

嚴氧處理槽之適用性與工程設計實務

邵 信*

摘要

在經濟發展與環境保護並重的今日，環境工程師們莫不致力於各種高效率且經濟可行的污染防治技術開發。其中，廢水嚴氧處理技術的開發更已獲致許多重大的突破。本文除述及嚴氧技術在發展過程中五種典型處理程序，包括傳統嚴氧消化槽 (conventional anaerobic digester)、嚴氧接觸消化槽 (completely mixed anaerobic contact digester)、嚴氧濾床 (anaerobic filter;AF) 處理槽、上流式嚴氧污泥床 (upflow anaerobic sludge bed;UASB) 處理槽以及嚴氧流體化床(anaerobic fluidized bed;AFB) 處理槽等之特性外，並針對UASB處理槽的適用性及工程設計等部份加以討論。旨在深入說明廢水嚴氧處理程序的一些工程實務經驗，提供各界參考。

【關鍵字】

1. 嚴氧處理(anaerobic treatment)
2. UASB處理槽(upflow anaerobic sludge bed reactor)
3. 適用性(applicability)
4. 設計(design)

*工業技術研究院化學工業研究所污染防治研究室主任

一、前　　言

近年來，廢水厭氧處理概念很快的被接受且成為現有廢水處理方法中令人矚目的焦點，部份原因在於厭氧處理具有高效率、省能源和低污泥產率等傳統喜氣處理方法所無法比擬的優點。然而，最主要因素應為廢水厭氧處理技術的突飛猛進，一些創新、簡便和低成本的厭氧處理程序的競相發展和成功的應用所致。加之，近年有關程序機制(mechanism)和微生物學理論之大幅精進亦功不可沒。

儘管如此，在基礎理論（如微生物學、生化學、環境影響因子等）和技術應用知識的領域，仍有許多研究發展的空間，尚待持續投入(Lettinga, 1983a)。因此，有關厭氧處理程序的適用性(applicability)、設計和經濟效益方面的進展亦相當謹慎與保守，而必須瞭解的是，此三個緊密關連的部份，事實上與很多外在因素息息相關，如表1所示(Lettinga, 1989)。

本文除述及廢水厭氧處理的發展，以及各階段典型厭氧處理程序，包括傳統厭氧消化槽、厭氧接觸消化槽、厭氧濾床處理槽、UASB處理槽以及厭氧流體化床處理槽的特性外，另針對其中在目前最具代表性的UASB處理槽就適用性及工程設計等部份予以討論，期能提供工業界及廢水處理工程公司參考，藉以加強國內對此新興成長中的技術更多一層認識。

二、厭氧處理程序之發展

2.1 演進過程

厭氧處理槽自1882年迄今，已有百年之開發歷史，其演變過程如下：

- 1.1882年，法國 M.Louis Mouras "Air-Tight Chamber"
- 2.1891年，英國 S.D Scott-Moncriegg "Anaerobic Filter"
- 3.1895年，英國 Donald Cameron, "Septic Tank"
- 4.1904年，W.O. Travic, "Two-Stage Process"或"Travic Tank"
- 5.1905年，德國 Karl Imhoff, "Imhoff Tank"
- 6."Conventional Digestor"and "High-Rate Digestor"
- 7.1961年，Steffen, "Anaerobic Contact Process"

表1 廢水處理系統適用性、設計和經濟方面之影響因子

1.廢水特性
(1)組成
—可溶性有機物部份，包括脂質、醣類、蛋白質、揮發性脂肪酸(VFA)等之含量。
—可溶性和不溶性有機物部份的生物可分解性。
—無機成份，例如鹽類之含量。
—可利用的營養物和微量元素含量是否足夠。
—是否含有毒性和抑制性成份。
—pH和碳酸氫鹽(HCO_3^-)鹼度
(2)各種組成份之濃度
(3)溫度
(4)廢水量
(5)變動性(fluctuations)
—組成的變動
—濃度的變動
—溫度的變動
—每天，每週和每年的水量變動
2.實際配合條件
(1)可用之土地
—大小
—價格
—狀況
—高層(altitude)差異(使用重力流的可能性)
—與工廠和住宅區的距離
(2)處理水排放成本，排放限制等
(3)廢熱(waste heat)的利用價值
(4)利用產氣(biogas)的可能性
—電力(廢熱利用)
—鍋爐
—城鎮利用
—運輸
(5)過量污泥的利用和/或處理
(6)嚴氧處理水利用之可能性
(7)財務條件
—可用資金
—能量費用

8. 1962年，"Anaerobic Clarigester"

9. 1967年，美國 Yonng & McCarty，"Anaerobic Filter"

10. 1971年，美國 Pohland & Ghosh，"Two-Phase System"

11. 1979年，荷蘭 Lettinga，"Upflow Anaerobic Sludge Bed"

12. 1981年，美國 Jewell等人，"Fluidized Bed or Expanded Bed"

13. 1982年，McCarty，"Anaerobic Baffled Reactor"

14. 1983年，Verrier, et al., "Anaerobic Hybrid Reactor"

15. 1983年，Pescod, et al., "Anaerobic RBC"

上述處理槽之演變過程可以歸納出三種型態，即：懸浮生長(suspended growth)，固定膜生長(fixed film growth)和混合生長型態者，圖1顯示其中最具代表性的一些處理槽構造示意。

處理槽演進至今，每個階段均以設法提高固體停留時間(sludge retention time, SRT)和減少水力停留時間(hydraulic retention time, HRT)以及增加處理槽中污泥的量和活性為主要開發目標。

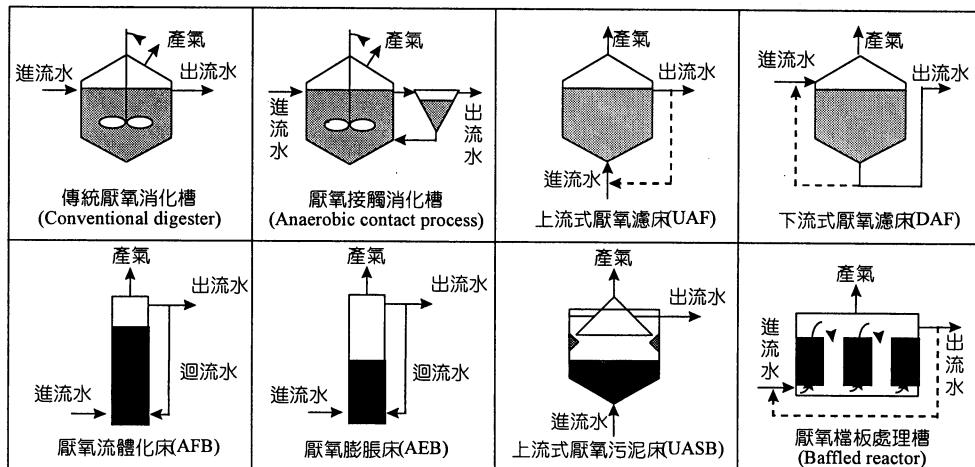


圖1 各種厭氧處理槽構造

2.2 典型厭氧處理程序之特性

依處理槽型態的不同，列出演變過程中五種最典型的厭氧處理程序，依發展先後順序分述如下：

2.2.1 傳統厭氧消化槽(conventional anaerobic digester)

傳統厭氧消化槽係完全混合型處理槽，沒有污泥迴流，其SRT等於HRT。由於甲烷菌生長速率緩慢，故處理槽SRT(或HRT)需維持約12~15天，也因此需要很大的處理槽體積，並不適用於處理工業廢水。然而，它可用作濃厚廢棄物的消化，尤其是有機性的下水污泥(sewage sludge)。但由於微生物流失(washout)引發的問題(尤其在高負荷下)，使其不適於處理廢水。此種厭氧處理程序所容許的負荷量受處理槽中持有的微生物量所左右，故微生物的流失將影響消化槽的功能，並因此造成不良的處理水品質，為解決這些問題，必然需要結合固液分離或固體迴流裝置。

2.2.2 完全混合型厭氧接觸消化槽(completely mixed anaerobic contact digester)

它與傳統厭氧消化槽不同處在於增加了一個沈澱槽，使濃縮的污泥可再迴流入消化槽。厭氧系統中，由於微生物生長速率較慢，故需較長的最小SRT(minimum SRT)。為發揮系統功能，設計SRT(design SRT)必須大於微生物在程序中增殖所需之最短時間，若低於此最小SRT則微生物將因流失速率而失敗。因為在厭氧消化中甲烷菌的生長是速率限制因子，所以必需確保SRT長於甲烷菌緩慢的淨生長速率。

具有固體迴流功能的厭氧處理程序，使系統有較長的SRT且能以較短HRT和較小的消化槽，並得到較高的處理效率和較低的處理水基質濃度。固體迴流的結果，增加了SRT/HRT比值，因而容許較高的水力負荷又可維持較長的SRT。

接觸程序在實際應用上的主要問題，在於如何從處理水中分離污泥，並使其迴流入消化槽中。在厭氧接觸程序中固液分離影響因子的研究中，發現營養成份不足會造成厭氧污泥中絲狀菌的生成，但若廢水的氮/磷比(N/P比)控制在5或以下，則絲狀菌的繁殖可被抑制，添加磷將使污泥中的絲狀菌消失(break up)。另外，在營養成份平衡對於污泥沉降效率影響的研究中，發現絲狀菌的繁殖是造成厭氧污泥沉降不良的主要原因，控制適當N/P比可以改善污泥沉降速率和壓密性。

由於在沈澱槽中可能繼續產生氣體，且氣泡使污泥上浮而影響沉降效率。利用一些程序和單元設計的修正可以提昇沈澱槽的功能，如沈澱槽加設斜板，真空脫氣以及在沉澱之前污泥的膠凝(flocculation)和加熱(thermal shock)等。

2.2.3 厭氧濾床處理槽(anearobic filter; AF or anaerobic packet bed; APB reactor)

此種處理槽係由惰性濾料(filter medium)的浸水床(flooded bed)所構成。填充料之惰性表面(inert surface)供細菌附著，且因其低湍流(turbulence)特性和有效的沉

降性而滯留住未附著的污泥(Speece,1983)。由於厭氧菌在靜止的環境下生長，會形成相當大的污泥團塊(agglomeration)，也因微生物生長在固定介質(support medium)上，使處理槽中有高濃度的污泥和很長的SRT。因為污泥係由附著(attachment)和截留(entrapment)等多重機制固著，所以可在非常高的水力負荷下維持長的SRT。

在上流式濾床中，少部份的污泥附著在填充料上形成生物膜，大部份未附著的污泥叢(clumps)則滯留在填充料的空隙中(YOUNG,1982)。因此，上流式濾床在這部份的操作類似流體化床處理槽，而處理槽的底部是分解活性較高的位置。為防止進料中不溶性粒子的累積，van den Berg(1979)發展出下流式(downflow)濾床，他指出下流式與上流式濾床不同，它幾乎是完全的固定膜(fixed film)反應槽。

附著式生長系統與懸浮生長系統比較，其優點包括：

1. 處理槽中可維持非常高的污泥濃度，Mitchell(1981)指出濃度可達100,000 mg/L。
2. 附著式生長系統對潛在的抑制抗性較強，使程序更穩定(Anderson,1982)。
3. 在處理槽中各種微生物自然成層(stratification)，使每一物種均處於最佳生長狀況。

過去，對於微生物表面的附著性質方面的研究較少，主要因為欲使微生物在填料面附著並加以保持，比在填充空隙中直接截留微生物困難得多。一個廣泛性的研究(Anderson,1984)，包含了微生物細胞附著到多種商業化填充料表面(具有最適表面積)的機制，以及固定細胞反應槽的構造等。微生物附著程度的主要參數包括所採用的輻射剪力強度(intensity of radial shear force)、表面之物化性質和污泥本身性質等，此研究結果適用於所有固定膜厭氧程序，當然亦包括厭氧生物旋轉盤(RBC)(Pescod,1983)。

2.2.4 上流式厭氧污泥床處理槽(upflow anaerobic sludge bed reactors; UASB reactor)

由於濾床中填充介質的價格高昂和長期操作的問題，如堵塞、水力短流(short-circuiting)、生物膜剝落及高壓降(pressure drops)等之特性，促使能始終保持固定細胞(imobilised cell)特性的"非填充式"("unpacked")處理槽發展。Lettinga等(1980a,1980b)，針對廢水在短水力停留時間下處理，所開發的厭氧程序，稱為上流式厭氧污泥床處理槽。在這種處理槽中，污泥形成"床"(bed)，經由控制上流速度

(upflow velocity)使污泥懸浮，而靜止區(quiescent zone)使離開污泥床的污泥沉澱以減少流失量。UASB處理槽不需要任何機械性攪拌，而是藉廢水流經污泥床並因反應產生氣體而使污泥床膨脹(expanded)，這些上流的氣體、液體和固體(污泥)經過處理槽頂部的氣、固、液三相分離裝置，收集產生的氣體，並使污泥沉降且內部迴流(internal recycling)，處理水則由靜止區(沉澱區)溢流出處理槽的整個循環過程，達到自發性的攪拌。

在UASB處理槽中有可能成長具有優越沉降性的顆粒污泥，然而污泥顆粒化的機制正如某些情況下其快速崩解(disintegration)的現象一樣，目前所知仍然有限。Senaratne(1983)在嚴氧消化中污泥沉降性影響因子的研究中，對於各種污泥現象之生物影響因子則有相當深入的探討。

2.2.5 嚴氧流體化床和嚴氧膨脹床處理槽(anaerobic fluidized bed; AFB and anaerobic expanded bed; AEB reactor)

流體化床和膨脹床處理槽概念類似，兩者為化工程程上普遍採用的技術，流體化床主要運用氣—固接觸原理的焚化系統，當高速氣體通過小顆粒形成的濾床，造成在整個反應槽中的小顆粒翻滾(doubling)呈流體化現象。而"膨脹床"係使反應槽中濾床靜體積(static volume)產生較小程度膨脹。

在廢水處理上，流體化床和膨脹床為在處理槽中填充砂粒大小的顆粒，並使其被由下往上的水流膨脹而成，兩者的差異僅止於填充床膨脹程度的差異而已。通常採用惰性顆粒作為微生物附著性生長的擔體(carriers or media)，膨脹程度則視附著在擔體上的微生物反應型態而有不同。較高產率的系統，如好氧呼吸(aerobic respiration)，因生物膜生長較厚，整個顆粒的密度減輕，其膨脹程度比在同樣擔體大小和表面速度下的嚴氧酸酵系統高。嚴氧流體化床和膨脹床則很少操作在完全流體化的狀態。

此兩個程序由Cooper和Weeldon(1980)重新開發(renewed)，應用在(1)水和廢水之脫硝(denitrification)；(2)喜氣氧化去除BOD；(3)硝化和(4)嚴氧酸酵。通常，在嚴氧酸酵方面，嚴氧流體化床和膨脹床比其他嚴氧程序負荷量高，HRT短且具有更高之去除效率(Switzibaum,1983)。

上述五種典型嚴氧程序的性能比較，示於表2及表3提供參考。以下僅就目前全世界在工業廢水嚴氧生物技術應用上，最具代表性且廣被接受已有眾多實廠(full-scale)成功運轉的UASB處理槽，針對其適用性和工程設計等加以討論。

表2 各種厭氧處理槽COD負荷和去除效率之比較(van den Berg,1983)

處理槽型式	COD負荷(kg/m ³ .day)	COD去除率(%)
接觸消化	1~6	80~95
上流式濾床	1~10	80~95
下流式濾床	5~15	80~87
流體化床	1~20	75~88
UASB	5~30	85~95

表3 各種厭氧處理槽性能之比較(星號愈多愈好)

項目	(1)傳流式消化槽	(2)厭氧接觸消化槽	(3)厭氧濾床	(4)UASB	(5)厭氧流體化床
容易起動	*	*****	****	**	***
容易操作	**	**	*****	***	***
可控制度	*	*****	***	***	***
突增之忍受力					
溫度	*	***	*****	*****	*****
毒性	*	***	*****	***	***
有機負荷	*	***	*****	*****	*****
固體負荷	***	***	*	**	**

三、UASB處理槽之適用性

厭氧處理的適用性評估為整個處理程序規畫中非常重要的一環。每種廢水唯有經由謹慎的實驗室和模型場可行性研究(feasibility studies)，才有可能評估厭氧處理特定廢水之潛力。收集或實驗所得的數據資料，與處理槽設計負荷量和整個處理系統中需附加的前後處理單元，均有密切關係(Souza,1986)。以下討論引證自都市污水和啤酒，軟性飲料，糖蜜發酵，即溶咖啡，檸檬汁，紙業等廢水之處理實例。

3.1 懸浮固體物(suspended soilds,SS)

雖然，UASB處理程序之發展主要是為了處理溶解性基質和高濃度廢水，但UASB系統也可用於處理含高SS比例(fraction)的廢水，其適用性的限制因子，如

SS的生物分解性和沉澱性、污泥需要安定化的程度以及處理槽中污泥的特性等，迄今仍未有足夠的評估資料可供應用。因此，若忽略這些不確定(uncertainties)因子，而採用體積負荷當作顆粒和膠污泥UASB處理槽的一些概略指標(rough indications)，則如表4所示(Lettinga,1989)。

含低SS濃度之廢水，一般在處理上較無問題。最大可接受SS濃度端視其佔廢水中總有機物濃度之比例。在低濃度廢水之情況，如生活污水典型COD值約500 mg/L，含SS濃度在250 mg/L的低絕對值(absolute value)和0.5 mg SS/mg COD的高相對值(relative value)時，證實可用UASB成功的處理(Lettinga,1983 b; Vieira, 1984; Nucci, 1985; Schellinkhout, 1985; Souza, 1986)。

在高濃度廢水之情況，如糖蜜釀酵廢水，典型COD值25,000 mg/L，含SS濃度在高絕對值1,000 mg/L和低相對值0.04 mg SS/mg COD時亦可用USAB處理得很好(Craveiro, 1982)。處理含有高SS濃度(如高至6,000~8,000 mg/L)的高濃度廢水，為能應用UASB系統必須考慮使用如過篩，沉澱等前處理系統，使其符合前述條件。此外，固體部份的水解(liquefaction)亦有效的增加UASB之適用性，採用初沉或獨立的水解處理槽的情況，如圖2所示。一般來說，若欲處理含高SS比例之高濃度廢水，倒不如使用傳統厭氧消化系統應較為合適。無論如何，系統能否成功的應用唯繫於下列因素：

- SS的可沉澱性。
- SS生物可分解性。
- 水解的速率和完全性。
- 非生物可分解成份的特性。

3.2 毒性成份

廢水中不得含有對微生物有潛在毒性的成份，亦是能否應用UASB處理槽的一個重要關鍵。對此主題有許多有關重金屬、鹼(alkaline)和鹼土金屬(alkaline earth metals)、硫酸鹽、硫化物、氯仿、氰化物、酚、氯化物、硝酸鹽、氯等的報告發表(McCarty, 1964; Mosey, 1976; Yang, 1981)。

為確定潛在毒性，通常可先在實驗室中對廢水做簡易的可處理性評估(treatability)試驗，而不需要直接在UASB處理槽中實驗，因為它的目的並不是為求取設計參數。為掌握廢水在厭氧處理時的潛在毒性資料，工研院化工所使用Owen (1979)提出之厭氧毒性試驗(anaerobic toxicity assay; ATA)方法，可快速的初步預估廢水對厭氧微生物之毒性或抑制性，包括造成抑制的廢水濃度或程度。

表4 在各種廢水COD濃度和不溶性COD(SS-COD)比例下，顆粒與膠羽污泥UASB處理槽適用的體積負荷。

廢水COD濃度 (mg/L)	不溶性COD 比例(%)	30°C下適用的負荷(kg COD/m ³ .day)		
		顆粒污泥UASB		膠羽污泥UASB
		高SS去除率	低SS去除率	高SS去除率
<2,000	10~30	2~4	8~12	2~4
	30~60	2~4	8~14	2~4
	60~100	*	*	*
2,000~6,000	10~30	3~5	12~18	3~5
	30~60	4~6	12~24	2~6
	60~100	4~8	*	2~6
6,000~9,000	10~30	4~6	15~20	4~6
	30~60	5~7	15~24	3~7
	60~100	6~8	*	3~8
9,000~18,000	10~30	5~8	12~18	4~6
	30~60	SS>6,000~8,000不可應用		3~7
	60~100	*	*	

*在這些狀況下UASB程序不適用。

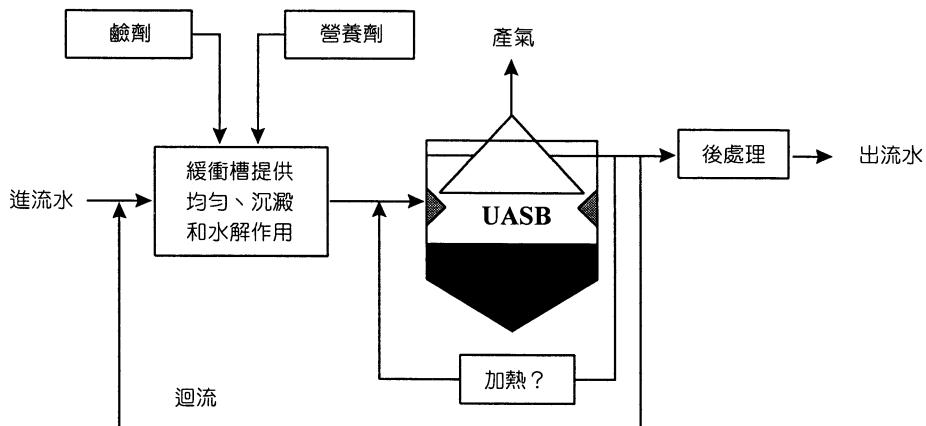


圖2 含高SS濃度廢水利用獨立的水解槽和UASB處理槽組合之處理流程

即使廢水含有一些強抑制性有毒成份，但仍然有些技術能予以克服，如廢水稀釋、處理槽出流水迴流與其他廢水混合、預酸化(pre-acidification)等。最常見者如

硫酸鹽存在許多廢水中，硫酸還原菌使硫酸鹽還原產生H₂S對細菌有高毒性，抑制甲烷菌生化反應，同時引起臭味和腐蝕問題，Lettinga (1981) 證實廢水中COD/SO₄比值高於7~10則可避免上述問題。

3.3 溫度

溫度對於處理程序的經濟可行性而言，是一個重要考慮因子。在中溫範圍，厭氧反應最適溫度約37°C。一般而言，在30~40°C之間反應速率最高，而在15~25°C，速率仍可接受。在任何情況下，都應避免溫度之明顯變異(Lettinga,1984)。在熱帶，氣溫常高至足以加熱處理槽，故不需要溫度自動控制和保溫設備，此種情況可明顯降低操作成本，更有利於UASB之應用。一般在熱帶的都市污水的處理上，非常幸運地整年中大部份的時間處理槽平均溫度幾乎不變，處理槽溫度幾乎等於污水溫度，廢水反應速率快相對水力停留時間較短。

在溫帶或寒帶，由厭氧代謝產生的熱非常有限(因大部份的能量以甲烷釋出)，即使在保溫狀態下也不能期望用它來增加處理槽溫度，但某些情況，可以利用產生的甲烷當燃料加熱處理槽。在稀薄廢水的情況，因為相對於需加熱的廢水體積而言，甲烷產量較少，故需使用外加能源。對於高濃度有機廢水，處理槽廢水進流量較低，氣溫對處理槽的影響較大，可能需要有效地保溫和控溫系統。

當係高溫廢水，且微生物能在55~60°C高溫下存活，則與中溫情況比較將有較高的反應速率和效率。然而，迄今有關高溫程序的了解仍有限，並且不太可能利用中溫狀態產生的廢熱，使其適當的操作在高溫範圍，因為所增加的效率和速率不足以彌補加熱和溫度控制的困難性和成本負擔。

3.4 體積負荷和流量變異

UASB處理槽可能用於處理有機物(COD)濃度或流量明顯變化的廢水，在這種情況建議外加如均勻槽等設備，所增加的成本可藉UASB處理槽操作效率，安定性等的提昇而獲補償。另外，如高溫的有機廢水可以利用處理程序處理水迴流與之混合，使放流水質更穩定，因兩者的混合增加了處理槽進料的均勻性，且兼具稀釋的效果。

在流量變異很大的情況，可使用數個UASB處理槽併聯操作，其中一個槽在流量變化下操作，而其他的槽都在設計流量下連續操作，如此所有槽的出流水質將比所有槽都同時承受流量劇烈變異的情況有較好的穩定均一。

UASB處理槽尚有一個重要優點，即它可以應用在週期性產生廢水的情況。Craveiro(1982)證實UASB處理槽在良好操作後，可暫停進料數個月，而在需要操作又可很快(數週內)再起動，恢復正常功能。在中斷操作期間反應槽不需添加任何基質和控制溫度，UASB處理槽中仍可維持厭氧活性，但在喜氣處理程序中卻無此能力。

3.5 pH和營養分

因為甲烷化(methanogenesis)為厭氧處理的關鍵和速率限制階段，而決定甲烷化反應的甲烷菌，對於pH又非常的敏感，所以處理槽內都以甲烷菌的最適pH為控制基準。通常，厭氧反應最適pH在7左右，pH值低於6.5或高於7.5可能對槽中甲烷菌有害。然而，厭氧處理程序對多種廢水具緩衝能力，所以低pH的廢水仍可直接送入UASB處理槽中處理。但對高溫廢水或在高負荷下操作，就要特別小心避免pH的突然下降，即使有pH自動控制，為維持適當緩衝能力，有關鹼劑(如NaOH、Ca(OH)₂、NaHCO₃等)的添加仍非常重要。

如果廢水中缺乏氮(N)和磷(P)，為了不影響UASB處理槽的處理，需外加這些營養分，使用的比例：COD/N比值 < 70和COD/P比值 < 350。有些微量養分(micronutrients)的缺乏，也會導致處理不良。經由實驗室長時間的處理可行性實驗，可以得知微量營養素是否足夠。通常，如有可能將數種廢水混合，或可彌補有些廢水養分不足之情況，亦可降低成本。

3.6 處理程度(level)

如果沒有一個原料、製程和產品都完全相同的實廠廢水處理經驗，即使某一廢水能滿足前述所有條件，我們也不可能未經處理可行性實驗，即能預估該廢水厭氧處理的程度。

工研院化工所採用的廢水厭氧處理可行性評估方式，可以分為兩個層次。首先，係使用 Owen (1979)提出之生化甲烷產能試驗(biochemical methane potential; BMP)方法，可在短時間內概略預測廢水的厭氧處理的效果。其次，要用實驗室中組裝的模擬處理程序，進行3~4個月長期實驗，以取得更正確和詳細的工程設計參數，如進流水濃度、體積負荷、處理效率、操作穩定性…等等資料，實驗過程中配合進行實廠廢水來源和水質水量調查，了解變異情況並正確估算污染量基準。也唯有如此，待取得上述全部資料後才可能更正確的預估處理程度，使後續的工程投資風險降至最低程度。

四、UASB處理槽之設計規範

在討論設計之前，首先必須對UASB處理槽的構造有基本的認識，圖3顯示UASB處理槽各部份之構造，以下即將據此就設計有關的基本規範、處理槽形狀、體積、各部份裝置、材料及腐蝕、模組化(modular)設計等分別敘述。

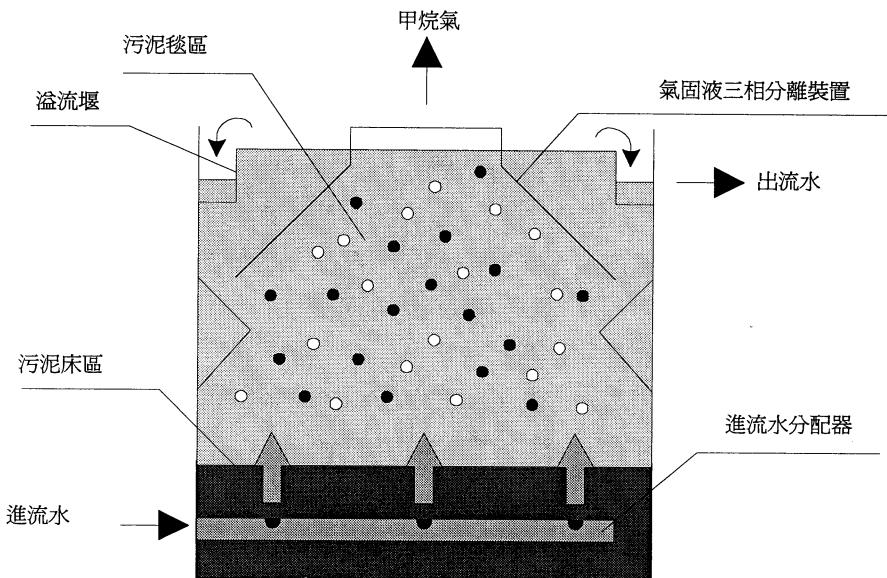


圖3 UASB反應槽各種構造示意圖

4.1 基本規範：體積負荷(volumetric load)表面流速(superficial velocity)和高度

UASB處理槽設計的三個基本法則(rules)，即所採用的體積負荷、沉澱區(settler)的表面液體速率和處理槽高度。根據目前已有理論和經驗，前兩個參數可接受的最大安全設計值各別為 $15\sim20 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{day}$ 和 $1.2\sim1.5 \text{ m/hr}$ 。這些限值僅可以視為體積負荷和流量之尖峰值(在均勻和前處理之後)，且需在生物污泥具有良好顆粒沉降特性和甲烷菌活性的情況下應用，若能取得實廠規模UASB處理槽的經驗資料則更可靠(Lettinga, 1983c)。

某些廢水其限制設計規範(limiting design criteria)視濃度因子而定。對於高濃度廢水，因實務上為了減少所需處理槽截面積，而採每單位體積之最大可能高度，故

可用體積負荷當限制規範。在荷蘭，通常認為適當的處理槽高度約6 m左右，因為超過這高度，據稱可能引起一些氣—固分離困難和起泡(foaming)等問題。例如COD濃度15,000mg/L的高濃度廢水用6 m高處理槽，假如我們使用最大表面速率參數1.5 m/hr計算，結果將採用體積負荷90 kg COD/m³.day，比可承受的限值(15~20 kg COD/m³.day)高出太多，由此可知，在這種狀況限制參數應採用體積負荷。

對於低濃度廢水，限制參數則是沉澱區表面的液體流速。為了增加每單位體積的表面積和減少HRT(增加負荷)，可能採用處理槽最小可能高度。以目前的理論水準，可採用的高度約4.5 m。例如，COD濃度1,000 mg/L之低濃度廢水，若設計4.5 m高的處理槽，採用最大可承受體積負荷參數20 kg COD /m³.day計算，得到3.8 m/hr的表面速率，超過可承受的限值(1.2~1.5 m hr)，也因此在這種狀況下，應以表面速率為限制參數。

在上述兩種狀況，沉澱區高度不需超過1.5 m，原理與傳統沉澱系統類似。處理槽還需考慮的部份，即預期固體和液體在由反應區（污泥床區和污泥毯區）流至沉澱區之前，必須完成全部有機物質的傳送與分解，以避免在沉澱區內產生氣體，妨礙污泥沉澱效果(Souza, 1986)。

典型UASB處理槽的高度由最大截面上流速度1~2.5 m/hr決定(假如採用良好沉降性的顆粒污泥可承受較高的速度)。對於像都市污水等低濃度廢水的處理，建議可採用3~5 m的處理槽高度。若COD超過3,000 mg/L的廢水，處理槽高度可採用5~12 m。但在荷蘭，UASB處理槽高度一般以7 m為限，因認為超過此高度，會增加生物污泥的流失(Lettinga, 1989)。所謂適用的"最佳"處理槽高度，通常難以釐定，例如，低濃度廢水的情況，在特定體積負荷量和處理槽高度下，其所承受之上流表面速度，將比高濃度廢水的情況高。

處理槽中污泥的形態，也將限制最大容許表面速率與採用之體積負荷和污泥負荷。對膠羽污泥處理槽而言，在COD濃度1,000 mg/L和體積負荷5~6 kg COD/m³.day下，能容許0.5 m hr之最大表面速率，甚且1.5 m hr，此種狀況最適處理槽高度約6 m。對顆粒污泥處理槽而言，可以承受相當大的表面速率，甚至到10 m hr情況，所以可以應用較高的處理槽，也將是未來特殊的新型UASB處理槽發展方向，然而現階段處理槽高度仍以12 m為限較為恰當。

在荷蘭"De krim"處理馬鈴薯澱粉廢水和UASB處理槽，體積5,500 m³，高度10 m為荷蘭最高者。由這個廠和少數其他約8 m高的廠所得到的資料比較，顯示6

m仍將是較佳的選擇(Lettinga,1986)。在台灣，由工研院化工所UASB技術輔導的眾多實廠案例經驗，高度範圍從5 m～12 m，運轉性能和操作狀況均相當良好，筆者認為在適當的設計參數運用下，並無證據顯示5 m～12 m的處理槽高度對性能或操作有明顯影響。

4.2 處理槽體積

UASB處理槽所需體積的決定，通常根據下列數項因子(Lettinga,1989)

- 最大每日總COD量
- 可承受的液體表面負荷(liquid surface load)
- 廢水溫度
- 廢水濃度
- 廢水特性(如SS濃度，污染物之生物可解性，蛋白質含量等)
- 可承受之體積負荷

UASB處理槽可承受之最大水力表面負荷(依據沉澱區的濕表面積)可以設定在1～1.25 m/hr，停留時間2～4 hr。處理槽若為沉降性良好的污泥，則可容許高至2 m/hr之表面負荷。若主要為膠羽型態的污泥則最大表面速率約0.5 m hr，在液體表面負荷為限限因子的情況，處理槽適用的HRT將依處理槽高度而異，見表5。

通常，COD濃度低於1,000 mg/L時，處理槽體積由HRT決定比由可承受之體積負荷決定來得恰當。典型的例子，如都市污水之處理，HRT很明顯得會受溫度所左右，表6列出一些指引。

大多數的工業廢水，其所需處理槽大小係由可承受的體積負荷(以生物可分解之COD計)決定之。體積負荷又受溫度和污染物的組成及性質所支配。表7顯示在各種操作溫度下可採用之體積負荷。

表5 在最大可承受水力表面負荷1～1.25 m/hr狀況下，各處理槽高度可採用之HRT

處理槽高度(m)	HRT(hrs)
3	2～3
4	3～4
5	4～5
6	5～6
7	6～7
8	6～8

表6 於各種溫度下，都市污水在4 m高UASB處理槽中之HRT

溫度(°C)	HRT(hrs)		
	日平均值	最大值(4~6 hrs期間)	可接受尖峰值(2~4 hrs期間)
16~19	>10~14	>7~9	>3~5
22~26	>7~9	>5~7	>3
>26	>6	>4	>2.5

表7 不同溫度下處理可溶和部份可溶性廢水，顆粒污泥UASB處理槽可採用之體積負荷

溫度(°C)	體積負荷 (kg COD/m ³ .day)	
	廢水SS*/COD值<5%	廢水SS*/COD值30~40%
15	2~3	1.5~2 (SS去除佳)
20	4~6	2~3 (SS去除佳)
25	6~10	3~6 (SS去除中等)
30	10~15	6~9 (SS去除中等)
35	15~20	9~14 (SS去除不佳)
40	20~27	14~18 (SS去除差)

* 可沉澱性(settleable)SS

4.3 處理槽形狀和建造材料

低濃度和高濃度廢水處理程序之間的另一個差異是處理槽設計的形狀。對高濃度廢水，因為需要沉澱的面積較小，處理槽可以為均一(uniform)的形狀，設計及建造均較容易，通常為圓形或方形，如圖4。

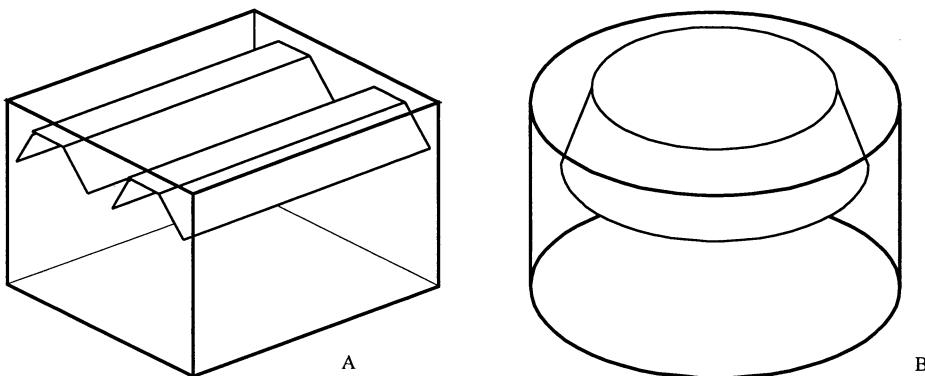


圖4 UASB處理槽的形狀 (A=方形槽；B=圓形槽)

在低濃度廢水的情況，因為需要較大可沉澱面積故採用反應槽下方(分解區)均一截面而增加頂部沉澱區的截面積，如圖5所示在沉澱區頂部面積比反應槽下方大，形成每單位體積擁有較大的表面積。所以，反應槽截面和沉澱區之間的組合方式可以採用者為：

- 圓形處理槽，圓形沉澱區
- 圓形處理槽，方形沉澱區
- 方形處理槽，方形沉澱區

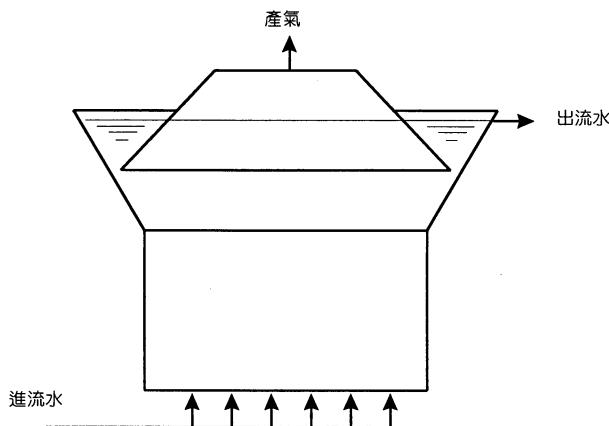


圖5 增加頂部截面積的UASB處理槽

直到目前，尚未有科學證據指出何種形狀較佳。根據特殊個案，某些形狀較適用在體積小的處理槽，或配合現場安裝位置的大小等。然而，處理槽形狀的選擇，仍應以經濟性和所選定材料的建造和安裝為首要考慮重點(Souza, 1986)。

UASB處理槽最普遍使用的建造材料是鋼或混凝土，選擇視個別特殊狀況而定，如材料的效益和是否有建造和安裝的熟練技工等。一般來說，圓形槽使用鋼材較易建造和安裝，而方形槽則混凝土材料較簡易。處理槽內部最好均能用抗腐蝕材料塗佈(coatings)。

4.4 氣固液三相分離裝置

UASB處理槽操作狀態下，為達到最高的污泥滯留能力，必須裝設適當的氣固液三相(gas-solid-liquid, GSL) 分離裝置(seperator)，尤其是處理槽中污泥屬非顆粒型態之情況更為需要。GSLS裝置主要目的，在於儘可能有效的使氣體由污泥混合液

中分離釋出，集中至氣體收集區後排出處理槽，並確保污泥和處理水在沉澱區達到良好的沉澱效果。如圖6，在處理槽頂部，氣體收集區至少有兩種選擇，分別位於兩個沉澱區之間或在沉澱區邊緣。為使沉澱區的污泥順利的回到處理槽底部，沉澱裝置的斜度建議大於 50° ，若有如前述之處理槽高度限制，則依槽體之大小可以分成數個沉澱區(Souza,1986)。

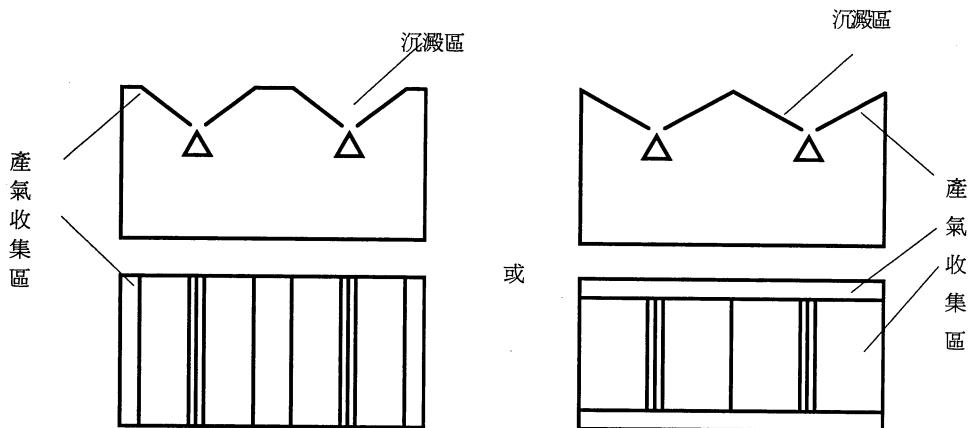


圖6 GSL裝置的沉澱區和氣體收集區的位置

目前有許多可採用的GSL裝置設計，而大部有良好的功能。由於不能完全證明現有系統的功能且缺乏各種系統之間的功能比較，故難以提供一般性的設計規範。在某些場合，GSL裝置的設計受廢水特性、處理槽中污泥的型態、操作負荷、氣體產量和處理槽的大小所左右。

高濃度廢水之處理，如果處理槽截面積不變（屬均一截面），則可輕易決定適當的沉澱區和氣體收集區的數目，同時必須查證沉澱區的處理水表面速率，以確保不超過容許限值。

對於低濃度廢水之處理，在所有的操作狀態下，都要以儘可能完全滯留住有效的污泥，因此GSL裝置的設計就需要更加講究和精巧。若處理槽形狀已確定，即可適當的決定沉澱區配置和氣體收集區的數目。然後，處理槽體積亦可計算，並且若不滿意，可以選擇其他形狀並重覆設計作業，最後求得的體積負荷再經查驗，以避免超過容許限值。

在處理含高濃度蛋白質或脂肪或兩者兼具的工業廢水時，設計上需要特殊的考慮，因為這些成份會促使污泥上浮，可能在氣體收集區形成泡沫(foaming) 和浮渣問題，進而造成有效的污泥流失。為避免這些現象，宜於氣體收集器內裝設消泡噴灑

器(sprayers)。若於沉澱區放流堰的前方設置擋板則可能出現浮渣層。當形成過量浮渣層時(例如屠宰場廢水)可裝設撇除器(skimmer)清除之。

GSL裝置設計的首要條件，在於液體和固體進入處理槽沉澱區以前有效地將氣體分離(Lettinga,1983a)。氣體收集區位於沉澱區板塊的下方，其氣液界面的表面積是一個重要的設計規範，為收集和排除氣體並減少氣體收集裝置內浮渣的形成，必需有足夠的氣液界面表面積的。通常，為防止上浮污泥在表面層堆積，GSL裝置的大小，必須利用氣體收集區內上升氣體，使氣液界面得到良好的攪拌。另外，氣液界面不可太小，因可能導致嚴重的浮渣問題。由於浮渣問題尚與廢水組成和反應槽負荷狀況等有關，以至於仍無法定出GSL裝置的一致性設計規範，故GSL裝置仍應以配合特殊個案情況而定。其次，GSL裝置必須使劇烈的液體湍流(turbulences)可以有相當程度的消減，使在沉澱區中向上流動水中的污泥膠羽或顆粒沉澱下來，並且使它們回到反應區。對膠羽狀污泥而言，處理槽的最大表面積負荷應限制在 $2\text{ m}^3/\text{m}^2\text{hr}$ 左右，以滯留足夠的污泥。明顯地沉澱區的基質濃度與處理效率有關，也成為一個關鍵，因為在此區域中若產生氣體將干擾污泥的滯留。通常，顆粒污泥能容忍較高的表面負荷(Lettinga,1989)。

GSL裝置主要目的在於水中分離氣體，以防止上升的氣泡在沉澱區內造成攪動(disturbance)。尤其是處理非稀薄的廢水，基本上，幾乎需達到完全滯留有效污泥的程度，故GSL裝置的設計需非常精巧且有效，圖7和圖8顯示不同的GSL裝置設計例。GSL裝置的建造材料可能與處理槽本體所使用者不同，使用輕質材料較為方便，若能規格化則可以適量庫存備用。

綜合以上所述，GSL裝置主要目的可歸納為：

- (1)在處理槽中分離產生的氣體和處理水。
- (2)有效防止生物污泥之流失。
- (3)使沉澱的污泥滑回反應區(污泥床區和污泥毯區)
- (4)阻擋過度膨脹的污泥毯(主要是膠羽污泥)進入沉澱區。
- (5)具有潤飾(polishing)水質的效果。
- (6)防止上浮顆粒污泥的流失。

有關GSL裝置設計上一些經驗指引(tentative guidelines)示於表8，極具參考價值。

氣體收集區為防止產生的氣體進入沉澱區而設的導流(deflection)系統，其實相當簡單。係充分利用液體中氣體垂直上升之原理，並以適當斜率使沉澱區沉澱的污泥得以順利迴流。圖9為UASB處理槽中氣體收集區的範例。

含有部份污泥的液體通過板塊縫隙(aperture)至沉澱區，同樣地，沉澱區沉降的污泥亦通過縫隙回到處理槽底部。所以，為了使污泥迴流，水流經縫隙的速度應相當慢，不可超過3~5 m/hr。

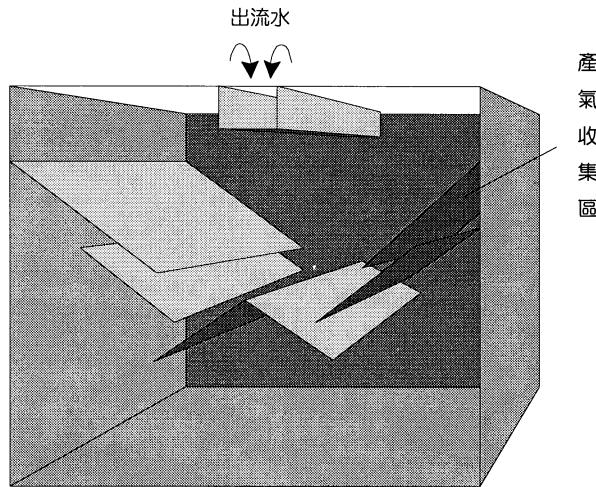


圖7 UASB處理槽中GSL裝置(Biothane-process)。由兩塊向下傾斜至沉澱區底部的板塊所構成，有利於沉澱污泥迴流入反應區

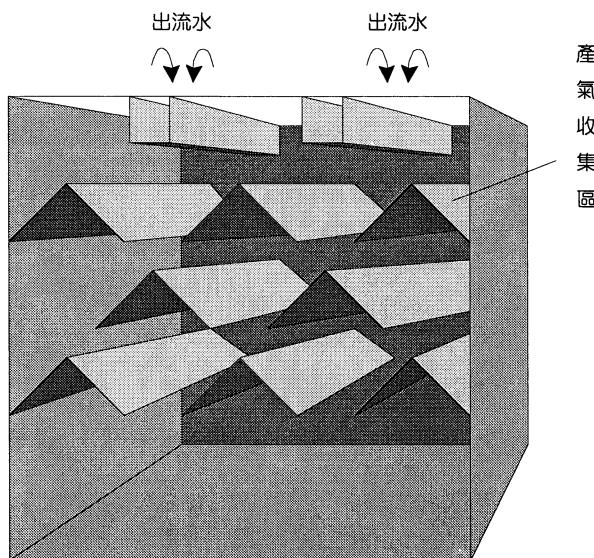


圖8 UASB處理槽中GSL裝置(Paques-system)。
多層氣體收集區設計，增加收集效率

表8 GSL裝置設計指引

1. 沉澱區底部的斜率(或氣體收集裝置的斜壁)必須在50~60°之間。
2. 氣體收集區板塊之間的縫隙(apertures)總截面積必須在處理槽截面積的15~20%之間。
3. 處理槽高度5~7 m時，氣體收集裝置的高度必須在1.5~2 m之間。
4. 為有效釋出並收集產生的氣體，並防止形成浮渣層，應維持適當氣-液界面(interface)。
5. 重疊的板塊(baffles)之間縫隙交錯應有10~20 cm，以避免上昇的氣泡進入沉澱區。
6. 通常必須在溢流堰前方裝設浮渣擋板。
7. 氣體排放管的大小應以能輕易排出氣體收集區內的氣體為原則。

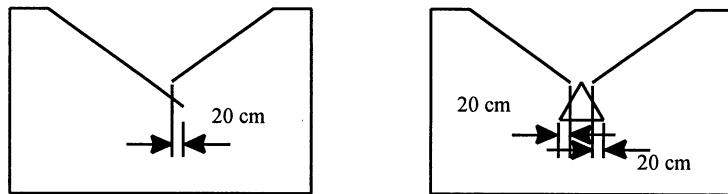


圖9 為UASB處理槽之氣體收集區的範例

4.5 進料系統(feed inlet systems)

UASB處理槽底部的混合程度，因與微生物和基質接觸程度相關，故非常重要。通常並不需要使用機械式混合系統，而僅由產生的氣體和/或液體產生高速流動狀態即可達到混合之目的。過度的混合，反而可能造成膠羽和顆粒污泥的破壞，進而影響系統之功能。一個有效的進料系統，可由接近處理槽底部10~20cm，適當配置的管線而達均勻的分佈。

高濃度廢水的處理可因其高氣體產量而混合良好，進流點並不需要密集分佈，每7~10m²有一個分佈點(distribution point)即已足夠。對於低濃度廢水的處理，產生的氣體少，混合能力較低，因此為了增加基質和微生物的接觸，至少每1~2m²需要一個分佈點。

在都市污水的處理，均勻分佈尤其重要。例如，可採用將廢水分成數個可獨立控制的部份，分流入各分佈點。如圖10所示，廢水注入位於反應槽上方的主要水槽(channels)，然後調節通過堰的流量使廢水進入各分佈點，分流系統可由直接觀察控制，防止阻塞及空氣進入進料系統(Souza, 1986)。

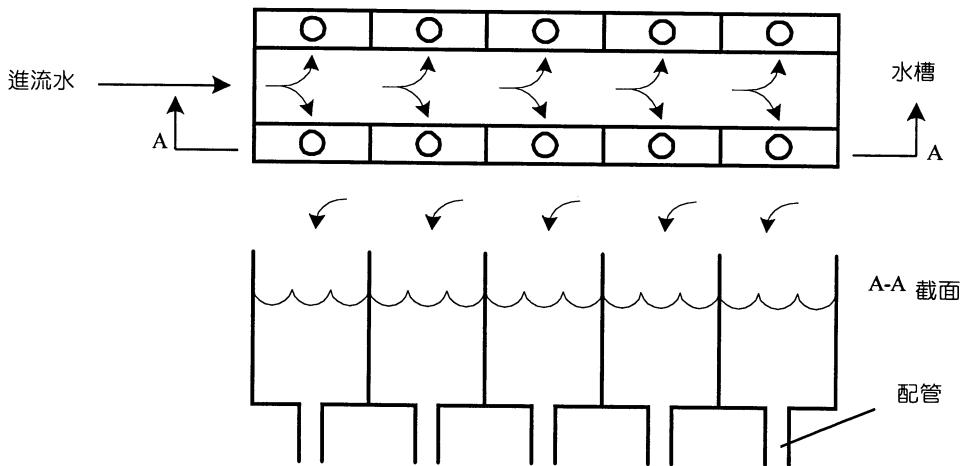


圖10 進料系統例

進料系統是處理槽的一個重要部份，主要的功能在於使通過污泥床的廢水與污泥有最佳的接觸，防止形成短流(channeling)並避免形成死角(dead corners)。由於氣體產量與基本的混合有關，所以在低氣體產量($< 1 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{day}$)時較易形成短流。低體積負荷下，如處理非常低有機物濃度和高SS濃度的廢水，氣體產量亦低。表9指出所需進料點的一些概略指引(Lettinga, 1989)。

除了進料系統的數目外，一些工程公司應用特殊尺寸的進料口(nozzles)，最小和最大出水速度和間斷式進料等特殊設計。明顯地，有可能應用與填充砂的流體化床處理槽類似的進料系統，然而，除非使用較高的截面流速，否則在低體積負荷下操作UASB處理槽，裝設複雜的進料系統並不能完全防止形成短流(Lettinga, 1986)。

表9 UASB處理槽中所需進料點數目

污泥型態	每進料點適用面積(m^2)
高濃度膠羽污泥 ($> 40 \text{ kg SS/m}^3$)	0.5-1，在負荷 $< 1 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{day}$ 1-2，在負荷 $1-2 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{day}$ 2-3，在負荷 $> 2 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{day}$
中濃度膠羽污泥 ($20 \sim 40 \text{ kg SS/m}^3$)	1-2，在負荷 $> 1-2 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{day}$ 2-5，在負荷 $> 3 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{day}$
顆粒污泥	0.5-2，在負荷 $2-4 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{day}$ > 2 ，在負荷 $> 4 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{day}$

在處理含SS的廢水時，必須留意進料口可能堵塞的問題，也因此不可設計太小的進料開口。總之，進料管線操作一段時間後可能因部份堵塞，並造成廢水在反應

槽底部不均勻的分佈，所以進料系統必須能夠容易清理。圖11和圖12顯示兩種特殊型式進料分佈系統範例。

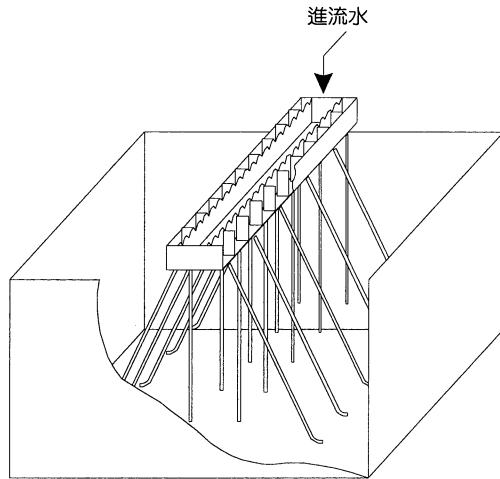


圖11 易清理型進料系統

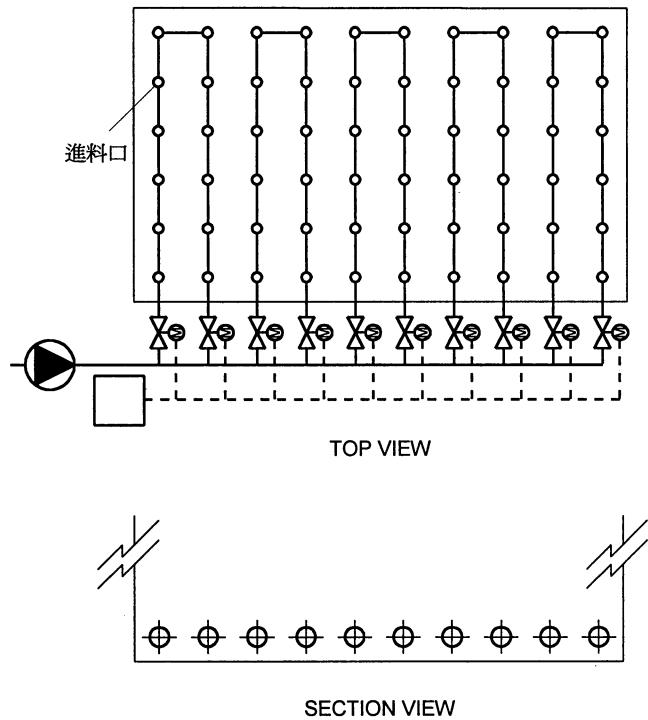


圖12 間歇式進料系統，由氣動(pneumatically)控制閥控制

4.6 處理水排放/過量污泥的排除

UASB處理槽之沉澱區頂部處理水排放堰的設計，是為確保均勻的上流型態，處理水經過堰的排放原理類似傳統沉澱池，堰可設置於每一沉澱區的中央或邊緣，如圖13。

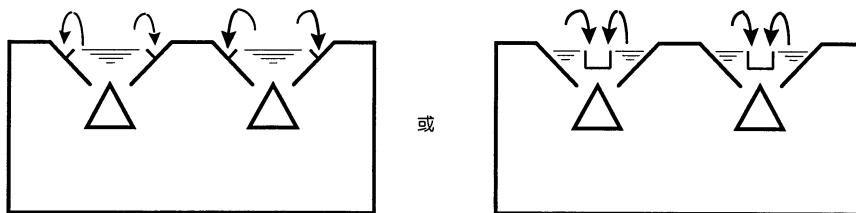


圖13 處理水排放系統例

排除處理槽中產生的過量生物污泥，有兩種不同情況，當產生氣體為主要目的時，因為處理槽中的污泥會自然地與處理水一併流出，故無須人為操作排除槽內污泥。但是當廢水處理為主要目的時，則必須防止處理水中SS流出，以免降低處理水品質(除非在起動期間，屬人為控制的水力篩選)。在此情況下，一部份污泥累積在處理槽中必須週期性予以人為排除。在處理都市污水的情況，通常含有一定量的非生物可分解之SS，故過量污泥的直接排除幾乎是絕對需要的操作。

處理槽中污泥分佈必須予以監測與控制，一般視個案需要在處理槽不同高度(包括沉澱區)設置取樣裝置。有報告指出，處理槽高度的一半是排除污泥的最佳位置。另外，在GSL裝置底部和向下大約0.5 m附近配合伸入槽內的污泥排放管也是被建議的方式。

4.7 模組化設計(modular design)

理論上，處理槽建造可能的最大體積是無限的。但是，單一處理槽大於2,000 m³時，無論在建造，操作和維護，進料系統設計以及起動(start-up)上均會遭遇許多問題。故最好是建造數個併聯(parallel)且最大體積限制在2,000 m³以下的處理槽，以達到所需之總體積。

根據在荷蘭實廠UASB處理槽經驗顯示，操作大體積的處理槽較困難，尤其在起動期間。所以，模組化設計應運而生，400 m³以上即可考慮採用模組化設計，且為實現模組化設計，方形槽顯然優於圓形槽。模組化設計與一體式(one compartment)處理槽比較，具眾多優點：

- (1)施工省時。
- (2)總去除效率較佳。
- (3)在可用的種植污泥量有限的情況下起動較容易，因為可以用足量的污泥分別先起動其中幾個處理槽。
- (4)分開的模組化處理槽清理和維護工作較簡便。

4.8 腐蝕問題(corrosion)

因為在正常操作狀態下液體和污泥並無侵蝕性，所以氣液界面下極少發現腐蝕問題。但在氣液界面之上，由於氧的存在而經常發生腐蝕問題，尤其在GSL裝置的沉澱區。當處理水含H₂S，在氧存在下經由生物作用快速轉換成H₂SO₄，此氧化程序造成局部性非常低的pH值，進而嚴重腐蝕金屬或混凝土。所以，基本上應使用適當的塗佈(coating)以防止腐蝕建造材料或使用抗腐蝕性建材，如不銹鋼或塑膠類等。

在荷蘭一些實廠處理槽經驗顯示，腐蝕是一個相當重要的問題。所有處理槽在操作5~6年後或多或少都有被腐蝕損傷，且處理槽的上方問題較大，因H₂S被氧化成H₂SO₄，形成局部性非常低的pH，而腐蝕混凝土和金屬。另外一種腐蝕發生在水位下，因酸化菌(acidifying organisms)附著在處理槽的壁上和沉澱區斜板上造成局部低pH。報導顯示，甚至用抗鹽性鋁合金建造的沉澱區斜板，也會被嚴重貫穿(perforated)。

很多使用多年的UASB處理槽是用塗覆鋼(coated steel)建造。由於其腐蝕問題，目前新造處理槽一般不採用碳鋼造，而以聚丙烯(polypropylene)塗覆混凝土的結構取代。沉澱區斜板有些以經過塑膠塗覆浸透處理的硬木(hardwood)製作。其他新發展，利用強化塑膠夾板者(如用於處理水堰)。防止腐蝕可使用的適當建造材料：

- (1)不銹鋼
- (2)塑膠
- (3)適當的塗覆材料(coatings)
- (4)塗覆的混凝土(優於塗覆的鋼)
- (5)強化塑膠板
- (6)石棉(asbestos)
- (7)塑膠塗覆的硬木(供沉澱區斜板用)

4.9 其他

1. 加蓋(cover)

為使系統維護容易，處理槽的沉澱區可以不加蓋。但是若可能引起臭味問題(通常由硫化物引起)則需考慮加蓋。

2. 維護

UASB處理槽體必須配置入孔(Inspection doors)使能夠對積砂，槽垢(incrustation)等做週期性的清理和維護。氣體收集裝置也應配有人孔(若裝置屬非可拆除式者)以方便除去浮渣層等。

3. 監測和控制設備

(1) 必備

- 進流水量，pH和溫度的監測和記錄。
- 處理槽(尤其在處理槽較底部)溫度和PH的監測和記錄。

(2) 可能需要

- 基質營養劑，如氮，磷，硫，鹼度和微量元素添加設備。
- 熱交換器(主要用於污泥消化)
- 處理槽加蓋並收集和處理引起腐蝕及臭味之成分(主要指H₂S)。

五、結論

無論就技術性和經濟性的角度而言，厭氧處理都能成為工業廢水和污水處理領域中最重要的一項技術，尤其在一些新型處理槽開發之後，其具備高效率、省能源和低污泥產率等特性，勢將取代部份傳統處理方式。本文特別著重探討的UASB處理程序，它特別適用於土地有限而又得兼顧經濟發展與環境保護的開發中國家，其與目前業界普遍使用中的喜氣活性污泥法比較，雖然迄今仍屬一個新興的技術，然就全世界已有眾多實廠成功運轉的經驗來看，事實上早已證明它是一個極可信賴的技術。

參考文獻

1. Anderson, G.K. and Duarte, A.C., Inhibition modelling on anaerobic digestion. Presented at the IAWPR Conf., Cape Town, April, 1982

- 2.Anderson,G.K. and Sanderson,J.A., Microbial attachment to surfaces in anaerobic filters. Paper t be presented at the 2nd. intern Conf. on Fixed-Film Biological Processes.Arlington,USA,July,1984.
- 3.Cooper,P.F. and Wheeldon,D.H.V.,Fluidized and Expanded bed reactors for waste-water treatment.,Water Pollut. Control (G.B.),79,286,1980.
- 4.Craveiro,A.M.,Schimidell,W.,Villen,R.A. and Hirata,Y.S.,Anaerobic treatment of stillage at low retention time-energy and treatment efficiencies.Proceedings International Fuel Technology Symposium, 5, V.III,149-154,1982.
- 5.Lettinga,G.,et al, Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment, Biotechnol, Bioeng.,22,1980a.
- 6.Lettinga,G. and Vinken,J.N., Feasibility of the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process for the treatment of low-strength wastes, proc. 35th. Industr. Waste. Conf., Purdue Univ., 625, 1980b.
- 7.Lettinga,G.,Anaerobic treatment for wastewater treatment and energy production. In : Inter-American Seminar on Biogas,Joao pessoa,Brazil, 22p,nov. 1981.
- 8.Lettinga,G.,et al.,Design operation and economy of Anaerobic treatment, Wat. Sci.Tech.,Vol.15,pp.177-195,1983a.
- 9.Lettinga,G.,Roersma,R. and Grim,P.,Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactor.Biotechnology and Bioengineering,25,1701-1723.1983b.
- 10.Lettinga,G.,Hobma,S.W.,Hulshoff Pol,L.W.,Zeeuw,W.ed,Jong,P.de, Grin, P.C. and Roersma,R.,Design operation and economy of anaerobic treatment.Water Science and Technology,15(8/9) , 177-195,1983c.
- 11.Lettinga, G., Hulshoff Pol, L, W., Hobma, S.W., Koster,I.W.,Wiegant,W.M., Zeeuw,W.J.de,Rinzema,A.,Grim,P.C. and Roersma,R.E.,High rate anaerobic wastewater treatment using the UASB-reactor under a wide range of temperature conditions.Biotechnology and Genetic Engineering Reviews. 2,253-283,1984.
- 12.Lettinga,G.,et al.,Advanced reactor design, operation and economy,Wat. Sci. Tech.,Vol.18,No.12,pp.99-108,1986.
- 13.Lettinga,G.,et al.,厭氧性微生物廢水處理技術研討會論文集,化工所印行,1989.

14. McCarty,P.L.,Anaerobic waste treatment fundamentals-part three : toxic materials and their control. Public Works,91-94,1964.
15. Mitchell,D.J., Interrelationships between the ecology and operation of an anaerobic filter, Ph.D. Thesis, Univ. of Newcastle upon Tyne, England,1981.
16. Mosey,F.E.,Assessment of the maximum concentration of heavy metal in crude sewage which will not inhibit the anaerobic digestion of sludge.Water Pollution Control,75,10-20,1976.
17. Nucci,N.L.R.,Giacaglia,G.E.O.,Nobre,P.A.,Souza,M.E.,Vieira,S.M.M.,Craveiro,A.M.,Gomes,I.C.,Anaerobic treatment-research, development and perspectives in the State of Sao Paulo, Brazil.Proceedings Seminar/Workshop:Anaerobic Treatment of Sewage,Univ. of Massachussets, Amherst, USA, 43p, June 1985.
18. Owen,W.F.,et al.,Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity,Wat. Res.,Vol.13,485-492,1979.
19. Pescod,M.B. and Norton,T.S., Treatment of strong organic wastewater using aerobic and anaerobic packed-cage RBC'S. Presented at Intern. EWPCA-IAWPRCS Seminar on Rotating Biological Discs,Fellbach,Germany Oct.,1983.
20. Schellinkhout,A.,Lettinga,G.,van Velsen,A.F.M.,Doojmans,L.J., Rodriguez,G., The application of the UASB-process for the direct treatment of domestic wastewater under tropical conditions. Proceedings Seminar/ Workshop : Anaerobic Treatment of Sewage,Univ. of Massachussets, Amherst, USA,18p.June 1985.
21. Senaratne,A.U., Biological factors affecting settling in anaerobic processes, Ph.D. Thesis, Univ. of Newcastle upon Type, England,1983.
22. Souza,M.E.,Criteria for the Utilization,Design and Operation of UASB reactors,Wat. Sci. Tech.,Vol.18,No.12,pp.55-69,1986.
23. Speece,R.E.,Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment, Environ. Sci. Technol.,Vol.17,No.9,416A-427A,1983.
24. Switzenbaum,M.S.,A comparison of the Anaerobic Filter and the Anaerobic Expanded/ Fluidized Bed Processes.,Wat. Sci. Tech.Vol.15, pp.345-358,1983.
25. van den Berg,Lentz,C.P., Comparison between up-and downflow anaerobic fixed film reactors of varying surface-to-volume ratios for the treatment of bean bleaching waste, Proc. 34th. Purdue Ind. Waste Conf., pp.319-325,1979.

- 26.van den Berg,L. and Kennedy,K.J., Comparison of advanced anaerobic reactors, Third Int'l Symp. on Anaerobic Digestion,Boston,1983.
- 27.Vieira,S.M.M.,Tratamento de esgotos por digestores anaerobios de fluxo ascendente.Revista DAE,44,322-328,1984.
- 28.Yang, J., Speece, R. E., Parkin, G. F., Grossett, J. and Kocher,W.,The response of methane fermentation to cyanide and chloroform.Prog. Wat. Tech., 13(2), 977-989,1981.
- 29.Young,J.C. and Dahab. M.F., Effect of media design on the performance of fixed bed anaerobic reactors, Proc.IAWPR Spec. Sem. Anaerobic Tretment of Waste Water in Fixed Film Reactors,Copenhagen, Denmark,1982.