

活性污泥絲狀微生物控制

徐瑞堂*

摘要

絲狀微生物膨化在處理家庭污水及食品工業廢水的活性污泥系統中有時候會經常發生，本文提出八種發生的原因及其防治法，其分別為：醣類含量高、缺乏營養鹽、硫化物含量高、低溶氧、低pH值、低基質濃度、高食微比及低食微比。據文獻指出強氧化劑，如氯、雙氧水、臭氧等能有效的暫時壓制絲狀微生物的生長。凝結劑，如明礬、氯化鐵、陽離子高分子電解質，能增加污泥的沉降速度。而選種槽的設置是根據膠羽形成微生物及絲狀微生物的生理差異設計而成，以壓制絲狀微生物的生長，為解決絲狀微生物膨化，較具效果之方法。

【關鍵詞】

- ①活性污泥(activated sluge) ②污泥膨化(sluge bulking)
- ③絲狀微生物(filamentous microorganisms) ④選種槽(selectors)

一、前言

活性污泥為最常採用的廢水處理方法，主要原因是此種處理系統較為可靠，且操作彈性大。活性污泥的主體為各種細菌；此外，包含有少量藻類、真菌類、原生動物類等等。在適宜的環境狀況，活性污泥含有硝化菌*Nitrosomonas* 與*Nitrobacter*。活性污泥常常含有絲狀微生物，絲狀微生物含量太高會引致污泥膨化(bulking)，使污泥之沉降速度緩慢且不易濃縮。

活性污泥也常含有較高等有機體如：原生動物，輪蟲及蠕蟲(worms)等，原生動物以細菌為其食物，會清除四處飄浮的細菌，對放流水的澄清有助益。

活性污泥微生物群的分配與廢水的成份、污泥齡、曝氣池中基質的濃度、溶氧、溫

*私立聯合工專環工科副教授

度及pH均有關係。它能形成膠羽，而易與廢水分離，膠羽的形成與廢水性質及處理程序之參數有關。

污泥的沉降速率用其層沉降速率(zone settling velocity, ZSV)來量測，污泥之濃縮性質用污泥容積指數(sludge volume index, SVI)來量測。SVI是指污泥沉降30分鐘後每1g乾污泥所佔的容積，以ml/g表示。

Pipes(1969)根據SVI將活性污泥分成下列三類：

正常污泥 $SVI < 100$

輕度膨化 $SVI = 100 - 200$

膨化 $SVI > 200$

正常污泥之ZSV大於0.6m/h，輕度膨化污泥之ZSV=0.3~0.6m/h，而膨化污泥之ZSV小於0.3m/h，一般終沉池的水力負荷設計為0.5~1.5m/h，故膨化的污泥將不能與處理後的水分離，而從終沉池溢流，使放流水增加SS及BOD(或COD)²。

Wahlberg與Keinath(1988)³發現ZSV與SVI的關係式如下：

$$ZSV = [15.3 - 0.0615(SVI)] \exp[-0.426 + 0.00384(SVI) - 0.0000543(SVI)^2]X$$

式中之單位，ZSV以m/h表示；X為活性污泥濃度，以g MLSS/L表示。此式之適用範圍為35ml/g≤有攪拌SVI≤220ml/g。污泥膨化有兩種型式：非絲狀菌膨化及絲狀菌膨化。非絲狀微生物膨化原因至今還不十分了解，可能是活性污泥分泌水化性(degree of hydration)高的外細胞物質，使污泥含高量的水。加氯、 H_2O_2 及 O_3 均能改變污泥外細胞物質的水化狀態，可克服膨化現象⁷。非絲狀微生物膨化很少發生，故很少引致操作上的麻煩。

絲狀菌膨化是由於污泥膠羽中含太多的絲狀菌，所造成的膨化現象。一般而言活性污泥都會有絲狀菌，當絲狀菌長得比膠羽形成菌(floc formers)快時就產生膨化現象。能引起污泥膨化現象的絲狀菌至少有30種，其生長速率與環境要求並不相同，故影響絲狀菌膨化的原因也不盡相同。

值得一提的是，輕度的污泥膨化(SVI=200~300ml/g)其放流水水質比沒有膨化的放流水水質好，因其SS值比較低。這是因為絲狀菌形成網狀物而將小膠羽捕捉住之故。Keefer(1963)⁴發現SVI=220至260ml/g時放流水之SS值最低。

家庭污水及食品工業廢水所產生之絲狀微生物，導致污泥有膨化現象。污泥膨化會有四個不利的結果：

1. 絲狀菌容易飄浮和放流水一起流走，使水質變差。
2. 絲狀菌使污泥在終沉池不易濃縮，導致迴流污泥流量需要增加，以維持曝氣槽中一定濃度的污泥，增加用電量。管流的摩擦損失與迴流污泥流量的平方成正比。
3. 絲狀微生物去除基質的速率比膠羽形成微生物慢。
4. 終沉池的面積需較大。

本文將討論絲狀菌生成的原因及其防治，及選種槽(selector)對防制絲狀菌之功能

及其設計。

二、絲狀微生物產生的原因與防治

活性汚泥絲狀微生物生長太多的主要原因及防治法敘述如下：

1. 廢水中含高量易被分解的有機物，如醣類，即葡萄糖、蔗糖、乳糖和麥芽糖及檸檬酸等，在完全混合的曝氣池中都容易產生絲狀微生物。有趣的是半乳糖(galactose)，雖然它和葡萄糖性質相近，但不會產生絲狀微生物。甲醇，洗衣及紡織工業廢水不會引發絲狀微生物膨化⁵。

防治的方法如：加入Cl₂或H₂O₂，或加設選種槽(selector)。選種槽的功能及設計容後說明。

2. 缺乏營養素

微生物的營養鹽除需較大量的氮及磷外，尚需微量的各種元素，如Fe, K, Mg, Ca, S, Mn, Mo, B, Na, Co, Ni等⁶。微生物並非需要所有這些元素，僅需某些元素而已。這些微量元素具有以下功能：(1)金屬酵素活性體(metallic enzyme activators)需要這些元素。金屬酵素活性體能促進微生物的生長。(2)氧化一還原反應中電子的傳送需要這些元素。由於絲狀微生物具有較高的表面積與體積之比，在低濃度的水域中，比膠羽形成微生物較易獲得營養鹽，故成優勢群。在一處理混合家庭污水與食品廢水之廢水處理場，加微量的元素證明能改進污泥沉降速率⁶。

3. 含硫化物的腐臭污水

某都市污水處理場⁸，污水含硫化物0.1~2.3mg/L，引致絲狀微生物膨化。此絲狀微生物利用硫化物當做能源（將硫化物氧化成硫，並留在細胞內）。這些微生物包括*Thiothrix spp.*, *Beggiatoa spp.*及021N及0914型。它們是自營菌、喜氣菌，但有些是異營菌，或兼具自營及異營特性，會利用硫化物及厭氣酸酵產生的小分子有機酸（如醋酸），因此在腐臭的水中它們容易生長⁸。

水中之硫化氫對大多數的微生物而言，均具有毒性，並使金屬生成硫化物沉澱，致微量元素缺乏，膠羽形成微生物難以生存。

防治的方法為將廢水先曝氣或加金屬化合物以去除硫化物至1mg/L以下。在一模廠實驗中，水力停留時間12分，曝氣量0.64m³(20°C, 1atm)/m³廢水，可將都市污水中的硫化物去除50%，以工業用硫酸鐵(43~45% Fe₂(SO₄)₃)、60 mg/L之劑量，可去除50%的硫化物，產生物為黑色的硫化鐵⁹。

4. 曝氣池中之溶氧低

很多學者發現在低溶氧的環境，絲狀微生物比膠羽形成微生物長得快，而使污泥膨化。這現象有如前項所述缺乏微量元素之情形。其理由亦類似：

在膠羽中，氧能滲透的深度，與包圍膠羽周圍的溶氧濃度有關（見圖1），溶氧愈低，膠羽內部非氧(anoxic)區或厭氣(anaerobic)區就愈大。在溶氧很低之時(<

0.2mg/L)，直徑小($1\sim 4\mu\text{m}$)的絲狀微生物比直徑大($100\sim 400\mu\text{m}$)的膠羽內部容易獲得氧。Travers 與 Lovett¹⁰ 發現DO在0.2, 1.4及4.0mg/L時其SVI分別為250±100, 110±90, 及65±30ml/g。

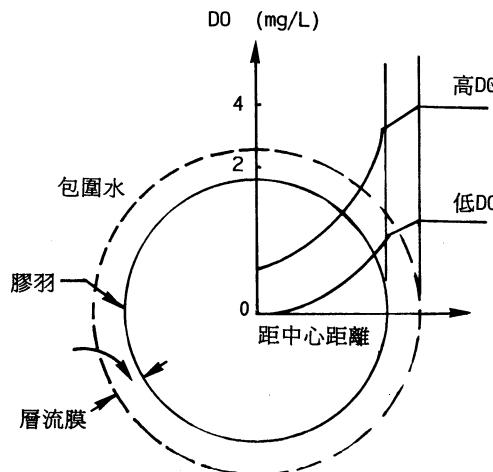


圖1 污泥膠羽內部溶氧濃度與外圍的關係

一般認為曝氣池的溶氧應維持在2mg/L以上，在此情況下異營與自營微生物的生長不會受溶氧的限制。絲狀微生物將不能佔得優勢。

5. 曝氣池中pH低

低pH對大部份的微生物有害，但真菌(fungi)所屬的絲狀微生物，卻能大量的繁殖。曝氣池中之pH應保持6以上，使適合膠羽形成微生物之生長⁸。

6. 曝氣池中基質濃度低

在基質濃度高時，膠羽形成微生物比絲狀微生物生長快得多，分解基質的速率也快得多。但在基質濃度低時，絲狀微生物對基質的親和性(affinity)比較大，分解基質的速率比膠羽形成微生物快(見圖2)。

在完全混合式活性污泥中，由於要保持放流水之基質濃度低，故曝氣池中的基質濃度必須要低，因此容易長出絲狀微生物而使污泥膨化。在栓柱流(plug-flow)式活性污泥中，入口處之基質濃度高，出口處基質濃度低，故能抑制絲狀微生物的大量繁殖¹¹。批式(sequencing batch reactor)活性污泥之操作方式類似栓柱流式活性污泥，故亦能控制絲狀微生物的生長¹²。

位於澳洲某製藥廠其廢水來自合成及醣酵廠，廢水量為4,540CMD，以完全混合曝氣槽來處理，其操作參數為：SRT 5~9天，MLSS 3,000~5,000mg/L，溫度35°C，HRT

2天， $AF/M = 0.2 \sim 0.5 \text{ kgBOD}_5 / \text{kg MLSS} \cdot \text{day}$ 。汚泥沉降性甚差。經過模廠實驗後，採用三個串聯的完全混合曝氣槽，每槽容積為 $3,000\text{m}^3$ ，處理 $9,000 \text{ CMD}$ 相同的廢水¹³，在經過 8週，SVI 從 260ml/g 降至 100ml/g 。

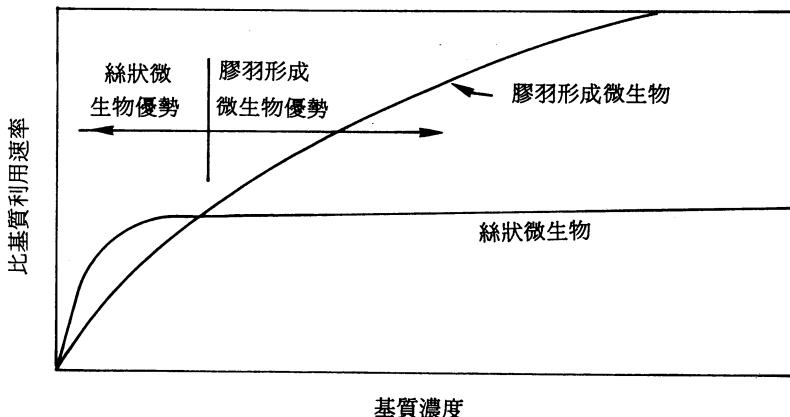


圖 2 比基質利用速率與基質濃度的關係

7. 高食微比

在食微比高的活性污泥系統，不管是栓柱流系統或設有選種槽，也會產生大量的絲狀微生物，引致污泥膨化¹⁴，其原因敘述於後。

一般來說，膠羽形成微生物對食物（基質）的貯存能力比絲狀微生物大。這裡的貯存並不是指將食物合成高分子（如多醣類及脂類）以貯存。在此貯存能力是指在代謝（氧化及合成）作用進行之前微生物所能貯存的基質的量，微生物之貯存能力已證實存在¹⁵。當膠羽形成微生物之貯存能力大時（即細胞內之基質已被消耗殆盡），且

周圍之基質濃度高時，比基質利用速率（以 $\frac{\text{kgBOD}_5}{\text{kgVSS} \cdot \text{day}}$ 表示）才會高；如細胞內之基質還很多，接近飽和，則膠羽形成微生物之比基質利用率將會小得多，和絲狀微生物差不多。因此在食微比太高時，所有的微生物的細胞內的基質均接近飽和，對基質的利用速率差不多，因此在活性污泥中，絲狀及膠羽形成微生物將各佔一半。

防治最簡單的方法為，像接觸穩定(contact-stabilization)活性污泥系統，加設一穩定槽，將終沉池之迴流污泥，經穩定槽並予以曝氣，將細胞內之基質耗盡，恢復膠羽形成微生物之貯存能力。加設穩定槽，等於增加曝氣槽中微生物的量，故降低了食微比。Rensink¹⁴ 發現食微比不宜超過 $0.3 \text{ kg BOD}_5 / \text{kgMLSS} \cdot \text{day}$ 。Chudoba 等¹⁶ 在實驗室中證明穩定槽有效。

8. 低食微比

根據微生物生長動力學知道：活性污泥系統在低食微比的情況操作，其污泥齡就長。長時間的污泥齡有助於生長緩慢的絲狀微生物之存活，不致被沖洗(washout)掉。最佳的食微比為 $0.3\text{kgBOD}_5/\text{kgMLSS} \cdot \text{day}$ 。防治法為設置選種槽，或採用栓柱流曝氣池。絲狀微生物膨化的原因及其防治法綜合列於表1。

表1 絲狀微生物膨化原因及防治法

原 因	防 治 方 法
醣類含量高	加氯、雙氧水、臭氧，設選種槽
缺乏營養鹽(N,P等)	補充需要的營養鹽
硫化物含量高	用曝氣或沉積法去除硫化物
低溶氧	改善曝氣系統
低pH	加碱，如消石灰，氫氧化鈉等
曝氣池中基質濃度低	採用栓柱流反應槽或設選種槽
高食微比	設穩定槽，將迴流污泥先曝氣 3~6時後再進曝氣池
低食微比	採用栓柱流反應槽或設選種槽

三、絲狀微生物膨化的控制

絲狀微生物膨化的控制方法，除上段所提的方法外，還可採用(1)化學藥品以殺絲狀微生物，這是治標的方法。(2)選種槽(selector)系統使膠羽形成微生物佔優勢，壓制絲狀微生物繁衍，這是治本方法。

3.1 以化學藥品控制絲狀微生物

加氯是最早採用的方法，氯可直接加在曝氣槽或迴流污泥裡。用量是 $2\sim 15\text{g Cl}_2/\text{kg MLSS} \cdot \text{day}$ 。這劑量會消除絲狀微生物(直徑 $1\sim 4\mu\text{m}$)，而對於直徑有 $100\sim 400\mu\text{m}$ 的膠羽而言，只有膠羽表面的微生物會被消除¹⁷，其他大部份的微生物不會受影響。如用過量的氯，也會損害膠羽，而形成針狀細小膠羽，容易隨放流水漂浮，而使放流水質變差。正確的劑量受混合的程度及氯需要量(chlorine demand)的影響而有不同。

加氯最大的好處是可以馬上防治絲狀微生物膨化，然而卻有很大的缺點：就是會產生有機氯化合物，有些是致癌物質，故不宜採用。

過氧化氫與臭氧與氯的效果差不多¹⁸，比較貴，但不會產生污染。硫酸鋁與氯化鐵可有效的降低SVI，陽離子高分子電解質也能降低SVI¹⁹。

3.2 選種槽系統

3.2.1 選種槽(selector)

為設在曝氣槽前端的反應槽系統，此系統之入口處，保持高濃度的基質以促進膠羽形成微生物的生長，並壓制絲狀微生物的生長。選種槽有三類：(1)喜氣(oxic)選種槽，(2)非氧(anoxic)選種槽，(3)厭氣(anaerobic)選種槽。選種槽系統是根據下面的原理設計：

1. 在活性污泥中的絲狀微生物、生長速率慢，對基質的親和性大，基質的貯存能力小，在周圍沒有食物時比較不能長時間忍受飢餓。
2. 在活性污泥中的膠羽形成微生物，生長速率快，對基質的親和性較小，基質的貯存能力大。在高濃度的基質中，能迅速有效的收集基質，貯存在細胞內部及外部。由於貯存量大，其周圍沒有食物時，能耐長時間的飢餓。
3. 在含有溶解性易被分解的小分子有機物培養液中，大部份絲狀微生物能生長良好。故如膠羽形成微生物能將大部份的此類基質捕食，就能控制絲狀微生物。
4. 膠羽形成菌利用硝酸鹽的速率至少是絲狀微生物的幾十倍。且有的絲狀微生物只能將 NO_3^- 還原成 NO_2^- ，而不能至 N_2 ，這是非氧選種槽有效的原因。
5. 絲狀微生物不能利用聚磷酸鹽(polyphosphate)為能源，故不能在厭氣選種槽中生存，有些膠羽形成微生物（如 *Acinetobacter*）能利用聚磷酸鹽為能源，故在除磷活性污泥系統中，*Acinetobacter* 相當活躍，能將溶解性、易分解的基質在厭氣選種槽中，幾乎完全吸收掉。
6. 選種槽功能是使大部分溶解性的基質被膠羽形成微生物吸收；而曝氣池提供代謝（合成及氧化）所需的場所，以恢復微生物的吸收能力。
7. 從選種槽流至曝氣池的溶解性、易被分解的有機物少於 1mg/L COD ，而溶解性的COD低於 100mg/L ；或至少能去除80%可分解的COD。
8. 容易被分解的碳水化合物之膠羽負荷(floc-load)應低於 100mg COD/gMLVSS 。
9. 選種槽所需接觸時間約：10至45分鐘，過長反而不好。
10. 選種槽大部份由幾個完全混合之反應槽串聯而成採用栓柱流反應槽也很多，尤其是喜氣選種槽。

3.2.2 喜氣選種槽

喜氣選種槽已有很多實廠證明有效。圖3為喜氣選種槽的四種型式^{23~25}。喜氣選種槽是根據絲狀微生物及膠羽形成微生物的生長速率不同來設計。如設置喜氣選種槽以去除絲狀微生物，又如絲狀微生物及膠羽形成微生物的生長速率差不多時，則需要很長的時間才能將絲狀微生物減少，並使SVI降低。美國一都市污水處理廠，其污泥齡為5天，但卻花了150天才將絲狀微生物控制住²⁴。

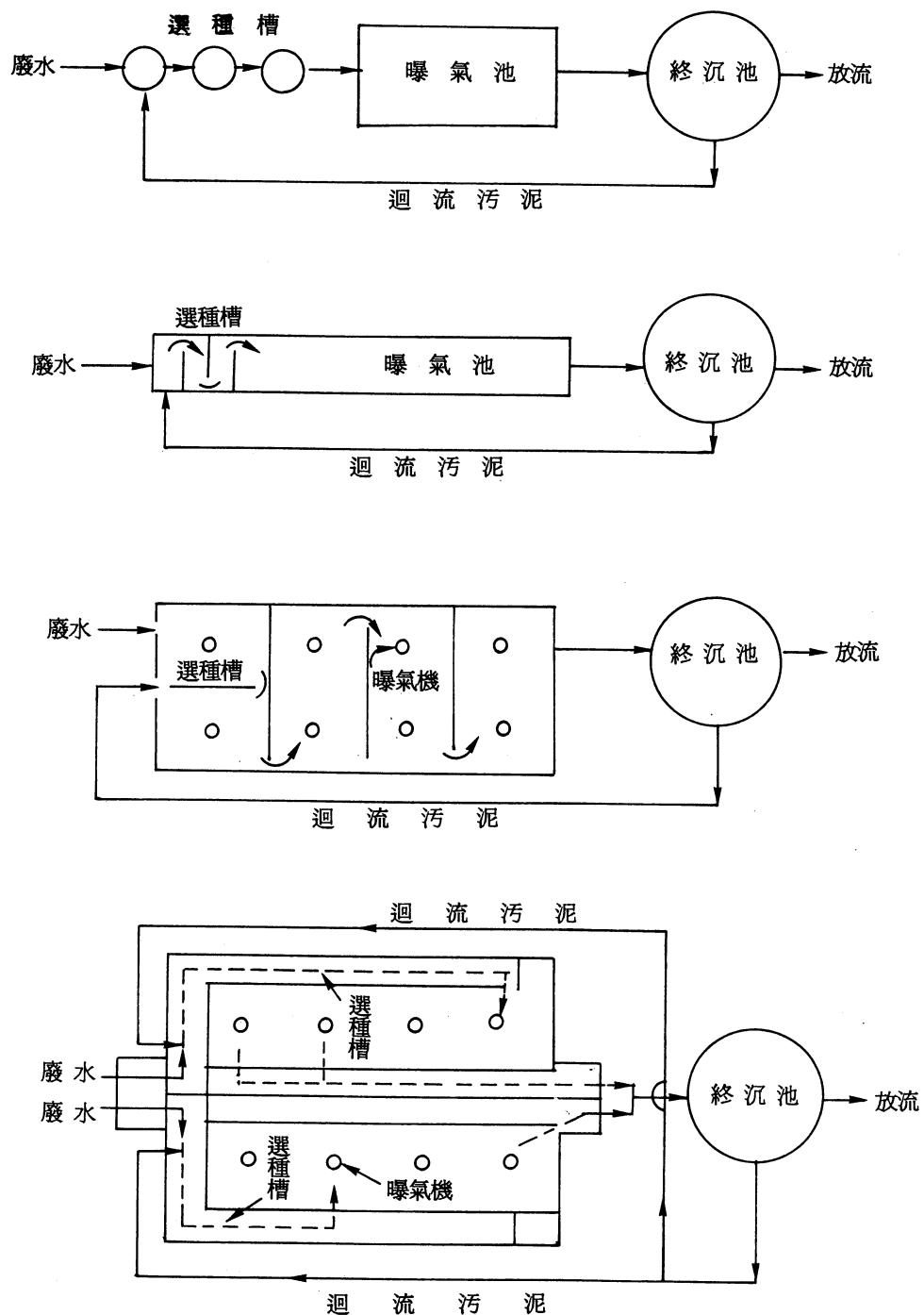


圖3 各種型式的曝氣選種槽

3.2.3 非氧選種槽

非氧選種槽能壓制不能利用硝酸鹽或亞硝酸鹽為電子接受者的微生物，如大部份的絲狀微生物便是。一般來說，去除 1mg的硝酸鹽氮，需要 2.5mg的BOD₅ 或 3.75mg的COD，如流進非氧選種槽混合液的COD/NO₃⁻ - N之比大於 3.75很多²⁶，則需要結合喜氣選種槽或非氧－喜氣選種槽，例如，前兩槽為非氧，後兩槽為喜氣。

非氧選種槽的「治療」效果比喜氣選種槽快，90天內便可改善絲狀微生物膨化。表 2 列舉實廠的例子²¹。從表 2 知道，水力停留時間太長並不好。

表 2 非氧選種槽設計參數實例

工廠編號及年代	廢水種類	水力停留時間(分)	食 微 比 (g BOD ₅ /gMLSS · day)	脫硝程度 (%)	SVI (ml/g)
1 (1974)	家庭污水	40	0.089	完全	70
2 (1975)	家庭污水	25	0.2	95	40
		30		60	50
		45		80	60
3 (1979)	家庭污水	25~35	0.12	完全	100
4 (1981)	化學工業	275	0.5	80	沒有沉降問題
5 (1982)	家庭污水	60	不詳	完全	112
6 (1982)	工業廢水	不詳	0.09	不詳	100
7 (1983)	家庭污水	70	0.12	75	80
		150	0.20	75	215
8 (1990)	家庭污水	88	0.80	不詳	79

3.2.4 厭氣選種槽

厭氣選種槽能壓制無法利用聚磷酸鹽為能源的微生物，廢水含有過量的磷酸鹽才能採用厭氣選種槽。如磷酸鹽不夠，應以非氧或喜氣選種槽尾隨厭氣選種槽。圖 4 表示設置厭氣選種槽成功的實例²⁷。在設置厭氣選種槽之前（圖 4 .A）會產生污泥膨化，主要絲狀微生物為 *Microthrix parvicella*。用 3g Cl₂ /kg MLSS 的氯量可以暫時控制住污泥

膨化。後來裝置了栓柱流式厭氣選種槽（圖 4 .B），其水力停留時間為20分鐘，結果有效的控制住污泥膨化現象。圖 5 為美國Fayetteville, Ark.污水處理廠採用厭氣選種槽成功的控制污泥膨化的另一實例。此厭氣選種槽由六個完全混合反應槽串聯而成，水力停留時間為99分鐘²⁸。

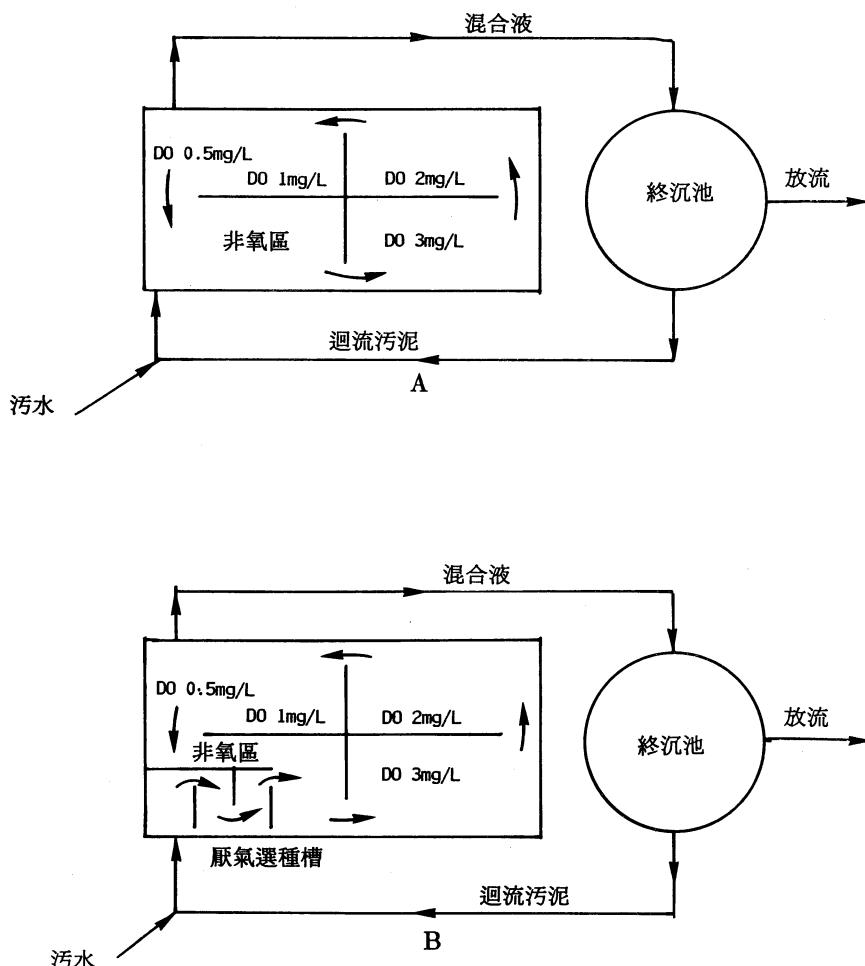


圖 4 英國Basingstoke污水處理場

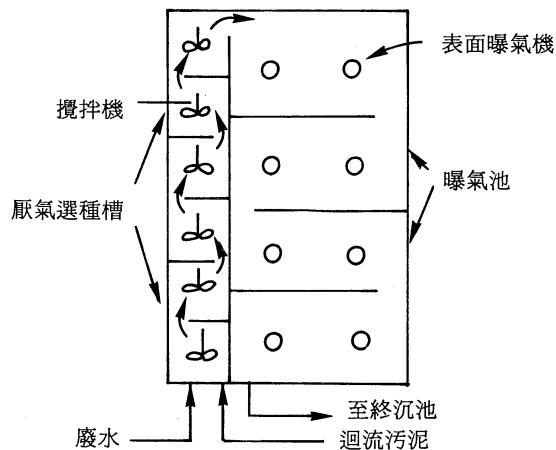


圖 5 美國Fayetteville Ark.污水處理場曝氣池

四、結語

一般而言，活性污泥系統多少都含有絲狀微生物，當絲狀微生物佔優勢時，便引致汚泥膨化沉降不良的現象。汚泥膨化的原因複雜，甚至互相矛盾，如高、低食微比均會引致汚泥的膨化，甚至找不到原因²⁹。絲狀微生物可用化學藥品如氯、雙氧水、臭氧暫時的控制住。亦可用凝結劑如明礬、氯化鐵，陽離子高分子電解質以增加汚泥沉降速度。治本的方法為找出原因；改善活性污泥系統，如採用栓柱流反應槽，設置選種槽，提高DO, pH，補充營養素，去除硫化物等。如擬設置選種槽時，則需先進行模廠實驗，使處理效果有更好的掌握。

五、參考資料

1. Pipes,W.O., Types of activated sludge which separate poorly J.WPCF,41,714, 1969.
2. Barber,J.B.and J.N.Veestra, Evaluation of biological sludge properties influencing volume reduction, J.WPCF,58,149,1986.
3. Wahl,E.J.,and keinath,T.M., Development of settling flux curves using SVI. J.WPCF,60,2095,1988.
4. Keefer,C.E., Relationship of sludge density index to the activated sludge process, J.WPCF,35,1166,1963.

- 5.Chudoba,J.Cech,J.S.Farkac,J.and Grau,J. Control of Activated sludge filamentous bulking.V.Experimental verification of a kinetic selection theory. Water Res.19,191,1985.
- 6.Wood,D.K.and Tchobanoglous,G.Trace elements in biological waste treatment, J.WPCF,47,1933,1975.
- 7.Novak,L.Larrea,L.Wanner,J.and Garcia-Heras,J.L. Non-filamentous activated sludge bulking in a laboratory scale system Water Res.,27,1339,1993.
- 8.Jenkins,D. Towards a comprehensive model of activated sludge bulking and foaming Water Res.,25,215,1992.
- 9.Echeverria,E.Seco,A.and Ferrer,J.Control of activated sludge settleability using preaeration and precipitation. Water Res., 27,293,1993.
- 10.Travers,S.M.and Lovett,D.A., Activated sludge treatment of abbatoir Wastewater II.Influence of dissolved oxygen concentration, Water Res., 18,435,1984.
- 11.Lee,S.E.koopman,B.L.Jenkins,D.and Lewes,R.F. The effect of aeration basin configuration of activated sludge bulking at low organic loading. Wat.Sci. Tech.14,407,1982.
- 12.Dennis,R.W.and Irvine,R.L. Effect of fill to react ratio on sequencing batch biological reactors. J.WPCF,51,255,1979.
- 13.Wolf,D.J.and Emerson,D.K. Effect of reactor configuration on operation of a pharmaceutical waste treatment system. Proc.43rd Purdue Univ. Industrial Waste Conference,Lewis Publishers,Chelsea,Michigan,USA,661.1989.
- 14.Rensink,J.H. New approach to preventing bulking sludge. J.WPCF,46,1889,1974.
- 15.Cech,J.S.and Chudoba,J. Influence of accumulation capacity of activated sludge microorganisms on kinetics of glucose removal. Water Res.17,659,1983.
- 16.Chudoba,J,Mohanyos and Grau,P. Control of activated sludge filamentous bulk IV.Effect of sludge regeneration. Water Sci.Tech.14,73,1982.
- 17.Jenkins,D.,Neethling,J.B.,Bode,H.and Richard,M.G. The Use of chlorination for control of activated sludge bulking. in Bulking of Activated sludge: Preventive and Remedial Methods,Chambers,B.and Tomlinson,E.J.,eds.,Ellis Horwood Ltd.,Chichester.U.K.,P.187,1982.
- 18.Cole,C.A.,Stamberg,J.B.and Bishop,F.D. Hydrogen peroxide cures filamentous growth in activated sludge. J.WPCF.45,829,1973
- 19.Singer,P.C.,Pipes,W.O.and Hermann,E.R. Flocculation of bulked activated sludge with polyelectrolytes, J.WPCF.,40,P2,R1,1968.

- 20 Chudoba,J. Control of activated sludge filamentous bulking VI.Formulation of basic principles. Water Res.19,1017,1985.
- 21 Shao,Y.J.and Jenkins,D. The use of anoxic selectors for the control of low F/M activated sludge bulking. Wat Sci.Tech.21,609,1989.
- 22 Goronszy,M.C.and Eckenfelder,W.W. Floc-loading biosorption criteria for the treatment of carbohydrate waste waters. Proc.41st Purdue Univ. Industrial Waste Conference,37,1987.
- 23 Chudoba,J. Activated sludge-bulking control. in Encyclopedia of Environmental Control Technology.vol.3 Wastewater Treatment Technology, Cheremisinoff,P.N.,ed.,Gulf Publishing Co.,171-202,1989.
- 24 Wheeler,M.L.,Jenkins,D.and Richard,M.G. The use of a selector for bulking control at Hamilton,Ohio,U.S.A.,water pollution control facility, Wat.Sci. Tech.16,35,1984.
- 25 Match,N.F. Control of bulking sludge-practical experiences in Austria.Wat. Sci.Tech.14,311,1982.
- 26 Narkis,N.,Rebhun,M.and Sheindorf,C. Denitrification of various carbon to nitrogen ratios. Water Res.13,93,1979.
- 27 Hong, S., Krichten, D., Best, A and Rachwal, A. Biological phosphorus and nitrogen removal via the A/O process recent experience in the United States and United Kingdom. Wat. Sci. Tech. , 16,151, 1984.
- 28 Daigger, G.T. and Nicholson, G.A. Performance of four full-scale nitrifying wastewater treatment plants incorporating selectors. J. WPCF, 62,676,1990.
- 29 Albertson, O.A. The control of bulking sludges: from the early innovators to current practice. J.WPCF. 59,172,1987.

