉澱槽出流口採取;生物處理槽進流水則在其前一單元(如初沉槽、浮除槽等)出流口處採取
採樣工具	使用柄杓或採水器採取	使用刮刀(竹刀)、柑子、刷子;柄杓或採水器採取	使用柄杓或採水器採取
樣品觀察前之作法	水樣需混搖均勻才可取樣作玻片觀察,活性污泥MLSS 2,000~3,000mg/L時,可直接觀察;但MLSS在3,000 mg/L以上時,則以蒸餾水稀釋。	直接以滴管吸取生物膜。若採到太濃厚之生物膜,需以蒸餾水稀釋,作法與左列活性污泥相同。	需進行濃縮操作,濃縮方法是有刻度的離心試管,取10~50mL的水樣,以2,000rpm,5~10分鐘離心,再抽除上澄液,其沉積物攪勻後成為試液。

在作微生物相觀察時，可依表2所示之顯微鏡倍率觀察載玻片上每一個視野中欲觀察之微生物種類及數量，並將整個載玻片全部觀察及登錄，最好作同一水樣三次觀察計數，求得平均，以獲得客觀的數據。

表2 各觀察項目所用之倍率

倍率	目的	可使用之顯微鏡種類
4~40×	大型之軟體動物(Mollusca)、環節動物(Annelida)、緩步動物(Tardigrada)、節肢動物(Arthropoda)及水生昆蟲(Insecta)等	解剖顯微鏡或有4×物鏡之一般生物顯微鏡
100~200×	污泥膠羽的形態及大小、原生動物的種類、絲狀菌之存在量及其形態。	一般生物顯微鏡、位相差顯微鏡
400×	污泥膠羽的組成及內部構造，絲狀微生物的鑑定（直徑大於1 μm者）及鞭毛蟲之觀察	一般生物顯微鏡，但最好使用位相差顯微鏡
1,000×	絲狀菌的鑑定（直徑小於1 μm者）	最好使用位相差顯微鏡

在建立此項處理功能診斷技術的初期，除了進行以上所述之現場檢測及微生物相觀察，尚需與各處理單元之水質檢測結果作分析歸納（表格如表3所示），才能有效建立此項診斷技術。

2.2 懸浮生長式生物處理功能診斷技術

由於懸浮生長式生物處理均需由後續之沉澱單元才得以固液分離，獲得良好的處理水質，故其影響處理成效有兩項主要因子，其一為有機物的分解去除效果，這可由指標微生物得以判斷，其二則為污泥的沉降性，可由顯微鏡觀察出膠羽的大小、結構（緊密或鬆散）、絲狀結構型態等作評估。茲分述如下：

1. 有機物的分解去除效果

日本下水道協會已找出活性污泥處理負荷溶氧狀況與微生物相之關係⁽⁴⁾，如表4所示。由表4可瞭解到高負荷狀況下，其微生物相呈現多量的分散狀細菌；而低負荷狀況下，其有殼型原生動物會出現較多，且分散狀細菌數量會非常少。

表3 廢水處理功能記錄表

採樣地點		調勻槽	初沉槽 出流水	生 物 處 理 槽	終沉槽 出流水
理 化 檢 驗 項 目	pH				
	SS(mg/L)				
	COD(mg/L)			—	
	BOD ₅ (mg/L)			—	
	TKN(mg/L)			—	
	T-P(mg/L)			—	
	DO(mg/L)		—		—
	30分鐘沉降試驗 SV ₃₀ (ml/L)	—	—		—
	$SVI(=\frac{SV_{30} \times 10^3}{MLSS})$	—	—		—
生 物 處 理 槽 之 微 生 物 相 觀 察	** 每一觀察片上之微生物相	膠羽狀況			
	微生物狀況				
	污泥沉降狀況				
	處理效果評估				

*若製程含有害生物處理物質亦需一併檢測，如：Cl⁻、重金屬、苯環類物質等

**每一觀察片之水樣量=0.05ml

表4 活性污泥處理負荷溶氧狀況與微生物相之關係⁽⁴⁾

	高負荷	標準負荷	低負荷
• 個體數	多		少
• 種類數	少		多
• 蟲體大小形狀	小形		大形
• 細菌類	分散狀細菌類	膠羽狀細菌類	分散狀細菌類
• 原生動物	小形鞭毛蟲類	纖毛蟲類	植物性鞭毛蟲類
• 移動型	游泳型	匍匐運動型	後生動物 游泳型
• 有殼與否		附著·固著型	有殼型

DO溶氧量	DO不足	DO : 2~3 mg/L	低負荷所造成之 DO消耗量較低
• 原生動物	鞭毛蟲類	纖毛蟲類	變形蟲類
• 後生動物	線蟲類	輪蟲類	其他之後生動物
• 細菌類	分散狀細菌類	絲狀性細菌類	膠羽狀細菌類

而在指標微生物與處理負荷之關係探討上，日本下水道協會於1990年，歸納出活性污泥BOD-SS負荷與微生物相之關係⁽⁴⁾（如表5所示）；美國Patterson and Hedley也於1992年，歸納出活性污泥有機物負荷狀況與微生物相之關係⁽⁵⁾，（如表6所示）；此兩國學者均將負荷狀況分為5類，但經服務團實地進行工廠輔導驗證，以表5較為實用，並由此與pH、DO現場檢測值、處理水BOD測值等，可歸納出圖1處理水BOD 偏高之異常原因推測途徑。再由此擬訂出相關之處理對策，如表7活性污泥操作所出現之微生物相及處理對策所示。目前國內由服務團群策群力，將歷年來輔導工廠之經驗及本土微生物相進行彙整，完成「廢水處理功能生物診斷技術手冊」及「廢水處理微生物相觀察圖鑑」，提供各界參考並應用於工廠的現場輔導及操作人員的訓練上，如照片1所示。服務團所建立的本土行業別原生動物特性，足可與美日並駕齊驅，唯有在絲狀微生物與行業特性關係上，由於國內人力較缺乏，尚未作整體深入探討，有待國內各界合作努力。⁽⁶⁾

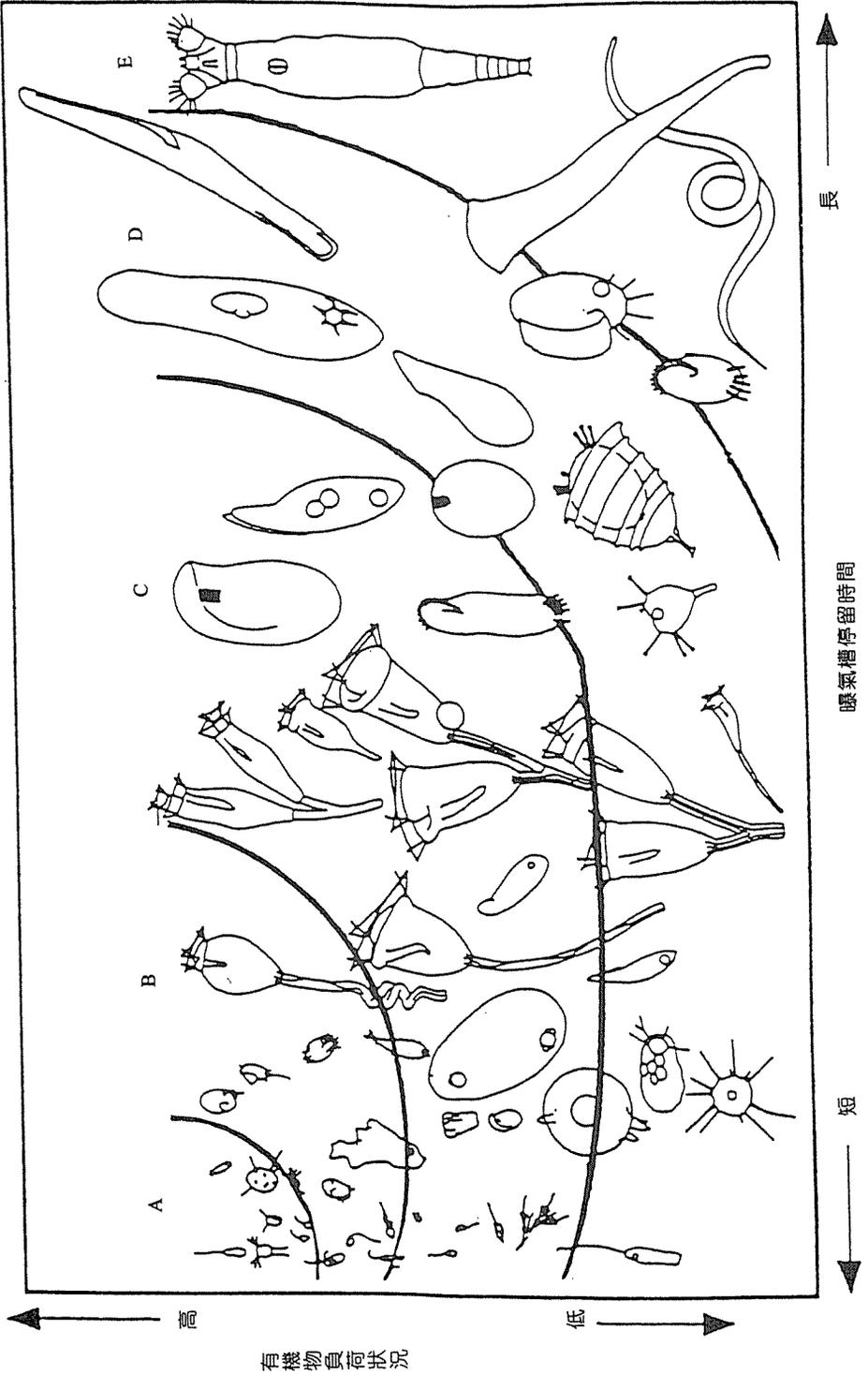
表5 活性污泥BOD-SS負荷與微生物相關係表

負 狀	處理水質	原 生 動 物				後 生 動 物
		肉足蟲及鞭毛蟲類	纖 毛 蟲	毛 蟲	其 他 之 纖 毛 蟲 類	
超 高 負 荷	呈黑色或灰黑色 有硫化氫臭味	鞭毛蟲類 肉足蟲類 變形蟲目	綠 毛 目	吸 管 蟲 類	其 他 之 纖 毛 蟲 類	
高 負 荷	BOD 20mg/L 以上	動物性鞭毛蟲 <i>Trepomonas</i> 滴蟲 <i>Monas</i> 波豆蟲 <i>Bodo</i>	鐘形蟲 <i>Vorticella</i> (小型)		脛口目尾絲蟲 <i>Uronema</i> 脛口目扭頭蟲 <i>Metopus</i> 裸口目漫游蟲 <i>Lionotus</i>	脛口目歐帶蟲 <i>Cyclidium</i>
偏 高 ↓ 標 準 負 荷 ↑ 偏 低	BOD 20mg/L 以上	單頂蟲 <i>Arcella</i> 植物性鞭毛蟲 <i>Entosiphon</i>	<i>Vorticella</i> (單獨) 葉杯蟲 <i>Epispiris</i>		脛口目豆形蟲 <i>Colpidim</i> 裸口目裂口蟲 <i>Amphiloptus</i> 裸口目 <i>Trithigimostoma</i> (大型之斜管蟲 <i>Chitodonella</i>)	(姪態目輪蟲) 輻輪蟲 <i>Rotaria</i> 旋輪蟲 <i>Philodina</i>
低 負 荷	BOD 10mg/L以下 NOD > BOD	<i>Pyxidicula</i> 鱗蟲 <i>Euglypha</i> 綠鞭蟲 <i>Peranema</i>	形 態 ↑ ↓ (大型) (群體)		裸口目 <i>Trochilia</i> 下毛目游仆蟲 <i>Euploetes</i> 裸口目 <i>Porodon</i> -之類似種 裸口目旋口蟲 <i>Spirostomum</i> 下毛目 <i>Chaetopira</i> 異毛目 <i>Blepharisma</i>	(游泳性輪蟲) 嵌甲輪蟲 <i>Lepadella</i> 腹毛類齒蟲 <i>Chaetonotidae</i>
低 負 荷 (硝化)	NOD + BOD 5mg/L以下	倒錐蟲 <i>Acineta</i> <i>Vaginicola</i> 獨輪蟲 <i>Carchesium</i>			異毛目 <i>Cabynoticha</i> 裸口目 <i>Spirostomum</i> 板殼蟲 <i>Coleps</i>	環節動物 <i>Aeolosoma</i> 類體蟲 蠕蟲

(日本下水道協會・1990)。NOD：氮需氧量

表6 活性污泥有機負荷與微生物相關係表

(D. J. Patterson and S. Hedley, 1992.)



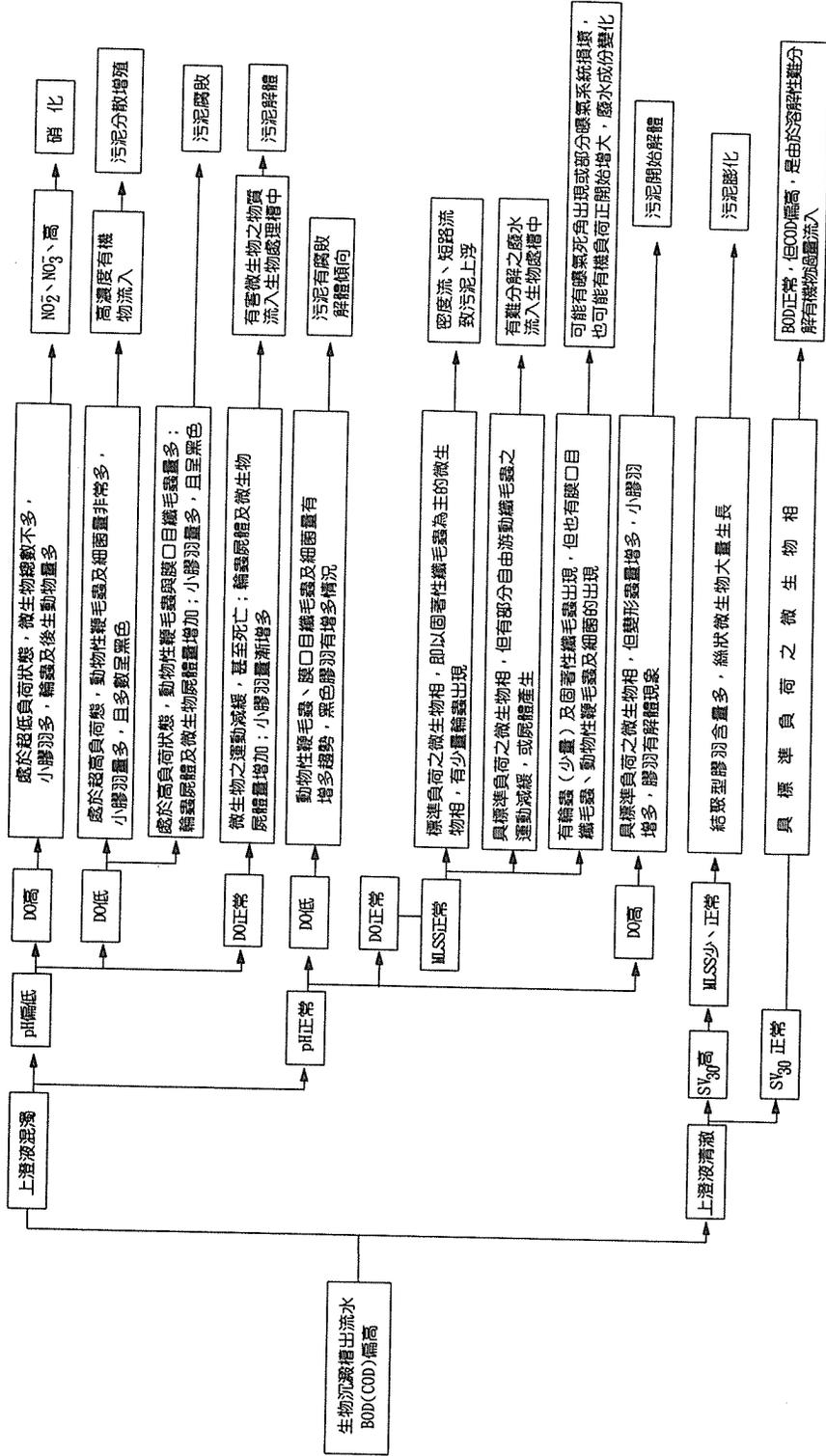
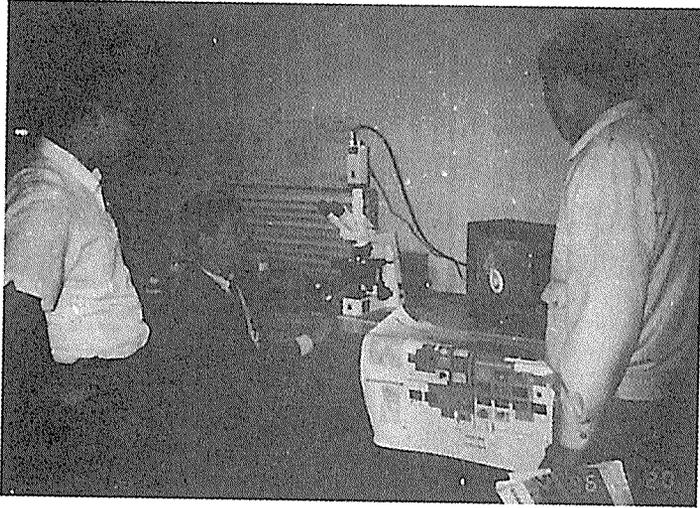


圖1 處理水BOD偏高之異常原因推測途徑圖

表7 活性污泥操作所出現之微生物相及處理對策

編號	於曝氣槽出現之現象	對策
1	活性污泥良好時出現之微生物相	留意不要改變當時之操作條件，繼續維持現狀。
2	活性污泥狀況不佳時出現之微生物相	因殘存有機物量多，生物氧化較慢，故為使有機物能儘快氧化，可增加空氣量及污泥量，或暫時停止進流水。此外，將迴流污泥再曝氣，提高迴流比亦有效果。
3	自高負荷好轉時之微生物相	增加空氣量以提高溶氧大都可好轉
	活性污泥回復時出現之微生物相 內分解後再好轉時之微生物相	此時之管理對策為，生物種個體數之平衡為最大之問題，即： • 大型變形蟲 + 游仆蟲(<i>Euplotes</i>) + 線鞭蟲(<i>Peranema</i>) + 熊蟲等之個體總數 > 累枝蟲(<i>Epistylis</i>) + 鐘形蟲(<i>Vorticella</i>) + 獨縮蟲(<i>Carchesium</i>)等緣毛目之個體總數之狀態； 因尚未內分解故可降低空氣量，稍微增加污泥排棄量以減少MLSS。 • 於上述前者 < 後者之場合： 因已轉好，僅須繼續維持該狀態即可。
4	內分解或即將內分解時出現之微生物相	污泥已解體之問題對策，依原因可分為二： • 符合設計流量但發生解體之狀況： 此時減少送風量同時增加污泥廢棄量，降低MLSS而操作之。 • 設計流量未符合之場合 僅達 1/2~1/3 設計流量時，將曝氣槽容積調為 1/2~1/3，以提高容積負荷。 設計流量若相差不大時，可在夜間停止曝氣而做間歇操作。
5	進流水濃度極低時出現之微生物相	通常將送風量減少且降低MLSS而操作，若污泥很輕時，應採日夜間歇曝氣或縮小曝氣槽容積，以提高容積負荷。
6	溶氧極度不足時出現之微生物相	依出現之生物種類、生物狀態採不同之對策。
7	過度曝氣時出現之微生物相	降低送風量與迴流污泥量
8	污泥鬆化時出現之微生物相	絲狀菌造成之鬆化
		真菌類造成之鬆化
		藍藻類造成之鬆化
9	污泥堆積而有曝氣死角時出現之微生物相	通常以稍微增加曝氣送風量解決之。曝氣死角係每一槽均有之現象，除處理水呈白濁、低溶氧微生物佔優勢外，應不致於造成很大問題。不過，應立即檢視曝氣管線是否嚴重堵塞、找出曝氣死角的位置及是否有沉積物存在等問題，以即早規劃因應。
10	曝氣槽有大量泡沫出現時之微生物相	依出現之生物種類及污泥狀態採不同之對策。
11	處理水呈色變時出現之微生物相	依出現之生物種類採不同之對策。



照片1 服務團工程師運用功能診斷技術手冊及圖鑑海報，進行工廠現場輔導，並指導操作人員熟悉廢水處理功能生物診斷技術

2. 污泥的沉降性

國內部份學者專家曾對家庭社區生活污水活性污泥法處理進行深入探討，發現膠羽特性與污泥沉降性有密切之關係⁽⁷⁾；此項關係，經服務團應用於實廠活性污泥法技術輔導上，證實為一良好之功能診斷技術⁽⁸⁾，此項膠羽特性的觀察也運用顯微鏡作為工具。

(1) 膠羽結構與SVI之關係

如圖2，顯示污泥中開放型膠羽所佔之百分比愈低時，則SVI值愈小，當SVI大於200(亦即鬆化污泥)時，開放型膠羽佔45%以上，而在SVI值大於400以上時，開放型膠羽所佔之百分比幾乎為一定值，約為75%左右，由此可見，當活性污泥中開放型膠羽所佔比例高於45%以上時會造成污泥鬆化的現象。在開放型膠羽中，有一類膠羽較為特殊，整個膠羽是由絲狀細菌組成網狀構造，內含小型緊密的膠羽，稱為結聚型膠羽(agglomerates)，亦即此膠羽是由許多小型緊密的膠羽附著在絲狀細菌組成的網狀構造上，圖3所示為結聚型膠羽與SVI的關係，當SVI值在400及400以上時，其污泥中約含35%左右的結聚型膠羽；SVI值小於300時，則結聚型膠羽所佔之百分比小於20%以下，亦即結聚型膠羽所佔之百分比愈高，則沉降性愈差。

(2)膠羽之大小與SVI之關係

由圖4顯示膠羽的大小可影響污泥的沉降性，在正常污泥中大型膠羽所佔的百分比較高（約在70%與80%之間），小型膠羽的含量在30%以下；當SVI值漸增時，小型膠羽之含量亦漸增多；SVI值在500及500以上時，其小型膠羽之含量通常大於60%，大型膠羽含量則在30%以下，由圖5也可看出中型膠羽的含量與SVI值無關，其含量在20%至30%之間。

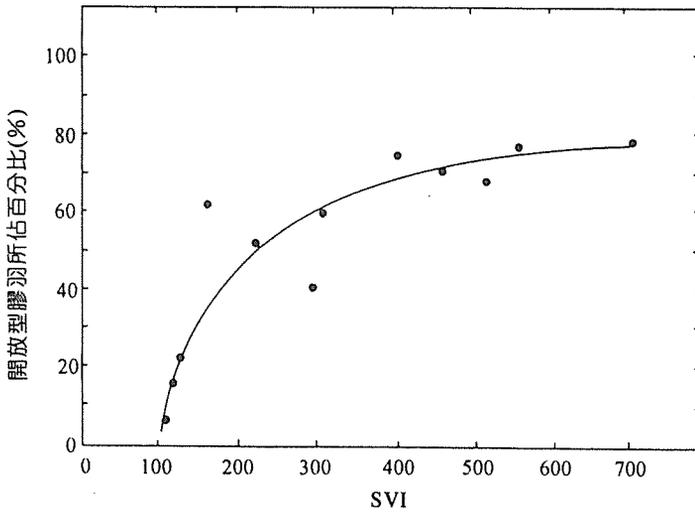


圖2 膠羽的結構與SVI之關係

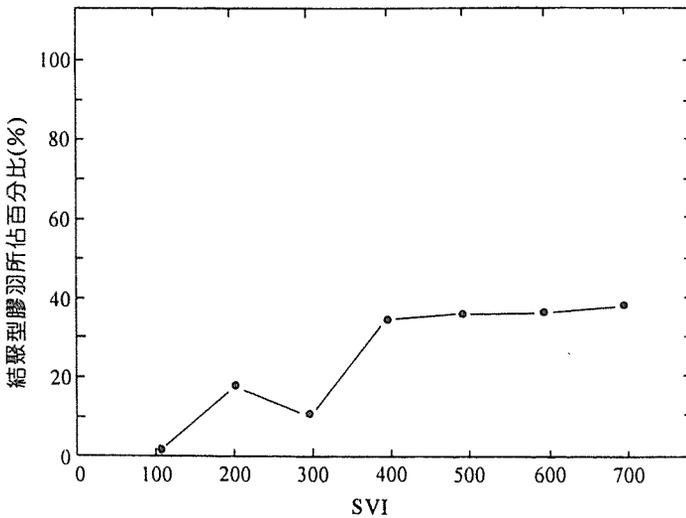


圖3 結聚型膠羽與SVI之關係

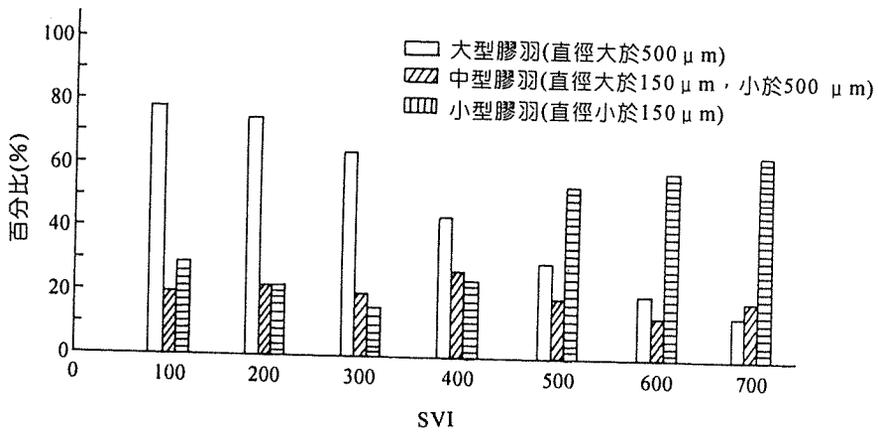


圖4 膠羽大小與SVI之關係

(3)膠羽的緊密度及形狀與SVI之關係

由圖5顯示，當污泥中緊密而接近圓球形膠羽所佔之百分比高時(約在45%至90%之間)，其SVI值小，當緊密不規則型膠羽所佔之百分比高時，則SVI值大，同時可以看出，脆弱而接近圓球形膠羽與SVI值之關係為：當SVI在200至400之間時，此型膠羽約佔20~25%，而當SVI小於200或大於400時，當此型膠羽只佔5%左右，脆弱而不規則型膠羽與SVI之關係為：SVI在200至400之間時，此型膠羽約佔10~15%，而SVI小於200或大於400時，則此型膠羽幾乎不存在。由此可見，當污泥中緊密而接近圓球形膠羽含量愈高，緊密而不規則型膠羽含量愈低，沉降性愈好。

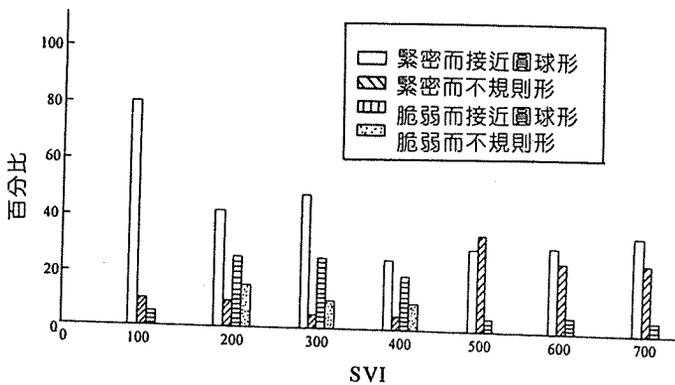


圖5 膠羽的緊密度和形狀與SVI之關係

2.3 附著生長式（生物膜法）生物處理功能診斷技術

一般在旋轉生物圓盤法中容易觀測出生物膜的數量，但在其他的生物膜法，如接觸曝氣法與滴濾法進行生物膜的定量測定就比較困難。所有的生物膜法其曝氣槽內所能維持之污泥量（生物膜量）通常都比活性污泥法高，然而生物膜量越多並不表示處理水質越好；相反的，生物膜量如果太多，反而容易成為阻塞與產生厭氣惡臭的原因。以旋轉生物圓盤法而言，生物膜量如果在 $5\sim 10\text{mg}/\text{cm}^2$ 或更高，就會引起架橋(生物膜變得太厚，使圓盤間閉塞的現象)，於是產生了惡臭。

生物膜量通常是以BOD負荷來決定的，一般在 $1\sim 5\text{mg}/\text{cm}^2$ 的程度。在接觸曝氣法的生物膜量最好是 $2,000\sim 5,000\text{mg}/\text{L}$ ，若在 $4,000\sim 6,000\text{mg}/\text{L}$ 或更高，就會產生接觸材料的阻塞，一旦發生阻塞現象，就必須進行逆洗。還有，在旋轉生物圓盤法中也有以加壓水將生物膜強行剝離的設計例，這種生物膜量的測定及作此種適當的控制處理是必要的。

在控制生物膜量的同時，也必須進行顯微鏡觀察，並配合生物膜的色澤、臭味鑑定，以判斷微生物相正常與否。在高負荷與低負荷的情況下比較生物膜之微生物相，多半不像活性污泥那樣，能較容易的以微生物相來反應處理水質。這是因為BOD負荷越高，生物膜越厚，使好氧性與厭氧性二種微生物皆能生存的緣故所致。在低負荷時，由於生物膜薄，因此膜的表面與深處的生物相沒有太大差別，因此可以認定在生物膜內層出現的微生物種類與BOD負荷有很大的關係。生物膜法多半是採用多段式的，正如上述，在最初段與最後段由於BOD負荷的差異，所以可以理解微生物有顯著的不同，在此主要是以與負荷的關係為中心，就生物膜處理功能診斷的指標微生物加以敘述。

1. 負荷高的生物膜

以白硫絲菌(*Beggiatoa alba*)及膠團桿菌(*Zoogloea ramigera*)佔優勢，而毛口目草履蟲(*Paramecium caudatum*)、膜口目豆形蟲(*Colpidium*)、毛口目腎形蟲(*Colpoda* 屬)、動物性鞭毛蟲波豆蟲(*Bodo*屬)及氣球屋滴蟲(*Oicomonas*屬)等則大量地出現。生物膜色澤呈黑色、灰色，在以上這些微生物佔優勢的時候，接觸曝氣槽或滴濾池內的溶氧量都在 $1\text{mg}/\text{L}$ 以下。

2. 負荷適當的生物膜

以綠毛目累枝蟲(*Epistylis*屬)、溝鐘蟲(*Vorticella convallaria*)、小口鐘蟲(*Vorticella microstoma*)、蓋蟲(*Opercularia*屬)、輪蟲類旋輪蟲(*Philodina*屬)、轉輪蟲(*Rotaria*屬)等微生物佔優勢,線蟲類、寡毛類也出現相當多。還有絲狀細菌,菌類等的出現,生物膜的色澤是灰褐色的。

3. 負荷低的生物膜

以有殼變形蟲鱗殼蟲(*Euglypha*屬)、葶頂蟲(*Arcella vulgaris*)、變形蟲(*Amoeba*屬)、有殼變形蟲(*Centropyxis*屬)等佔優勢,而纖毛蟲類量減少,生物膜的色澤是褐色的。在低負荷的生物膜內會生存著大量的硝化細菌,進行硝化作用,採用多段處理槽操作的時候,一般最後段的生物膜是處於在溶氧量5mg/L或更高的情況。

4. 更新快速的生物膜

更新快速生物膜常出現輪蟲類旋輪蟲、轉輪蟲、線蟲類雙胃線蟲(*Diplogaster*屬)、原始寡毛目紅斑顛體蟲(*Aeolosoma hemprichi*)、原始寡毛目(*Chaetogaster*屬)、原始寡毛目吻盲蟲(*Pristina*屬)、原始寡毛目剛毛蟲(*Nais*屬)等的微小動物,由於它們的活動使生物膜快速更新,其同時,也因而提高生物膜內部之傳氧效率,生物膜中最好有這些生物大量地存在。

5. 後生動物異常增殖的生物膜

如果球水蚤(*Moina*屬)、劍水蚤(*Cyclops*屬)、圓水蚤(*Alona*屬)等的甲殼類,紅斑顛體蟲(*Aeolosoma hemprichi*)等的原始寡毛類大量出現時,由於他們的攝食活動,使生物膜在水中分散,而增加處理水中的SS。在嚴重的時候,有時生物膜幾乎消失殆盡,完全被甲殼類與寡毛類佔據了,寡毛類異常增殖時,生物膜的表面會逐漸變成爲紅色。

6. 產生惡臭的生物膜

當白硫絲菌(*Beggiatoa alba*)、異毛目水母蟲(*Caenomorpha*屬)、異毛目扭頭蟲(*Metopus*屬)、毛口目草履蟲(*Paramecium*屬)微生物大量出現時,生物膜是處於溶氧濃度低的環境中,且產生惡臭。

由以上之敘述,可歸納出表8生物膜法處理負荷狀況與微生物相關聯表。

表8 生物膜法處理負荷狀況與微生物相關聯表

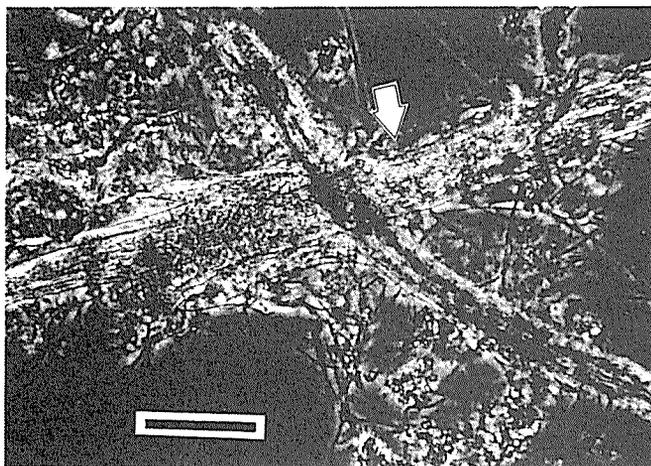
生物膜之負荷狀況 微生物相	高負荷	適當負荷	低負荷	更新快速	後生動物異常增殖	產生惡臭
微生物相	<p>優勢微生物： 1. 白硫絲菌(<i>Beggiatoa</i>屬) 2. 膠團桿菌(<i>Zoogloea</i>屬) 且會大量出現之微生物： 1. 草履蟲(<i>Paramecium</i>屬) 2. 豆形蟲(<i>Colpoda</i>屬) 3. 腎形蟲(<i>Colpoda</i>屬) 4. 動物性鞭毛蟲 a. 波豆蟲(<i>Bodo</i>屬) b. 氣球屋滴蟲(<i>Dicomonas</i>屬)</p>	<p>優勢微生物： 1. 鐘形蟲(<i>Vorticella</i>屬) 2. 葡萄狀鐘形蟲： a. 累枝蟲(<i>Epistylis</i>屬) b. 蓋蟲(<i>Opercularia</i>屬) 3. 輪蟲 a. 旋輪蟲(<i>Philodina</i>屬) b. 轉輪蟲(<i>Rotaria</i>屬) 此外： 綠蟲類、寡毛類及絲狀微生物出現相當多</p>	<p>優勢微生物： 1. 有殼變形蟲 a. 鱗殼蟲(<i>Euglypha</i>屬) b. 單頂蟲(<i>Arcella</i>屬) c. <i>Centropyxis</i>屬 纖毛蟲類數量減少，大量的硝化細菌存在</p>	<p>優勢微生物： 1. 輪蟲 a. 旋輪蟲 b. 轉輪蟲 2. 線蟲 3. 原始寡毛目等較大型之後生動物</p>	<p>優勢微生物： 1. 甲殼類 a. 球水蚤(<i>Moina</i>屬) b. 劍水蚤(<i>Cyclops</i>屬) c. 圓水蚤(<i>Atona</i>屬) 2. 原始寡毛目等大量存在</p>	<p>優勢微生物： 1. 白硫絲菌 2. 異毛目纖毛蟲 a. <i>Caenomorphala</i>屬 b. 扭頭蟲(<i>Metopus</i>屬) 3. 草履蟲(<i>Paramecium</i>屬)</p>
生物膜顏色	<p>生膜呈黑色、灰色 接觸槽或濾池內之溶氧量低於1mg/L</p>	<p>生物膜呈灰褐色 生物種類歧異度最大的狀態</p>	<p>生物膜呈褐色 已進行硝化作用，溶氧量$\geq 5\text{mg/L}$</p>	<p>生物膜呈棕、褐色 由於較大型之後生動物的出現，提高生物膜內部之傳氧效率，故生物膜更新快速</p>	<p>生物膜表面呈紅色 由於水蚤類的攝食活動使生物膜分散，增加處理水的SS；甲殼類也會浮游而出，增加放流水的BOD及COD</p>	<p>生物膜部份呈黑色狀 溶氧濃度低</p>
其他狀況	<p>1. 增加前處理效率，以減低負荷 2. 進行反沖洗操作 3. 若為接觸曝氣槽則增加曝氣量</p>	<p>維持現狀</p>	<p>1. 提高溶積負荷 2. 間歇操作 3. 逐次提高有機負荷量</p>	<p>維持現狀</p>	<p>1. 提高溶積負荷 2. 間歇操作 3. 逐次提高有機負荷量</p>	<p>1. 檢視系統是否有阻塞現象，並加以排除 2. 廢水特性調查，預去硫化物 3. 加強調勻槽及系統的曝氣量</p>
處理對策						

三、實例介紹

本文擬以21張微生物相照片，個別進行功能診斷之解析說明，使讀者能更清晰瞭解廢水處理功能生物診斷技術內涵。

3.1 前處理系統之評估

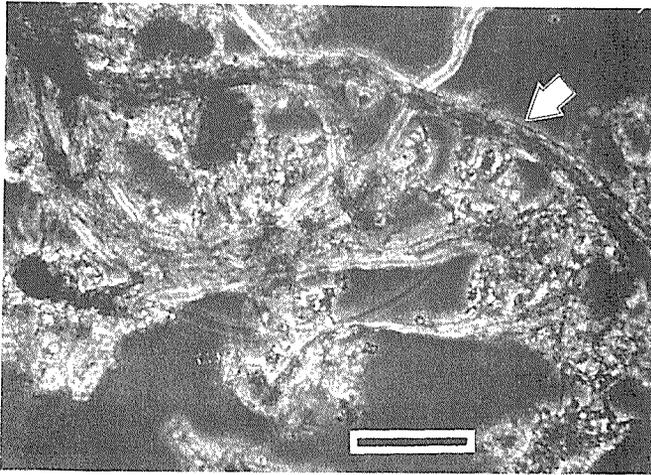
由顯微鏡觀察活性污泥膠羽中或生物膜中，纖維及雜質的含量多寡，可判斷生物處理前之攔污、沉砂物理去除與化學混凝沉澱或浮除之操作狀況及追蹤改善作法之效果。



100× 標尺長度 = 100 μ m

照片2 造紙廢水曝氣槽之微生物相，箭頭所指者為紙類纖維

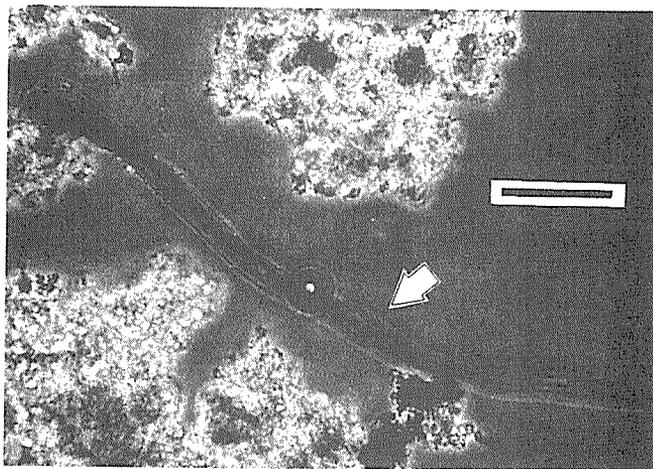
由照片2，每一顯微鏡視野即可看到2根在500 μ m長度以上的紙類纖維，可瞭解此工廠之製程白水回收、廢水前處理等效果均不理想，應加強製程白水回收效果，減少原料的浪費；並需添加細篩單元於前處理系統中，使活性污泥MLSS控制條件合理化、SVI作正確地修正、減低沉澱池污泥氈高度、降低污泥膨化的嚴重性程度、減少污泥餅的產生量與脫水機的負荷，及相關之污泥脫水凝集劑的加藥費用。



100× 標尺長度 = 100 μ m

照片3 製革業廢水曝氣槽之微生物相，箭頭所指者為皮屑纖維

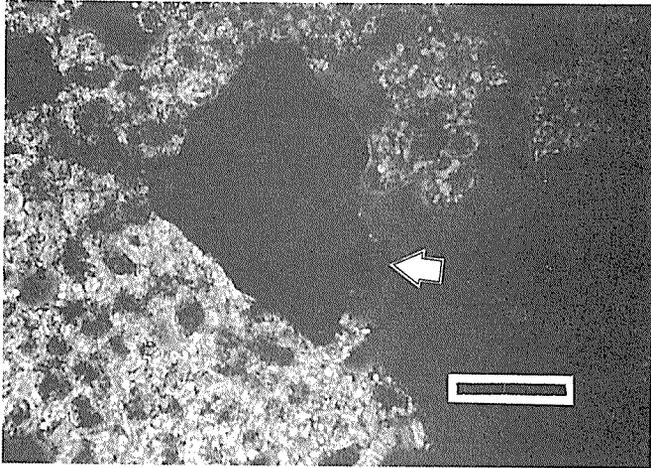
由照片3，可看到此條皮屑纖維已超過500 μ m以上，顯示廢水前處理之各單元（攔污、沉砂、化學混凝、沉澱或浮除等）的固體物去除效果均不理想，需審慎評估各前處理單元之功能，增添細節機及進行杯瓶試驗(Jar Test)調整化學混凝加藥量，以提昇固體物的去除效果，並減少因管線及抽泥泵遭受阻塞而增加之故障機會與維修負擔，同時亦能使活性污泥MLSS控制條件合理化。



100× 標尺長度 = 100 μ m

照片4 染整業廢水曝氣槽之微生物相，箭頭所指者為染整纖維

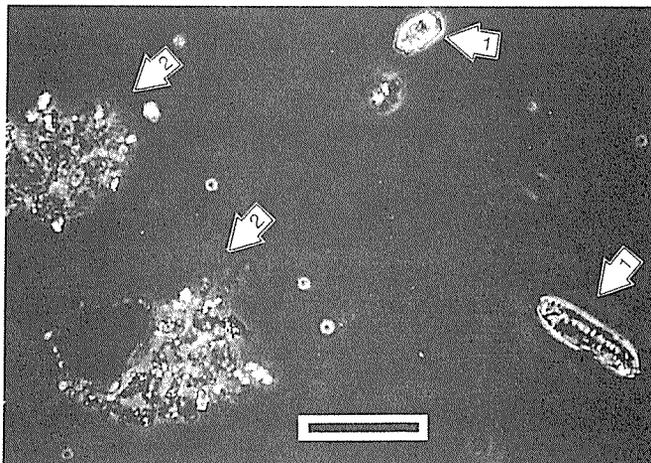
由照片4，可看到染整纖維具有明顯之顏色，其改善作法如照片2及照片3所述。各行業之纖維形狀均各不相同，由以上三張照片可明顯區分出來。



100× 標尺長度 = 100 μ m

照片5 石化工廠廢水曝氣槽中之微生物相，箭頭所指者為ABS顆粒

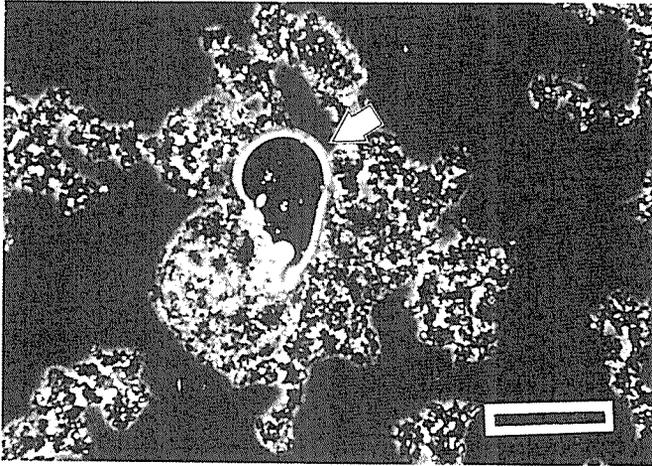
由照片5，可看出石化工廠之原料ABS顆粒被鑲在污泥膠羽中，顯示製程產品收集系統仍有待加強；廢水前處理系統之細節及物化浮除單元應再重新作系統評估及加藥量試驗，以修正其操作條件，並藉由微生物相之觀察來瞭解改善作法之成效。



100× 標尺長度 = 100 μ m

照片6 一般常在造紙業、染整業廢水及生活污水等曝氣槽發現之塑膠碎片(如箭頭1所示)，而箭頭2為小而鬆散之膠羽。

由照片6，可看出膠羽鬆散細小，且含數量不少的塑膠碎片，一般狀況下，其生物沉澱槽上澄液將非常混濁，固體物不易沉降。此狀況下，治標的方法上，應將生物沉澱槽的出流水再經化學混凝沉澱／浮除，或經砂濾等後續單元處理。治本上，宜加強生物處理前的物化處理單元的去除效果，並加強污泥迴流及曝氣量，而以顯微鏡觀察來追蹤改善成效。



100× 標尺長度 = 100 μm

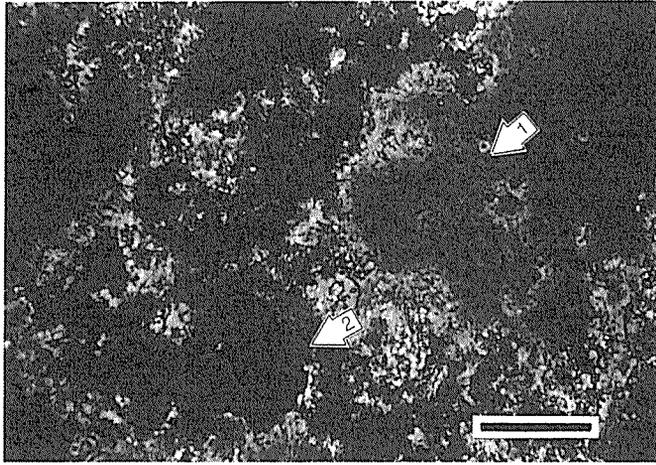
照片7 機械廠廢水曝氣槽中之微生物相，箭頭所指為包埋在污泥膠羽中之油滴(疑為切削油)

由照片7，可看出污泥膠羽中包埋有油滴，這是因機械廠未作好製程減廢或是意外之切削油脂洩漏而進入廢水場所造成，應加強製程減廢、製程廢水分流前處理、防止管線洩漏，及增設廢水除油單元（如：除油槽、膠凝槽、浮除槽等⁽⁹⁾）。

3.2 活性污泥系統之評估

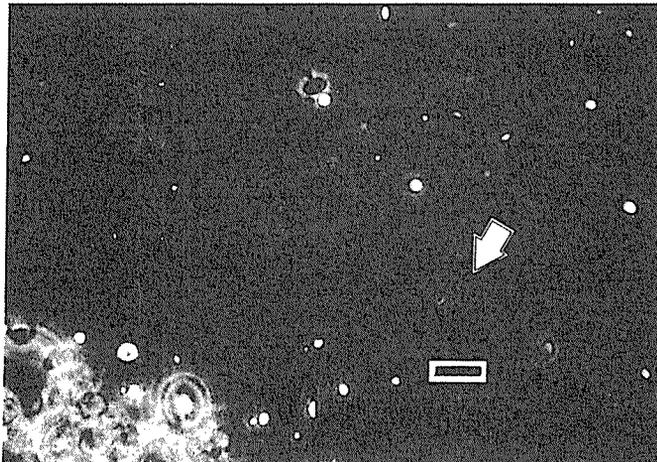
我們可以藉由指標微生物（圖1、表4、表5、表6）及膠羽特性，來迅速評估活性污泥有機物去除效果及污泥沉降性的好壞。

由照片8及照片9，顯示此活性污泥系統屬於超高負荷狀態，分散狀細菌密佈於膠羽之間，且膠羽均呈黑色厭氧狀態，曝氣槽之溶氧一般均在0 mg/L狀況。此項操作調整對策，應暫時停止廢水進流，加強曝氣量、增長曝氣槽停留時間，並將迴流污泥再曝氣與提高污泥迴流量。



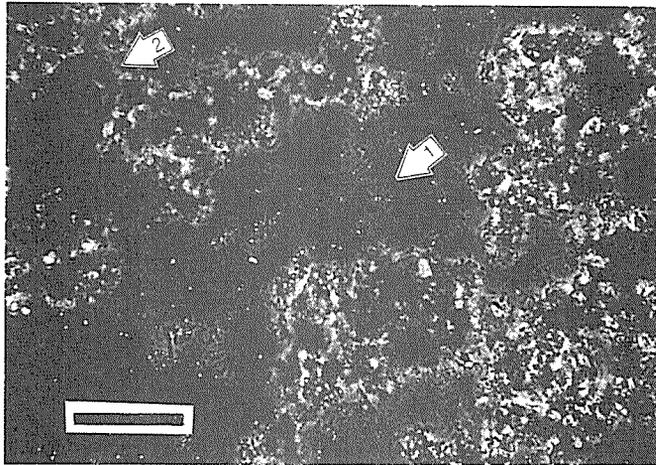
100× 標尺長度 = 100 μ m

照片8 長期處於超高負荷之活性污泥微生物相，箭頭1表示數量與密度均非常高之分散狀細菌，箭頭2顯示膠羽呈現黑色厭氧狀態



400× 標尺長度 = 10 μ m

照片9 將顯微倍率放大至400倍之分散狀細菌影像

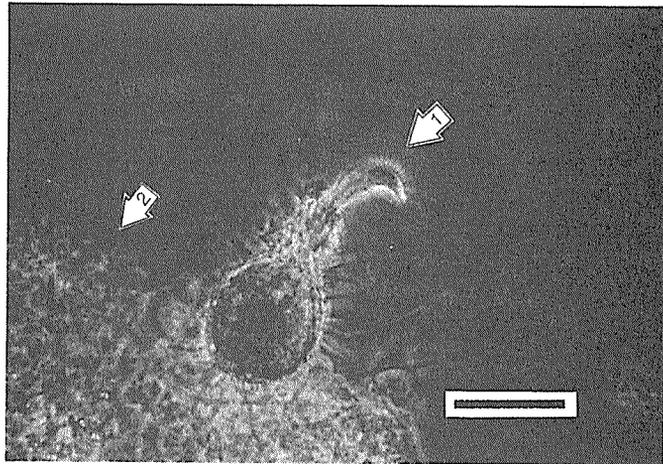


100× 標尺長度 = 100 μ m

照片10 活性污泥在衝擊負荷下之微生物相，箭頭1所指為分散狀細菌，箭頭2為已死亡但殼仍存在之下毛目纖毛蟲 *Chaetopira*(被污泥膠羽包覆住)

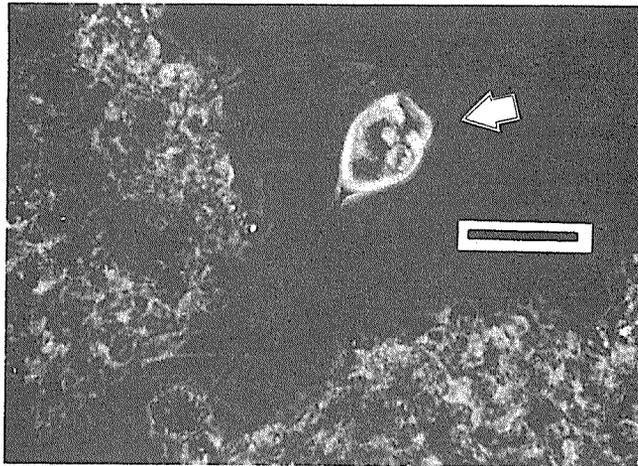
由照片10，大量分散狀細菌的存在，顯示系統正處於高負荷的狀態，但由死亡之有殼下毛目纖毛蟲 *Chaetopira* 顯示出系統曾為低負荷操作，故可推測系統是處在高有機物進入曝氣槽下之衝擊負荷狀態，此項操作調整對策，可採下列三項作法：A. 檢討製程，進行製程減廢及良好的製程管理（包括防止管線洩漏、製程相關藥劑用量再精確化等程序）措施，使負荷降低；B. 增加前處理單元的效率，包括增加攔污、沉砂、化學混凝的效果，及調勻槽、曝氣槽的曝氣量，並評估調勻槽大小是否足夠？是否在高水位操作？調勻功能是否能充分發揮之問題。C. 當前二者(A.與B.)均無法有效實施時，或改善階段的初期，宜在生物處理後，增加化學混凝的去除效果，以符合放流水標準。

由照片11，可看到正攝食細菌之有殼下毛目纖毛蟲 *Chaetopira* 及污泥膠羽，除此之外，未發現有分散狀細菌之存在，顯示系統是處於低負荷操作狀態。一般此種現象可作下列之操作調整：A. 降低 MLSS 量(但不宜低過 1,500mg/L)，提高負荷，B. 進行間歇曝氣或提高容積負荷（將曝氣槽調為 1/2~1/3）的操作；C. 逐次降低前處理有機物之去除效果，以提高活性污泥處理負荷。



200× 標尺長度 = 50 μ m

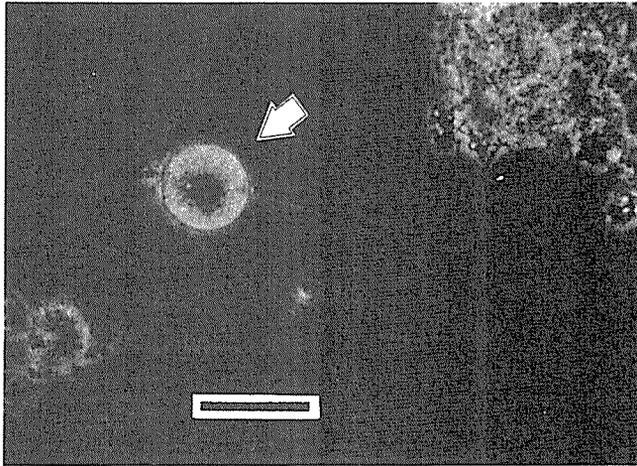
照片11 活性污泥低負荷之微生物相，箭頭1所指者為正攝食細菌中之有殼下毛目纖毛蟲 *Chaetopira*，箭頭2所指者為污泥膠羽，將 *Chaetopira* 包覆住。



200× 標尺長度 = 50 μ m

照片12 有機物去除良好之微生物相，箭頭所指者為鐘形蟲，其圍口部纖毛運動驟烈，且柄中之線筋體連續，偶而有捲屈環繞收縮再彈出之運動出現

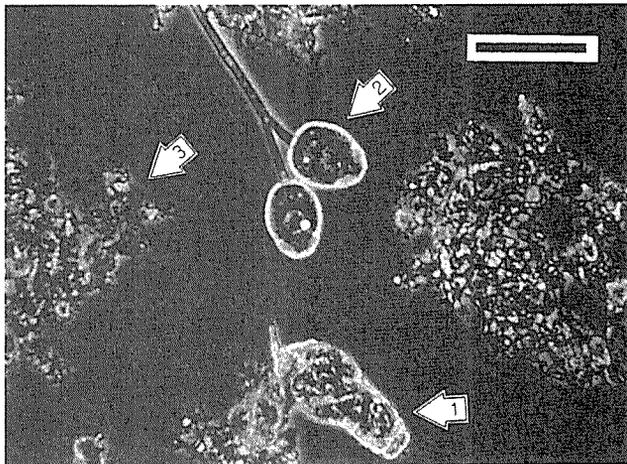
由照片12，所出現之優勢微生物—鐘形蟲，其活動性甚強，且分散狀細菌很少的情況下，此系統之有機物去除效果將相當良好，生物處理功能已明顯發揮功能。此種現象只要繼續維持此項操作條件即可。



200× 標尺長度 = 50 μm

照片13 系統遭受危害物質衝擊之微生物相，箭頭所指為閉鎖死亡、柄線筋體斷裂之鐘形蟲

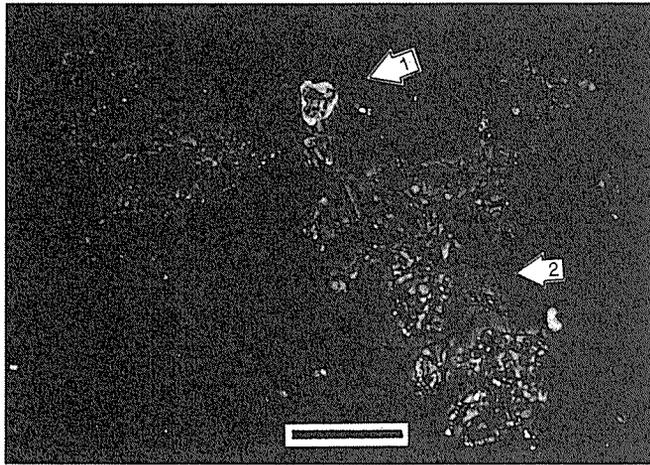
由照片13閉鎖死亡、柄線筋體斷裂之鐘形蟲，可與照片12正常之鐘形蟲作一對比；照片13之微生物相顯示系統遭受危害物質衝擊之綜合反應，這些物質可能包括pH值突然巨幅升降(如前處理之pH加藥機故障)、重金屬物質或有毒物質的排入等。此種現象必需立即清查找出原因，加強製程減廢及廢液分流前處理；生物處理系統則宜重新植種馴養。



100× 標尺長度 = 100 μm

照片14 操作正常下之微生物相，箭頭1為輪蟲，箭頭2為葡萄狀鐘形蟲，箭頭3為緊密結構之膠羽

由照片14，可看到輪蟲、鐘形蟲均存在，分散狀細菌非常少，顯示系統之有機物去除效果非常理想；而且膠羽也相當緊密，其沉降性必將良好，為一正常之活性污泥處理系統，操作上只要繼續維持即可。

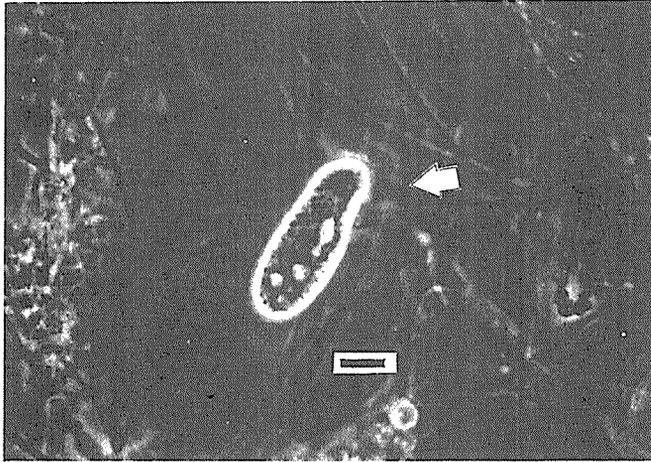


100× 標尺長度 = 100 μ m

照片15 活性污泥有機物去除良好但有輕微污泥膨化之微生物相，箭頭1所指者為吸管蟲，箭頭2為絲狀微生物纏繞之鬆散膠羽（結聚型膠羽）

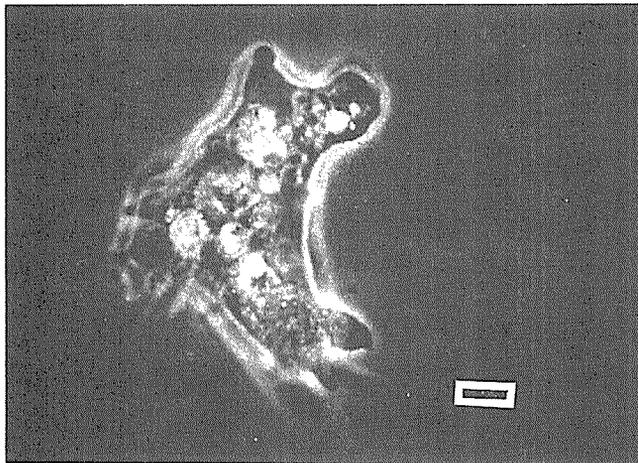
由照片15，可看到指標微生物吸管蟲的存在，顯示系統之有機物去除效果相當良好，但其膠羽結構鬆散脆弱，絲狀微生物含量不少等輕微污泥膨化現象；此種狀況容易造成污泥氾濫過高(SV₃₀可達900ml/L以上)，導致膠羽溢流而出，影響沉澱槽的操作及放流水質。建議可進一步作絲狀微生物染色與生化鑑定，即可找出造成污泥膨化的原因；有關絲狀微生物之鑑定與處理場操作條件之關係，請詳閱前一篇李季眉教授所撰寫的「廢水生物處理生物指標」，在此不擬贅述。

由照片16，可看出膜帶蟲的存在，顯示系統有曝氣不均、曝氣管線可能有破損、或是曝氣槽有曝氣死角、沉積物累積的狀況，宜配合原設計加以深入瞭解，擬定改善之具體方案，並藉由微生物相的觀察，來評估執行方案的成效。



400× 標尺長度 = 10 μm

照片16 活性污泥絲狀微生物大量生長中之小型纖毛蟲膜帶蟲 *Cyclidium* (箭頭所指者)



400× 標尺長度 = 10 μm

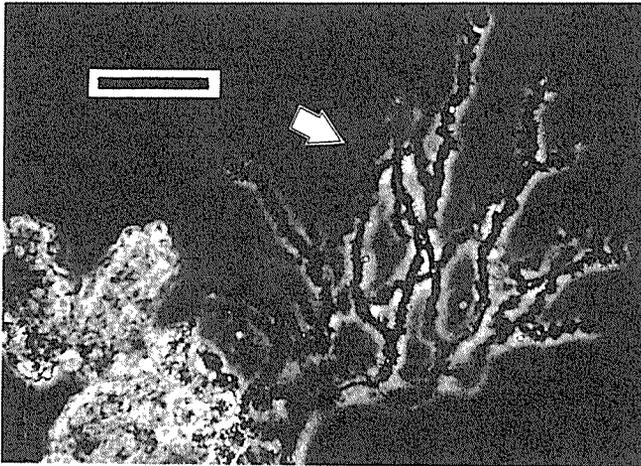
照片17 生物處理系統中所出現之變形蟲 (Amoeba)

當曝氣槽中出現多量的變形蟲 (Amoeba) (如照片17)，而分散狀細菌量並不多的情況時，有下列兩種可能原因：A. 活性污泥系統處於低負荷內呼吸期階

段，污泥膠羽已明顯開始解體，B.多量之腐敗性廢水進入生物處理系統（有可能是生物池前之初沉池污泥厭氧分解大量上浮所致），此種狀況之膠羽組成脆弱，解體後之細小膠羽很多，污泥沉降後之上澄液很混濁，若曝氣量未加以有效控制，將使膠羽被打散成小膠羽而影響放流水質之穩定性。此項操作調整對策如下：A.減少腐敗性廢水進入生物處理系統，加強前處理單元，以防止厭氧情況的產生。B.逐次提高有機負荷量，或提高容積負荷（可將曝氣槽容積調為1/2~1/3)或減低曝氣量進行間歇操作。

3.3 生物膜系統之評估

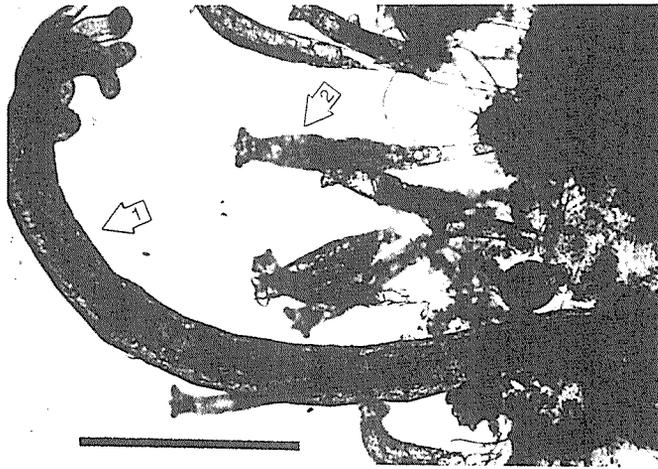
一般生物膜之微生物相觀察，由於採樣上的限制，除旋轉圓盤法及接觸曝氣法較能採到綜合性而具代表之水樣外，其餘均要作多次不同系統結構地點之微生物相觀察，常造成操作者的困擾，在操作調整上，微生物相的觀察更需與相關之pH、DO測值及COD、BOD的去除率相互印證，長期經驗累積才能獲得快速而準確的操作調整對策。有關之生物膜法處理負荷狀況與微生物相關聯狀況，可參閱表8進行操作調整。



100× 標尺長度：100 μm

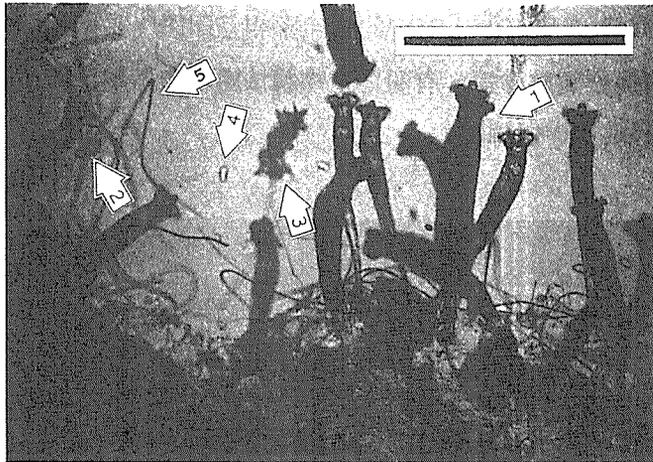
照片18 偏低負荷接觸曝氣槽所出現之樹枝狀膠團桿菌

照片18之樹枝狀膠團桿菌一般也會出現在低負荷的活性污泥微生物相中。



40× 標尺長度：500 μm

照片19 負荷適當之生物膜微生物相，箭頭1所指為寡毛類Dero蟲，箭頭2為輪蟲

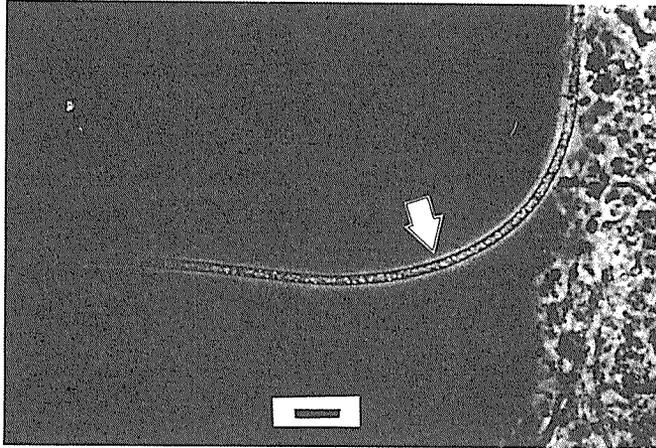


40× 標尺長度 = 500 μm

照片20 適當負荷但開始有惡臭發生之生物膜微生物相，箭頭1所指者為輪蟲，箭頭2為鐘形蟲，箭頭3為變形蟲(如照片17)，箭頭4為膜帶蟲(如照片16)，箭頭5為白硫絲菌(*Beggiatoa*)具有滑動之運動性(如照片21)

由照片20，可看到輪蟲非常的多，且有鐘形蟲存在顯示系統之有機物去除已相當良好；不過，也發現有少量的變形蟲、膜帶蟲及多量的白硫絲菌存在，顯示生物膜已開始老化解體，部份區域有阻塞現象，廢水成分中也有相當含量的硫化物。此種現象，可進行下列之改善作法：A.可進行反沖洗操作，使生物膜恢復到更新快速的狀況。B.檢視系統是否有阻塞現象，並加以排除。C.進行

廢水特性清查，找出硫化物含量高之廢水來源，加以分流預處理。D.加強調勻槽及系統的曝氣量。

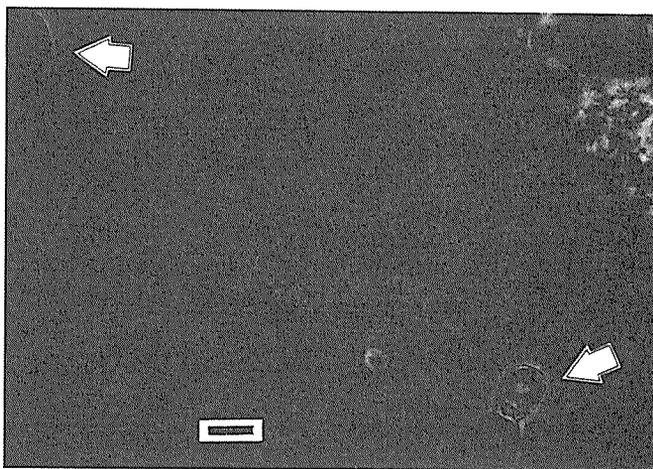


400× 標尺長度 = 10 μm

照片21 具滑動之運動性，體內有硫顆粒蓄積之白硫絲菌，一般出現在廢水有硫化物存在，為產生惡臭之指標性微生物

3.4 其他特殊之微生物相

經服務團輔導一些製革廠、染整廠、石化廠 (ABS廠、PTA廠) 發現曝氣槽中有相當特異之微生物相 (如照片22箭頭所示之微生物)



400× 標尺長度 = 10 μm

照片22 一般在含難分解物質廢水曝氣槽中常見之微生物 (箭頭所指者)

四、結論與建議

- 1.以微生物相觀察，配合現場pH、DO及30分鐘沉降試驗(SV₃₀)等檢測資料，將能快速而準確地評斷出現場之廢水處理功能狀況，並可據以提出較適切之操作調整對策。
- 2.目前國內廢水處理功能生物診斷技術已與美日各國水準相當，唯國內人力尚嫌不足，宜多舉辦研習會，並將相關資料（手冊與圖鑑）及絲狀微生物鑑定技術編入研習教材及大專課程中，提供各界參考，以整體提升廢水污染防治成效。
- 3.建議未來可進行廢水生物處理功能診斷電腦線上網路系統之建構，以藉由數據資料及微生物相之即時影像傳輸，與工廠連線進行工廠處理功能之診斷，協助各行業工廠克服操作異常狀況，提升廢水處理成效。

參考文獻

- 1.歐陽嶠暉，活性污泥法新技術，經濟部工業局工業污染防治技術服務團，pp.25, 83年4月。
- 2.國立中興大學環工系編著，環境微生物實驗，國立中興大學教材，教務處出版組印，pp.6~14，78年2月。
- 3.須藤隆一，生物相からみた處理機能の診斷，第3版，產業用水調查會，1985。
- 4.日本下水道協會，エアレーエヨントクの微生物檢鏡培養手引，pp.63~74，1990。
- 5.Patterson, D. J., and S. Hedley, Free-Living Freshwater Protozoa-A Color Guide, University of Bristol, Wolfe Pub., 1992.
- 6.林正祥，出席WEF第68屆年會暨參加其廢水操作人員微生物學講習感言，工業污染防治報導，94期，pp.8~11，85年1月。

廢水活性污泥法污泥膨化原因及對策

張維欽* 歐陽嶠暉**

摘要

污泥絲狀膨化為活性污泥系統運轉時最為操作員困擾之現象。本文首先介紹污泥膨化之原因與現象，及說明絲狀微生物於活性污泥系統中扮演之角色。此外，並列舉解釋影響污泥膨化之因素：廢水組成、反應槽基質濃度、溶氧、營養鹽、污泥停留時間、pH及培養狀態等。基於此影響因素本文最後討論膨化現象可採用之控制策略。

【關鍵字】

1. 活性污泥 (activated sludge)
2. 絲狀微生物 (filamentous microorganism)
3. 選種槽 (selector)
4. 膨化控制 (bulking control)

*國立中央大學環境工程研究所博士生

**國立中央大學工學院院長

一、前 言

以活性污泥法處理污水目前仍是二級生物處理法之主流，台灣地區中大型都市及事業廢水亦大多採用活性污泥法處理污水。生物處理活性污泥法以碳質量平衡觀點而言，除少部份未反應之殘留基質隨放流水排出外，約一半以上之碳能量均轉換為生物細胞，亦即活性污泥處理法概略而言可視為將不易經簡易方法而與水分離之溶解性基質轉換為懸浮固體（可由重力而固液分離）之過程。因此，固液分離之良窳直接關乎整個活性污泥系統之成敗，一般而言，放流水20mg/L之SS約有10~15mg/L BOD及1.5~2mg/L之有機氮，倘為除磷系統則約有2mg/L之總磷。活性污泥系統固液分離之重要性由此可見。

活性污泥系統造成固液分離問題之原因與現象眾多亦且甚易混淆，而現象解釋之不當亦極易造成改善方法之錯誤。表1所示為典型各類活性污泥系統固液分離之問題。其中分散性生長，細微膠羽及黏滯性膨化問題主要由於膠羽菌胞外多醣聚合物之過度或不足所致之固液分離問題。污泥上浮之原因通常不直接關乎膠羽形成之好壞，而指脫硝作用產生氮氣導致污泥群密度降低之上浮現象。絲狀膨化與泡沫問題則為活性污泥系統內絲狀菌過量生長之現象。而污泥膨化與泡沫現象卻是最易造成大量固體溢流甚或整個系統失敗之最常見原因。本文以下之敘述主要針對絲狀膨化之原因與對策加以介紹。

二、活性污泥膨化原因與現象

膨化現象除另有由於Zoogloea過量生長產生之黏滯性膨化外，一般均指來自於絲狀菌過量生長產生之現象，亦即為通稱之絲狀膨化現象 (filamentous bulking)。該現象發生時由於絲狀菌之菌絲於膠羽間之架橋現象使得膠羽之凝結或壓密產生困難（其架橋現象簡化如圖1）。此外，部份研究者則以膠羽外總絲長度 (total extended filament length, TEFL) 來進行絲狀菌之計量，而TEFL與SVI亦展現相當好的關係（如圖2），當絲狀菌於活性污泥中之含量高於TEFL=10⁷ μm/mL時，SVI值將急遽增加。因此污泥膨化會導致較差的污泥沉降性及壓密性，致使活性污泥在沉澱池進行固液分離時，污泥氈高度過高，當污泥高度高過沉澱池溢流堰高度時污泥會隨放流水外溢，造成活性污泥系統失

敗。然而倘污泥膨化現象輕微且污泥氈高度較之水面高度仍甚低，則由於絲狀菌所形成之網狀架構有絆除微小膠羽之功能，上澄液通常極為清澈。亦即，活性污泥膨化現象所致之困擾在未達嚴重膨化污泥隨上澄液外流前，其問題主要並非在澄清 (clarification) 上，而在於污泥濃縮 (thickening) 及壓密 (compaction) 所致之如下問題：

表1 活性污泥固液分離問題⁽¹⁾

問題名稱	原因	現象
分散性生長 (Dispersed growth)	微生物大多分散生長或僅形成甚為微細之膠羽	放流水混濁 膠羽形成不佳 無污泥層沉降現象
細微膠羽 (Pin floc)	密度高之小膠羽快速沉降，輕膠羽成懸浮狀態	SVI低 放流水混濁 少量絲狀菌
黏滯性膨化 (Viscous bulking)	微生物胞外聚合物過量生長	SVI高 迴流污泥濃度低 污泥氈高
污泥上浮 (Rising sludge)	脫硝作用產生氮氣	污泥層狀上浮
絲狀膨化 (Filamentous bulking)	絲狀菌過量生長干擾污泥沉降濃縮	SVI高 上澄液澄清 迴流污泥濃度低 污泥氈高
泡沫現象 (Foaming)	<i>Nocardia</i> sp. 或 <i>Microthrix parvicella</i> 過量存在於系統內	污泥大量上浮並聚集於曝氣槽或終沉池之表面



圖1 菌絲架橋作用示意圖⁽²⁾

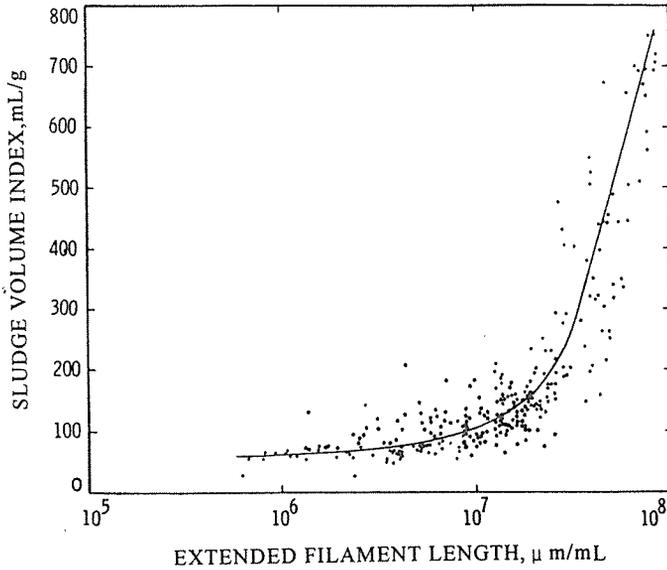


圖2 膠羽外總絲長(TEFL)對SVI之影響⁽³⁾

- 1.低迴流污泥及低廢棄污泥濃度
- 2.曝氣槽污泥濃度維持不易
- 3.污泥處理脫水性差
- 4.污泥處理設施水力負荷高

三、活性污泥中絲狀菌之角色

如前節所述活性污泥膨化之原因乃由於系統內絲狀菌過量生長所致。而了解活性污泥中絲狀菌所扮演之角色則需先明瞭絲狀菌以絲狀生長型態存在之優點。活性污泥系統中微生物(主要為細菌)生長型態概略而言分為二類：(1)分散性生長型態(2)聚集性生長型態(即膠羽)。分散性生長之微生物因其直接與基質接觸之表面積大，因此以此型態生長較易獲取基質。反之由個別微生物形

成之膠羽如圖3所示因其具有基質擴散上之阻力，因此於基質攝取上較分散性生長不利，但因其顆粒較大，故較易留置於系統內而不若分散性生長之微生物易於流出系統 (wash-out)。

活性污泥系統內微生物以絲狀生長型態存在恰為上述二種生長型式之理想組合，絲狀菌較之膠羽菌形成之膠羽具有高比表面積易於在低基質濃度下獲取基質，且較之分散性生長之膠羽菌易於聚集而留置於系統內等雙重優點，因此絲狀菌本身自然成為活性污泥系統難以避免之一部份。

部份研究者進一步提出所謂絲狀菌骨架理論來說明維持膠羽生成菌與絲狀菌適當比例之重要性。圖4顯示絲狀菌對於活性污泥膠羽結構上之效應。當絲狀菌於活性污泥系統中之比例適當時，絲狀菌提供膠羽生成菌作為附著凝聚之架構，因此可產生大而且強壯之膠羽。而當絲狀菌不存在時，由於膠羽結構脆弱，易為曝氣系統之高度亂流所破壞，因此所形成之膠羽較為微細。反之當絲狀菌過量生長時則形成通稱之絲狀膨化現象。

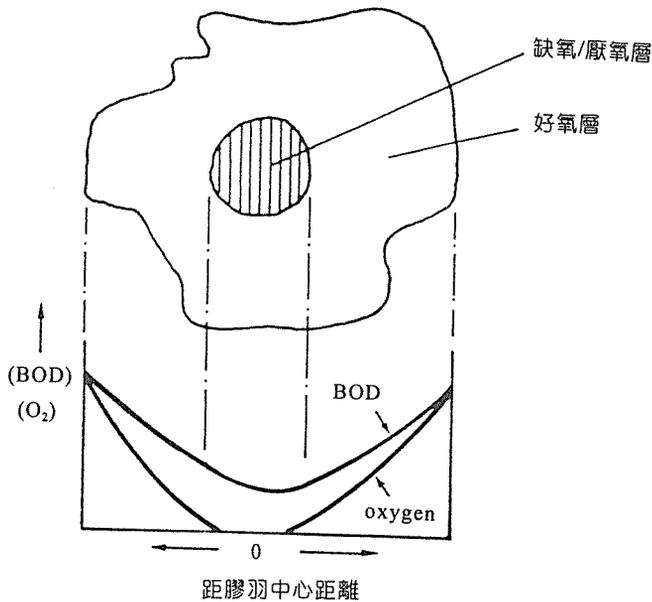


圖3 膠羽內基質濃度梯度示意圖⁽⁴⁾

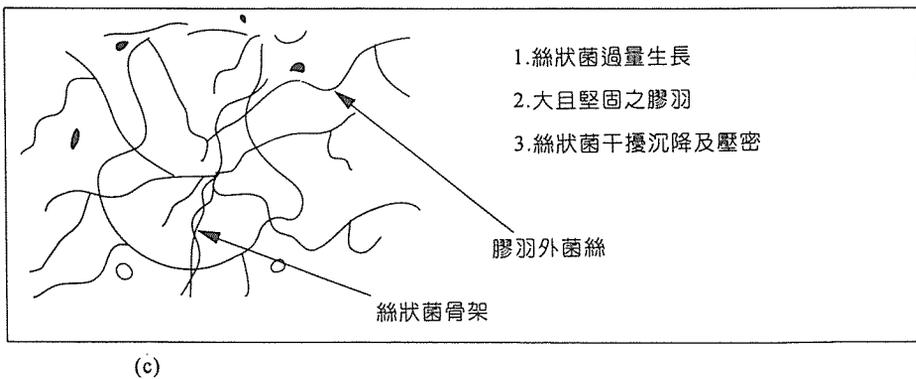
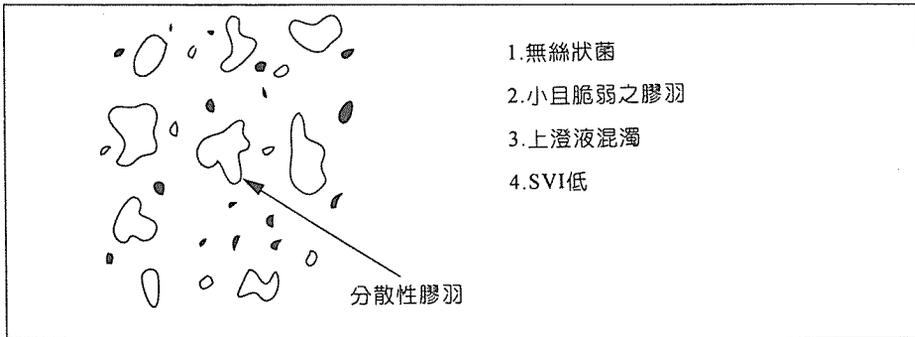
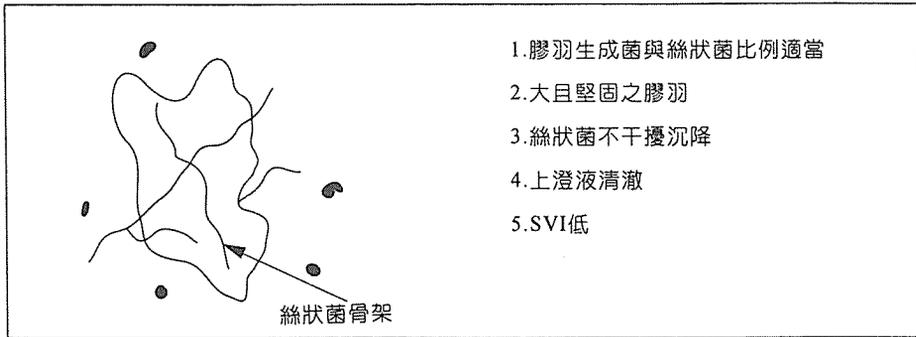


圖4 絲狀菌對活性污泥膠羽結構上之影響⁽⁵⁾

一般活性污泥法之沈降、壓密性指標係以SVI (Sludge Volume Index) 表示。其量度方式係將活性污泥置於一升之量筒內，經沈降30分鐘後的體積(%)，除以活性污泥濃度 (MLSS) 之值，而以mL/g單位表示，亦即為沈降30分鐘的活性污泥1g所佔之容積的表示，亦稱為污泥容積指數。污泥容積指數其值愈大，顯示沈降壓密性愈差。一般活性污泥其SVI在50-200為正常；若SVI在300-500為中性膨化；500以上可視為嚴重膨化。

雖然以SVI值作為沈降壓密指標甚為普遍且亦廣被接受，然而其值之意義與應用上之限制似更值得注意。前述以SVI值判斷是否為膨化之說明(如：50-200為正常)應視各廢水廠實際上是否造成操作困擾而各別認定，非為一致性之指標，且SVI僅為30分鐘時之單點指標，對於沈降特性之說明事實上甚為有限，圖5所示為相同SVI值時具有截然不同污泥沈降特性之一例。此外污泥濃度影響SVI值甚鉅，如活性污泥濃度3500mg/L在高度膨化完全不沈降時最大之SVI值亦僅為285，而達相同SVI值在污泥濃度為2000mg/L時卻需污泥沈降至體積為570mL。因此在高污泥濃度及高污泥沈降體積之情形下以SVI值作為判別沈降壓密之指標極具誤導之可能，應用上仍應有相當之注意，圖6顯示具相同沈降性 (SSVI=80-85mg/L) 之污泥在不同初始污泥濃度下以SVI及SSVI法進行實驗時之污泥沈降體積。如圖所示，在初始污泥濃度4000mg/L以上而以SVI法進行實驗時，因其污泥幾乎不沈降，所以SVI值可靠性相當低。

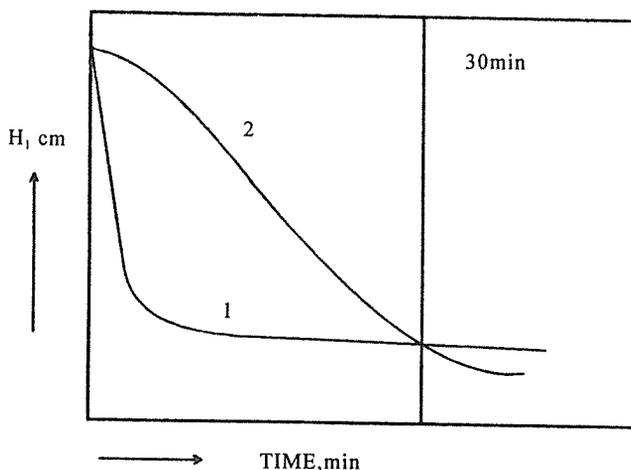


圖5 具相同SVI不同沈降特性之污泥沈降曲線⁽²⁾

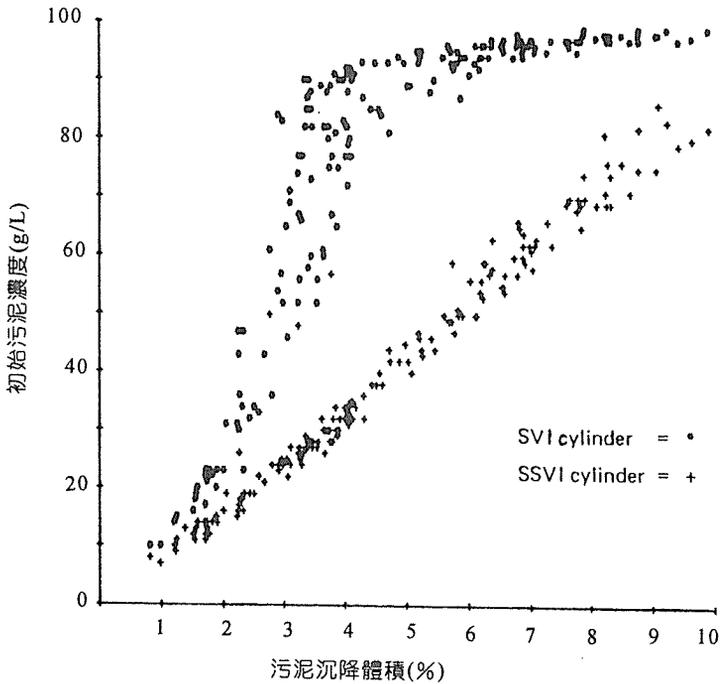


圖6 相同沉降特性之污泥(SSVI=80~85mL/g)以SVI及SSVI實驗時之差異⁽⁶⁾

四、影響活性污泥膨化之因素

如前述絲狀菌所形成之絲狀生長型式因其具有較高之比表面積，在低基質濃度情形下易獲得基質而有較高增殖速率，因此低有機物濃度、低溶氧濃度及營養鹽不足等情形下絲狀菌均易於活性污泥系統內取得優勢。此外，SRT及系統培養狀態(如：厭氧、好氧、缺氧等)具有系統內菌相選別之功能，因此亦為影響膨化之重要因素。在不同膨化原因下，典型絲狀菌之型式如表2。

活性污泥影響膨化之因素分述如下：

4.1 廢水組成

大部份之絲狀菌多傾向於利用低分子量之簡單有機物(如：單醣、醇類、揮發性脂肪酸及氨基酸等)，而典型都市污水中，此類有機物約僅佔總有機物10-20%左右，因此就此類易分解基質而言，絲狀菌易於在此有限之基質條件下

取得優勢。另硫化物對於部份以硫為代謝之絲狀菌 (如：Type 021N, *Thiothrix*或*Beggiatoa*) 亦有相當之促進作用。

至於粒狀及懸浮物質等慢分解之有機物影響膨化之情形則需視此類有機物水解後之產物 (已為易分解基質) 究為絲狀菌或膠羽生成菌所利用而定。對此不同研究者基於不同之假說並未有一致性之結論。然而不論何種假說，含懸浮性有機物之廢水亦均無可避免絲狀菌之存在。

表2 不同膨化原因下典型絲狀菌型式⁽⁵⁾

膨化原因	典型絲狀菌型式
低DO	Type 1701, <i>S. natans</i> , <i>H. hydrossis</i>
低F : M	<i>M. parvicella</i> , <i>H. hydrossis</i> , <i>Nocardia</i> sp. types 021N, 0041, 0675, 0092, 0581, 0961, 0803
腐敗廢水/硫化物	<i>Thiothrix</i> sp., <i>Beggiatoa</i> and type 021N
營養鹽不足	<i>Thiothrix</i> sp., <i>S. natans</i> type 021N, and possibly <i>H. hydrossis</i> and types 0041 and 0675.
低pH	Fungi

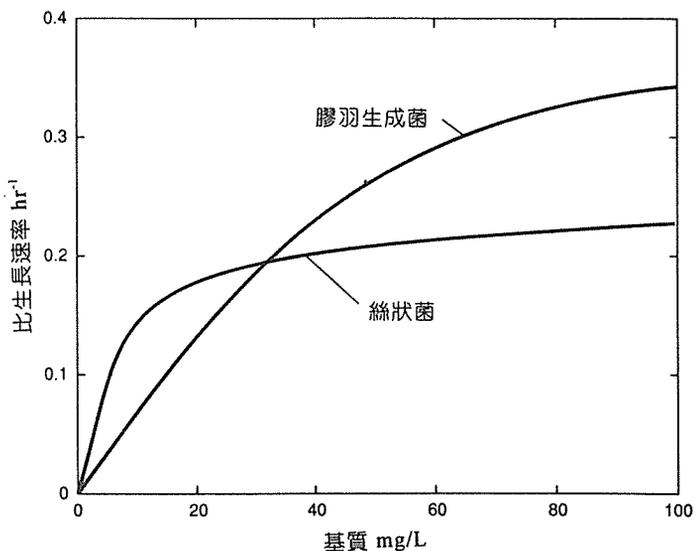


圖7 膠羽生成菌與絲狀菌比生長速率之比較圖⁽⁷⁾

4.2 反應槽基質濃度

反應槽基質濃度之高低為影響膨化之最主要因子。圖7所示為活性污泥膠羽生成菌與絲狀菌在不同基質濃度下比生長速率之比較。由圖可知在較低的基質濃度環境下，由於絲狀菌對基質具有較高之親和力（即低 K_s 值），因此具有較大之比生長速率。活性污泥系統傳統上均有低放流水濃度之要求（放流水基質濃度約等於曝氣槽濃度），因此曝氣槽自然成為絲狀菌生長極佳之環境。

4.3 溶氧及營養鹽

與有機物之效應相當類似，絲狀菌對於溶氧及營養鹽亦展現較膠羽生成菌為高之親和性。因此在溶氧過低或營養鹽不足之情形下均有發生污泥膨化現象之可能。

而實際上是否發生低溶氧膨化 (low DO bulking) 之決定性因素並非在混合液之溶氧濃度而在於不同負荷狀態下之攝氧率。因此在不同F/M比下避免低溶氧膨化所需之混合液溶氧濃度即有所不同，其對應值請參閱表。

至於營養鹽是否充足而不致膨化，Richard建議當維持放流水殘留總無機氮濃度大於1mg/L且總溶解性正磷酸鹽濃度大於0.2mg/L時，營養鹽不足所致之膨化則較不易發生。

4.4 污泥停留時間 (SRT)

活性污泥系統平衡狀態下污泥停留時間 (SRT, X) 與比生長速率 (μ) 之關係如下：

$$\frac{1}{Qx} = \mu - kd$$

亦即 X 值之大小對應著相當之比生長速率。當系統排泥量（由 X 所控制）大於某菌種之生長速度時，該菌即由系統排出，因此污泥停留時間對於活性污泥系統內菌相之選別具有相當重要之影響。

然而如圖8所示，各種不同絲狀菌之適宜 X 值遍及2.2至20之間，因此欲僅從控制 X 而於傳統活性污泥系統上達到絲狀膨化抑制之目的實際上相當不易。

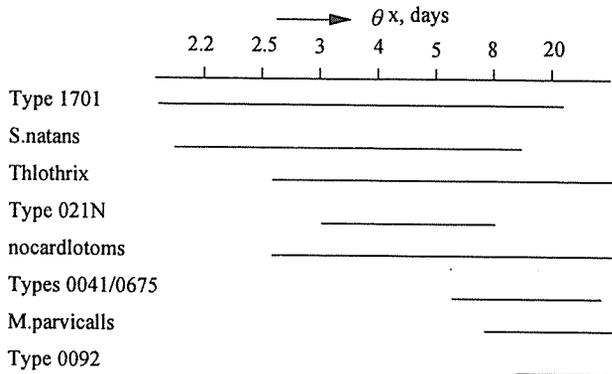


圖8 絲狀菌與SRT之關係⁽²⁾

4.5 培養狀態 (cultivation condition)

在營養鹽去除系統，磷蓄積菌及脫硝菌一般都為膠羽生成菌，而絲狀菌大多不具備於厭氧段蓄積基質及於缺氧段以硝酸根作為電子接受者之能力。因此利用膠羽生成菌與絲狀菌此種差異，配合厭/好氧或缺/好氧培養狀態之適宜設計，即可促進膠羽生成菌之生長而同時抑制絲狀菌。

4.6 pH值

當pH值低時易引致真菌繁殖而產生如絲狀菌般之膨化現象。因此在進流水易有低pH值廢水流入時，應考慮增設中和設備。

五、膨化控制之對策

活性污泥系統控制污泥膨化之基本原則乃在 1.促進膠羽生長菌之生長及 2.抑制絲狀菌之生長。膠羽生成菌與絲狀菌生理特性比較示如表3，膨化控制之主要策略即在利用上述表列特性，創造一足以支持膠羽生成菌並抑制絲狀菌之環境。

前節所述影響污泥膨化因素中，溶氧、營養鹽及pH可由曝氣系統，氮磷及pH加藥系統個別進行控制。以下所述之選擇機制實際上則均基於影響因素中最重要之二因子：反應槽基質濃度及培養狀態。

表3 膠羽生成菌與絲狀菌生理特性差異比較⁽⁸⁾

特 性	膠羽生成菌	絲 狀 菌
最大基質利用率	高	低
最大比生長速率	高	低
體內呼吸率	高	低
低基質濃度時比生長速率之降低情形	大	普通
對飢餓之忍受程度	低	高
低溶氧時比生長速率之降低情形	大	普通
有機物過量時蓄積有機物之能力	高	低
以硝酸根為電子接受者之能力	有	無
高量攝磷之能力	有	無

由絲狀菌過量生長所產生之膨化現象，其控制機制可分為兩類：1.動力選擇2.代謝選擇。動力選擇機制使用之原理亦如圖7所示，乃利用膠羽生成菌於高反應基質濃度下較高之比生長速率，於活性污泥系統中製造足以產生高反應基質濃度之機會（如：以柱塞流代替完全混合流，增設選種槽或以分批式操作等），達到促進膠羽生成菌增殖之機會。

而代謝選擇機制則在利用膠羽生成菌與絲狀菌於不同培養狀態下代謝差異，所進行之一種菌種選別作用。此二選擇機制之最終目的已如前述不外乎在創造一足以促進膠羽生成菌之生長並同時抑制絲狀菌生長之環境。一般於活性污泥系統稱具有此功能之反應槽為選種槽 (selector)。而選種槽又可分為1.好氧選種槽2.缺氧選種槽3.厭氧選種槽三種。

5.1 好氧選種槽

好氧選種槽之設計主要以動力選擇為膨化抑制之選擇機制。動力選擇乃以成熟性活性污泥膠羽生成菌與絲狀菌在單一基質不同濃度下，比生長速率之不同作為比較基準。好氧性選種槽其設計原理即為在活性污泥系統之前端，設一選種槽，在選種槽內因為進流廢水剛進流，且槽體停留時間短，故其有機基質濃度高，在保持高濃度基質條件下，成熟活性污泥膠羽菌生長速率較絲狀菌為快，因此膠羽生成菌易於活性污泥系統中取得優勢。簡化好氧選種槽活性污泥系統如圖9。

在前置之好氧選種槽由於其溶液之高基質濃度，依照飽和動力模式，基質利用率亦較高，以平衡生長 (balanced growth) 概念而言，高基質利用率必然對應著高攝氧率。由於攝氧率與基質利用率並未有如平衡生長般相當量之對應，Graw⁽⁹⁾提出非平衡生長之蓄積—再生模式 (accumulation-regeneration) 以解釋此現象並作為絲狀菌及膠羽生成菌競爭時動力選擇之補充說明，其使用模式如圖10。Graw說明膠羽生成菌較絲狀菌具有較高之基質蓄積能力，由於該項蓄積並未進入代謝作用，因此，未有相對之高攝氧情形出現 (以上為蓄積現象，發生於選種槽)，但當接著進入低基質濃度之環境時，膠羽生成菌體內蓄積之內部碳源則提供此階段代謝所需能量 (以上為再生現象，發生於曝氣槽)，基於此現象，使得膠羽生成菌於活性污泥系統內獲得較佳之競爭優勢。因此非平衡生長狀態蓄積再生模式對動力選擇之補充解釋可對好氧選種槽之功能作較完整之說明⁽¹⁰⁾。

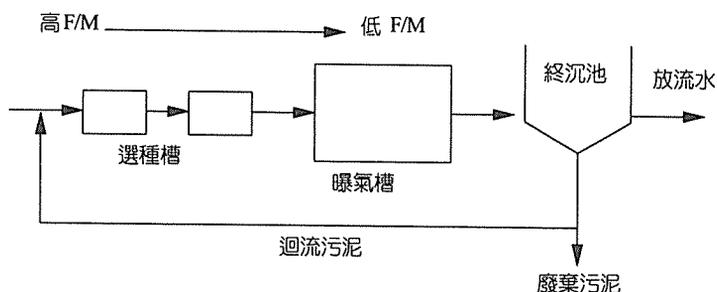


圖9 簡化好氧選種槽活性污泥系統圖

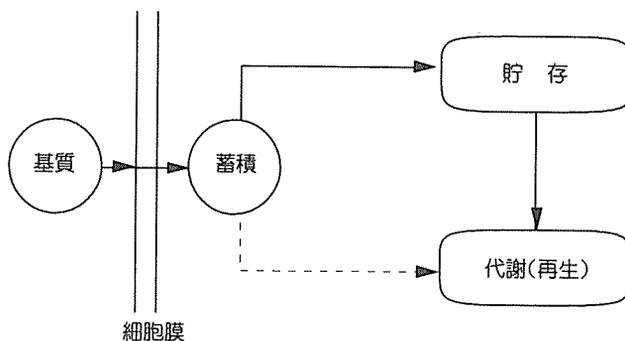


圖10 非平衡生長狀態下基質代謝模式⁽²⁾

此外，由於膠羽生成菌形成之膠羽本身具有溶氧傳輸阻力上之限制，在選種槽之高基質濃度狀態下，膠羽本身常呈現如圖11所示厭/缺/好氧之分層現象，而當膠羽進入低基質濃度之曝氣槽由於攝氧率較低，好氧層亦隨之較大。因此膠羽內部部份區域常於選種槽及曝氣槽交替影響下呈現厭/好氧或缺/好氧之培養狀態，因此好氧選種槽實際上亦伴隨著代謝選擇功能之存在。

為滿足選種槽內較高之有機基質濃度，選種槽之水力停留時間（以進流廢水與迴流污泥之總流量為計算基準）應予較短，一般建議值為10-20分鐘。而選種槽之F/M負荷如表4。

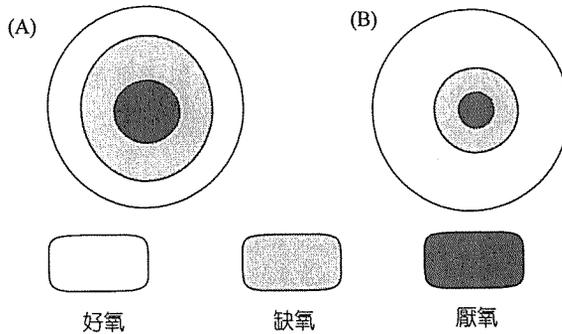


圖11 活性污泥膠羽分層示意圖⁽²⁾

(A)高負荷狀態 (B)低負荷狀態

表4 好氧選種槽活性污泥負荷⁽¹¹⁾

來源	Bx, kg/kg,d; based on	
	BOD ₅	COD
Albertson(1991)	3.0	
ATV Report 2.6.1(1989)	3.0	20*
Chudoba and Wanner(1989)	>3.0	
Daigger and Nicholson(1990)	3.2~4.9	
Eikelboom(1991)	2.0~5.0	
Lee et al.(1982)		>20*
Linne et al.(1989)	5.0~6.0	
van Niekerk et al.(1987)		20~30*

除於曝氣槽前增設選種槽外，以柱塞流方式設計曝氣槽或以批式法處理污水，亦可產生如選種槽般之高基質濃度環境，而提供動力選擇機制。

5.2 厭氧及缺氧選種槽

缺氧及厭氧選種槽系統如圖 12，此二者主要均以代謝選擇為膨化抑制之選擇機制。厭氧選種之功能在於使微生物於厭氧、好氧交互馴養之環境下，促使磷蓄積菌（亦為膠羽生成菌）之成長優勢，達到菌種選別之功能。而缺氧選種槽則在於以硝酸根代替氧為電子接受者之情況下促進脫硝菌之生長，故較之厭氧選種槽系統增加一迴流液以提供硝酸根離子。由於絲狀菌大多不具如磷蓄積菌得於厭好氧情形下進行磷代謝，且不若脫硝菌得以硝酸根為電子接受者，因此具厭氧或缺氧選種槽之系統絲狀菌將受到抑制之作用。

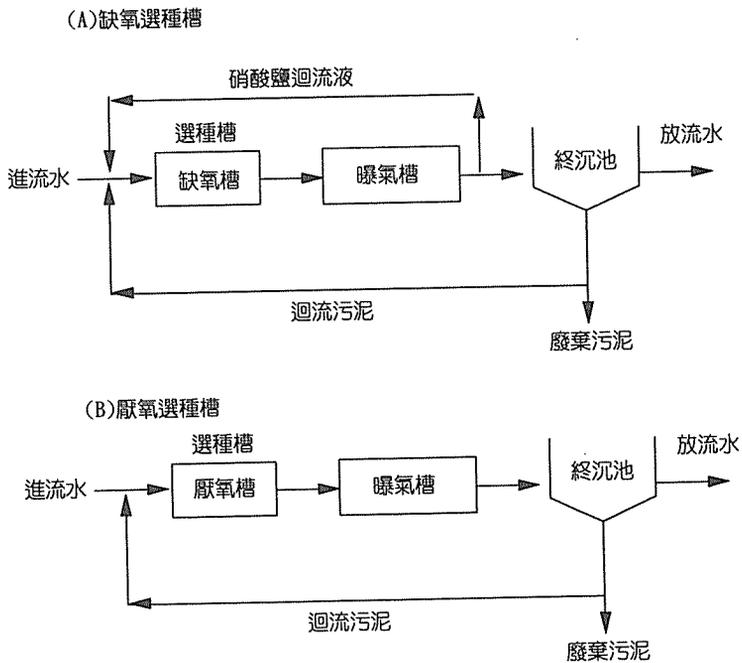


圖 12 簡化缺氧、厭氧選種槽活性污泥系統圖

(A) 缺氧選種槽系統 (B) 厭氧選種槽系統

為促進厭氧段或缺氧段之代謝選擇功能，厭氧或缺氧選種槽之水力停留時間通常較好氧選種槽為大。Chang⁽¹²⁾等提出比殘留基質利用率 (specific residual substrate utilization rate, q_{re}) 之觀念，並建議厭氧段之設計應使曝氣槽之 q_{re} 值最小為原則，亦即應儘可能降低厭氧選種槽流至曝氣槽之殘留基質濃度。Ouyang⁽¹³⁾等進一步併合 q_{re} 觀念與除磷要求提出生物除磷系統同時抑制膨化之設計程序。

5.3 曝氣槽

具好氧、缺氧或厭氧選種槽之活性污泥系統，其菌種選別壓力非僅來自於前置之選種槽，而是選種槽與曝氣槽之綜合效應。如前述由於曝氣槽之低基質濃度環境，絲狀菌易於此取得優勢。因此選種槽之設計需儘可能使從選種槽殘留至曝氣槽之基質降低，如此由於絲狀菌對飢餓之忍耐力較膠羽生成菌為差，因此在長期飢餓環境下，曝氣槽自然形成二度菌種選別壓力而改善膨化現象。

此外，膠羽生成菌較絲狀菌具較大之基質蓄積能力，因此曝氣槽之大小需足以提供膠羽生成菌完成再生 (regeneration) 之機會，以免影響膠羽生成菌於選種槽之蓄積基質之能力。

此外，另有以氧化劑 (臭氧、過氧化氫、氯) 等破壞菌絲改善膨化現象及加入凝聚劑改善終沈池固液分離效果等方法，唯該法均屬治標之方法，長期性操作仍應以增設選種槽改善菌相分佈等方式方為治本之道。

六、結 語

由於活性污泥系統曝氣槽之低基質濃度環境而導致絲狀菌過量生長之膨化現象，長久以來不斷困擾著污水廠之操作人員。厭氧、缺氧、好氧選種槽之引入充分地利用了膠羽生成菌及絲狀菌生理特性之差異，提供了膠羽生成菌更佳之生長環境，進而改善了整體活性污泥之沈降性。唯由於絲狀膨化抑制之高度複雜性，目前並未有一致之設計準則可供依循，因此，設計之初進行模廠試驗仍為系統性能之最佳保障。

參考文獻

1. Randall, C. W., Barnard, J. L. and Stensel, H. David, (ed.) Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal, 1992.
2. Wanner, J., Activated Sludge Bulking and Foaming Control, Technomic Publishing Co., Inc., 1994.
3. Palm, J. C., Jenkins, D., and Parker, D. S., Relationship Between Organic Loading, Dissolved Oxygen Concentration and Sludge Settleability in the Completely-mixed Activated Sludge Process, J. Wat. Poll. Con. Fed., vol. 52, pp. 2484-2506, 1980.
4. Horan, N. J., Biological Wastewater Treatment Systems: Theory and Operation, John Wiley & Sons, 1990.
5. WEF and ASCE, Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, Vol. 1, WEF Manual of Practice No. 8, Water Environmental Federation, 1992.
6. Rachwal, A., et. al., The Application of Settleability Tests for the Control of Activated Sludge Plants, in Bulking of Activated Sludge: Preventive and Remedial Methods, Chambers, B., eds., Chichester, England: Ellis Horwood Ltd., 1982.
7. Metcalf & Eddy, Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse, McGraw-Hill, Inc., 1991.
8. Bitton, G., Wastewater Microbiology, Wiley-Liss, Inc., 1994.
9. Graw., M., et.al., Theory and Practice of Accumulation-Regeneration Approach to the Control of Activated Sludge Filamentous Bulking, in Bulking of Activated Sludge: Preventive and Remedial Methods, Chambers, B., eds., Chichester, England: Ellis Horwood Ltd., 1982.
10. 張維欽，歐陽嶠暉，邱仁杰，活性污泥法非平衡生長狀態膨化抑制之動力選擇機制，國立中央大學環境工程學刊，第三期，民國85年9月。
11. Wanner, J., The Implementation of Bulking Control in the Design of Activated Sludge Systems, Wat. Sci. Tech., vol. 29, pp. 193-202, 1994.

12. Chang, W. C., Chiou, R. J. and Ouyang, C. F., The Effect of Residual Substrate Utilization on Sludge Settling in an Enhanced Biological Phosphorus Removal Process, *Wat. Sci. Tech.* vol. 34, pp. 425-430, 1996.
13. Ouyang, C.F., Chang, W. C. and R. J. Chiou, Filamentous Bulking Control in an Enhanced Biological Phosphorus Removal Process, *Stockholm Water Symposium*, 1996.

水污染防治

微生物固定化技術在廢水處理的應用

陳國誠*、吳建一**

摘 要

近年來，由於國內環境污染問題日趨嚴重，對於一些難分解性的工業廢水，如高分子化合物、農藥、芳香族化合物以及染料等製造業所產生的難分解性物質；或家庭污水及地下水中的氨氮、硝酸鹽之去除等等，利用傳統的生物處理法仍有不少的困難點且效率不彰。因此，利用生物技術開發新型廢水處理程序來有效解決環保問題之研究已成為一項熱門課題。固定化技術應用在今日水質淨化與再生程序上具有設備小型化、操作簡單及降低成本等優點。本文介紹近年來國內外將固定化微生物技術應用在廢水處理領域的研究結果及未來發展傾向，例如在含氯酚廢水、含重金屬廢水、含氮廢水之處理程序以及將 PVA 磷酸酯化固定化技術應用在併同去除都市污水的 COD 及氮化合物、共固定化脫硝、脫色等新型水質淨化系統之研究成果。另外，簡單介紹目前此一技術在日本的實廠應用情況，以提供國內研究者參考。

【關鍵字】

1. 廢水處理(wastewater treatment)
2. 固定化(immobilization)
3. 共固定化(co-immobilization)

*清華大學化工系及環境技術中心教授

**清華大學化工系博士班研究生

一、前 言

一般家庭污水及工業廢水之處理方式大致可分物理、化學及生物三種處理方法。基於處理費用及二次污染問題，使得物理及化學方法在應用上受到限制，因此過去幾年來生物處理法已被認為最具經濟效益的廢水處理方法。配合適當的物理、化學處理設施，生物處理法可以解決變化多端的工業廢水及都市污水問題。傳統生物處理法多以懸浮性的活性污泥法及其修飾改良法為主，但隨著工廠廢水中成份逐漸複雜，常含有部份生物難分解性物質，由於此類分解菌群生長極為緩慢，也易於流失，造成處理效果不彰。加上台灣地狹人稠，人口集中於都市，傳統生物處理法佔地面積又相當大，土地的取得成本太高而降低經濟效益。而固定化微生物在廢水處理應用上，具有固液分離容易、微生物細胞不易流失，因此系統內可維持極高的微生物細胞濃度，大幅減少反應器體積，提高處理效率等優點。基於上述種種現實因素，利用固定化微生物技術來有效解決水質淨化問題，近年來已成為相當熱門的環境生物科技研究課題之一⁽¹⁻⁴⁾

目前為止，固定化微生物技術應用在廢水處理之領域仍以實驗階段的研究為多，實廠應用例雖然不多，但就長期發展趨勢而言，固定化微生物技術在廢水處理程序之應用，可明顯看出除了可符合環保法規的水質要求外，亦可能取代目前傳統的處理方法以節省高成本的土地投資及大幅降低操作費用。吳美惠等(1996)⁽⁴⁾在本刊曾對於固定化微生物方法應用於廢水處理技術評估已有詳細報告。本文主旨在簡覽歐美先進國家的研究傾向及相關成果，並簡介筆者多年來從事固定化微生物技術研發工作，例如開發 PVA 磷酸酯化法的專利固定化技術⁽⁵⁻⁹⁾、共固定化厭氧脫硝程序^(10,11)、併同去除都市污水的 COD 及氮化合物⁽¹²⁾、固定化微生物脫色技術⁽¹³⁾等。此外，針對 1991 年以來日本領先世界各國將固定化微生物應用於大規模都市污水處理廠的實廠應用概況進行簡單的介紹評估。

二、廢水處理的微生物系統

在自然生態系中，微生物在分解有機物上扮演重要角色。廢水處理工程之意義在於提供適當的人工環境，使微生物得以發揮高於其在自然環境中的生化活性而提升水質淨化效率。至於廢水處理的微生物系統分類，Eckenfelder (1989)⁽¹⁵⁾曾以好氧及厭氧分成兩大類，筆者則依微生物生長特性結合微生物固定化方式，將廢水處理的微生物系統分類如圖 1 所示。依微生物細胞生長特性可分成懸浮細胞生長系統 (suspended-cells growth system) 及固定化細胞生長系統 (immobilized-cells growth system)。

2.1 懸浮細胞生長系統

懸浮細胞生長系統是最常見的廢水生物處理系統，是一種懸浮性的微生物菌群因不同的操作方式，微生物細胞可能是分散生長 (dispersed growth) 型態如氧化塘；亦可能是產生膠羽(floc)而成的凝聚生長(flocculated growth)型態，如活性污泥法及厭氧污泥法⁽¹⁴⁾。

2.2 固定化細胞生長系統

固定化微生物細胞生長系統在概念上可視為一種將微生物細胞限制在固定空間，使微生物細胞附著於擔體表面形成生物膜 (biofilm) 或將微生物包覆於擔體內而成的生化觸媒(biocatalysts)。微生物固定化的過程有自然發生者，也有經由人為的化學或物理方法而產生者。因此，固定化微生物系統又可以分成自然固定化 (natural immobilization) 及人工固定化 (artificial immobilization) 兩種不同型態^(4,16)。

2.2.1 自然固定化系統

自然固定化微生物是指在人為提供的適當環境之下，微生物細胞自然附著 (attachment) 或凝集 (aggregation) 於支持物或擔體表面成長而形成的固定生物膜；生物膜亦可形成於多孔性擔體內部。此類固定生物膜可形成於好氧系統如滴濾池 (Trickling Filter)、旋轉生物圓盤法 (Rotary Biological Contactor)、浸漬擔體系統 (Immersed Media System)、多孔性擔體系統 (Porous Support System)、擔體-活性污泥複合系統 (Carrier Activated Sludge) 等系統；亦可見於厭氧系統如上流式厭氧污泥床 (UASB)、流體化床 (Fluidized Bed) 等⁽¹⁶⁾。上述的處理廢水程序中，所

4 微生物固定化技術在廢水處理的應用

形成之生物膜雖均有不少實用上的有利點，如設備簡單且易於操作，具有較高的單位容積負荷，但是卻有生物膜容易剝落的問題，不僅造成放流水濁度增加，而且生物膜的成長機制複雜，生物膜厚度不易控制，加以生物膜內的菌相不易掌控，造成處理系統管理上的困擾而影響系統之操作效率^(14,17)。

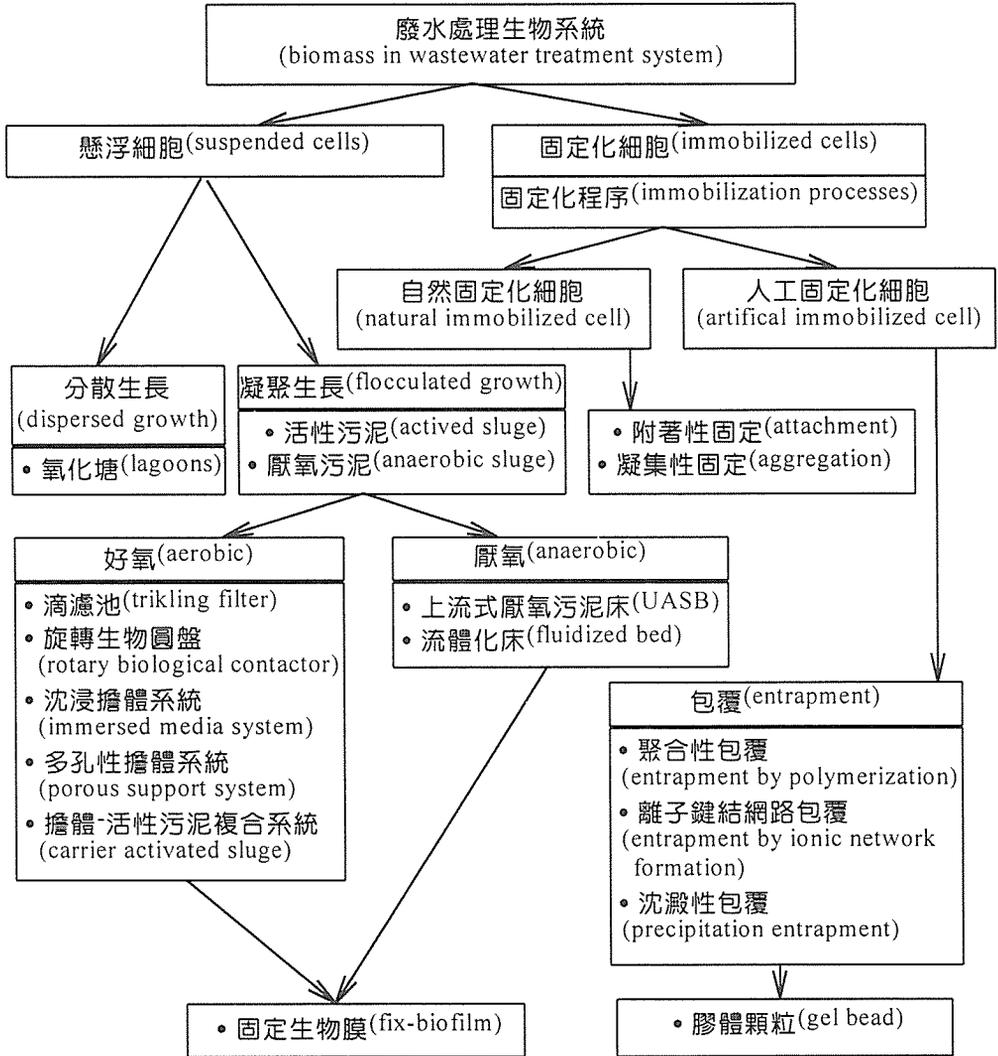


圖 1 廢水處理程序之微生物系統

2.2.2 人工固定化系統

人工固定化微生物細胞係指利用人工方式將具活性之微生物細胞固定於擔體材料之表面或內部而形成的生化觸媒。微生物固定化技術自 1960 年代起，由於其為極具生物產業經濟效益的生產技術而備受注目。目前被廣泛應用的固定化方法有(1)共價鍵結法:如圖 2(a)所示，指利用多孔性玻璃、陶磁、不銹鋼、砂、木炭(charcoal)、纖維、合成高分子和金屬氧化物等不溶性擔體與微生物細胞進行化學反應形成共價鍵結合的固定化方法。(2)吸附法:如圖 2(b)所示，利用陰離子交換劑的 diethylaminoethyl-纖維素(DEAE-cellulose)、交聯聚葡萄糖(sephadex)、陽離子交換劑的羧甲纖維素(carboxymethyl-cellulose, CM-cellulose)、活性碳等不溶性擔體，將微生物細胞吸附於擔體表面。(3)交聯法:如圖 2(c)所示，以戊二醛(glutaraldehyde)、dimethyl-adipimide、dimethyl-suberimide、aliphatic diamines 等具二個以上官能基之化學藥物與微生物細胞進行分子間交聯(inter-molecular-crosslinking)或分子內交聯(intra-molecular-crosslinking)。(4)微粒包覆法:如圖 2(d)所示，以各種不同具半透性的高分子膜包覆微生物細胞的方法，有界面聚合法(interfacial polymerization)、液面乾燥法(liquid drying)、相分離法(phase separation)及包覆於微脂粒(liposome)。(5)膠體包覆法:又可分為三類(i)聚合包覆(entrapment by polymerization)，常以聚丙烯醯胺(polyacrylamide, PAA)、聚乙二醇(polyethylene glycol, PEG)、聚乙烯醇(polyvinyl alcohol, PVA)等高分子材料，將微生物包覆於膠體內，如圖 2(e)所示。(ii)離子鍵結網路包覆(entrapment by ionic network formation)，利用擔體材料與多價離子間，藉離子鍵結而形成的複合物來包覆微生物，褐藻膠鈣(Ca-alginate)為最普遍使用之擔體材料。(iii)沈澱包覆法(Precipitation entrapment)，係藉改變溶液中之 pH、溫度、鹽度及溶劑等條件，使天然或合成聚合物沈澱成膠體來包覆微生物，常用之擔體有鹿角藻膠(κ -carrageenan)、瓊脂(agar)及明膠(gelatin)⁽¹⁸⁾。上述方法中，吸附固定法常見於廢水處理的自然固定化系統，而人工固定化系統最常使用之固定化方法則為包覆法，如表 1 所列。

6 微生物固定化技術在廢水處理的應用

2.3 固定化微生物技術之優點及限制

1980 年以後，固定化微生物技術，尤其人工固定化技術，應用於廢水處理程序逐漸受到國際研究者重視之原因，在於比起傳統的生物處理法，其具備下列多項優點^(12,15,16,24,25)：

- (1)系統簡單，省能源，放流水與固定化菌體分離容易，不需污泥迴流，便於操作。
- (2)由於固定化時必須將菌體濃縮，所以系統內可維持較高的菌體濃度，對反應槽內水力負荷、有機物或氮負荷的突然變動具有較高的忍受能力。
- (3)菌體不易流失可使生長速率較慢之菌群得以在擔體內部及表面生長，而大幅提高反應槽內菌體濃度(如硝化菌)，可縮短操作的水力滯留時間(HRT)且可使反應槽體積大幅減小，達到小型化的經濟效益。
- (4)由於擴散阻力及微生物生長的互動關係，使得擔體內部容易形成無氧或近於厭氧的狀態，憑藉此一特性，可開發出喜氣-兼氣-厭氣共存的特殊處理系統而提升處理效率，例如併同去除都市污水的 COD 及氮氧化物的處理反應器。
- (5)擔體具保護作用，增加菌體抵抗外來毒性物質傷害的能力，有利於系統的穩定操作。
- (6)可大幅減少污泥產量，理論上可達到傳統活性污泥法剩餘污泥產生量之 20~30%，利於程序減廢之目標。
- (7)不需像自然固定化系統中所形成之生物膜必須實施週期性逆洗(back-washing)，且不易發生生物膜剝落進而影響系統操作之問題。
- (8)反應器內固定化之微生物，可根據廢水性質而選擇不同的優勢菌群或特殊菌株來分解特定的廢水成份，以提高處理效率。

雖然，固定化微生物技術具上述多項優點，但在實際應用上仍有些缺點及限制必須加以慎重檢討：

- (1)微生物經過人工固定化後，可能造成代謝、生理狀況之改變。
- (2)擔體內微生物老化後，孔洞易阻塞，菌體再活化不易。
- (3)擔體內屬於大型生物的原生動物不易存活，可能影響整體淨化機能。
- (4)固定化之擔體材料之機械強度、微生物相容性、成本及固定化方法等，宜作長期性觀察及量化生產可行性之研究。

(5)長期使用後，廢棄擔體之處理問題。

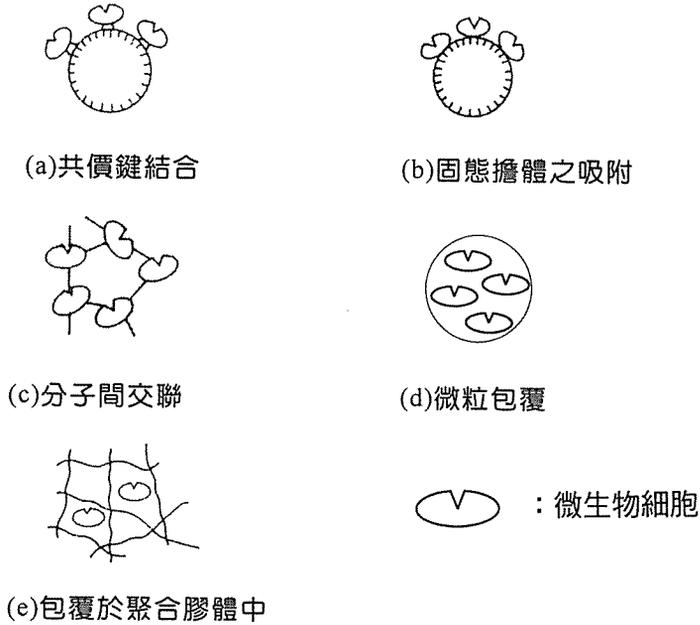


圖 2. 固定化微生物方法⁽¹⁸⁾

表 1. 固定化方法在廢水處理程序之應用

固定方法	擔體材料	微生物	研究概要	Ref.
膠體包覆	Ca-alginate	<i>Pseudomonas denirrificans</i>	• 脫硝操作條件之探討	19
膠體包覆	磷酸酯化 PVA	硝化菌及脫硝菌	• 脫硝操作性能之探討 • 處理養豬廢水中有機物及氨氮	20
膠體包覆	PAA	<i>Enterobacter sp.</i>	• 去除重金屬條件之探討	21
膠體包覆	Ca-alginate PAAH	<i>Pseudomonas sp.</i>	• 不同擔體對固定微生物分解酚之影響	22
膠體包覆	Ca-alginate	<i>Nitrobacter agilis</i>	• 硝化條件之探討	23

三、固定化微生物技術在廢水處理之應用

固定化微生物技術(人工固定化系統)應用在廢水處理方面，可針對不同的廢水性質及處理目的而篩選出各種具特殊分解能力之菌株如氯酚化合物分解菌，經大量培養而進行製備固定化菌體。另外，在一般情況下也可使用活性污泥處理槽中生存於污泥中的混合菌群來製備固定化微生物。

3.1 含氯酚廢水之處理

氯酚類化合物為環境中常見之污染物，普遍存在於煉油、冶金、石化、煉焦、塑膠、農藥製藥廠等工業廢水中。其主要處理方法包括回收、焚化、活性碳吸附、離子交換、化學氧化法及生物處理等⁽²⁶⁾。但是，由於經濟因素及二次污染問題，限制了活性碳吸附、焚化及化學氧化法之應用；而傳統生物處理過程中，微生物易遭受到毒性物質之傷害及菌體生長緩慢且易流失等問題而效率不彰。所以如將利用固定化微生物技術應用於含氯酚廢水之處理，可藉由擔體之保護作用，減輕菌體遭受毒性物質之傷害程度及提高處理槽內之分解菌菌群的菌體濃度而大幅提升處理效率。

在國內，李季眉等(1993、1994)^(27,28)，曾從高雄後勁石化工業區排水口處取得污泥後，在實驗室中以經過馴化之混合菌群，研究固定化菌體對六種氯酚化合物之去除能力，並將已馴化之混合菌群加以分離、鑑定及篩選後得到四株氯酚分解菌，分別為 *Pseudomonas putida*、*Pseudomonas testosteroni*、*Pseudomonas aeruginosa* 及 *Agrobacterium radiobacter*，再以 alginate、agarose、 κ -carrageenan 及 PVA 四種不同擔體材料進行菌體包覆，探討氯酚之分解反應，得到甚優於懸浮性生物處理法之效果。

國外方面，Bettmann 和 Rehm(1984、1985)^(29,30)以褐藻膠(alginate)及聚丙烯醯胺-醯西井(polyacrylamide hydrazide, PAAH)將 *Pseudomonas* sp.及 *Pseudomonas putida* P8 進行固定化後，將其使用於含酚廢水之處理。結果顯示，經固定化處理之菌體遠較懸浮菌體可忍耐較高濃度之含酚廢水，且以 PAAH 擔體固定化處理比起褐藻膠固定化可以得到較好的效果，可在二天內完全分解含酚濃度 2g/L 之廢水。Kirk 等(1989)⁽³¹⁾則將 *Flavobacterium* cells 固定於聚胺甲酸酯(polyurethane)擔體內處理五氯

酚(PCP) , 以半連續反應槽(semi-continuous batch reactor)處理 150 天, 約以每天分解 0.6%之速率進行分解而得到良好的效果。

3.2 含重金屬廢水之處理

Macaskie and Dean(1984)⁽³²⁾將 *Citrobacter* sp. 包覆於 polyacrylamide (PAA) 膠體內, 再以不銹鋼篩(8 mesh/cm)將固定化菌體切成小碎片, 用以處理含重金屬鎘(Cd)、鉛(Pb)及銅(Cu)之廢水, 均可得到 80%之去除率。Wong and Kwok(1992)⁽³³⁾則將 *Enterobacter* sp. 包覆於 polyacrylamide 膠體內再擠壓成小碎片(50~100 mesh) , 將固定化菌體之碎片置入管柱內(1.5cm×15cm)處理含重金屬廢水, 結果顯示在 10 至 30 分鐘的停留時間, pH 7~8 之間, 對於 Ni²⁺之去除率效果最好, 並同時將經疊氮處理(azide-treatment)及高熱殺滅(heat-killing)之菌體作相同之試驗, 發現對去除效果並無影響, 而證明此系統去除 Ni²⁺之機制與微生物代謝作用無關。國內, 張家修等(1995、1996)^(34,35)嘗試以 Ca-alginate、PVA 及 κ -carrageenan 等擔體包覆 *Pseudomonas aeruginosa* PU21 製成固定化顆粒填充於玻璃管柱, 以固定床連續進流方式, 進行重金屬鉛的去處操作, 結果以 Ca-alginate 固定化顆粒具最佳之吸附、脫附、再生效果及穩定性, 共吸附量可達 279 mg-Pb/g·dry-cell。

3.3 含氮廢水之處理

去除廢水中含氮物質之污染防治技術中, 最具經濟效益且處理效率最高的方法為生物脫氮技術。此項程序包括了硝化(nitrification)及脫硝(denitrification)二個微生物作用步驟。硝化作用係在喜氧條件下, 經由硝化菌群, 將氨氮氧化成亞硝酸氮或硝酸氮; 而脫硝作用則是在無氧狀態及充分有機碳源的存在下, 脫硝菌群將硝酸氮還原為氮氣^(2,3)。

3.3.1 硝化程序

硝化作用中因硝化菌群增殖緩慢, 凝聚性不佳, 且代謝過程所需氧量甚大, 無法和異營菌競爭而導致處理系統中硝化菌活性不易提升。為解決此瓶頸, 有關固定化微生物在硝化之研究便陸續地見諸文獻報告上。

Kokufuta 等(1982)⁽³⁶⁾以高分子電解複合物(polyelectrolyte complex)包覆 *N. europaea* 菌體, 其硝化效率達 80%且連續操作 2000 小時, 顆粒不會產生形變。在

10 微生物固定化技術在廢水處理的應用

Tramper 等的研究報告中(1983~1989)^(23,37,38,39)，他們利用藻膠酸鈣(Ca-alginate)及鹿角藻膠(κ -carrageenan)擔體包覆 *N. europaea* 及 *N. agilis* 二株菌製成固定化顆粒。結果顯示藻膠酸鈣擔體在應用上的穩定性不佳，而利用鹿角藻膠包覆 *N. europaea* 或 *N. agilis* 之菌體顆粒，均可得 90%以上的硝化效率。Tanaka 等(1991)⁽⁴⁰⁾利用聚乙二醇(polyethylene glycol, PEG)添加藻膠酸鈣所製備之硝化菌顆粒與懸浮污泥脫硝槽合併，進行都市廢水脫氮處理，在連續六個月的操作下，總氮的去除率可達 70%，出流水 BOD 亦低於 20mg/L。Sumino 等(1992)^(41,42)利用六種月尿酯聚合物(urethane prepolymer)及 PE 膜(polyethylene)作固定材料，發現含有 2.27%異氰酯(isocyanate)的月尿酯聚合物與污泥混合後，再和 PE 膜聚合所得之固定化污泥，在 0.24kg-N/m³·day 的高負荷率下，可使放流水中之氨氮濃度降至 2mg/L 以下，去除率約 90%，菌體顆粒之壽命至少能維持 120 天。

3.3.2 脫硝程序

Nilsson and Ohlson(1982)⁽¹⁹⁾利用藻膠酸鈣包覆 *P. denitrificans* 菌，以乙醇作為碳源，將此固定化顆粒置入 4 個串聯的管柱操作，可使硝酸氮濃度由 104mgNO₃⁻-N/L 降至 0.1mgNO₃⁻-N/L。但其在應用上的限制包括基質和產物通過膠體的質傳阻力、細胞從膠體漏出、膠體穩定性及細胞活性不能長期維持(約只 2 個月)等問題有待解決。Kohufuta 等(1986)⁽⁴³⁾利用含有 poly(vinyl alcohol)sulfate 及 poly(diallyldimethylammonium chloride)的多電解質複合物包覆 *P. denitrificans*，以天門冬酸鉀(potassium aspartate)作為碳源，約有 80%硝酸氮還原，但在第 67 天的連續操作後，硝酸氮去除速率逐漸降低。Wijffels 等(1990)⁽⁴⁴⁾以鹿角藻膠包覆脫硝菌，以探討固定化脫硝菌之特性，但鹿角藻膠材料成本較高，不符合廢水處理的經濟效益。Lemoine 等(1991)⁽⁴⁵⁾利用含有固定化膠體層及微孔薄膜所形成的複合擔體，進行高濃度硝酸氮廢水連續脫硝，但由於膠體強度太弱，只能有效進行脫硝三週。

3.4 PVA 微生物固定化技術之應用

PVA 磷酸酯化法製備固定化菌體顆粒是筆者實驗室所開發之新型凝膠技術，已獲得我國及美、日等國發明專利⁽⁵⁻⁷⁾。長期以來，筆者研究群將此技術應用在併同去除都市污水的 COD 及氮化合物⁽¹²⁾、共固定化厭氧脫硝系統^(10,11)及染料脫色⁽¹³⁾之研

究，其結果充分證實 PVA 磷酸酯化法固定化菌體顆粒不但有良好膠體機械強度及生化活性穩定性，其處理效果也相當優異，而且從污泥減量上的優越性，及使用國內已量產、價格便宜的 PVA 擔體材料的經濟效益，今後有待進行試驗廠規模實驗，以進一步檢討其實際應用之可行性。

3.4.1 併同去除都市污水的 COD 及氮化合物⁽¹²⁾

本系統利用 PVA 磷酸酯化法將污泥固定化(污泥取自台北民生污水處理廠)，進行都市污水的 COD 及氮化合物之去除。系統反應器是由透明壓克力製成(21.5cm × 15cm × 50cm)，如圖 3 所示，槽容積為 12 升，固定化顆粒的填充體積比為 25%，並通入壓縮空氣來達成曝氣與固定顆粒流體化，並以 NaHCO₃ 溶液控制反應器內之 pH 在 7.5，溫度則不予控制。以入流水 COD 360 mg/L、TKN 48 mg/L 且在 HRT10 小時的條件下啟動操作，啟動後只須 7 天，系統即達穩定狀態。

系統達穩定狀態後，為了解 HRT 及 COD 負荷對系統之影響，所以作 5 個試程操作，HRT 由 2 至 10 小時，COD 及 TKN 之操作負荷範圍分別由 0.855~4.223 g-COD/L·day 及 0.117~0.551 g-TKN/L·day，結果顯示(圖 4)HRT 在 6 至 10 小時之間，COD 及 TKN 之去除率均大於 90%，證明硝化效率非常優異且可去除大部份的 COD。由圖 4 亦可知，系統在更換試程後，通常只需 2-3 天就可得到穩定的出流水質，顯示本研究所製備之固定化污泥顆粒在負荷或 HRT 發生變化時，系統可迅速地恢復穩定的操作效率。另外，在 COD 負荷對系統操作之影響，出流水中的 TKN 及 NH₄⁺-N 皆隨 COD 負荷提高而增加，而 NO_x⁻-N 反而減少，是因為當 COD 負荷過低時，進流水中的 COD 僅足供給顆粒表面及懸浮相中的異營菌利用，能傳輸進入顆粒內部供脫硝菌作為脫硝碳源的 COD 量相當低微，因而導致不佳的脫硝效果，造成出流水中仍然存著高濃度的 NO_x⁻-N，但也證明了系統有良好的硝化效率。

T-N 的去除包含由脫硝作用(約 40%)及微生物細胞的合成作用(約 60%)，共同完成，而 COD 負荷在超過 1.0 g-COD/L·day 時，T-N 去除率約 45%；另外 COD 去除率方面，在 COD 負荷低於 1.5 g-COD/L·day 時可達到 90%以上，而 COD 負荷高於 4.223 g-COD/L·day 時亦可達到 80%以上，證明系統在曝氣條件下，除硝化效率(90%以上)良好之外，且可同時達成約 90%COD 的去除率及 40%的脫硝效率。此亦即因氧氣在顆粒內部因擴散阻力及微生物消耗而在顆粒內層空間形成缺氧甚至厭氧區域

12 微生物固定化技術在廢水處理的應用

而有利於脫硝菌群之生長而進行所謂的喜氣脫硝作用(aerated denitrification)。

系統啟動後 36 天之顆粒，藉由電子顯微鏡(SEM)觀察菌相(圖 5)，結果發現顆粒表面是一層由絲狀異營菌行成之生物膜(圖 5-a,5-b)；顆粒表層則為球狀菌所佔滿，應該是硝化菌群(圖 5-c)；顆粒中心則出現大量脫硝菌群生長(圖 5-d)。在固定化顆粒表面及內部不同區域形成不同菌相之原因，乃是因為溶氧及基質會因顆粒的擴散阻力，由顆粒表面逐漸向中心形成梯度減少，使顆粒形成三個不同的微環境，生長速率極緩慢的硝化菌因面臨在表面快速生長的異營菌之競爭，而被迫遷移到表面更內層的區域(即表層)，而脫硝菌則生長於顆粒中心的厭氧區域。對於本系統，筆者實驗室正進行以 ORP 為監控參數，利用間歇曝氣操作，初步結論證實可大幅提升廢水中的 T-N 去除效率。

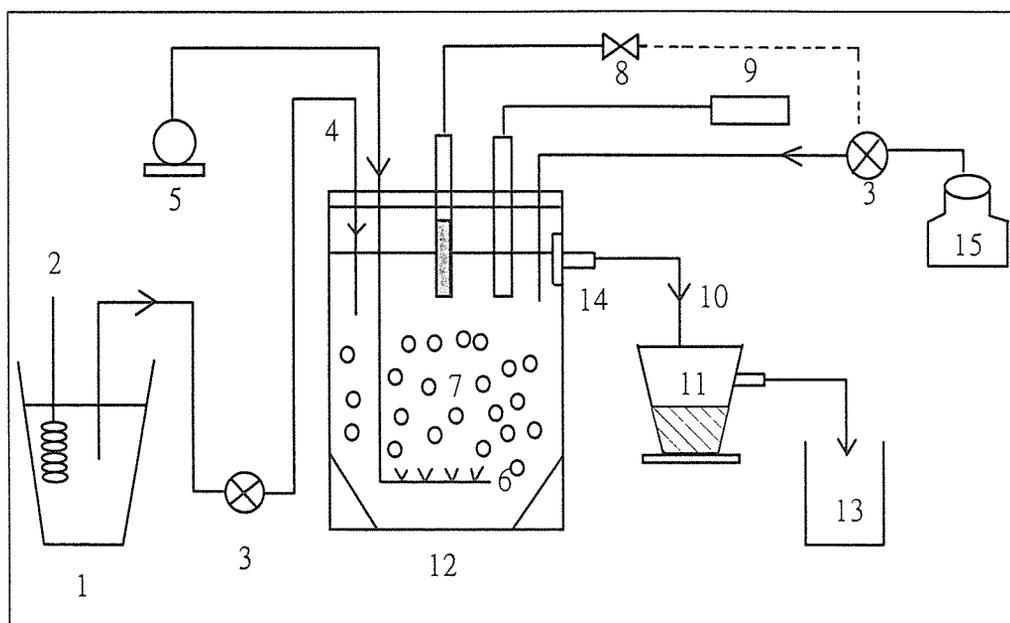


圖 3. PVA 固定化菌體連續操作系統⁽¹²⁾

- (1)廢水槽，(2)冷卻機，(3)蠕動幫浦，(4)進流水，
- (5)空氣壓縮機，(6)曝氣管，(7)固定化菌體顆粒，
- (8)pH 控制儀，(9)溶氧測定儀，(10)放流水，
- (11)沈澱槽，(12)反應器，(13)處理水收集液，
- (14)濾篩，(15)NaHCO₃ 儲存槽

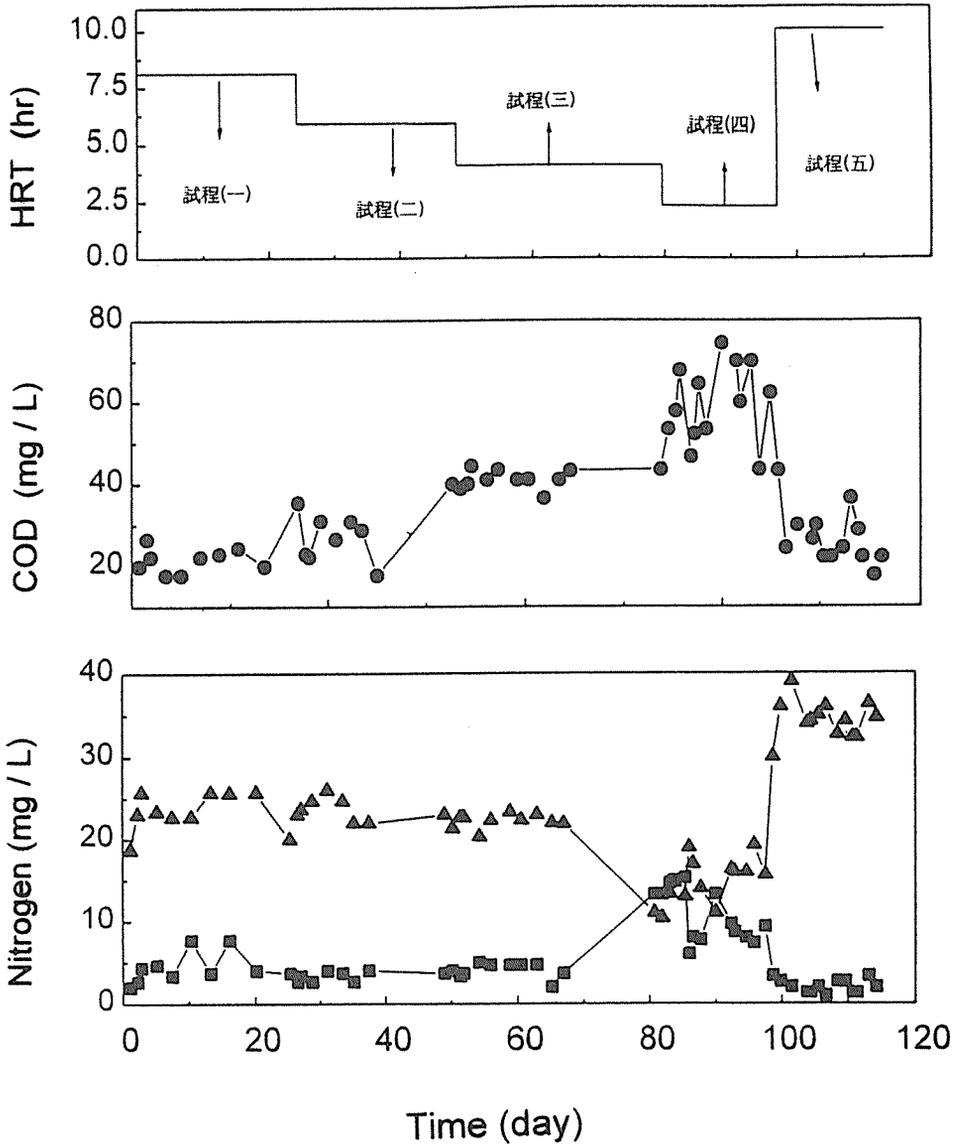


圖 4. 各種試程的操作負荷及出流水水質之時程變化⁽¹²⁾

(●)COD; (▲)NO_x-N; (■)TKN

(入流水 COD 為 360mg/L,TKN 為 48mg/L)

3.4.2 共固定化厭氧脫硝程序^(10,11)

微生物共固定化係指固定化擔體表面及內部可形成喜氣-兼氣-厭氣之不同而共存的微環境(microenvironment)，因此可同時涵育多種類、多樣化的微生物，包括喜氣菌、兼氣菌、厭氣菌、黴菌甚至藻類。

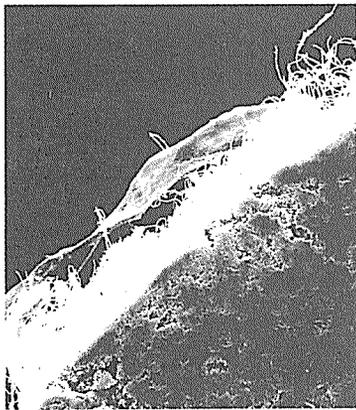
對於地下水或飲用水之硝酸鹽污染的處理，生物脫硝法不但效率高且具經濟效益，但是由於原水中缺乏可供脫硝代謝的碳源物質，因此必須添加成本較低廉且脫硝效率較高的甲醇或乙酸等作為碳源。但除非在極精密的添加控制下，一般而言，脫硝處理後的放流水中常有有機物(BOD)殘留的污染問題有待解決。雖可在脫硝系統之後再增設曝氣槽來氧化去除殘留之有機物，但是，相對地設備費及操作費用也因此而增加。為解決此問題，本實驗室成功地於 1992 年將馴養後的脫硝菌及甲烷菌同時包覆於 PVA 膠體內，製備微生物共固定化菌體顆粒，並置於 CSTR 系統中，共固定化顆粒之填充量為反應器體積的 30%，添加甲醇作為碳源進行脫硝反應。入料之甲醇/硝酸氮(M/N)比高達 5.3，在 HRT4 小時的條件下，進行連續操作。從反應器出流水之成份分析，證實脫硝後的殘留甲醇皆可被甲烷化而去除，有效地解決了脫硝出流水中殘存甲醇之問題。在此一共固定化菌體反應器操作達穩定狀態後(約 15 天)，經由電子顯微鏡的觀察可以清楚地看出顆粒內部的菌相有著明顯的棲息分隔(habitat segregation)之現象，顆粒表層為脫硝菌群所棲息，而甲烷菌群則皆生長於顆粒內層區域，此乃因 ORP、營養源在顆粒內部的質傳阻力效應與菌群增殖互動所形成之必然結果(圖 6)。

另外，同一固定化系統中，在 HRT 4 小時及入流水硝酸氮濃度 100 mg N/L 的條件下，改變甲醇的添加量，進行 6 個試程，以檢討 M/N 比對系統操之效應，結果顯示硝酸氮的還原效率顯然受限於甲醇的添加量。在 M/N 比為 4.07 到 2.79 範圍的試程中，出流水中的氮氧化物濃度極其微量($\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N} < 0.1 \text{mg/L}$)。而當 M/N 比降到 2.45 及 1.51 的情況下，硝酸氮的濃度立即上升，顯示脫硝不完全。而一旦又將 M/N 比提高至 5.11 後，又可迅速地達到完全脫硝，顯示本共固定化混合培養系統的處理性能對甲醇添加量的變動，具有優異的適應能力及操作穩定性。

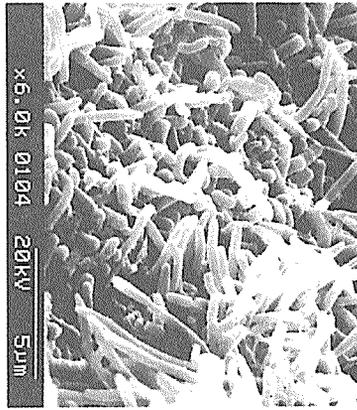
在固定入流水硝酸氮濃度 100 mgN/L 及 M/N 比 3.2 至 3.3 條件下，改變 HRT 進行操作，結果顯示出流水中硝酸氮、亞硝酸氮及甲醇濃度均隨 HRT 之縮短而增加，

但祇要 HRT 高於 2 小時，仍可達到完全脫硝及殘餘甲醇的完全去除。

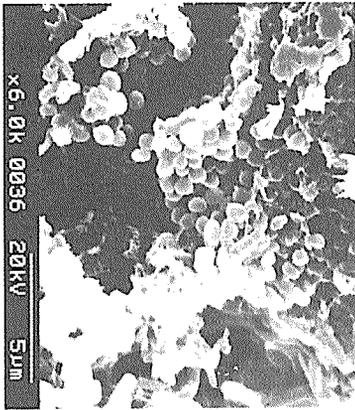
筆者實驗室所建立之共固定化脫硝菌與甲烷菌混合培養系統，已證實可有效地完全去除生物脫硝程序中出流水的殘留甲醇，不僅提升傳統生物脫硝程序之處理效率，亦可節省後續步驟去除殘留有機物的處理成本。此外，系統之硬體設備不但簡單，而且啟動也甚為快速容易。



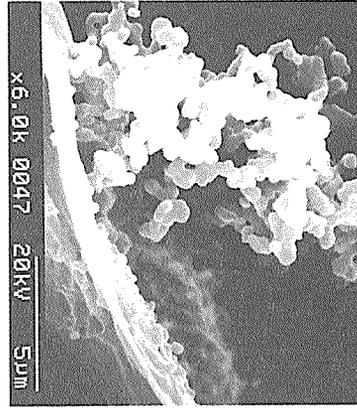
(a) 顆粒表面剖面



(b) 顆粒表面



(c) 顆粒表層



(d) 顆粒內部

圖 5. 系統起動後 36 天固定化顆粒之菌相觀察⁽¹²⁾

3.4.3 脫色技術⁽¹³⁾

一般而言，染整廢水具有高溫、高鹼、生物難分解性及有濃厚的顏色等特性，並且含有甚高 BOD 及 COD。其中 BOD 及 COD 均可藉傳統生物處理法予以去除，唯獨色度問題通常無法有效解決。目前最常用的色度去除方法，有物理法，如活性炭吸附，但價格昂貴及需要再生為最大缺點；化學法，如混凝沈降法，但產生大量的污泥，造成二次污染。因此新型生物脫色技術之開發實為有效解決染整廢水色度問題的可行之道。

本系統是將取自長春石化廠生物厭氧槽之厭氧污泥，於連續式反應器中以反應性的偶氮染料馴養一個月後，在 HRT 35-40 小時的連續操作條件下，脫色率達 90% 以上時收取污泥，利用 PVA 磷酸酯化法製備固定化脫色菌體，於相同條件下，再馴養一個月即可得高脫色活性之固定化菌體顆粒。將菌體顆粒置於 20 升含有濃度為 100 mg/L 的紅色染料反應器中進行連續操作。在 HRT 為 10 小時的操作條件下，系統啟動 4 小時之後，脫色率即達 60%，8 小時之後脫色率迅速提升到 92%。從實驗數據顯示，固定化菌體脫色反應器確實可有效達成廢水脫色目標。今後如能試驗種種不同複合顏色之脫色效率，再與一般生物處理系統組合，期待能開發出不但操作方便而且價格便宜，符合經濟效益的脫色程序。

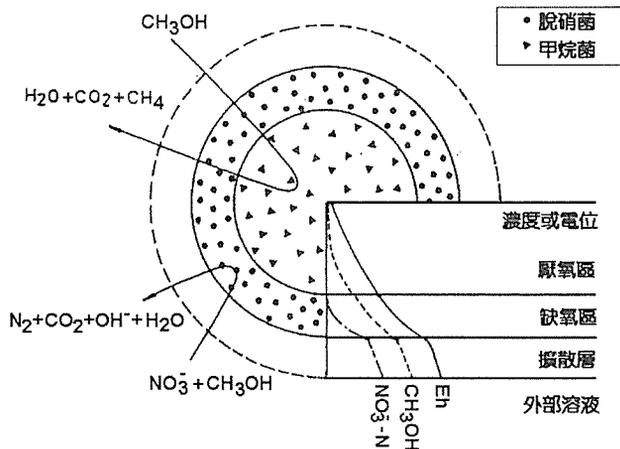


圖 6. 甲烷菌及脫硝菌的共固定化系統

四、固定化微生物在廢水處理的實廠應用

日本政府有鑑於國土狹窄，人口稠密，高度集中於都市地區，且能源大多仰賴進口等先天限制因素，為了因應二十一世紀地球水源枯竭的嚴苛環境而著手開發新型廢水處理技術及水資源再生利用系統。於 1985 年至 1990 年由通產省(相當於我國經濟部)及建設省(相當於我國營建署)分別推動「Aqua Renaissance Research Association」及「Bio-focus 計劃」，二項國家級大型產官學科技計劃，共有二、三十家大企業、廠商協同參與。在這二大型工業技術研發計劃中，微生物固定化技術及其在廢水處理上的應用皆被列為重要研發項目。根據日本產官學計劃的評估，固定化技術在廢水處理的應用可能成為二十一世紀主流的嶄新技術，可謂劃時代的突破性技術，其可期待的效果為設備小型化(處理設備佔地面積僅為傳統技術的 1/4 以下)，污泥產生量大幅降低(為現有活性污泥法的 1/3)，省能源(為現有程序的一半以下)，容易操作自動化及維修管理，當然廢水處理總成本也可能降至目前的一半以下。

在官方整合推動之下，日立工程建設公司(Hitachi Plant Engineering & Construction Co., Ltd)於 1991 年二月中公開發表所謂的“PEGASUS”系統，亦即將固定化硝化菌實際應用於東大阪市都市下水的去除氮化合物程序，而獲得相當滿意的處理效率，此為舉世首次成功之固定化微生物的實廠應用實例。另外，竹中工務店公司也結合 ICI 公司的深層曝氣技術成功地開發出固定化污泥深層曝氣技術，廣泛應用於都市大樓的中水道系統以及河川淨化程序。以下簡介日立工程建設公司的實廠操作狀況以供國內業者參考，以收他山之石之功⁽¹⁾。

4.1 川越市瀧下下水處理廠(Takinsohita sewage treatment plant in Kawagoe city)

此系統原是每日入流量 80,000m³ 之活性污泥系統經過改良成每日入流量 3,000m³ 之脫硝-硝化系統(表 2)，並將固定化硝化菌體顆粒以體積比為 7.5%之比例置入硝化槽中，其中脫硝槽及硝化槽的滯留時間分別為 4.8 小時及 3.2 小時。在此條件下，以不同 T-N 負荷下進行操作，其結果均顯示此系統比傳統活性污泥程序有較良好的 T-N 去除效果及可承受較高的 T-N 負荷。

4.2 宗像市宗像廢水處理廠(Munakata treatment plant in Munakata city)

宗像市污水處理廠主要是由 4 個系統所組合，每日入流量 11,300m³，而生物反應槽由硝化槽及脫硝槽以體積比 2:3 所組成，並將固定化菌體顆粒置入硝化槽中(體積比 7.5%)，在脫硝 4.3 小時，硝化 3 小時的條件下(表 3)，結果顯示此系統之出流水 BOD、T-N 及 SS 均符合設計要求。

4.3 大阪北東 ACE 中心(Osaka Hokuto ACE center)

此系統針對一般都市下水混流污泥乾燥處理廠排放水而設計，於 1990 年建造，1991 年開始操作，1994 年擴建。由於原廢水溫度甚高，在 45~50℃ 之間，且含高濃度 NH₄⁺-N(約 200mg/L)，所以廢水在進入系統前須先以冷卻水混合原廢水使溫度降至 35℃ 以下同時可稀釋入流水的 NH₄⁺-N 濃度(圖 7)。其中硝化槽體積為 140m³，填入固定化菌體顆粒體積為 28m³。而由該系統於 1990 年 2 月至 8 月之操作結果顯示出廢水入流速率雖有大的變動，但氨氮之去除率仍相當平穩，且出流水中之氨氮小於 37.5 mg/L。

五、結 論

微生物固定化技術在食品、醫藥品等高附加價值產業的商業化應用已有二十年的歷史，而遲至 1990 年代初期才有廢水處理方面實廠應用的主要原因，乃在於製程成本及經濟效益之考量所致。今後國內將面臨環境生態保護意識之高漲，水資源的缺乏枯竭以及激烈的國際競爭條件下，經濟發展的更上層樓與人民生活品質的實質提升，促進水處理與再生利用等環保科技之升級，實為當務之急。根據日本、歐美先進國家之技術評估，可明顯看出微生物固定化技術不論在降低設備投資、操作費用及污染減廢等方面，皆被視為取代目前高級處理程序的最可行技術。當然，此一新型環境生物技術的實用化，仍有待環工、化工及生物技術等領域的各種專業人才進行智慧整合，群策群力，協調合作，方能為功。

表 2. 川越市瀧下水處理廠之操作條件⁽¹⁾
(Takinoshita sewage treatment plant)

污水廠處理能力	2,250 m ³ /d(最大量 3,000 m ³ /d)		
反應槽體積	脫硝槽 450 m ³	硝化槽 300 m ³	槽總體積 750 m ³
反應槽停留時間	4.8 小時	3.2 小時	8.0 小時
顆粒填充比例(V/V)	佔硝化槽 7.5%		
終沈池體積	400 m ³		
終沈池停留時間	3.1 小時		

表 3. 宗像市宗像廢水處理廠之操作條件⁽¹⁾
(Munakata treatment plant)

廢水處理能力	11,300m ³ /d		
反應槽體積	脫硝槽 2,000m ³	硝化槽 1,370 m ³	槽總體積 3,370 m ³
反應槽停留時間	4.3 小時	3.0 小時	7.3 小時
顆粒填充比例(V/V)	佔硝化槽 7.5%		
終沈池體積	400 m ³		
終沈池停留時間	2.5 小時		

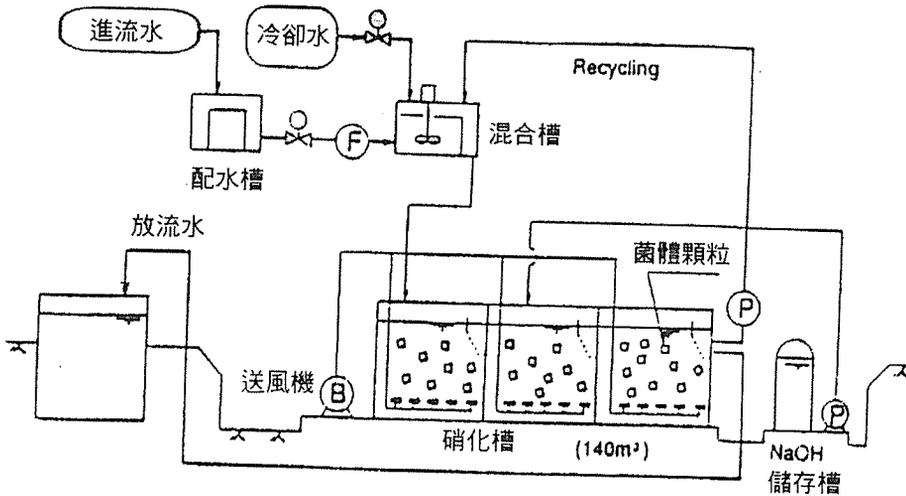


圖 7. 大阪北東 ACE 中心之固定化硝化菌反應槽設備

參考文獻

1. Takeshima, T., Motegi, K., Emori, H. and Nakamura, H., Pegasus: An Innovative High-rate BOD and Nitrogen Removal Process for Municipal Wastewater, presented in the 66 th Annual Conference of the WEF, Anaheim, California. Elsevier Science B.V., pp. 546-555, 1996.
2. 陳國誠，林瑩峰，廢水生物脫氮技術之展望，生物技術醫藥產業透析，第一卷，第四期，pp. 14-25，民國 81 年。
3. 林瑩峰，陳國誠，固定化微生物在廢水脫氮程序之應用，生物技術醫藥產業透析，第一卷，第四期，pp. 26-35，民國 81 年。
4. 吳美惠，張芳賓，朱昱學，固定化微生物廢水處理技術評估，工業污染防治，第 59 期，pp. 81-110，民國 85 年 7 月。
5. 陳國誠，林瑩峰，聚乙烯醇微生物或酵素固定化擔體製法及應用，中華民國中央標準局專利，發名第 60729 號，民國 82 年 2 月。
6. US Patent No.5290693, 1994.
7. Japan Patent No.7-2114, 1995.
8. Chen, K. C. and Lin, Y. F., Immobilization of microorganism with phosphorylated polyvinyl alcohol (PVA) gel, *Enzyme Microb. Technol.*, 16, pp. 79, 1994.
9. Chen, K. C. and Houg, J. Y., Immobilization of Enzymes and cells 24: Cell immobilization with phosphorylated polyvinyl alcohol (PVA) gel, *Methods in Biotechnology*, HUMANA, pp. 207-214, 1997.
10. Lin, Y. F., and Chen, K. C., Denitrification and Methanogenesis in a co-immobilized mixed culture system. *Water Res.* 29, No. 9, pp. 35-43. 1995.
11. Chen, K. C., Lin, Y. F., Houg, J. Y., Performance of a continuous stirred tank reactor with immobilized denitrifiers and methanogens, *Water Environment Research*, Vol. 69, No. 2, pp. 233-239, 1997.
12. Chen, K. C., Lee, S. C., Chin, S. C. and Houg, J. Y., Simultaneous Carbon-Nitrogen Removal Using PVA-Immobilized Sludge in a Continuous Aeration Reactor, *Enzyme and Microbial Technology*, 1998(in press).
13. 黃章誠，利用固定化菌體進行偶氮染料 RED RBN 的脫色研究，國立清華大學化學工程系碩士論文，民國 86 年。

14. Eckenfelder, W. W. and Argaman, Y., Process Selection Criteria for the Biological Treatment of Industrial Wastewater, Environmental Progress, Vol. 8, No. 1, pp. 40-45, 1989.
15. Senthilnathan, PR. And Ganczarzyk, J.J., Wastewater Treatment by Immobilized Cells 5: Application of Biomass Carriers In Activated Sludge Process, CRC Press, Inc., 1990.
16. Webb, C., Environmental Biotechnology 9: Cell immobilization, Ellis Horwood Limited, pp. 347-371, 1987.
17. 陳秋楊, 林景行, 生物處理法在工業廢水處理之應用, 工業污染防治, 第 34 期, pp. 87-99, 民國 79 年 4 月。
18. 陳國誠, 固定化酵素與固定化菌體, 微生物酵素工程學, 藝軒圖書出版社, pp. 263-280, 民國 81 年。
19. Nilsson, I. and Ohlson, S., Columnar denitrification of water by immobilized *Pseudomonas denitricans* cells, J. Appl. Microbiol. iotechnol. Vol. 14, pp. 86-96, 1982.
20. Lin, Y. F. and Chen K. C., Denitrification by immobilized sludge with polyvinyl alcohol gels, Proc. of 3rd IAWPRC Regional Conf. on Development and Water Pollut. Control (Shanghai) III.-359, 1991.
21. Wong, P. K. and Kwok, S. C., Accumulation of Nickel ion (Ni^{2+}) by immobilized cells of *Enterobacter* species, Biotechnol. Letter, Vol. 14, No. 7, pp. 629-634, 1992.
22. Bettmann, H. and Rehm, H. J., Degradation of phenol by polymer entrapped microorganisms, Appl. Microbiol. Biotechnol. 20: pp. 285-290, 1984.
23. Tramper, J. and De Man, A. W. A., Characterization of *Nitrobacter agilis* immobilized in calcium alginate, Enzyme Microb. Technol. 8, 472-476, 1986.
24. 江晃榮, 生物技術與污染防治(一), 工業污染防治, 第 35 期, pp. 59-68, 民國 79 年 7 月。
25. 林瑩峰, 微生物固定化技術應用於脫硝程序之研究, 國立清華大學化工所博士論文, 民國 82 年。
26. 阮國棟, 廢水中各種酚類(phenols)去除理論與實務, 工業污染防治, 第三卷, 第三期, pp. 88-103, 民國 73 年。

22 微生物固定化技術在廢水處理的應用

- 27.黃秋榕，李季眉，盧至人，固定化氯酚分解菌處理廢水中含氯酚類有毒物質之研究，第十八屆廢水研討會，pp. 539-548，民國 82 年。
- 28.張淑惠，李季眉，擔體固定化 *Pseudomonas testosteron*:分解 3-氯酚之影響，第十九屆廢水研討會，pp. 540-545，民國 83 年。
- 29.Bettmann, H. and Rehm, H. J., Degradation of phenol by polymer entrapped microorganisms, Appl. Microbiol. Biotechnol. 20: 285-290, 1984.
- 30.Bettmann, H. and Rehm, H. J., Continuous degradation of phenols by *Pseudomonas putida* P8 entrapped in Polyacrylamide-hydrazide, Appl. Microbiol. Biotechnol. 22: 389-393, 1985.
- 31.Kirk, T., O'Reilly and Crawford, R. L., Degradation of pentachlorophenol by polyurethane-immobilized *Flavobacterium* cells, Appl. Environ. Microbiol. 55(9): 2113-2118, 1989.
- 32.Macaskie, L.E. and Dean, A. C. R., Heavy metal accumulation by immobilized cells of a *Citrobacter sp.*, Biotechnology Letters, Vol. 6, No. 2, 71-76, 1984.
- 33.Wong, P. K. and Kwok, S. C., Accumulation of Nickel ion (Ni^{2+}) by immobilized cells of *Enterobacter species*, Biotechnol. Letters, Vol.14, No.7, pp.629-634, 1992.
- 34.張家誠，張嘉修 利用固定化 *Pseudomonas aeruginosa* 去除水中重金屬之研究，第二十屆廢水研討會 pp. 7-91~7-97，民國 84 年。
- 35.黃存正，黃堅昌，張家誠，張嘉修，利用固定化細胞設計填充床重金屬鉛去除程序之研究，第二十一屆廢水研討會，pp. 481-488，民國 85 年。
- 36.Kokufuta, E., Matsumoto, W. and Nakamura, I., Immobilization of *Nitrosomonas europaea* cells with polyelectrolyte complex, Biotechnol. Bioeng. 24, pp. 1591-1603,1982.
- 37.Van. Ginkel, C. G., Tramper, J., Luyben, K. Ch. A. M. and Klapwijk, A.,Characterization of *Nitrosomonas europaea* immobilized in calcium alginate, Enzyme. Micro. Technol. 5, pp.297-303, 1983.
- 38.Tramper, J. and Grootjen, D. R. J., Operation performance of *Nitrobacter agilis* immobilized in carrageenan, Enzyme Microb. Technol., 8,pp. 477-480, 1986.
- 39.Wijffels, R. H. and Tramper, J., Performance of growing *Nitrosomonas europaea* cells immobilized in κ -carrageenan, Appl. Microb. Biotechnol. Vol.32, pp.108-112, 1989.

40. Tanaka, K., Tada, M., Kimata, T., Harada, S., Fujii, Y., Izuguchi, ., Mori, N. and Emori, H., Development of new nitrogen removal system using nitrifying bacteria immobilized in synthetic resin pellets, *Wat. Sci. Tech.* 23, pp. 681-690, 1991.
41. Sumino, T., Nakamuro, H., Nori, kawaguchi, Y. and Teda, M., Immobilization of nitrifying bacteria in porous pellets of urethane gel for removal of ammonium from wastewater, *Appl. Microb. Biotechnol.* 36, pp. 556-560, 1992.
42. Sumino, T., Nakamuro, H., Nori, kawaguchi, Y., Immobilization of nitrifying bacteria by polyethylene glycol prepolymer, *J. Ferment. Bioeng.* 73, pp. 37-42, 1992.
43. Kokufuta, E., Shimohashi, M., and Nakamura, I., Immobilization of *Paracoccus denitrificans* cells with polyelectrolyte complex and denitrifying activity of immobilized cells., *J. Ferment. Technol.* 64, pp. 533-538, 1986.
44. Wijffels, R. H., Schukking, G. C. and Tramper, J., Characterization of a denitrifying bacterium immobilized in κ -carrageenan, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 34, pp. 399-403, 1990.
45. Lemoine, D., Touenne, T., and Junter, G. A., Biological denitrification of water in a two-chambered immobilized-cell bioreactor, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 36, pp. 257-264, 1991.

強酸、強鹼性廢水流入生物反應槽後 對於微生物活性之影響與評估

王敏誠*、蔡清讚**

摘 要

在廢水處理的過程中，不同的進流廢水性質所產生之生物活性指標值也會不同，一般而言，當進流水水質水量穩定時，生物反應系統也會處於一種平衡狀態，一旦進流水水質或水量改變後，生物系統會開始適應這個變化而達到另一種狀態的平衡，此時就必須利用各種分析方法以評估生物系統改變的趨勢。在本文中我們利用 NADH 螢光反應、脫氫酵素、氧化還原電位、總生菌數以及一般分析項 (如: pH、DO、MLSS、MLVSS) 和微生物相的觀察，以期掌握在強酸以及強鹼性廢水下，生物反應槽的活性。

【關鍵字】

1. 總 NADH 螢光反應(total NADH – fluorescence reaction)
2. 脫氫酵素(dehydrogenase)
3. 生物性指標(biological potentials)
4. 氧化還原電位(redox potentials)

*官田工業區管理中心污水處理廠化驗員

**中國醫藥學院環境醫學研究所副教授

實驗結果顯示，脫氫酵素分析法與總生菌數分析比較能表現出反應槽受到衝擊後生物活性的真正結果，但是耗時且未能即時分析是其最大的缺點，而 NADH 螢光反應強度以及氧化還原電位雖能立即反應出整個系統的改變(兩者互為反比)趨勢，但仍無法得知生物反應槽中真正活性的大小，尚必須配合脫氫酵素分析和微生物相觀察才行，因此要準確掌握生物反應槽的活性，除了要先建立生物反應槽的長期資料外，仍需配合其它儀器，以瞭解抑制微生物活性的真正原因，方能達到監測的目的。

一、前 言

1.1 計畫緣起

活性污泥法(Activated Sludge Process)是目前國內各工業區污水處理廠所常用的一種二級生物處理(Secondary Biological Treatment)方法，其主要系統是由兩個部份所構成，第一個部份是“曝氣池(Aeration Tank)”，原廢水經前處理或初級處理後進入曝氣池內，在好氧的環境下與活性污泥內的微生物接觸，利用微生物將廢水中的溶解性有機物質氧化分解，第二部份是“沉澱池(Settling Tank)”，來自曝氣池的混合液進入沉澱池後，經污泥沉澱濃縮作用，產生固(活性污泥)液(處理水)分離，沉澱後的污泥一部份迴流至曝氣池，以維持適量的食微比，一部份則排放到污泥處理系統再處置，而處理水則排放到承受水體，所以，活性污泥系統的操作原則乃是在維持一個適合好氧性微生物的生長環境，以減少放流水中污染物的量，另一方面也使沉澱池的固液分離達到最佳效果，防止懸浮物固體逸出，提高放流水之水質。但由於工業區在規劃初期並無法全然掌握廠商類別以及所產生的事業廢水特性，造成進流廢水的水質瞬息萬變，雖然大部份的有機性或無機性懸浮固體可在前處理或初級處理設施中被去除，但是進入到曝氣池中的水質依舊難以管制，常造成生物反應槽(Bioreactor)的功能降低。

1.2 計畫目的

掌握曝氣池中微生物的活性(Activity)或是存活細胞的量，同時迅速監測進流水質對於生物反應槽的影響，是決定二級生物處理系統能否有效分解進流水中有機物質及其效率的重要因素，因此本計畫的目的是在利用各種活性污泥之診斷技術(包括：NADH 螢光反應、脫氫酵素分析、總生菌數分析、氧化還原電位.....等)，來評估在強酸、強鹼性廢

水下微生物活性的變化，以當作評估性的生物性指標(Biological Index)。

二、研究設計與步驟

2.1 研究方法

2.1.1 實驗設備(如圖 1)

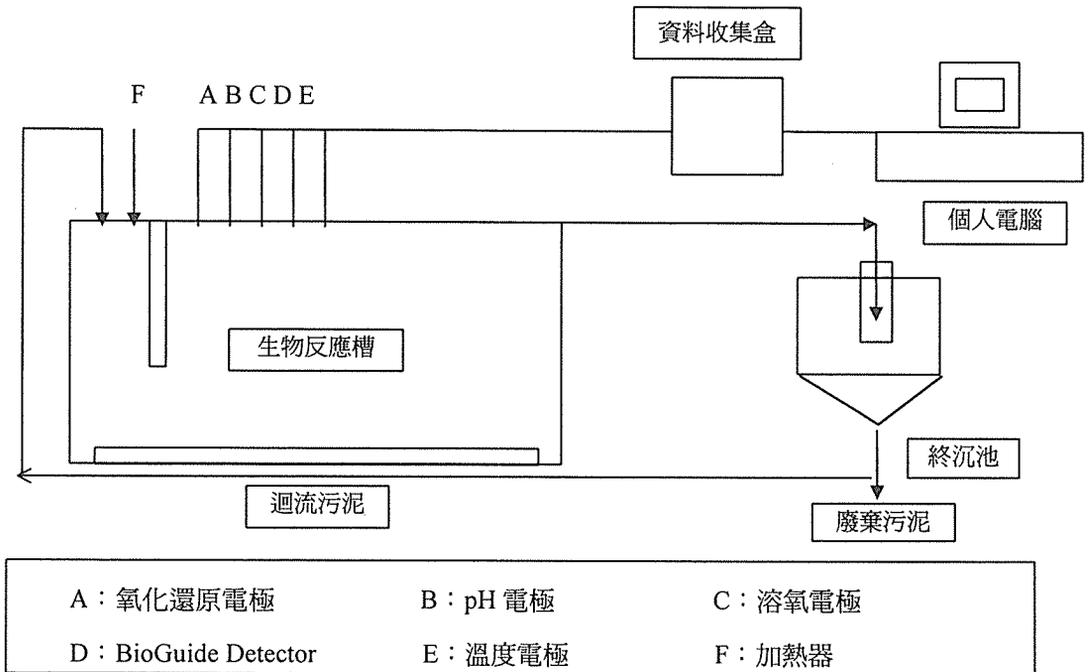


圖 1 實驗設備配置圖

2.2 分析方法

2.2.1 微生物相的分析方法

活性污泥取自曝氣池出口處，顯微鏡觀察須在採樣後 1 小時內進行，若無法觀察時，

則須保存在 4-7°C 內，且水樣量應在 1/3 採樣瓶容量以下，同時若是活性污泥濃度在 3000mg/l 以上，則應該用 2-5 倍的無菌水稀釋。一般微生物的直接計數是採用“血球計數器(standardcyt ometer)”，其操作步驟如下：計數器上之凹處有一個邊長 1mm 之正方形格子，再區分為 25 方格，每個大方格再細分為 16 個小方格，每小方格之邊長 0.05mm，蓋上蓋玻片後，玻片與計數器的間距恰好為 0.1 mm，故每一小格之容積為 0.00025mm³，計算方格中之各類微生物即可求得每 cm³ (=ml) 樣品中之各類微生物數目。以吸管吸取水樣，滴一滴在血球計數器上之凹處，隨即蓋上蓋玻片，靜置 2-3 分鐘，使微生物能沉落在底部，以顯微鏡 400 倍檢視，計算在 25 個大格中的總數，分裂中之微生物作為一個計算，微生物恰好在線上者只計算落在方格右方及下方線上者，落於上方和左方不計，如此計算 50 個大格，求其平均值二重複數次求總平均值。

2.2.2 水中總生菌數檢測方法(濾膜法)

取適當水樣，先進行稀釋步驟，分別用滅菌後之吸管依序作成一系列適當範圍的稀釋水樣(在本次實驗中分別以 1/10 倍稀釋到 10⁻⁹)，然後每一個稀釋水樣各取 10ml 來過濾且每個稀釋倍數至少做二個重複分析，於 35°C ± 1°C 培養 48 小時。『計數』；一般情況下選取相同稀釋倍數且菌落數約 20-200 個的二重複濾膜來計數，若菌落數未落在 20-200 個之間，則選取最接近 0 或 200 個落菌數的二重複濾膜來計數，其中：

生菌數 = (選取菌落數 20-200 個之間的菌落數總和)/(選取過濾水樣之實際體積)

2.2.3. 脫氫酵素

取 50ml 的曝氣池活性污泥，並以 0.15%Tris-buffer solution 稀釋到 250ml，然後以 sonicater 設備均質化，加入 1ml 0.15% 的 2-(P-iodophenyl)-3-(P-nitrophenyl)-5-phenyltetrazolium chloride(簡稱 INT-reagent) 到一褐色試管中，再加入 9ml 已均質化的活性污泥到褐色試管，混合均勻後在 37°C 中培養一小時。取此褐色試管，加入 40ml 95% Ethanol 後(主要在停止生物反應及抽取 DHASE)，在暗室靜置 30 分鐘，以 4000rpm 離心此萃取液 20 分鐘，取上澄液，然後利用分光光度計在 483nm 測其吸光度。取 1.0ml 的蒸餾水代替 1.0ml 的 INT-reagent 重複上述步驟，以做空白試驗(Blank Test)。取 20ml 的曝氣池活性污泥，分析其 suspended solids & volatile suspended solids。「.Calibration curve 的製備」：以 95% ethanol 配製一系列的 2-(P-iodophenyl)-3-(P-nitrophenyl)-5-phenyltetrazolium chloride formazan(INTF)標準溶液，濃度為 0.2 ,0.5,1.0,2.0,3.0,5.0umole/50ml ethanol，然後

38 強酸、強鹼性廢水流入生物反應槽後對於微生物活性之影響與評估

在 483nm 測其吸光度，並以 INT.F standard solution 對吸光度作圖，建立迴歸校正曲線。

「計算」我們可以利用校正曲線推估「未知樣品」的 T.F 濃度，而樣品 DHase 的活性可由 $TFconc./VSS\ conc.$ 計算，如： $\mu\ mole\ TF/g\ VSS$ 。

2.2.4 NADH 螢光反應法

使用 BioChem 公司所生產之 BioGuide Detector System。其構造與原理如圖 2、3 所示。

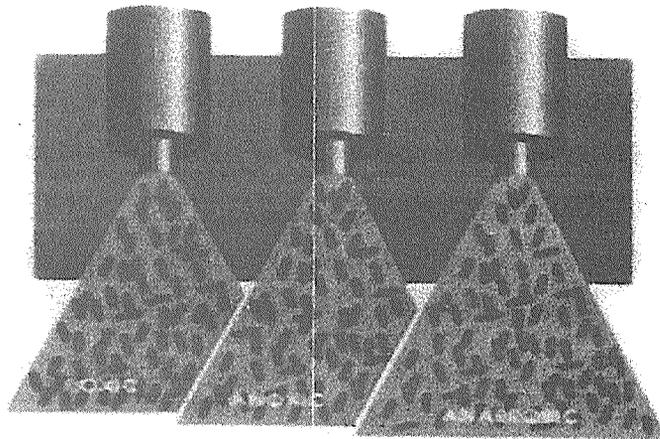


圖 2 BioGuide detector 在生物處理單元中之螢光反應(強螢光反應代表微生物處於「厭氧狀態」，中度螢光反應代表微生物處於「嫌棄狀態」，低度螢光反應代表微生物處於「喜氣狀態」)

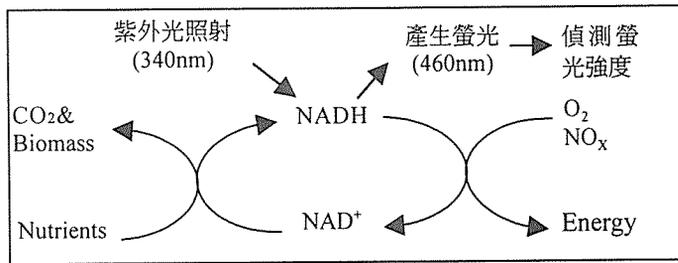


圖 3 BioGuide detector system 之分析原理

2.3 研究步驟

將已馴化的活性污泥置於曝氣槽 (Aeration Tank) 中,依標準的活性污泥法操作 (如表 1)。然後將 6N NaOH 10ml 分兩次(120min 及 150min)加入到生物反應槽內,每隔 1 分鐘記錄一次曝氣槽的 pH、DO、ORP 及 t-NFR。每隔 20 分鐘取 50ml 的曝氣槽混合液,分析其總生菌數、MLSS、MLVSS、DHase 並觀察微生物相的變化。每隔 30 分鐘分析終沉池出水的 Suspended solids, COD, BOD 及 pH 值以便分析上述數據在不同酸鹼度條件下 t-NFR, ORP, DHase 以及微生物相的變化情形,並評估其對放流水水質以及和強酸、強鹼性廢水之間的關係。強酸性廢水則在實驗開始時加入 1N H₂SO₄ 40ml,並依上述步驟操作。

表 1 本次實驗所採用活泥馴養的操作條件

操作條件	標準活性污泥法
平均細胞停留時間(day)	4~15
食微比(kgBOD/kgMLSS-day)	0.2~0.4
體積負荷(kgBOD/M-day)	0.3~0.6
曝氣池內水力停留時間(hr)	4~6
迴流污泥比	100%
COD、BOD ₅ 去除率(%)	85~95
空氣需氧量(M ³ /kgBOD ₅)	50~60
SVI	90~120
MLSS(mg/l)	1,500~3,000

三、結果與討論

3.1 強鹼性廢水對於微生物活性的影響

3.1.1 總 NADH 螢光反應

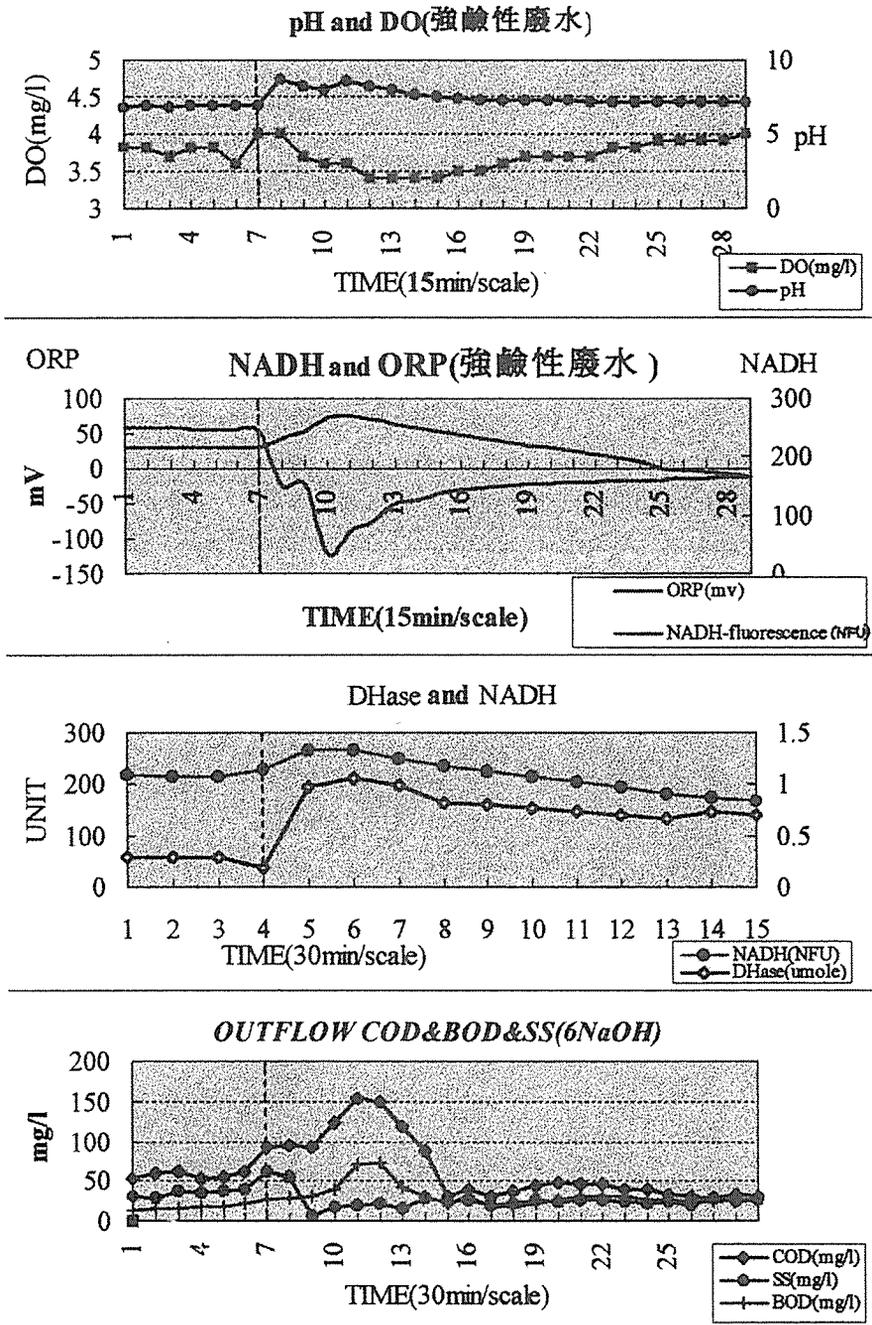
當第一次加入 10ml 的 6N NaOH 到生物反應槽時，總 NADH 螢光反應 (t-NFR) 開始迅速上升到 229.58NFU 後緩慢增加，在加入第二次相同劑量的 6N NaOH 到系統中，總 NADH 螢光反應 (t-NFR) 亦會持續增加一直到 271.48NFU (最大值) 然後再緩緩下降，到實驗終了時已經降到原來的基準值以下 (如圖 4 所示)，由此可知，當強鹼性廢水流入生物系統後，首先 (1) 抑制微生物體內酵素之反應，使得 NADH 無法提供 H⁺ 供脫氫酵素所需而累積，造成系統中的“總螢光反應 (t-NFR)”大幅度的上升。(2) 因為強鹼性廢水造成大量細菌破裂死亡，再加上生物系統由於強鹼性廢水流入使得 pH 增加 (如圖 4 所示)，NADH 會逆反應形成 NAD⁺ ($\text{NADH} + \text{H}^+ \rightarrow \text{NAD}^+ + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^-$) 因此，系統中的“總螢光反應 (t-NFR)”會下降甚至低於原來穩定狀態的基準值。

3.1.2 氧化還原電位

當加入 10ml 的 6N NaOH 到生物反應槽後，由於 NaOH 提供了大量的氫氧離子 (OH⁻)，使得系統的氧化還原電位迅速下降，在第一次加入 NaOH 時，其氧化還原電位 (ORP) 即下降到 -24.3mv，在第二次加入 NaOH 後，氧化還原電位更是降低到 -121.8mv，因此，從圖 5 中可以得知，氧化還原電位是隨著 pH 的上升而下降，兩者間呈反比關係。

3.1.3 總生菌數與揮發性懸浮固體比

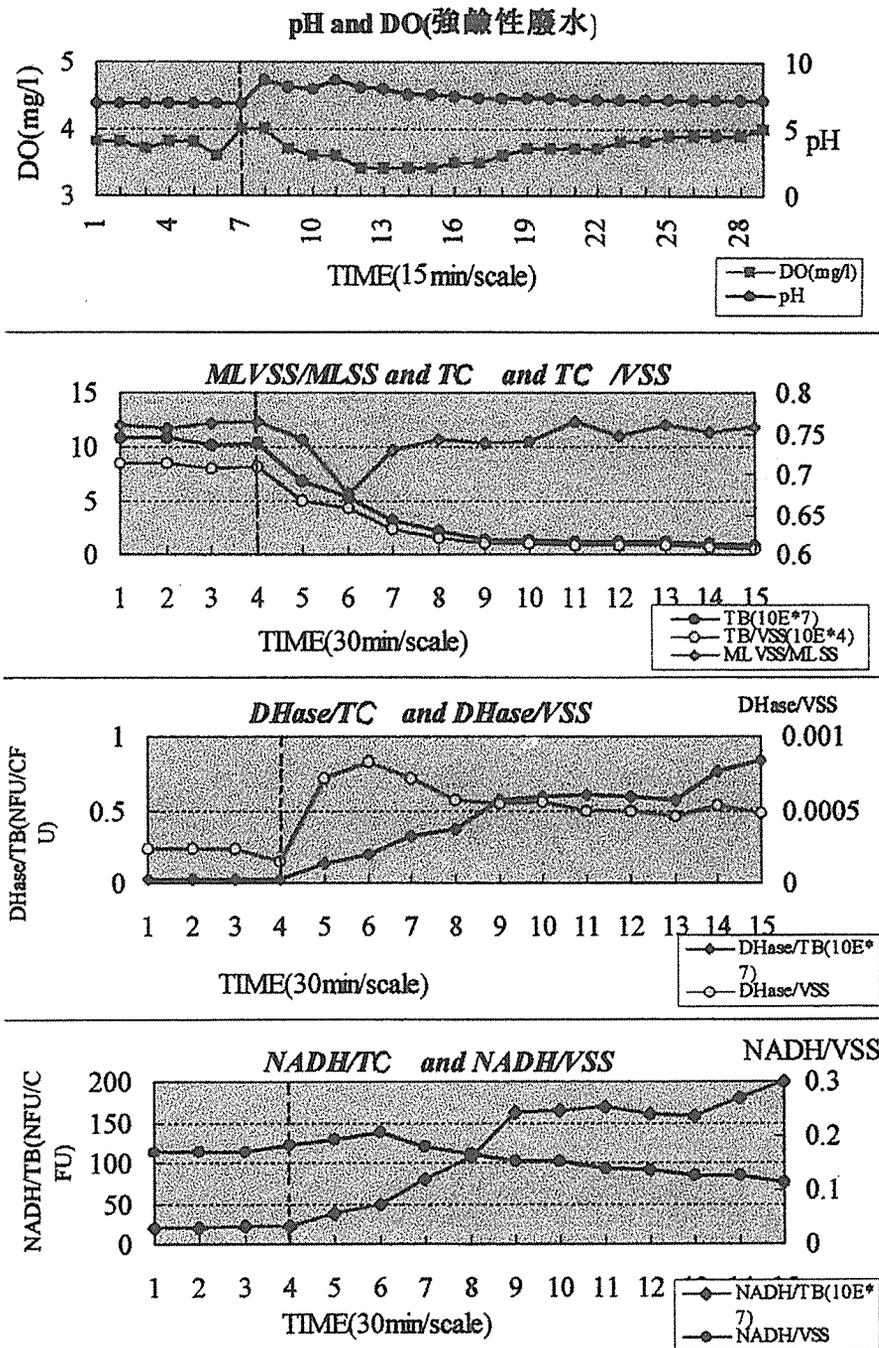
由於廢水的強鹼性，會使得微生物的滲透壓改變而造成細胞破裂，因此系統中的總生菌數也會開始降低 (如圖 5 所示)，但是系統的揮發性懸浮固體比率 (MLVSS/MLSS；常用於生物反應槽的活性指標之一) 除了在加藥後 90 分鐘內有明顯的降低外，其餘時間依然維持其比率，由此可知，“揮發性懸浮固體比率”可以測出在強鹼性廢水流入生物反應槽後系統的立即反應，而總生菌數 (TC) 不僅可以即刻反應出系統正受到強鹼性廢水的抑制，同時也可以藉此了解到鹼液對於系統的抑制強弱與結果。



虛線為 6N NaOH 10ml 之加藥點

圖 4 強鹼性廢水進入生物反應槽後，各項參數之變化曲線圖

42 強酸、強鹼性廢水流入生物反應槽後對於微生物活性之影響與評估



虛線為 6N NaOH 10ml 之加藥點

圖 5 強鹼性廢水進入生物反應槽後，各項生物性指標(BAI)的曲線變化圖

3.1.4 脫氫酵素

1. 單位揮發性懸浮固體之脫氫酵素 (DHase/VSS)

脫氫酵素存在於細菌體內的量，在大部分的狀態下是與 NADH 的量成正比關係（也就是脫氫酵素的量增加後，NADH 的量也會隨之增加，以配合脫氫作用的進行），因此，從本項實驗中可以發現到（如圖 5），當強鹼性廢水流入生物反應槽後，由於系統的酸鹼度（pH）改變（如圖 4 所示），會立刻影響微生物體內酵素作用的進行，同時也抑制了脫氫酵素的作用，導致系統（生物反應槽）內“脫氫酵素”的濃度增加，但是如果 pH 持續增加將會使得細菌體內外的滲透壓改變，導致細菌的死亡，所以整個系統的脫氫酵素濃度將會減少，但是“揮發性懸浮固體量（VSS）”並不隨著強鹼性廢水的加入而減少，反而略為增加，所以，“單位揮發性懸浮固體之脫氫酵素（DHase/VSS）”在達到一最大值後，會隨著時間的增加而減少。

2. 單位總生菌數之脫氫酵素 (DHase/TC)

由 3.1.3 可以得知生物反應槽中的總生菌數（TC；Total count）在強鹼性廢水進入生物反應槽後，即因細菌的死亡而明顯的減少，雖然系統中的總脫氫酵素量也會因為細菌的死亡而下降，但是“單位總生菌數之脫氫酵素（DHase/TC）”卻是增加的（如圖 5 所示），所以，在評估強鹼性廢水對於生物反應槽的影響時，單位總生菌數之脫氫酵素更能表現微生物受到抑制的情形。

3.1.5 單位總 NADH 螢光反應之活性 (t-NFR/VSS and t-NFR/TC)

在本項實驗中，由圖 5 可看出，不論是“單位揮發性懸浮固體之總 NADH 螢光反應（t-NFR/VSS）”或是“單位生菌數之總 NADH 螢光反應（t-NFR/TC）”皆與單位活性之脫氫酵素的變化曲線相似，因此可以觀察到兩者對於強鹼性廢水流入生物反應槽的反應機制（mechanism）是類似的，唯一的不同點在於單位揮發性懸浮固體之脫氫酵素（DHase/VSS）在受到抑制後，其穩定值（即反應終點前之值）會略高於未受抑制前的基準值，而單位揮發性懸浮固體之總螢光反應值（t-NFR/VSS）之穩定值會低於未受抑制前的基準值。

3.1.6 強鹼性廢水對於微生物相的影響

當強鹼性廢水流入生物反應槽時，可以從顯微鏡中看出微生物變化的情形，首先是緣毛目鐘形蟲（*Vorticella* 屬）以及下毛目膝楯纖蟲（*Aspidisca* 屬）立即受到影響，其中

44 強酸、強鹼性廢水流入生物反應槽後對於微生物活性之影響與評估

緣毛目鐘形蟲、累枝蟲 (*Vorticella* 屬) 在鹼液流入後，先是：

1. 蟲體產生斷柄、圍肛現象 (如圖 6、7)。
2. 蟲體開始膨脹 (如圖 8)。
3. 蟲體內的胞核消失 (如圖 9)。
4. 蟲體破裂消失，只殘留某些細胞內容物 (如圖 10)。

而下毛目楯纖蟲 (*Aspidisca* 屬) 的活動力則是被抑制進而停止活動並死亡，葦頂蟲 (*Arcella* 屬) (如圖 11、12)、輪蟲 (*Rotaria* 屬) 也會隨著鹼液的加入而消失，因此利用微生物的變化情形，可以評估出生物反應槽的活性是否良好，是一個不錯的生物性指標 (Biological Index) (如表 2)。

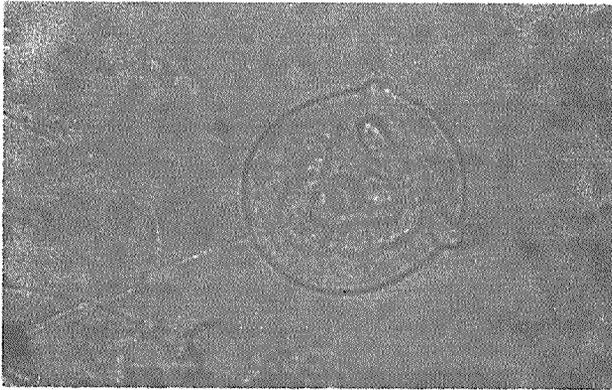


圖 6 正常型態之緣毛目鐘形蟲

3.2 強酸性廢水對於微生物活性的影響

3.2.1 總 NADH 螢光反應 (Total NADH-fluorescence reaction; t-NFR)

BioGuide Detector System 主要是利用存在於細胞內 NADH 的螢光反應強度，來判斷生物系統中微生物的活性大小，但是微生物體內的電子轉移系統與生物反應槽中的 pH 值有密切關係，這是因為微生物體內的電子轉移必須利用酵素反應來進行，而酵素本身就是一種蛋白質 (為兩性物質)，容易被存在環境中 pH 的作用而影響，因此，當強酸性

廢水流入生物反應槽後，會使得系統中的 pH 下降，同時提供了大量的氫離子 (H^+)，迫使反應向 NADH 合成的方向進行 ($NAD^+ + H^+ + 2e^- \rightarrow NADH$)，所以，總 NADH 螢光反應強度會隨著酸性廢水的加入而增加 (如圖 13 所示)。



圖 7 當酸、鹼廢水流入生物反應槽後，鐘型蟲產生「斷柄」現象(箭頭處)

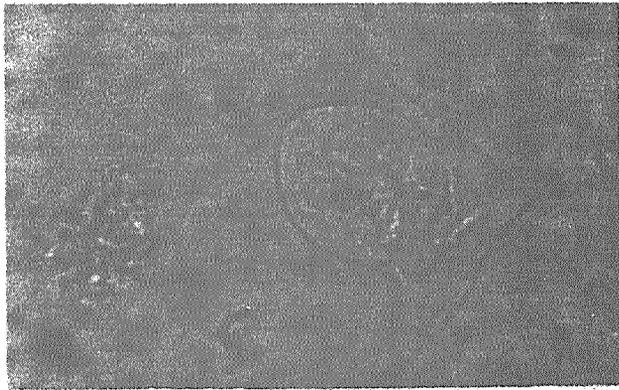


圖 8 滲透壓改變，鐘型蟲蟲體趨於圓形

46 強酸、強鹼性廢水流入生物反應槽後對於微生物活性之影響與評估

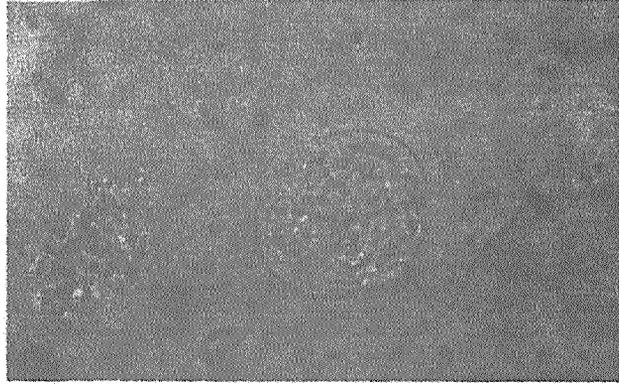


圖 9 蟲體緣毛部分開始密閉(箭頭處)並呈圓形

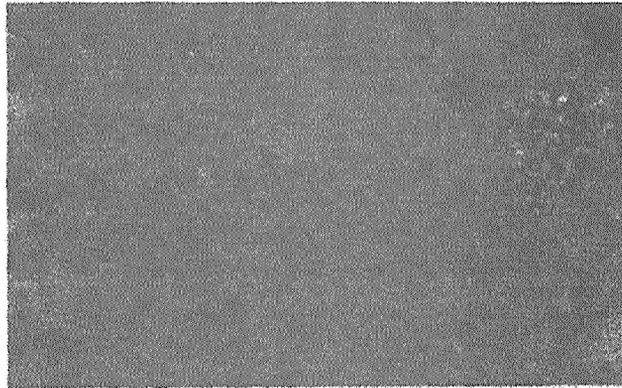


圖 10 鐘型蟲膨脹破裂，只剩下細胞殘留物(箭頭處)。

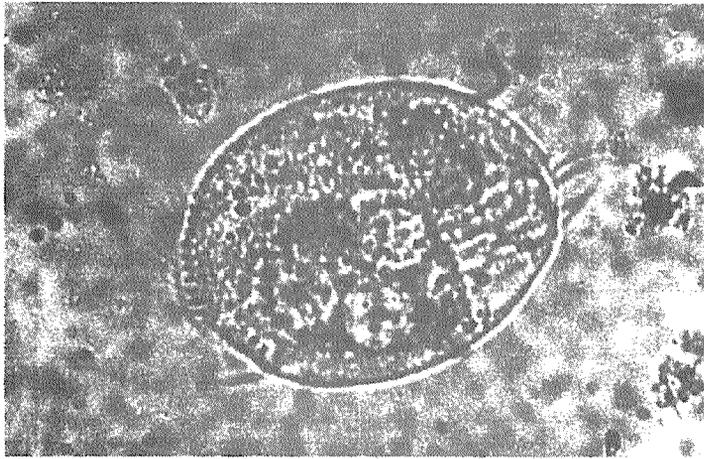


圖 11 正常狀態下之楯織蟲(良好水質之生物性指標)

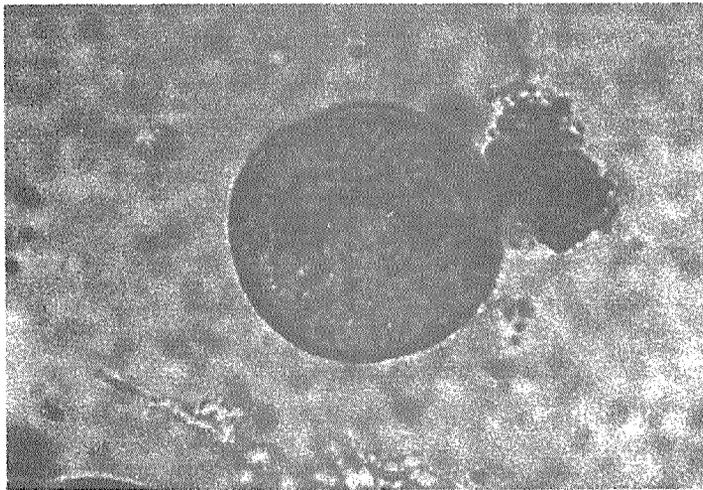


圖 12 正常狀態下之葦頂蟲(良好水質之生物性指標)

48 強酸、強鹼性廢水流入生物反應槽後對於微生物活性之影響與評估

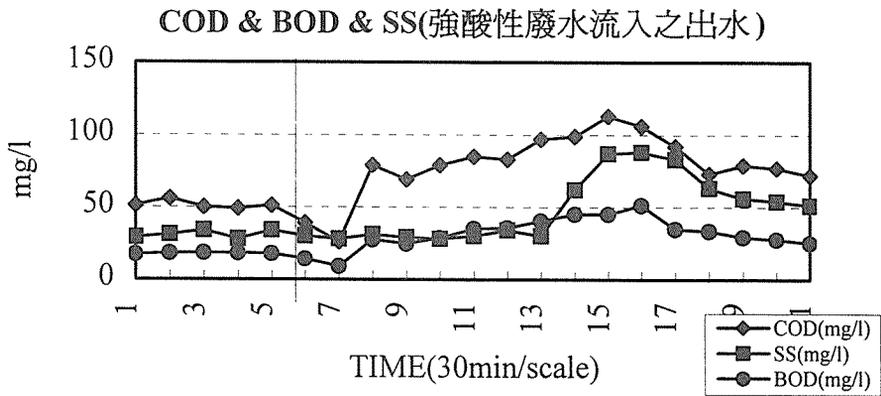
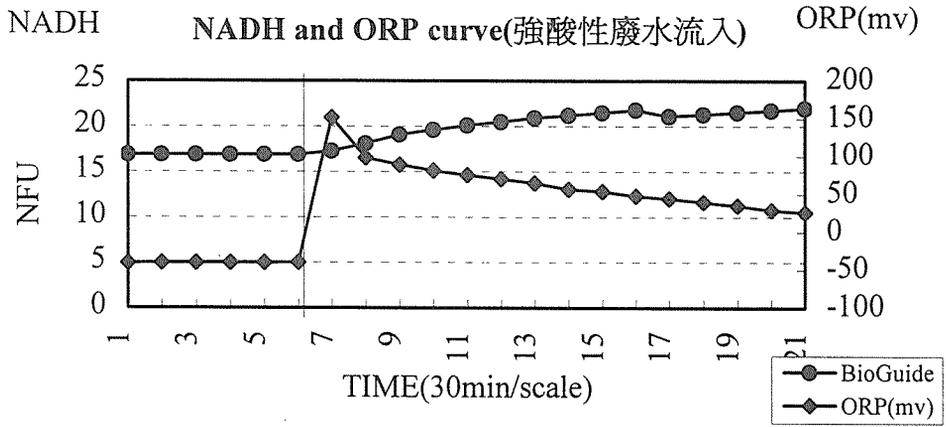
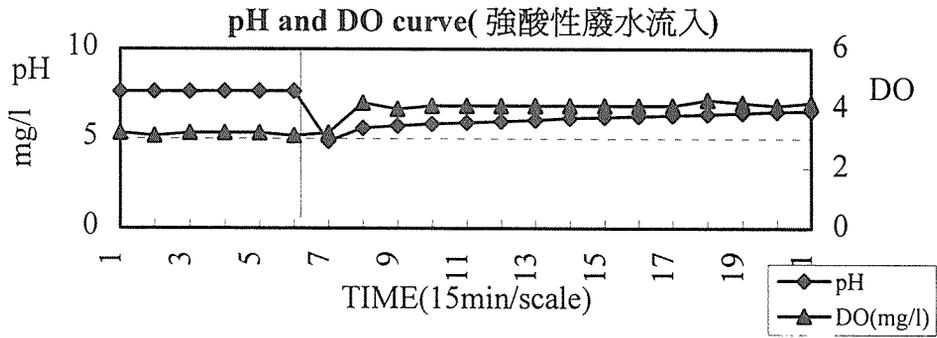
表 2 強酸性廢水進入生物系統後微生物相的變化表

項 目	0 min	30 min	60 min	90 min	120 min	150 min	180 min	210 min	240 min	270 min	300 min	330 min	360 min	390 min
裸口目 斜管虫	7	5	7	3	11	16	18	7	5	1 1	8	11	12	15
毛口目 草履虫	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
吸管虫 目倒錐 虫	-	-	-	1	1	1	2	3	-	-	-	-	3	-
緣毛目 鐘形虫	9	7	9	7 1	5 2	4 1	4 1	3 2	2 1	4 2	5 1	6 1	2	4
累枝虫	-	1	-	-	1	-	2	-	1	-	-	1	1	3 2
下毛目 游仆虫	2	3	2	1	1	1	-	2	2	-	1	-	-	-
盾纖虫	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
變形虫 目變形 虫	1	1	1	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	1
草頂虫	2	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
輪虫目 輪虫	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
纖毛虫	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

註：淺色表示失去活性的數目

3.2.2 氧化還原電位(Oxidze Redox Potentials ; ORP)

如 3.2.1 所敘述，氧化還原電位 (ORP) 與總 NADH 螢光反應強度 (t-NFR) 兩者間的不同，在於總 NADH 螢光反應強度是測量細胞體內所存在 NADH 的量，而氧化還原電位則是測量整個系統中的氧化還原變化情形，所以，當強酸性廢水進入到生物反應槽後，大量的氧化性物質 (H⁺) 會使得系統中的氧化還原電位上升 (如圖 13)，但也由於進流合成廢水中含有某些緩衝物質 (如：KH₂PO₄、NaHCO₃)，會使得氧化還原電位上升到一定範圍後，開始下降。



註：實線處為強酸性廢水之加入點

圖 13 強酸性廢水流入生物反應槽後，各項參數與放流水水質之變化曲線圖

3.2.3 酸鹼度(pH)與溶氧(DO)

在強酸性廢水流入生物反應槽後，系統的 pH 值會開始下降，同時，因為微生物受到抑制、死亡而減少，所以溶氧值 (DO) 也會跟著上升 (如圖 13 所示)。

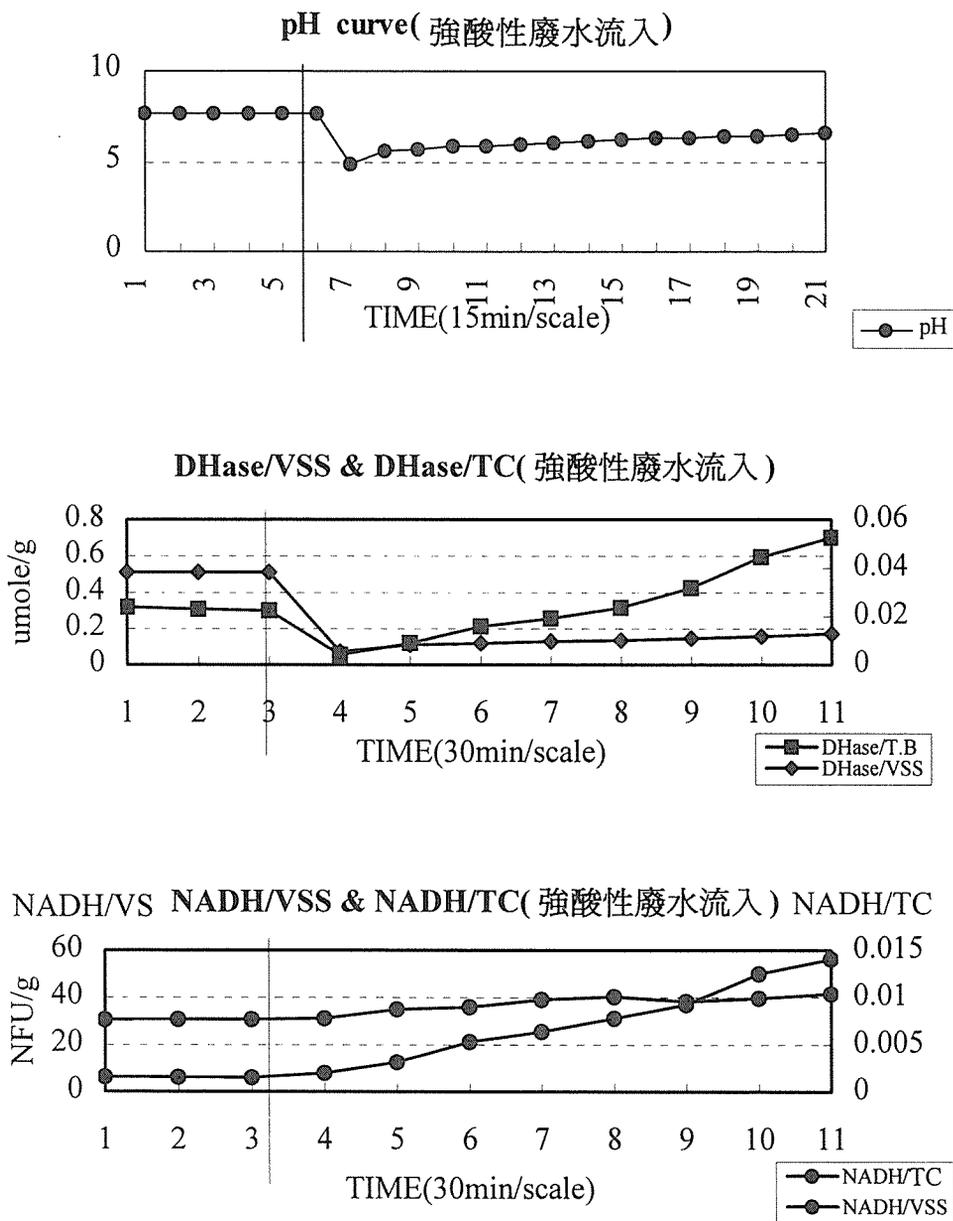
3.2.4 總生菌數(Total Count ; TC)與揮發性懸浮固體比(MLVSS/MLSS)

對大部分的細菌而言，最佳的生長酸鹼度 (pH) 值在 6.5–7.5 之間，而限制生長曲線的酸鹼度則在 5.0 到 9.0 間，因此當強酸廢水進入到系統以後，不僅會使得細菌的生長受抑制，同時也會造成細菌破裂、消失，所以生物反應槽中的總生菌數 (TC) 將會迅速下降 (如圖 14 所示)，但是，對於我們經常用於評估生物反應槽活性的揮發性懸浮固體比率 (MLVSS/MLSS) 而言，幾乎沒有什麼改變，所以當酸性廢水流入生物反應槽時，如果依舊以揮發性懸浮固體比率 (MLVSS/MLSS) 來評估整個系統的活性時，容易造成失真的狀況。

3.2.5 脫氫酵素(Dehydrogenase ; DH ase)

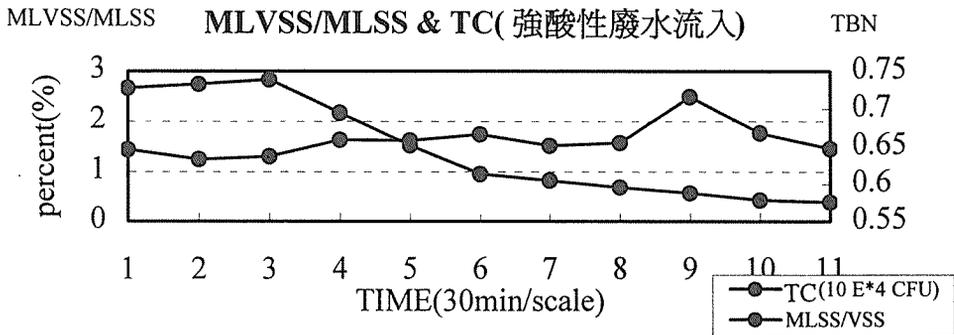
1. 單位揮發性懸浮固體之脫氫酵素 (DHase/VSS)

在本項實驗中，可以看出強酸性廢水對於脫氫酵素的影響，當我們加入 40ml 的 1N H_2SO_4 到系統後，微生物體內的脫氫酵素明顯受到抑制而減少，這可能是剛開始時，強酸性廢液提供了大量的氫離子 (H^+)，使得脫氫酵素與之反應後濃度減少，再加上強酸性破壞了微生物的生長與存活，造成生物反應槽的總生菌數降低，所以系統中的脫氫酵素量也會降低下來 (如圖 14 所示)，然後，系統中的緩衝物質或鹼性物質會和硫酸中和，使生物反應槽的 pH 值會逐漸上升，無法再提供高濃度的氫離子，同時由於揮發性懸浮固體量 (VSS) 幾乎沒有明顯變化，所以，單位懸浮固體之脫氫酵素濃度 (DHase/ VSS) 也會維持在一穩定的範圍內微幅上升。



註：實線處為強酸性廢水之加入點

圖 14 強酸性廢水進入生物反應槽後，生物活性指標 (BAI) 之變化曲線圖



註：實線處為強酸性廢水之加入點

圖 14 強酸性廢水進入生物反應槽後，生物活性指標 (BAI) 之變化曲線圖續

2. 單位總生菌數之脫氫酵素 (DHase/TC)

單位總生菌數之脫氫酵素 (DHase/TC) 變化情形與單位懸浮固體之脫氫酵素濃度 (DHase/VSS) 相類似，但當系統的 pH 值逐漸上升後，單位總生菌數之脫氫酵素 (DHase/TC) 增加的速度會比較快 (如圖 14 所示)，這是因為單位總生菌數之脫氫酵素相當程度反應出生物反應槽受到強酸性廢水破壞後，造成總生菌數大量減少的事實，所以可以發現到單位總生菌數之脫氫酵素 (DHase/TC) 似乎比較能代表整個系統受到抑制後，個別微生物的活性 (Activity)。

3.2.6 單位總 NADH 螢光反應之活性 (t-NFR/VSS and t-FR/TC)

1. 單位揮發性懸浮固體之總螢光反應 (t-NFR/VSS)

因為強酸性廢水的加入，使得生物反應槽的 pH 值開始降低，從 3.2.1 中可以得知，系統中的總螢光反應 (t-NFR) 會開始增加，同時，由於酸性廢水提供了大量的氫離子 (H⁺)，減少了 NADH 與脫氫酵素的反應量，所以，由圖 12 中可以看出，單位揮發性懸浮固體之總螢光反應 (t-NFR/VSS) 也是成增加的趨勢。

2. 單位總生菌數之總螢光反應 (t-NFR/TC)

“單位總生菌數之總 NADH 螢光反應 (t-NFR/TC)”的變化曲線以及原理和“單位

揮發性懸浮固體之總螢光反應 (t-NFR/VSS) ”相類似，但由於生物反應槽中的總生菌數在強酸性廢水加入後已經明顯的降低，所以“單位總生菌數之總 NADH 螢光反應 (t-NFR/TC) ”上升的幅度會比“單位揮發性懸浮固體之總螢光反應 (t-NFR/VSS) ”的上升幅度來的大，更可反應單位生菌數受到強酸抑制後的變化情形 (如圖 9)。

3.2.7 強酸性廢水對於微生物相的影響

如同強鹼性廢水流入生物反應槽一般，微生物 (特別是緣毛目鐘形蟲、累枝蟲與變形蟲目的葷頂蟲) 受到明顯的抑制進而被破壞、死亡 (如表 3 所示)。

表 3 強酸性廢水進入生物反應槽後微生物相的變化表

項 目	0 min	30 min	60 min	90 min	120 min	150 min	180 min	210 min	240 min	270 min	300 min
裸口目 斜管虫	-	-	-	-	1	1	4	1	3	1	2
毛口目 草履虫	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
吸管虫 目倒錐 虫	-	-	-	1	-	2	2	1	1	1	2
緣毛目 鐘形虫	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	1 1
累枝虫	-	3	1	-	-	-	-	3	-	5	-
下毛目 游仆虫	1	-	1	1	-	2	-	-	-	2 2	-
盾織虫	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
變形虫 目變形 虫	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
葷頂虫	5	8	4	1 4	3 2	6 2	2 4	3 3	2	2	3
輪虫目 輪虫	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-
纖毛虫	2	4	2	3	2	1	2	2	3	4	3

註：淺色表示失去活性的數目

四、結 論

由於廢水處理為一連續性的流程，事實上我們很難去控制每一個時段所進流的水質與水量，因此利用不同的測定方法〔包括：物理性化學性和生物性的分析〕以獲得程序控制所需的參數，是相當必要的一個步驟，由上述實驗中我們可以得到以下幾點結論：

1. 無論是強酸性廢水或是強鹼性廢水，流入生物反應槽內皆會造成系統中的總生菌數迅速死亡而下降，進而降低生物反應槽之污染物去除率。
2. 系統中的 pH 值高低會經由透壓改變影響到微生物體內的 pH 值，進而改變體內酵素的合成以及能量的產生，使分解效率增加或減少。
3. 以“揮發性懸浮固體比(MLVSS/MLSS ratio)”來評估生物反應槽內存活細胞的量，在酸鹼廢水進入時往往會有失真的現象，因為由實驗結果可以發現總生菌數因酸鹼廢水進入而減少時，揮發性懸浮固體的量卻沒有立即改變，這再控制生物處理流程的參數時（如：食微比 F/M、迴流污泥量...等），會產生錯誤的判斷。
4. 無論是 NADH 螢光反應法或是脫氫酵素分析法，當系統中的微生物含量高時，通常他們也會有較高的反應值(但是一些物理性分析法，如：氧化還原電位...卻無法反應出來)，一旦酸鹼性廢水進入後，經過一段反應時間(reaction time)他們也會隨著總生菌數的減少而反映出系統活性的降低。
5. 微生物相觀察為一良好的活性標的，特別是緣毛目鐘形蟲與蕈頂蟲對於酸鹼性廢水的敏感度高，若生物反應槽中有這兩種微生物，可以當作毒性物質是否進入系統的『生物性指標(Biological Index)』。

要準確掌握生物反應槽中微生物的活性，除了要先建立反應槽中微生物活性的長期變化資料外(包括：總生菌數、脫氫酵素含量、NADH 螢光反應量.....等)，依然需要配合現場之監測儀器(如：酸鹼度計、溶氧計、氧化還原電位計)，以其“即時(Real Time)”瞭解進流廢水之物化性質，避免有害因子進入系統中，才能有效的提高處理效率，確保放流水水質。

參考文獻

- 1.張鎮男，”以 ORP 作為水處理控制參數之探討”，工業區通訊，NO：12，p 4-5，SEP.1994。
- 2.呂學智、廖述良、余瑞芳、陳萬原，”單槽連續回分式活性污泥系統自動化研究監控之初步研究－以 ORP、pH、DO 作為監控參數之探討”，第二十屆廢水處理研討會論文集，pp2-69~2-75，1995 年 11 月。
- 3.Logue C., Koopman B. and Bitton G. (1983) , INT-reduction assays and control of sludge bulking, J. envir. Engineer 109, pp915~923.
- 4.Judy Awong, Garbrieli Bitton and Ben Koopman(1985), ”ATP、Oxygen uptake rate and INT-dehydrogenase activity of Actinomycete forms”, Water Res. Vol 7, pp917~921.
- 5.S.S. Cheng、P.S. Tsai、Y.F. Lee and P.W.Liu (1992) , ”Determination of Dehydrogenase Activity as an Index of Bioactivity in Upflow Anaerobic Sludge Blanket Process”, Modern Science and Technology Application Symposium, MACSTA, Lcience, Illiois U.S.A., proceeding pp84~88.
- 6.X.Yang,W.B.Armiger,J.F.Lee,S.Maneshin (1991) , ”On-line measure of NADH for monitoring biological nutrient removal process”, Water Pollution Control Federation, # AC91-013-002.
- 7.Terry J. MAH, Serger Maneshin, Xin Yang and Jaw F. Lee, ”Optimizat ion of Biological Activity Monitoring : System Development”, Water Enviroment Federation Specially Conference “Automating to Improve Water Quality”, June 1995.
- 8.Benedict R. Schwegler, Terry J. Man,Xin Yang and Jaw F. Lee, ”Biological Activity Monitoring for Real-Time Control of Biological Neutrient Removal : A Case Study “, Water Environment Federation Specially Conference “Automating to Improve Water Quality” ,June 1995.
- 9.Horvath J.J., Spangler C.J., “In situ On-Line Optical Fiber Sensor for Fluorescence

56 強酸、強鹼性廢水流入生物反應槽後對於微生物活性之影響與評估

Monitoring in Bioreactor”, *Medicine and Biology-Micrology*, pp 99-115,1992.

- 10.李季眉、林坤讓、朱昱學、林正祥，廢水處理功能生物診斷技術手冊，工業污染防治服務團工業污染防治技術手冊，84年4月。



廉潔 · 效能 · 便民



經濟部工業局

台北市信義路三段 41-3 號

電話：(02) 2754-1255

傳真：(02) 2704-3753

<http://www.moeaidb.gov.tw>

GPN:008344890199