

廢水防治

生物處理系統之溶解性微生物 產物探討

張維欽*、莊順興**、羅時斌***、陳建衡***

摘 要

本文目的旨在簡要引介生物處理系統產生溶解性微生物產物之基本觀念，包括溶解性微生物產物(soluble microbial products, SMPs)之特性及其對處理程序之影響，以便廢水生物處理操作者對其具備應有之基本認識。此外，並進一步說明影響溶解性微生物產物生成之程序條件，以使工業廢水生物處理系統之操作能有基本之因應。

【關鍵字】溶解性微生物產物、生物處理、放流水、生物可分解性

*雲林科技大學環境與安全衛生工程學系 副教授

**朝陽科技大學環境工程與管理學系 副教授

***雲林科技大學環境與安全衛生工程研究所 研究生

一、前言

廢水生物處理系統中之微生物會於有機污染物之去除過程產生溶解性微生物產物(soluble microbial products, SMPs)，此事實自 1961 年起即已被廣泛確認。經多方持續之研究，溶解性微生物產物現已被接受為：廢水生物處理過程中，因微生物代謝基質(substrate metabolism)或微生物自身衰減(biomass decay)所產生之溶解性有機物之總稱。經化學分析與分子量分佈比較後，顯示生物處理之出流水水質特性因富含 SMP 而與進流基質種類相當不同。而該成分經進一步分析鑑別，可為進流基質外之胞外酵素、腐質酸、多醣類、蛋白質、核酸、類固醇---等等，組成種類複雜且通常其生物分解性較進流基質為差。

另研究顯示廢水生物處理系統放流水中之 SMPs 佔溶解性有機物相當之比例，而進流未分解之有機物依廢水種類之不同卻可能僅佔少量；因此，SMPs 嚴重影響著整體生物處理系統之操作極限，與排放水是否符合放流水標準。一般而言，去除之有機物約可高達 10% 會轉換為 SMPs，惟其數值依研究對象之不同仍有相當之差異。此外，溶解性微生物產物具生物毒性，在活性污泥系統中，除影響活性污泥之動力特性外，對於污泥之膠凝與沈降均具有負面之效應；因此，溶解性微生物產物對於整體生物處理之操作性能影響甚鉅。

倘生物處理系統進流之基質為易分解者，依傳統活性污泥動力模式觀念，其出流之溶解性有機物濃度僅受污泥停留時間(sludge retention time, SRT)影響，而與進流基質濃度無關；且隨著 SRT 之增加，出流之溶解性有機物濃度越低。然而，過往以易分解基質進行實驗時，發現出流之溶解性有機物濃度與進流基質濃度相關，且 SRT 增加時亦有出流之溶解性有機物濃度升高之情形。因而溶解性微生物濃度 SMPs 之相關概念陸續被提出與確認。如圖 1 為以活性污泥系統處理進流溶解性 COD = 375 mg/L 時之 SRT 與出流溶解性 COD 關係圖。由圖可知出流溶解性 COD 值在 SRT = 0.2 至 1 天時急速下降，至 SRT = 2 天時達最低；然而，在 SRT 升高至 8 天時，出流溶解性 COD 又漸次升高。同樣情形亦發生於圖 2 之 SBR (sequencing batch reactor) 反應槽，隨著曝氣反應時間之增加，溶解性有機碳(dissolved organic

carbon, DOC)亦發生先降低又升高之現象(圖中初始 DOC 之增加為基質添加所致)。該溶解性有機物增加之現象即為非進流成分之微生物產物 SMPs 所致。

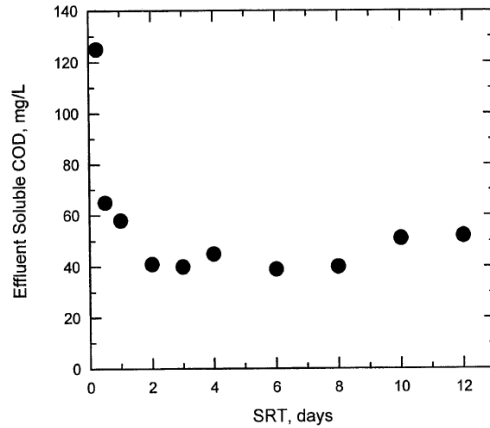


圖 1 SRT 對活性污泥系統出流溶解性 COD 之影響^[1]

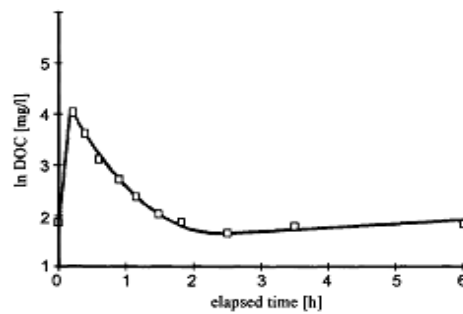


圖 2 SBR 系統 DOC 隨反應時間之變化(縱軸為對數座標)^[2]

本文之主要目的即在簡要地引介生物處理系統產生溶解性微生物產物之基本觀念，其中包括溶解性微生物產物之基本特性(分子量分佈、毒性與生物降解性)及其對生物處理程序操作性能之影響，以便廢水生物處理操作者對其具備應有之基本認識。此外，本文並進一步說明生物處理程序產生溶解性微生物產物之操作條件，以使工業廢水生物處理系統之操作能因應其生成而調整系統之操作條件。

二、溶解性微生物產物之意義

微生物在代謝基質及自身衰減過程會產生一些非進流基質之溶解性有機物，該有機物一般統稱為溶解性生物產物。雖此觀念已被廣泛接受，然而由於 SMPs 在鑑定上之困難，至今 SMPs 之定義仍未臻精確。因此，不同之研究者，通常會因其研究對象給予不同之定義。Noguera et al.^[3]認為倘基質未完全降解(如：厭氧發酵反應之中間產物－揮發性脂肪酸)，則因該中間產物由基質而來，非生物產生，因此須排除在 SMPs 定義之外。Kuo 和 Parkin(1996)^[4]和 Kuo et al.^[5]採用相同之定義方式，並對其以葡萄糖為基質之厭氧系統研究中，定義 SMPs 為：

$$\text{SMPs} = \text{solubleCOD} - 1.07(\text{HAc}) - 1.51(\text{HPr}) - 1.82(\text{HBu}) - 1.07(\text{Glu})$$

其中，Ac、HPr、HBu、Glu分別為醋酸、丙酸、丁酸與葡萄糖。而其係數為該化合物完全氧化為二氧化碳與水時之轉化係數。此種厭氧系統SMPs之類似定義方式，此後在後續甚多之研究中亦被其他人廣泛採用。

不同領域之研究者，對於微生物產物之分類亦有所不同。Chudoba^[6]將活性污泥微生物產生的有機物分成 3 類：(1)因微生物與環境交互作用而產生的化合物(2)因基質代謝和細菌生長所產生的化合物(3)因微生物解體和降解過程所釋出之化合物。Namkung 與 Rittmann(1986)^[7]則依細菌相(bacteria phase)將 SMPs 分成兩種不同類型：

- 1.UAP(Utilization-Associated Products)：亦即與基質代謝及微生物生長有關之 SMPs，其生成速率與基質利用率成正比。
- 2.BAP(Biomass-Associated Products)：亦即與微生物衰減有關之 SMPs，其生成速率與微生物濃度成正比。

依此分類方式，Namkung & Rittmann^[7]成功地將生物膜系統之基質利用率、SMPs 生成與總溶解有機質去除率建立動力模式。Laspidou & Rittmann^[8]回顧文獻並嘗試就三種微生物產物：SMPs、胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)與惰性生物質量(inert biomass)間之關係，提出一整合性之模式，此三者之關係示如圖 1。如圖所示微生物利用基質，合成活性生物質量(active biomass)，並同時產生鍵結胞外聚合物(bound EPS)與 UAP。鍵結胞外聚合物進一步水解產生

BAP，而活性生物質量則進行體內衰減(endogenous decay)形成殘留死細胞(residual dead cells)。UAP 與 BAP 具生物分解性，因而再度成爲微生物利用之基質。溶解性 EPS 實際上即是 SMP，而惰性生物質量則包含鍵結胞外聚合物與殘留死細胞。

雖然對於何者應屬或不屬 SMPs 截至目前爲止仍有相當之討論空間，惟實務上工程師對此 SMPs 之精確定義並不感興趣。工程師在意的是如何達到放流水標準，而非放流水中存在何種型態的物質。就工程實務之觀點而言，任何從生物處理系統離開而成爲放流水之溶解性物質，只要該物質非源於入流者，均可視爲 SMPs。

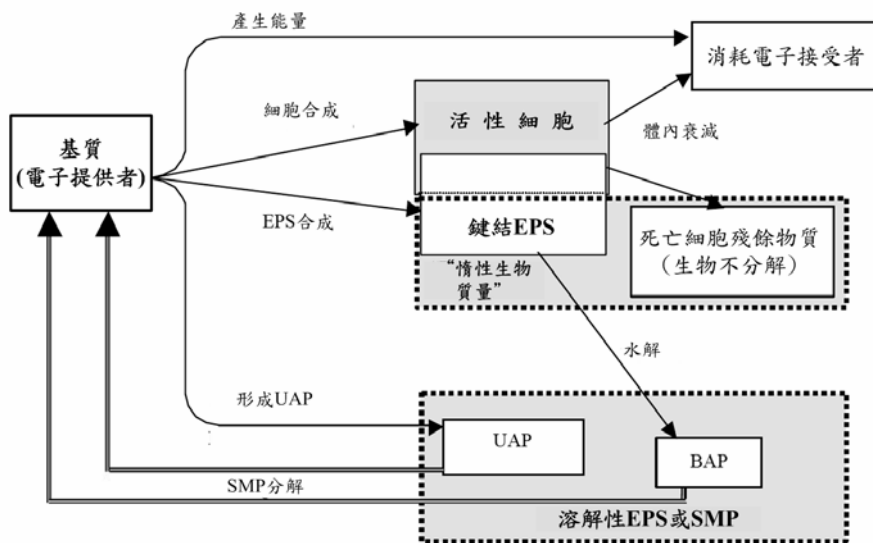


圖 3 SMPs、胞外聚合物與惰性生物質量之整合性模式^[8]

三、溶解性微生物產物之特性及其對處理程序之影響

3.1 溶解性微生物產物之特性

1. SMPs 分子量分佈

現階段，溶解性有機物的分子分佈之測量方式並未有標準方法可遵循。一

44 生物處理系統之溶解性微生物產物探討

般多採用 GPC(Gel Permeation Chromatography)或 UF(Ultrafiltration)來進行測量，GPC法可獲得分子量之連續分佈，UF則僅可量測不連續之分佈。Jarusutthirak 與 Amy(2007)^[9]以葡萄糖為單一基質進行 SBR 之馴養研究，發現如圖 4 之成果。當加入葡萄糖(如圖 4 進流時之 180 Da 處)後一小時，產生分子量約 400 Da 之 SMPs；由於該 SMPs 為基質利用相關之 UAP，具生物可分解性，因此 2 小時後該 UAP 下降，而大於 10,000 Da 處由於細胞解體(lysis)所產生之之 BAP 則持續升高。亦即，在基質充分之情形下，主要以 UAP 為主；而在持續培養情形下，則又以較不易分解之 BAP 為主。因此不論操作之 SRT 為何，處理水之分子量分佈均為雙峰形式，惟 SRT 越長，顯然高分子量之 BAP 會越多(如圖 5 所示)。

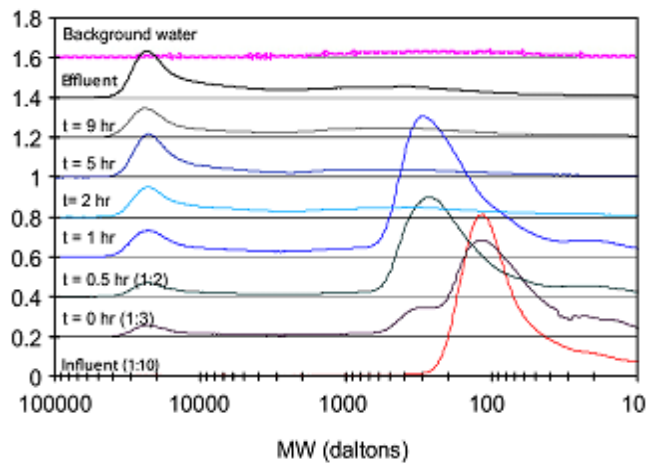


圖 4 SBR 系統操作循環間水質之 GPC 層析圖^[9]

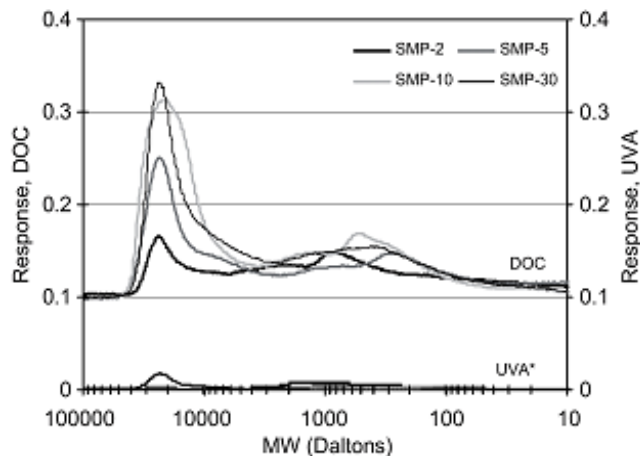


圖 5 不同 SRT(2、5、10 與 30 天)操作下放流水之 GPC 層析圖^[9]

Barker(1999)^[10]彙整對 SMPs 分子量研究之文獻，綜合結論如下：(1)研究顯示相當多的生物處理系統，其放流水高分子量的化合物數量比入流還多。(2)生物處理放流水之化合物，其分子量分佈範圍相當寬廣(從<0.5 到>50 kDa)。(3)進流水分子量分佈並不對稱，極低分子量(<0.5kDa)之化合物為主，而放流水分子量分佈一般為雙峰型態。(4)放流水分子量分佈受處理系統操作條件所影響，高 SRT 時放流水富含高分子量物質。(5)SMPs 的分子量分佈會受基質種類所影響。

2.SMPs 的生物降解性

整體而言，SMPs 具生物分解性，惟其降解動力較簡單基質低甚多。Pribyl et al.^[2]發現好氧系統之殘留 SMPs 分解性不佳，其 BOD₅/COD 值小於 0.1。Barker et al.^[11]研究放流水中不同分子量物質之好氧和厭氧降解現象，發現高分子量物質在好氧系統中較易分解，而低分子量物質則在厭氧系統中分解性較佳。Hejzlar and Chudoba^[12]研究顯示，普遍存在於微生物細胞之一般性聚合物(如：氨基酸、多肽醣、磷酸脂)較易被微生物分解，但相對較特定之聚合物(如：胞外的異多醣體或多醣體化合物的脂多醣體)則甚難分解。

3.SMPs 的毒性

46 生物處理系統之溶解性微生物產物探討

如前述 SMPs 主要以高分子量之 BAP 為主，部分 BAP 對於水生生物具有毒性。圖 6 所示為塑膠與染料工業經生物氧化後之毒性比較，如圖所示大部分情形均說明生物處理可同時降低 TOC 與毒性。惟其中仍有兩案例顯示雖其 TOC 降低 32% 與 78%，處理後之放流水仍較進流具有較高之毒性。Magbanua 與 Bowers(206)^[14]以 Microtox 試驗比較厭氧系統處理酚與葡萄糖後所產生之 SMPs 毒性(結果如圖 7)；如圖中所示，酚所產生之 SMPs 毒性甚低，而酚本身毒性之 EC_{50} 位於 10 至 20 mg/L as C 間。亦即，處理酚所產生之 SMPs 毒性較酚本身之毒性為低；相反的，處理不具毒性之葡萄糖所產生之 SMPs，其毒性反較葡萄糖高。此外，Rappaport et al.^[15]用 Ames test(沙門氏菌逆突變分析)實驗，顯示出二級放流水之致突變性較初沈後之廢水高。另 SMPs 亦會抑制硝化作用，降低微生物之活性。

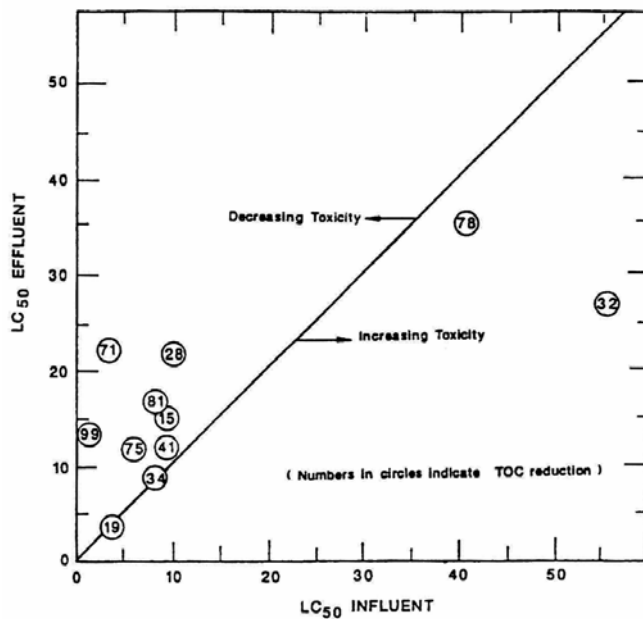


圖 6 塑膠與染料工業廢水 SMPs 對放流水毒性之效應^[13]

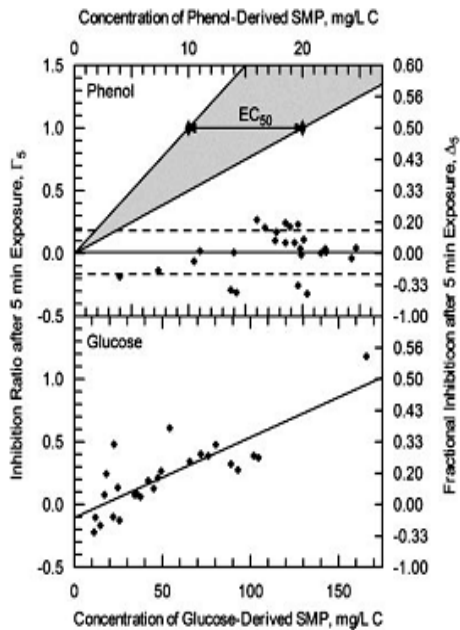


圖 7 酚與葡萄糖衍生之 SMPs 毒性試驗結果^[14]

3.2 溶解性微生物產物對生物處理程序操作性能之影響

SMPs 除前述因微生物之生成可造成生物處理系統放流水 BOD 及 COD 的增加及產生毒性外，Chudoba^[16]發現在典型活性污泥系統中，高濃度 SMPs 實際上亦會降低微生物之活性並限制其生長，影響活性污泥之動力特性，且對於污泥之膠凝與沈降均具有負面之效應，進而影響整體生物處理程序之操作性能。此外，SMPs 之累積亦會抑制生物處理系統硝化作用之進行。圖 8 顯示當隨實驗時間增長而 SMPs 增加時，系統之比 COD 利用率逐漸變差且污泥分散性生長之比例則漸次升高，顯示 SMPs 之累積嚴重影響著污泥之活性與膠凝性。圖 9 則顯示當系統之 SMPs 增加時，硝化作用明顯被抑制，系統之氨氮濃度則逐漸升高。Ichihashi et al.^[17]在生物營養鹽去除系統亦發現類似之現象，即 SMPs 對硝化作用與厭氧醋酸攝取具有抑制作用。

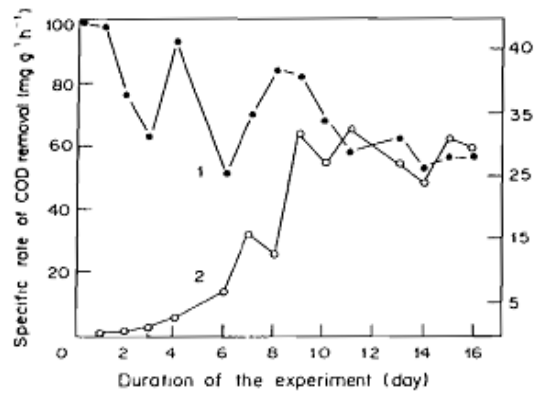


圖 8 SMPs 累積對 COD 利用與膠凝之影響^[16]

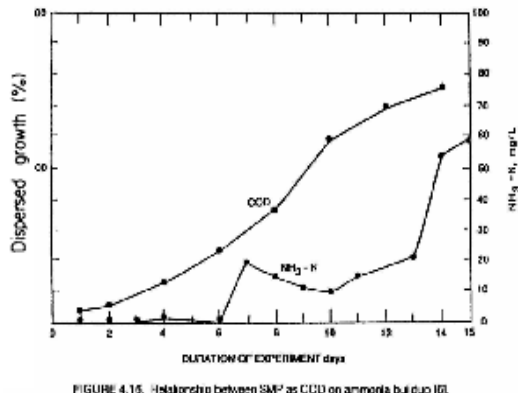


圖 9 SMPs 累積對硝化作用之影響^[16]

四、影響溶解性微生物產物生成之程序條件

影響溶解性微生物產物生成之程序條件甚多，且新的影響因素與其效應亦陸續被確認中，其中重要之條件包含生物處理系統之操作條件(如 SRT、有機負荷與微生物濃度)、進流條件(進流基質種類與濃度)與造成生物處理系統壓力之情形(突增負荷、低溫、缺乏營養鹽與毒性物質流入)等。以下就影響 SMPs 生成之主要程序操作參數分述如下：

4.1 SRT、有機負荷與微生物濃度

污泥停留時間(SRT)或平均細胞停留時間(MCRT)為生物處理系統設計與操作最重要之參數。就傳統活性污泥動力模式觀念而言，當進流為可微生物分解之基質時，放流之溶解性有機物濃度僅受 SRT 影響，而與進流基質濃度無涉；且隨著 SRT 之增加，放流之溶解性有機物濃度隨之降低。因此，在不造成微細膠羽而影響污泥沉降之情形下，提高系統之 SRT，確可獲得較低之放流有機物濃度。然而，由於細胞解體會釋出有機物亦即 BAP，因此 SMPs 產生率與系統中之微生物數量有直接線性關係。因高 SRT 會提高系統中之微生物數量，因此在高 SRT 時，會產生較多之 BAP，而增加放流水的 COD。反之，當 SRT 低(或高 F/M)時，系統之基質利用率高；而如前所述 UAP 之生成速率與基質利用率成正比，因此在低 SRT 情形下，有較高之 SMPs 濃度。

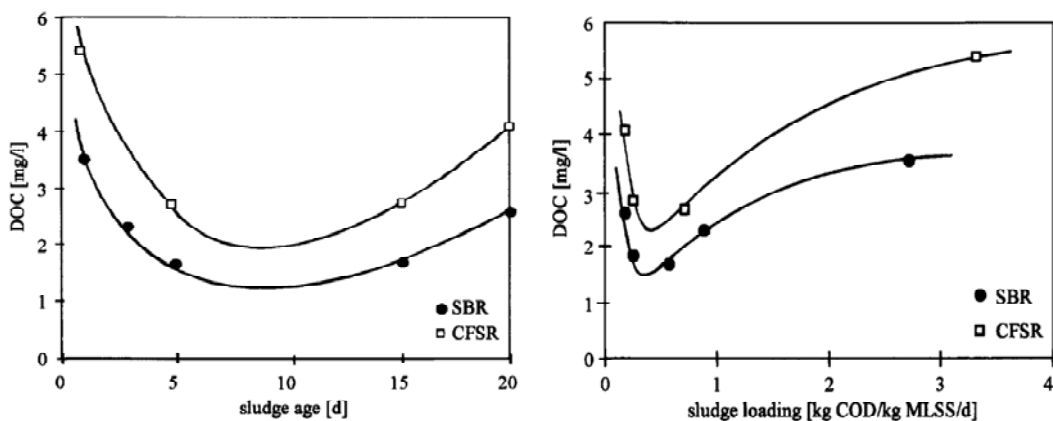


圖 10(a) SRT 對 SMPs 生成之影響^[2] 圖 10(b) 有機負荷對 SMPs 生成之影響^[2]

綜合上述，隨著 SRT 之逐次升高，SMPs 會依次先降低至最低值，再上升；亦即，就程序操作而言，存在著一個 SMPs 產生量最少之最佳操作 SRT。圖 10(a)所示為 SBR 與連續流完全混合系統(CFSR)進行之實驗結果，顯示兩者均在 5~15 天間有較低之 SMP 濃度(以 DOC 表示)。與 SRT 效應相似，適當的有機負荷可獲得最小 SMPs。圖 10(b)之實驗顯示較佳之有機負荷為 0.3~0.6 kg COD/kg MLSS-d

50 生物處理系統之溶解性微生物產物探討

Barker(1999)^[10]彙整 Pribyl、Kuo 與其他相關文獻之研究結果，綜合說明在好氧系統中，較佳的 SRT 在 2~15 天。而厭氧系統較佳的 SRT 則在 25 天。另適當有機負荷值約在 0.3~1.2 g COD/g MLSS-d 或 0.2~0.8 g BOD/g MLSS-d 間，而低於或高於此有機負荷，均會使 SMPs 增加。在高負荷狀態時，污泥負荷過高，無法去除溶液中所有之有機基質；而低負荷時，污泥分解而釋放有機物。綜合上述整理 SRT、有機負荷 F/M 與 SMPs 生成之關係示意如圖 11。

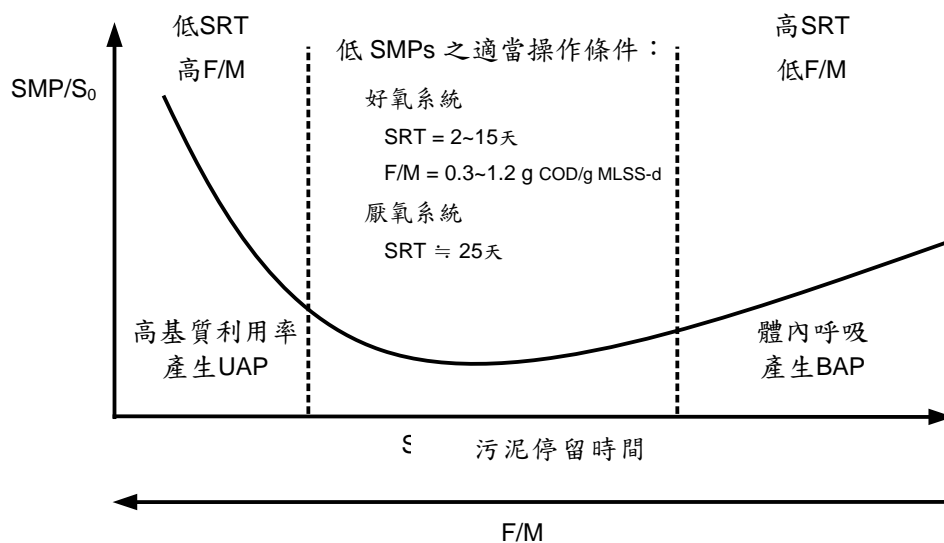


圖 11 SRT、F/M 與 SMPs 生成之關係示意圖

4.2 基質種類、濃度

由於在生物處理系統中基質種類會併同操作條件而培養出特定之菌群結構，因此基質型態對 SMPs 之影響事實上與細菌種類的影響息息相關。Boero et al.^[18]以具抑制性之酚與不具抑制性之葡萄糖為基質進行研究，結果顯示無論在 UAP 或 BAP 方面，酚產生之 SMPs 均比葡萄糖多，但兩者 SMP 之分子量分佈趨勢上卻相近。Magbanua 與 Bowers^[14]則發現酚所產生之 SMP 屬易分解基質；而葡萄糖所生成之 SMP 則相對不易分解，且於實驗中蓄積高比例之高分子量 (> 10 kDa) 物質。

此結果顯示，基質種類和微生物族群為一影響放流水 SMPs 之重要因素。此外，由於基質濃度高時，基質利用率較高，因此隨進流基質濃度之增加，SMPs 的產量會隨之提高。

4.3 程序壓力條件

Sollfrank et al.^[19]研究顯示，降低系統溫度，將使得溶解性惰性物質之釋出量增加。亦即，系統溫度降低，SMPs 之產生量增加。Nachaiyasit 及 Stuckey^[20]和 Schiener et al.^[21]亦觀察到低溫的厭氧反應系統，會增加 SMPs 的產生；且溫度降低，由於動力因素也會造成 SMPs 分解率之下降，造成整體放流水中 SMPs 之增加。

當進流有機負荷或水力負荷增加時，Aquino 與 Stuckey^[22]之研究顯示，厭氧系統之 SMPs 之生成(SMP/S₀)會由原來之 3~4%增加至 15%，且該 SMP 主要均為低分子量之 UAP；而水力停留間由 15 天降至 3 天時，SMP/S₀則增至約 6%左右，且以 BAP 為主；此外，pH 值之降低亦產生 SMP 提高之現象。Silva 與 Rittmann^[23]以完全混合之好氧系統進行研究，發現當進流 COD 增加時，放流 UAP 降低，但 BAP 增加，造成放流溶解性 COD 變化不大之情形；相反的，進流 TKN 提高時，放流 BAP 雖大致不變，UAP 卻增加，顯示放流溶解性 COD 對進流 TKN 相對敏感之情形。

另當系統中之氮、磷等營養鹽嚴重缺乏時，微生物傾向於將原擬作為生物合成所需之有機分子釋出，而導致 SMPs 之升高。Aquino 與 Stuckey^[24]以厭氧系統進行實驗，發現 SMPs 之生成(SMP/S₀)由營養鹽不缺乏之 3%大幅升高至營養鹽缺乏時之 37%；且 DNA 之分析顯示該 SMP 來自於細胞解體而非胞外聚合物 ECP。此外當厭氧系統添加毒性物質氨仿與鉻時，發現 SMP/S₀由未添加前之 2%，分別提高至 8%與 20%。且毒性物質濃度越高，SMPs 之生成越多(Aquino 與 Stuckey^[25])。

五、SMPs 在工業廢水生物處理系統操作上之意義

工業廢水生物處理系統之放流水可能含有多項之溶解性有機物，主要為進流基質中未分解部分(包含殘留之易分解與慢分解基質、及不分解之惰性基質)與溶解

52 生物處理系統之溶解性微生物產物探討

性微生物產物。通常放流水中易分解基質之濃度均甚低，因此相較於生活污水，工業廢水將含有相對較高之殘留慢分解與惰性基質，是故溶解性微生物產物於放流水中所佔之比例或可能較生活污水為低。表 1 所列為工業廢水 COD、BOD 與 SMPs 之關係。表中 COD 利用量之 5% 轉化為 SMPs，因此 SMPs 佔放流水中 COD 之比例依各業別之不同而有差異，惟其仍佔有相當之比例。

然而，既有之工業廢水處理系統常面臨製程操作變異，導致水質水量變動之情形；為免突變負荷影響生物處理之效能，工業廢水處理系統慣以長 SRT(即低 F/M 比)操作，藉以於曝氣槽中累積較高或甚高之 MLSS 濃度來應付突增之負荷。就傳統動力模式觀念而言，長 SRT 之操作在不造成微細膠羽之情形下，確可獲得較低之放流水溶解性有機物濃度。但如前所述，在長 SRT 及高 MLSS 濃度情形下，將導致多量之 SMP 產生；且由於該 SMPs 多為高分子量且較不易分解之 BAP，因此將進而升高放流水之總有機物濃度。此外，SMPs 產生之微生物活性與硝化抑制效應，均可能提高放流水中未分解部分之濃度；而 SMPs 對生物膠羽凝聚性之破壞，亦將進一步使放流水懸浮固體物濃度升高，而使放流水總有機物濃度再度升高。凡此均將使工業廢水生物處理系統之排放水有機物濃度偏高。

表 1 工業廢水中 COD、BOD 與 SMPs 之關係^[13]

Wastewater	Influent		Effluent		SMP _{eff} ^a (mg/L)	(COD _{eff}) ^b (mg/L)	(BOD ₅)/(COD _{eff}) ^c
	BOD (mg/L)	COD (mg/L)	BOD (mg/L)	COD (mg/L)			
Pharmaceutical	3,290	5,780	23	561	261	265	0.60
Diversified chemical	725	1,487	6	257	62	186	0.56
Cellulose	1,250	3,455	58	1,015	122	804	0.47
Tannery	1,160	4,360	54	561	190	288	0.28
Alkylamine	893	1,289	12	47	62	-	0.69
Alkyl benzene sulfonate	1,070	4,560	68	510	202	204	0.25
Viscose rayon	478	904	36	215	35	125	0.61
Polyester fibers	208	559	4	71	24	41	0.40
Protein process	3,178	5,355	5	245	256	-	0.59
Tobacco	2,420	4,270	139	546	186	146	0.59
Propylene oxide	532	1,124	49	289	42	172	0.56
Paper mill	380	686	7	75	31	33	0.58
Vegetable oil	3,474	6,302	76	332	298	-	0.55
Vegetable tannery	2,396	11,663	92	1,578	504	933	0.22
Hardboard	3,725	5,827	58	643	259	295	0.67
Saline organic chemical	3,171	8,597	82	3,311	264	2,921	0.56
Coke	1,618	2,291	52	434	93	261	0.79
Coal liquid	2,070	3,160	12	378	139	221	0.70
Textile dye	393	951	20	261	35	196	0.53
Kraft paper mill	308	1,153	7	575	29	535	0.50

^a0.05(COD_{eff}).

^b(COD_{eff}) = (SCOD) - [(BOD₅)/0.65] - SMP_{eff}.

^c(COD_{eff}) = (COD) - (COD_{eff}) + SMP_{eff}.

此外，生物處理系統之壓力條件如：突增負荷、低 pH 值、營養鹽缺乏與毒性物質等，均會提高系統之 SMPs 濃度。因此，除上述如 SRT 或 F/M 等典型程序操作參數影響 SMPs 產生外，工業廢水顯然亦具有較多會提高 SMPs 產生之壓力條件，當然也增加了生物處理系統之排放水有機物濃度偏高之機會。

當對既有之工業廢水生物處理系統進行操作性能評估時，為瞭解其操作上之處理極限，應盡可能嘗試區分放流水濃度中是否為進流水中未分解部分或為溶解性微生物產物，惟其分析上當較傳統綜合性有機物參數 COD 之分析不易。但工業廢水生物處理程序操作者，仍應盡可能於試車階段或操作性能評估時，嘗試相當程度地改變程序之 SRT，藉以瞭解足以獲得較低放流濃度之有機物濃度條件，而非僅以長 SRT 操作，而導致產生過多 SMPs，進而影響整體之操作性能。此外，工業廢水生物處理系統之操作，應穩定操作條件，極力避免程序壓力條件(毒性物質流入、突變負荷、營養物質缺乏等等)之發生，以降低溶解性微生物產物之產生。

六、結 語

溶解性微生物產物(SMPs)為廢水生物處理過程，因微生物代謝基質或自身衰減，所產生之非進流溶解性有機物，且於出流水中佔有相當之比例。SMPs 具生物毒性，會降低微生物之活性、抑制硝化作用，且影響污泥之膠凝與沈降，但其效應易受操作者之忽略。

工業廢水生物處理系統本即具有較多會產生 SMPs 之進流與操作條件，如：突增負荷、毒性物質、營養鹽缺乏、低溫與低 pH 值等壓力條件。工業廢水生物處理系統操作者除可嘗試區分放流水濃度中是否為進流水中未分解部分或為溶解性微生物產物外，應盡可能嘗試改變程序之 SRT，藉以瞭解足以獲得較低放流濃度之有機物濃度條件，而非僅以長 SRT 操作，而導致產生過多 SMPs，進而影響整體之操作性能。此外，工業廢水生物處理系統應穩定操作條件，極力避免程序壓力條件之發生，以降低溶解性微生物產物之產生。

七、參考文獻

1. Bisogni, J. J. and Lawrence, A. W., Relationships between biological solids retention time and settling characteristics of activated sludge. *Water Res.* 5, 753-763, 1971.
2. Pribyl M., Tucek F., Wilderer P. A. and Wanner J., Amount and nature of soluble refractory organics produced by activated sludge micro-organisms in sequencing batch and continuous flow reactors. *Water Sci. Technol.* 35(1), 27-34, 1997.
3. Noguera D. R., Araki N. and Rittmann B. E., Soluble microbial products (SMP) in anaerobic chemostats. *Biotech. Bioeng.* 44, 1040-1047, 1994.
4. Kuo W. C. and Parkin G. F., Characterization of soluble microbial products from anaerobic treatment by molecular weight distribution and nickel-chelating properties. *Water Res.* 30(4), 915-922, 1996.
5. Kuo W. C., Sneve M. A. and Parkin G. F., Formation of soluble microbial products during anaerobic treatment. *Water Environ. Res.* 68, 279-285, 1996.
6. Chudoba J., Quantitative estimation in COD units of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms. *Water Res.* 19(1), 37-43, 1985.
7. Namkung E. and Rittmann B. E., Soluble microbial products (SMP) formation kinetics by biofilms. *Water Res.* 20(6), 795-806, 1986.
8. Laspidou, C. S., Rittmann, B. E., A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Res.* 36, 2711-2720, 2002.
9. Jarusutthirak C. and Amy G., Understanding soluble microbial products (SMP) as a component of effluent organic matter (EfOM), *Water Research*, 41, 2787-2793, 2007.
10. Barker, D. J., Stuckey, D. C., A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. *Water Res.* 33(14), 3063-3082, 1999.
11. Barker D. J., Mannucchi G. A., Salvi S. M. L. and Stuckey D. C., Characterisation of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater

- treatment effluents. *Water Res.*, 33(11), 2499-2510, 1999.
- 12.Hejzlar J. and Chudoba J., Microbial polymers in the aquatic environment: I. Production by activated sludge microorganisms under different conditions. *Water Res.* 20(10), 1209-1216, 1986.
- 13.Eckenfelder, Jr. W. W. and Musterman, J. L., Activated sludge treatment of industrial wastewater. Technomic Publishing Company, Inc., 1995.
- 14.Magbanua, B. S. and Bowers A. R., Characterization of soluble Microbial Products (SMP) Derived From Glucose and Phenol in Dual Substrate Activated Sludge Bioreactors. *Biotech. Bioeng.*, 93(5), 862-870, 2006.
- 15.Rappaport S. M., Richard, M. G., Hollstein, M. C. and Talcott, R. E., Mutagenic activity in organic wastewater concentrates. *Environ. Sci. Technol.*, 13, 957-961, 1979.
- 16.Chudoba J. (1985) Inhibitory effect of refractory organic compounds produced by activated sludge micro-organ-isms on microbial activity and flocculation. *Water Res.* 19(2), 197-200.
- 17.Ichihashi, O., Satoh, H., Mino, T., Effect of soluble microbial products on microbial metabolisms related to nutrient removal. *Water Res.* 40, 1627-1633, 2006.
- 18.Boero, V. J., Eckenfelder, Jr. W. W. and Bowers A. R., Soluble microbial product formation in biological systems. *Water Sci. Technol.* 23, 1067-1076, 1991.
- 19.Sollfrank, U., Kappeler, J. and Gujer, W., Temperature effects on wastewater characterization and the release of soluble inert organic material. *Water Sci. Technol.* 25(6), 33-41, 1992.
- 20.Nachaiyasit, S. and Stuckey, D. C., Effect of low temperatures on the performance of an anaerobic baffled reactor (ABR). *J. Chem. Tech. Biotech.* 69, 276-284, 1997.
- 21.Schiener, P., Nachaiyasit, S. and Stuckey, D. C., Production of soluble microbial products (SMP) in an anaerobic baffled reactor: composition, biodegradability and the effect of process parameters. *Environ. Technol.*, 19, 391-400. 1998.

22. Aquino, S. F. and Stuckey, D. C., The effect of organic and hydraulic shock loads on the production of soluble microbial products in anaerobic digesters. *Water Environ Res.*, 76, 2628–2636, 2004.
23. de Silva DGV, Rittmann, B. E., Interpreting the response to loading changes in a mixed-culture completely stirred tank reactor. *Water Environ Res.*, 72(5), 566–73, 2000.
24. Aquino, S. F. and Stuckey, D. C., The production of soluble microbial products in anaerobic chemostats under nutrient deficiency. *ASCE J Environ Eng.* 129(11), 1007–14, 2003
25. Aquino, S. F., Stuckey, D. C., Soluble microbial products formation in anaerobic chemostats in the presence of toxic compounds. *Water Res.* 38, 255-266, 2004.