

中國醫藥大學

碩士論文

編號：IEH-1714

以光柵式沉降管柱
評估載體嵌合技術應用於活性污泥程序
之研究

**Evaluation performance of carrier docking by
light grid settling column for activated sludge process**

所別：環境醫學研究所

指導教授：江舟峰 博士 Chiang Chow-Feng

學生：陳建安 Chen Chien-An

學號：9465014

中華民國 九十六 年 七 月

誌謝

首先誠摯感謝我的恩師 江舟峰教授，由於江老師的指導，使出身公衛體系的我，得以涉足環境工程的領域，兩年的求學路上，雖遭遇許多困難與挑戰，承蒙恩師傾囊相授，協助我奠定基礎，更一路支持我度過重重難關，跟在江老師身邊，讓我體認到對於學術該有的堅持與嚴謹，以及待人處事的態度，同時恩師亦不時指點我人生的方向並分享他的人生經歷，對我來說，能在恩師門下學習與成長，是一件非常榮幸的事情。

好友永政、祖恩、慶興，他們在我遭遇困難時，給予我相當多的鼓勵與幫助，禮豪學長對於我論文，提供了寶貴的建議，源輝、耕榜、孟涵及厚吾、培凱這幾位學弟，亦竭盡所能協助我完成載體嵌合試驗，學妹小玉在我埋首論文時，也默默地幫忙我處理日常瑣碎的事務，使我能心無旁騖，在永豐餘工作的恆揚學長，在繁忙的公務之餘，仍熱心分享處理場方面的實務經驗，環醫所的老師們亦對我照顧有加，不時替我加油打氣，而家人在心靈上的鼓勵與經濟上的支持，還有女友卉娟無微不至的照顧，讓我能順利的完成論文，謹將此書獻給他們。

摘要

活性污泥程序 (activated sludge process, ASP) 由於操作方便、成本低廉、技術成熟，現為最普遍之廢污水二級處理技術，但常遭遇污泥膨化 (bulking) 問題，導致放流水質惡化。傳統上以設置選種槽等方式改善上述問題，本研究則嘗試利用自製之小粒徑、低成本且不需回收之淘洗細砂 (elutriated microsand)，透過載體嵌合 (carrier docking) 以物理方式增加污泥比重，改善其沉降性。本研究自行研發連續式光柵沉降管柱 (continuous-light grid settling column, C-LGSC) (內徑長 20 cm、有效深度 143 cm)，評估載體嵌合技術，改善造紙廢水活性污泥沉降性之成效，並與本研究群前期研究，批次量筒 (內徑長 6 cm、有效深度 36 cm)、批次光柵沉降管柱 (B-LGSC) (內徑長 12 cm、有效深度 100 cm) 試驗結果評比。

本研究首先分析中部某造紙廢水處理場，自 2000 年 11 月至 2002 年 10 月，連續 24 個月之 ASP 操作數據。將放流水懸浮固體 (suspended solid, SS) 與化學需氧量 (chemical oxygen demand, COD) 兩者月平均值進行線性迴歸，顯示放流水每單位 SS 貢獻 2.6 單位 COD，且曝氣池生物分解的極限為 52.1 mg/L COD。根據放流水質是否違反國家標準，並可將 24 個月的操作分為穩態與非穩態期；於穩態期間，SS 違反放流水標準之風險為 COD 的 3 倍，且水質異常係導因於處理流量瞬間大幅變動 (小時尖峰係數達 2.2)，因此增加生物膠羽的比重，改善終沉池污泥沉降性實為提升處理成效之關鍵。

測試自行開發之 C-LGSC 時，於批次沉降試驗完成後，在三個不同深度連續進流污泥，結果顯示，進流點深度不當設計將影響污泥沉降試驗，而良好之進流點約為液面下 3/4 有效水深的位置，對沉降之干擾最小，與實場終沉池之進流點類似。

接著利用 C-LGSC 進行批次沉降試驗，再進行固體通量分析 (solid flux analysis)，推算 ASP 系統理論設計與操作參數，結果終沉池表面積為 $1,800 \text{ m}^2$ ，固體停留時間 (solid retention time, SRT) 為 12 days，與前期 1-L 量筒及 B-LGSC 沉降試驗比較，顯示 C-LGSC 試驗顯著減少管壁效應。唯長期操作數據之分析結果，顯示該場之處理風險，可能導因於終沉池表面積過小及 SRT 值過短 (實場： 900m^2 、6days)。

本研究最後以 6 種載體劑量進行三重複批次沉降試驗，若以未添加載體之污泥初始沉降速度 (initial velocity, V_0) 為控制組，試驗組載體劑量為 8~42% (w/w)，結果顯示各組試驗之 V_0 增加 33~190%，且 V_0 增加比例隨載體劑量增加而遞增，上澄液之 SS 與 COD 亦呈改善趨勢。以固體通量法進一步分析載體嵌合成效，結果顯示終沉池表面積可縮減 0.5~4.3 倍，SRT 可由 12 days 降至 4~8 day，且載體劑量達 16% 時，即可有效改善實場終沉池表面積過小與 SRT 過短的缺點，但與前期研究結果交叉分析，顯示 MLSS 濃度、污泥沉降特性與載體粒徑，皆為影響載體嵌合技術成效之因素。

關鍵字：連續式光柵沉降管柱、載體嵌合、造紙廢水活性污泥、固體通量分析

Abstract

The activated sludge process (ASP) has been widely accepted as a secondary technology for wastewater treatment due to its operational convenience, low cost, and technical maturity. However, ASP often experiences bulking sludge problem, which deteriorates effluent quality. Conventionally the problem is approached by placing biological selectors preceding the ASP. This study instead proposes an alternative solution namely carrier docking to enhance sludge settleability by physically increasing sludge density with non-recovered elutriated microsand produced by using an elutriating method in our laboratory. We also developed a light grid settling column capable of continuous operation (C-LGSC) (20 cm ID \times 143 cm EH) for evaluating sludge settleability. The settling data obtained were analyzed and compared with the data tested with 1-L graduate cylinders (6 cm ID \times 36 cm EH) and the batch LGSC (B-LGSC) (12 cm ID \times 100 cm EH) from our previous coworkers.

We first analyzed a set of 24-month data between November 2000 and October 2002. Linear correlation of monthly averages in effluent suggests, on the long-term basis, one unit of suspended solid (SS) contributing 2.6 unit of chemical oxygen demand (COD) in effluent and a biodegradation limit of 52.1 mg/L COD for the ASP treating pulp-making wastewater. The 24-month data were separated into 3 periods: stable, outbreak, and recovered period. During the stable period, the frequency of exceeding the national discharge standard in SS was three times of the one in COD. Hydraulic analysis showed dynamically a wide fluctuation with a hourly peak factor (PF) of 2.2 being imposed on the 2nd settler. We conclude that higher density of biofloc structure is crucial to cope with the fluctuation for stable effluent quality.

The C-LGSC developed in this study was evaluated for continuous operation. Upon completion of batch settling for 30 minutes, sludge

suspension was fed into the column continuously at three specific locations of different depths. In order to minimize hydraulic disturbance from the continuous feeding, it was clearly shown that sludge should be fed directly into sludge blanket at a depth about 3/4 of the effective height below the overflow weir. This situation is in agreement with the configuration of the full-scale final sedimentation tank.

We then conducted a series of batch C-LGSC tests and performed a solid flux analysis in this study to estimate several key system parameters. The analysis resulted in a surface area of 1,800 m² for the final settler and an SRT of 12 days for the ASP. The settling-controlled SRT should be compared with the SRT required for biological degradation and a longer one should be used for design and operation. Comparing with the test data obtained from our previous tests, it can be concluded that the wall effect adhered to C-LGSC was well eliminated. Along with the fact concluded from the 24-month operational data analysis, the solid flux analysis suggested that, for the full-scale units, surface area was undersized by 50% for the 2nd clarifier (900 m²) at a short SRT (6 days).

At last, we performed a series of batch settling tests using the C-LGSC at 6 different doses (8 ~ 42 % by weight) of microsand carrier each with triplicate runs. Using the test without carrier addition as the control, all the microsand-docked tests showed a significant increase of 33 ~ 190 % in initial settling velocities (V_0). Higher doses yielded higher V_0 increases with a marginal trend at the higher ends of the doses. We also performed a solid flux analysis and concluded that carrier addition at a dose of 16 % may be used to compensate the inadequate design in surface area and SRT. However, comparative analysis with the previous tests indicated that MLSS concentration, settling property of the sludge, and carrier diameter all are important factors affecting the docking performance.

Keywords: continuous-light grid settling column, carrier docking,
pulp-making wastewater activated sludge, solid flux analysis



目錄

中文摘要.....	I
英文摘要.....	III
目錄.....	VI
表目錄.....	IX
圖目錄.....	X
第一章 前言.....	1
1-1 緣由與目的.....	1
1-2 研究架構.....	2
1-3 研究限制.....	3
第二章 文獻回顧.....	6
2-1 沉降類型與分析目的.....	6
2-2 固體通量之理論及應用.....	8
2-3 載體混凝技術.....	10
2-3-1 載體混凝原理.....	11
2-3-2 載體嵌合原理.....	12
2-3-3 載體混凝重要歷史沿革.....	13
2-3-4 載體混凝技術評估方法與參數.....	17
2-3-5 商業進轉技術.....	26
2-3-6 小結.....	27
第三章 研究方法.....	29
3-1 實場長期操作風險分析.....	29
3-2 連續式光柵沉降管柱之設計與開發.....	30

3-3 連續進流點試驗.....	31
3-4 污泥沉降性評估試驗.....	32
3-5 載體嵌合成效試驗.....	33
第四章 造紙廢水活性污泥程序實場長期操作風險分析.....	36
4-1 摘要.....	36
4-2 前言.....	38
4-3 研究方法.....	38
4-3-1 處理流程.....	38
4-3-2 SS、COD 與放流量之檢測.....	40
4-3-3 統計方法.....	41
4-4 結果與討論.....	42
4-4-1 放流水質變動期分析.....	42
4-4-2 放流水 SS 與 COD 關聯分析.....	43
4-4-3 長期穩態操作參數分析.....	44
4-4-4 長期穩態操作風險分析.....	46
4-4-5 放流水質變動與操作參數關聯分析.....	48
4-5 結論與建議.....	50
參考文獻.....	51
第五章 連續式光柵沉降管柱連續進流點試驗.....	53
5-1 以目視觀察連續進流點深度對污泥沉降之影響.....	53
5-2 以沉降數據分析連續進流點深度對污泥沉降之影響.....	56
第六章 固體通量演算法之建立與污泥沉降性分析.....	59
6-1 固體通量模式推導.....	59
6-2 固體通量演算法之建立.....	61

6-3 活性污泥沉降性分析.....	64
6-3-1 污泥初始沉降速度分析.....	64
6-3-2 固體通量演算法分析.....	65
第七章 載體嵌合成效分析.....	72
7-1 污泥沉降性分析.....	72
7-2 放流水質分析.....	76
第八章 總結與建議.....	78
8-1 造紙廢水活性污泥程序實場長期操作風險分析.....	78
8-2 連續式光柵沉降管柱連續進流點試驗.....	79
8-3 固體通量演算法之建立與污泥沉降性分析.....	79
8-4 載體嵌合成效分析.....	80
參考文獻.....	81
附錄 A. 活性污泥 MLSS 濃度離心檢測方法.....	86
附錄 B. 本研究污泥沉降性評估沉降試驗數據.....	91
附錄 C. 本研究載體嵌合成效沉降試驗數據.....	92
附錄 D. 本研究固體通量計算示例.....	95

表目錄

Table 2-1 沉降作用類型.....	6
Table 2-2 載體混凝技術重要歷史沿革.....	14
Table 2-3 載體混凝技術評估方法與試驗參數評比表.....	19
Table 3-1 連續式光柵沉降管柱設計規格.....	30
Table 3-2 光柵代碼解碼表.....	33
Table 4-1 Daily average of OLR, F/M and Td for aeration tank, and daily average, maximum daily average of OR, and SLR for final settling tank during the stable period and recovered period.....	45
Table 4-2. Risk in effluent variation with CV of daily effluent SS and COD in a month; and in percentage of frequency exceeding effluent SS and COD national standards during the stable and recovered period.....	47
Table 6-1 本研究建立之固體通量演算法.....	62
Table 6-2 本研究固體通量分析時採用之參數值.....	69
Table 6-3 本研究三種沉降工具推估實場理論參數值 與實場值之比較.....	69
Table 7-1 本研究沉降工具載體嵌合沉降數據分析結果.....	73
Table 7-2 以固體通量演算法分析 C-LGSC 載體嵌合沉降數據 所得之實場理論設計及操作參數.....	75
Table 7-3 C-LGSC 嵌合試驗上澄液 SS 及 COD 檢測結果.....	76

圖目錄

Figure 2-1 Type II 沉降等去除率曲線.....	7
Figure 2-2 活性污泥批次沉降曲線圖.....	8
Figure 2-3 污泥沉降單元沉降操作示意圖.....	9
Figure 2-4 固體通量曲線圖.....	10
Figure 2-5 載體混凝作用機理示意圖.....	11
Figure 2-6 載體嵌合作用機理示意圖.....	12
Figure 2-7 添加载體之活性污泥膠羽 (400 倍)	12
Figure 2-8 Settrometer 作用機制示意圖.....	22
Figure 2-9 Schlumosed 作用機制示意圖.....	23
Figure 2-10 1-L 量筒批次沉降試驗.....	24
Figure 2-11 批次式光柵沉降管柱.....	25
Figure 2-12 連續式光柵沉降管柱.....	25
Figure 2-13 Actiflo 載體混凝技術處理流程圖.....	25
Figure 3-1 本研究開發之連續式光柵沉降管柱圖.....	31
Figure 3-3 載體與技術玻片顯微照片.....	34
Figure 3-4 載體溶液離心完成圖.....	34
Figure 3-5 載體乾燥完成圖.....	34
Figure 4-1 Wastewater treatment flow chart and mass balance diagram of the pulp-making plant.....	39
Figure 4-2 Monthly average of effluent COD and SS concentration, showing the stable period, transition period, outbreak period, and recovered period of the treatment plant of this study.....	42

Figure 4-3 Linear correlation between monthly average of effluent COD and SS during the 24 months of this study, showing that one unit of SS contributing 2.6 unit of COD; and a COD treatment limit is of 52.1 mg/L.....	43
Figure 4-4 Trend of monthly average of effluent COD, responding to the organic loading rate (OLR) of aeration tank during the 24 months of this study.	48
Figure 4-5 Trend of monthly average of effluent SS, responding to the overflow rate (OR) of final settling tank during the 24 months of this study.	48
Figure 4-6 Transient effluent flowrate in every 30 minutes for a week, showing a large fluctuation.	50
Figure 5-1 液面下 15 cm (1/10 有效水深)連續進流污泥之污泥沉降情形...	53
Figure 5-2 液面下 15 cm (1/10 有效水深)連續進流清水之污泥沉降情形...	54
Figure 5-3 液面下 50 cm (1/3 有效水深)連續進流污泥之污泥沉降情形....	55
Figure 5-4 液面下 110 cm (3/4 有效水深)連續進流污泥之污泥沉降情形..	55
Figure 5-5 污泥界面變動趨勢.....	56
Figure 5-6 污泥層變動趨勢.....	57
Figure 6-1 於一定排泥速率(U)而變動 MLSS 濃度(X)時， 典型之固體通量曲線圖.....	60
Figure 6-2 本研究三種沉降工具之活性污泥冪函數迴歸曲線圖.....	65
Figure 6-3 SF_L vs. U 迴歸曲線.....	66
Figure 6-4 X_R vs U 迴歸曲線.....	67
Figure 6-5 r vs OR 迴歸曲線.....	67
Figure 6-6 OR vs U 迴歸曲線.....	68
Figure 6-7 本研究三種沉降工具 SF_L vs. A 關係圖.....	70

Figure 7-1 本研究三種沉降工具於各載體劑量比之 V_0 增加率.....74

Figure 7-2 C-LGSC 載體添加量與 SS、COD 關係曲線.....77



第一章 前言

1-1 緣由與目的

台灣造紙廠現為 108 家，紙與紙板總生產量每年約 480 萬噸，每日生產超過 150 萬噸之廢水 (造紙同業公會, 2006)，活性污泥程序 (activated sludge process, ASP) 由於操作方便、成本低廉、技術成熟，一直為廢、污水最普遍使用之生物處理方法 (Metcalf and Eddy, 2003)，由於生物系統易受到各種操作條件影響，造成系統異常，特別是污泥不易沉降的問題。過去研究著重於以生物控制的觀點改善 ASP 之操作效能，如使用選種槽 (selector) (Andreasen *et al.*, 1999)、調整曝氣池操作條件、或添加氯、過氧化氫等物質，選擇性去除絲狀菌 (Neethling *et al.*, 1985)，但系統異常的問題仍時有所聞。

載體混凝技術 (ballasted flocculation) 嚐試以物理控制觀點來改善活性污泥沉降性，利用塗布於大粒徑載體表面的高分子膠凝劑，吸附水體中的顆粒或膠羽體，或形成架橋，過去研究證實該方法確能有效且快速改善污泥沉降性 (Clauss *et al.*, 1999；Vanderhasselt *et al.*, 1999；Seka *et al.*, 2001)，但仍存在諸多缺點，如載體 (ballasted agent, carrier) 成本過高、需透過特殊設備回收載體、或載體添加比例過高等，本研究乃自行研發載體嵌合 (carrier docking) 理論與技術，採用小粒徑且成本低廉不需回收之載體，直接以嵌入膠羽結構中，增加其視密度 (bulk density)，以改善造紙廢水活性污泥之沉降性，但目前評估載體沉降性的工具仍以 1-L 量筒為主，國外專利的即時監控沉降管柱又甚為昂貴 (Vanrolleghem *et al.*, 1996；Fuchs *et al.*, 1999)，本研究乃自行開發光柵式沉降管柱 (light-grid settling column, LGSC)，前期研究已開發批次沉降管柱 (batch LGSC)，本研究目的：(1) 分析實場長期操作數據，探討污泥沉降性在 ASP 系統失敗

時扮演的腳色，(2) 開發連續式沉降管柱 (continuous LGSC)，(3) 建構固體通量演算法 (solid flux algorithm)，(4) 評估以載體嵌合改善造紙廢水活性污泥沉降性之成效，探討最佳載體添加劑量，(5) 評估該沉降工具與評估方法之可行性，建立一致且有效之評估流程。

1-2 研究架構

本研究架構與流程如 Figure 1-1，分成 Phase-I、Phase-II 與 Phase-III 三部分，Phase-I 為活性污泥系統分析，Phase-II 為固體通量分析，Phase-III 為連續式光柵沉降管柱 (C-LGSC) 試驗，詳細說明如下：

1-2-1 Phase-I 活性污泥系統分析

本研究分析台灣中部某造紙廢水處理場之 ASP 系統連續 24 個月的操作數據，首先分析放流水懸浮固體 (suspended solid, SS) 月平均值與化學需氧量(chemical oxygen demand, COD) 月平均值間的關聯性，其次檢視 24 個月期間，ASP 系統放流水質的階段性變動，再分析 ASP 系統為穩態操作期間 (state period) 之操作參數與操作風險，最後探討放流水質的變動分別與曝氣池有機負荷 (organic loading rate, OLR) 月平均值、終沉池溢流率(overflow rate, OR) 月平均值等操作參數之間的關聯性。

1-2-2 Phase-II 固體通量分析

為準確評估活性污泥沉降性與載體改善成效，本研究乃推導固體通量公式以建立固體通量演算法，並以演算法分析與評比本研究沉降工具 C-LGSL 與前期沉降工具 1-L 量筒、B-LGSL 之批次沉降試驗數據，探討不同沉降工具之活性污泥沉降性與載體改善成效。

1-2-3 Phase-III 光柵式沉降管柱 (C-LGSC) 試驗

本研究以自行最新開發之沉降工具 C-LGSC 進行活性污泥沉降試驗，因 C-LGSC 具連續進流操作的功能，依沉降方式，C-LGSC 沉降試驗分為

Phase-IIIA 連續進流點試驗與 Phase-IIIB 批次沉降試驗，詳細說明如下：

Phase-IIIA 連續進流點試驗：為探討 C-LGSC 分別以三種進流點深度 (液面下 15 cm、50 cm、110 cm) 進行污泥連續進流操作時，對污泥沉降的影響，了解是否會干擾污泥沉降行為，本研究另於液面下 15 cm 的深度連續進流清水，檢視進流流況對污泥沉降的影響。

Phase-IIIB 批次沉降試驗：本研究將 C-LGSC 批次沉降試驗分成兩部分，首先進行污泥批次沉降試驗，先計算污泥初始沉降速度 (initial velocity, V_0) 並以固體通量演算法分析沉降數據，計算出實場終沉池表面積、迴流污泥量、廢棄污泥量等參數，再與 1-L 量筒 (蔡，2004)、B-LGSL (陳，2005) 評比，探討活性污泥於不同沉降工具之沉降性，其次將載體加入污泥中，以批次沉降的方式進行載體嵌合試驗，評估載體改善污泥初始沉降速度與上澄液水質之成效，並以固體通量演算法分析沉降數據，評估載體嵌合技術若實際應用於處理實場，對於終沉池表面積、迴流污泥量、廢棄污泥量等參數的影響。

本研究共分上述三大部分，論文撰寫格式則參考本校環境醫學研究所規定，以及台大公衛學院 (邱，1996) 與歐洲 Wageningen Agricultural University (Spanjers, 1993) 之論文模式，將部分研究成果撰寫成期刊，直接納入本論文第四章，但仍採本校環醫所之章節格式。

1-3 研究限制

由於本研究與蔡 (2004)、陳 (2005) 等前期研究，皆取自同一處理場曝氣池之活性污泥，但採樣時間並不相同，但活性污泥之特性可能因時間、季節或造紙廠製程廢水於水質、水量上的變動而改變，進一步影響本研究 C-LGSC 與 1 L 量筒 (蔡，2004)、B-LGSC (陳，2005) 之評比結果，此為本研究限制之一。

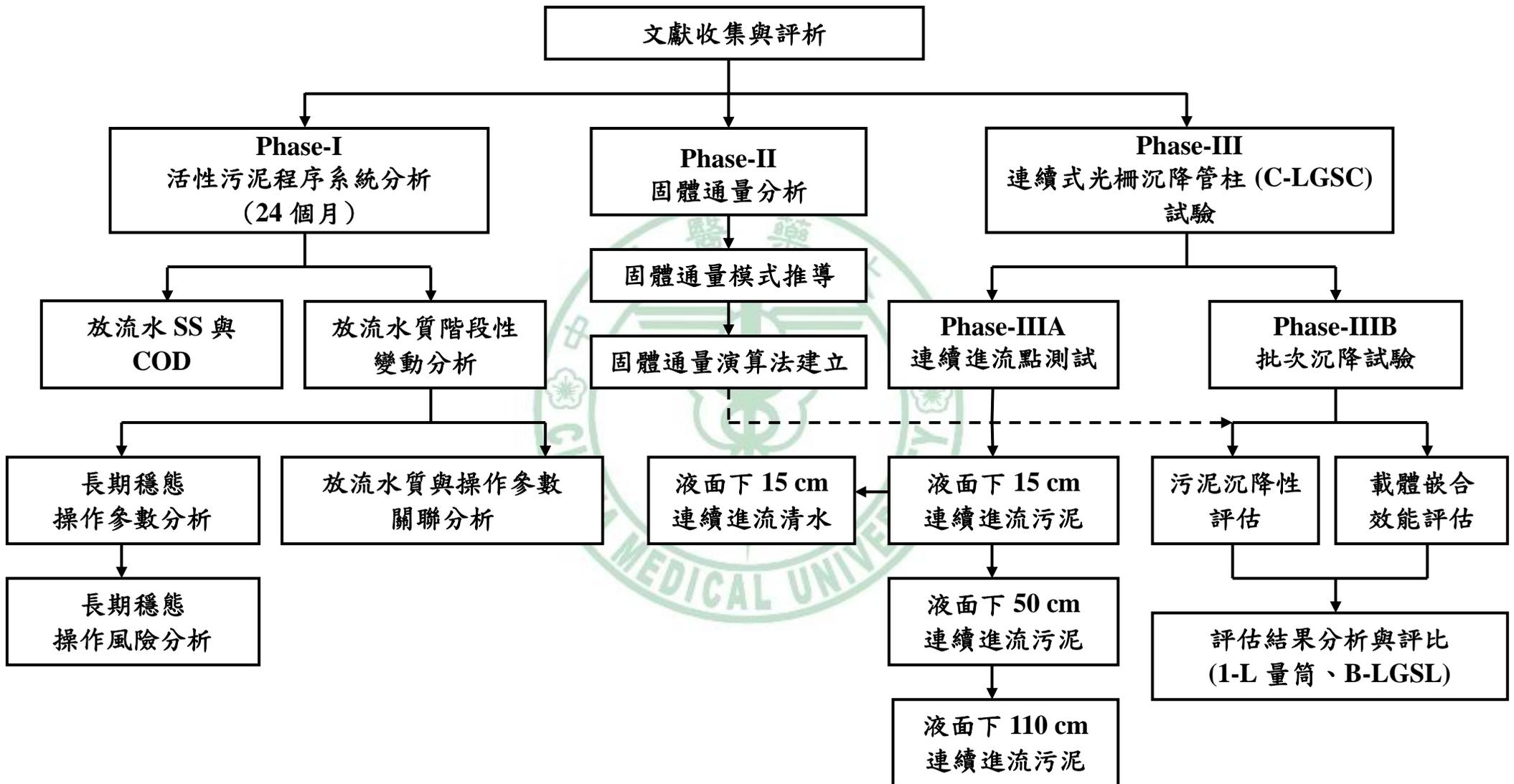


Figure 1-1. 本研究架構流程圖

本研究以批次沉降試驗評估污泥於 C-LGSC 之沉降性以及載體改善成效，進行試驗時，本研究需自 C-LGSC 的頂端倒入污泥，由於 C-LGSC 本身設計高達 1.6 m，倒入污泥時，可能破壞污泥膠羽結構，影響污泥沉降性，因此產生試驗誤差，影響本研究沉降試驗的準確性，此為本研究限制之二。



第二章 文獻回顧

2-1 沉降類型與分析目的

沉降 (sedimentation) 為一種固-液體分離程序，為藉重力作用將水中懸浮固體顆粒分離，如 Table 2-1 所示，沉降可依水中顆粒濃度與顆粒之間的交互作用分成四種類型：Type I：單顆粒沉降或稱自由沉降 (free settling)、Type II：膠凝顆粒沉降 (coagulated settling)、Type III：層沉降 (zone settling) 或稱阻滯沉降 (hindered settling)、Type IV：壓密沉降 (compression setting) (Metcalf and Eddy, 2003)。

Table 2-1. 沉降作用類型 (Metcalf and Eddy, 2003)

沉降類型	沉降特性說明	實際應用
Type I 自由沉降	發生於低濃度懸浮溶液的情形，顆粒各自沉降，且顆粒間無顯著交互作用	應用於去除沸水中的砂礫及細砂顆粒
Type II 膠凝沉降	發生於較為稀釋的懸浮溶液中 (SS<1,000 mg/L)，在沉降過程中顆粒會形成膠凝，使得變重且增加速度	應用於去除初級沉降或是二級沉降上層部位的懸浮固體，亦可適用於沉澱池中的化學膠羽
Type III 層沉降	通常發生於懸浮固體達到一定濃度時 (SS = 1,000 ~ 5,000 mg/L)，顆粒間的作用力阻滯周圍顆粒的沉降，於沉降過程中顆粒維持相對的位置，形成層狀污泥層，污泥層上方產生一明顯之固液分離界面	應用於生物處理系統中的二級沉澱單元
Type IV 壓密沉降	通常發生於高懸浮固體濃度沉降 (SS>5,000 mg/L)，顆粒形成一完整結構，且沉降的進行只能依靠本身結構的重量壓密完成，壓密作用來自於上層顆粒的重量向下層顆粒持續施壓，導致整體的顆粒密度增加	通常發生於底層的污泥，例如二級沉降單元的底部或是污泥濃縮單元

不同沉降型態其沉降分析方式亦不相同：Type I 沉降特性遵循史托克定律 (Stock's law)，顆粒於沉降過程中先以加速度沉降直到由浮力、液體摩擦力所形成的牽引力 (drag force, F_D) 與重力形成的驅動力 (impelling force, F_I) 相等時，顆粒便以等速度 V 進行沉降，當顆粒為圓形時其終端沉降速度 (terminal velocity) V_s 之計算公式如下：

$$V_s = \left(\frac{4}{3C_D} \frac{(\rho_s - \rho_w)}{\rho_w} d \times g \right)^{1/2} \dots\dots\dots(2-1)$$

其中 ρ_s = 顆粒比重 (g/cm^3)、 ρ_w = 液體比重 (g/cm^3)、 d = 圓形顆粒投影直徑 (mm)、 g = 重力加速度、 C_D = 牽引係數，顯示顆粒粒徑及比重對於顆粒沉降特性有直接的影響。

Type II 膠凝顆粒之沉降特性可藉由沉降筒進行批次沉降試驗 (batch settling test) 繪出不同大小顆粒於不同深度及時間之等去除率曲線 (figure 2-1)，沉降時間 T_C 的固體去除率 R_T 公式如下：

$$R_T = R_C + \frac{H_2}{H} (R_D - R_C) + \frac{H_1}{H} (R_E - R_D) \dots\dots\dots(2-2)$$

其中 H_2 = 粒徑介於 $R_D - R_C$ 間的顆粒之沉降高度、 H_1 為粒徑介於 $R_E - R_D$ 間的顆粒沉降的高度，Type II 顆粒沉降性亦受顆粒粒徑與濃度影響。

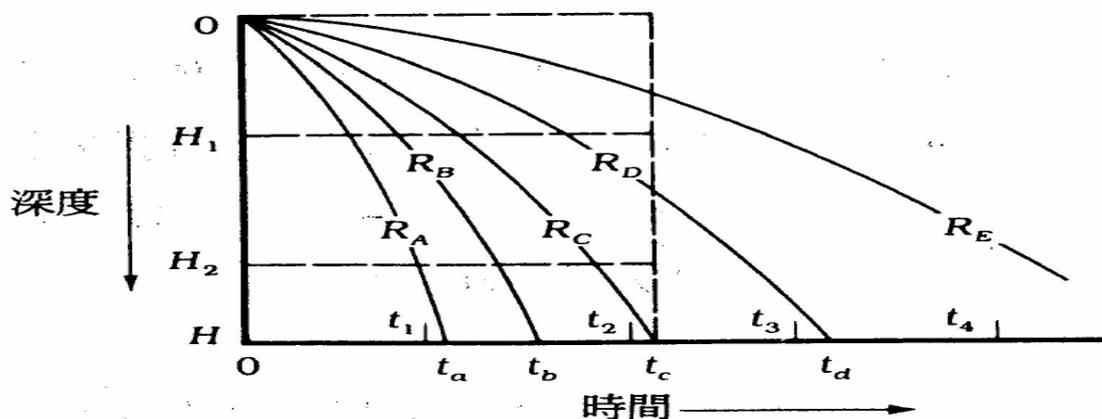


Figure 2-1. Type II 沉降等去除率曲線

於二級沉降單元中 (最終沉澱池)，主要的沉降型態為 Type III 及 Type IV，Talmage and Fitch (1955) 使用量筒 (cylinder) 以污泥批次沉降試驗，分析其沉降特性，作為設計與操作參數估算之依據，污泥沉降曲線如 Figure 2-2 所示，該曲線於轉折點 1 由層沉降 (或阻滯沉降) 轉為壓密沉降，於層沉降階段之斜率代表污泥層初始沉降速度，再考慮污泥濃度等數據，並套用於沉降曲線，可推算出理論終沉池表面積等重要設計參數。

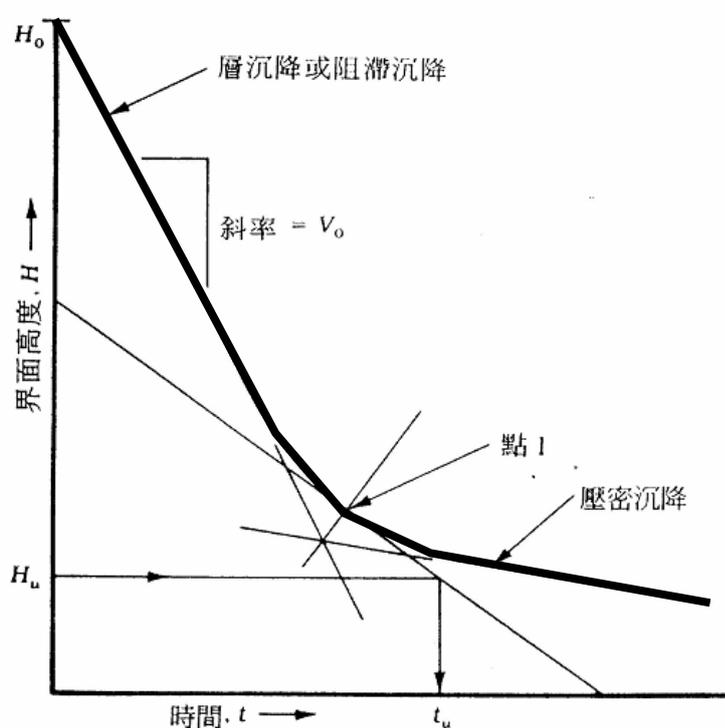


Figure 2-2. 活性污泥批次沉降曲線圖 (Talmage and Fitch, 1955)

2-2 固體通量之理論與應用

二級沉降單元的設計與操作通常利用固體通量 (solid flux, SF)，進行分析，如 Figure 2-3 所示，於沉降過程中，污泥層藉重力與排泥操作，以 Type III 及 Type IV 的方式穩定沉降時，沉降的情形可透過固體通量 SF 表示，SF 代表每單位時間及面積所通過之污泥量 ($\text{kg}/\text{m}^2\text{-d}$)。因為固體通量分別受重力及排泥速率所影響，因此總固體通量 SF_T 為重力

固體通量 SF_G 與排泥固體通量 SF_U 之總和，總固體通量計算公式如下：

$$SF_T = SF_G + SF_U = X_i \times V_i + X_i \times U_b = X_i \times V_i + X_i \times \frac{Q_u}{A} \dots\dots\dots(2-3)$$

X_i = 污泥濃度 (g/m^3)、 V_i = 污泥濃度為 X_i 時的沉降速率 (m/h)、 U_b = 污泥迴流率 (m/h)、 Q_u = 迴流污泥流量 (m^3/h)、 A = 終沉池表面積 (m^2)。

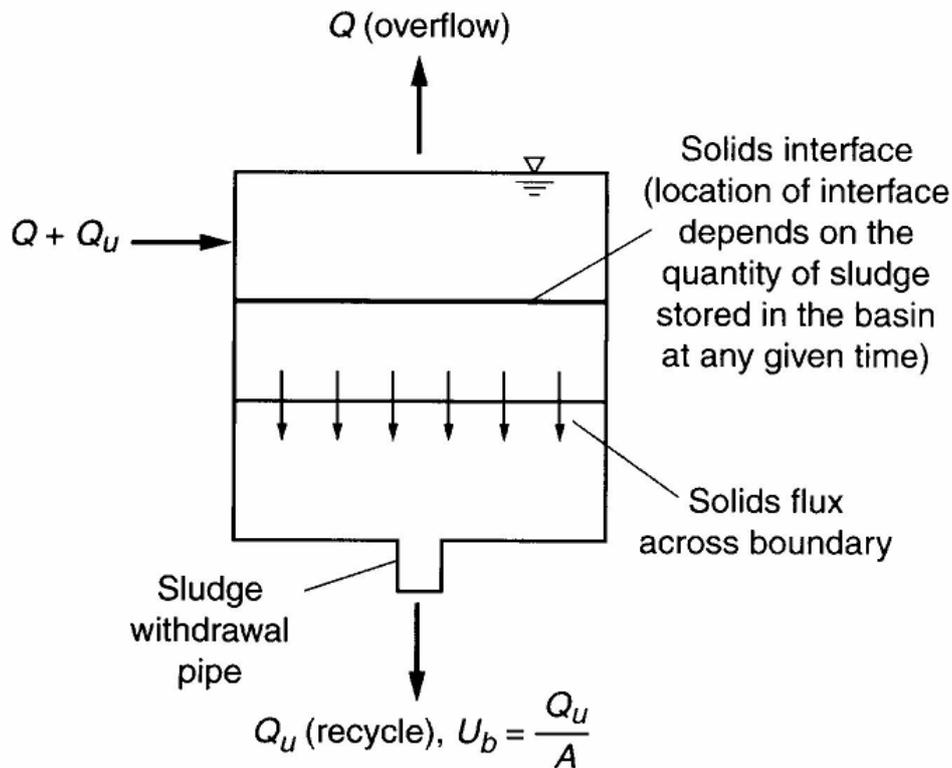


Figure 2-3. 污泥沉降單元沉降操作示意圖 (Metcalf and Eddy, 2003)

推算 SF_T 首先以不同 MLSS 濃度之污泥，進行批次沉降試驗，分別求得污泥層沉降速度，再以式 2-3 分別求出 SF_G 、 SF_U 以及 SF_T ，如 Figure 2-4 所示，當污泥濃度高到一定濃度時，污泥沉降速度會逐漸下降趨近於零，導致 SF_G 因而下降； SF_U 與污泥濃度為線性關係，其斜率為排泥率 U_b ，由於 SF_T 為 SF_G 及 SF_U 之總和，因此可藉由控制排泥速率調整總固體通量，若繪製一水平切線，與 SF_T 曲線最低點相交，該點即為極限固體通量 SF_L ，當進流污泥之總固體通量超出極限固體通量時，

若沉降單元未根據 SF_L 值設計合理的表面積，可能會因污泥進流過量導致無法沉降或浮至溢流堰，而造成放流水質惡化的風險，因此固體通量法實為 Type III 沉降重要評估方法：

$$A_T = \frac{(Q+Q_u) \times X}{SF_L} \dots\dots\dots(2-4)$$

X = 污泥濃度 (g/m^3)、 $(Q + Q_R)$ = 終沉池總污泥流量 (m^3/d)、 SF_L = 極限固體通量 ($kg/m^2 \cdot d$) 濃度 = X_i 時的沉降速率 (m/h)、 A_T = 終沉池理論表面積 (m^2)。

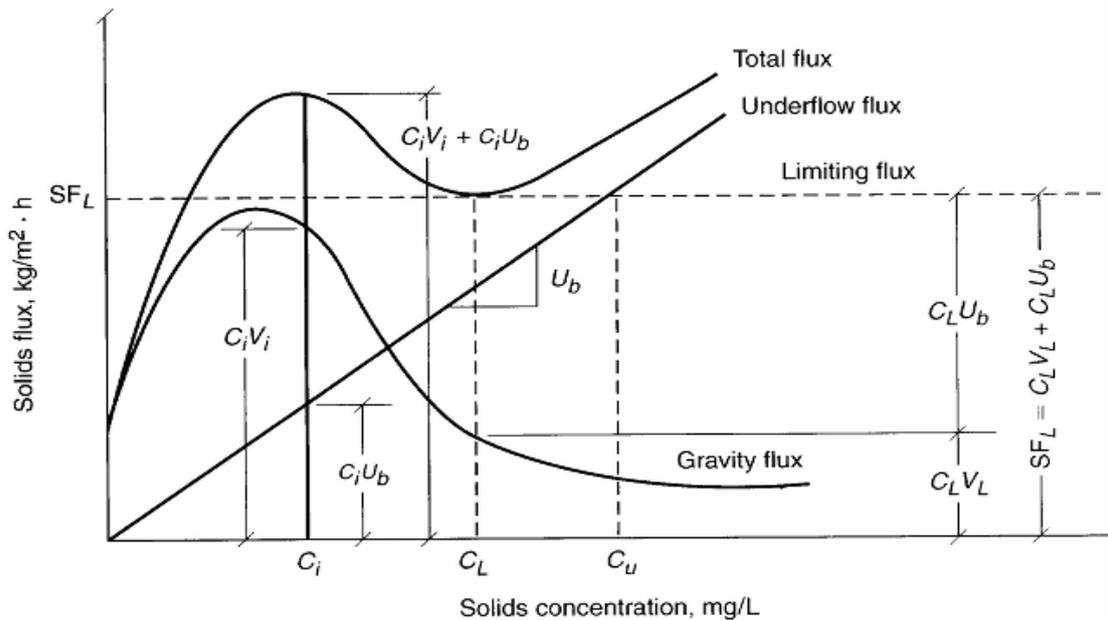


Figure 2-4. 固體通量曲線圖 (Metcalf and Eddy, 2003)

2-3 載體混凝技術

載體混凝 (ballasted flocculation)，為一種改善廢水處理效能的快速沉澱法，其原理為進行廢水處理進行至混凝階段時，加入如細砂等高密度的載體 (balladted agent)，加入活性污泥膠羽體中，形成高密度的膠羽顆粒，進而增進活性污泥的沉降性，載體混凝技術自 1964 開始研究以來 (Sibony. 1981)，經過長期研究已漸臻成熟，為改善廢、污水處理效

能的主要選擇之一。相較於文獻之載體混凝技術，本研究群則以自 2000 年研發另一種原理之載體嵌合 (carrier docking) 技術，並用於改善造紙廢水活性污泥之沉降性，本節探討載體混凝及載體嵌合的原理，並彙整國外文獻暨本研究群過去 6 年的研究成果，包括載體種類、特性、適用廢水種類及成效評估方法與指標等四項，並介紹實例與商轉技術。

2-3-1 載體混凝原理

載體混凝原理為廢水處理過程中，於進行混凝時加入載體 (ballasted agent)，形成高密度膠羽顆粒進而改善其沉降特性 (Metcalf and Eddy, 2003)；載體的種類依照處理技術的不同有所差異，一般以細砂 (microsand) 為主要材質，其他則有滑石 (talc)、煤粉 (coal powder) 等，載體混凝作用機理如 Figure 2-5 所示，高分子膠凝劑 (polymer) 將載體完全包覆後，與周圍的膠羽顆粒透過架橋作用形成載體膠羽 (ballasted floc)，載體膠羽間亦可相互連結成更大的顆粒使得膠羽密度增加，進而提升污泥沉降速度。

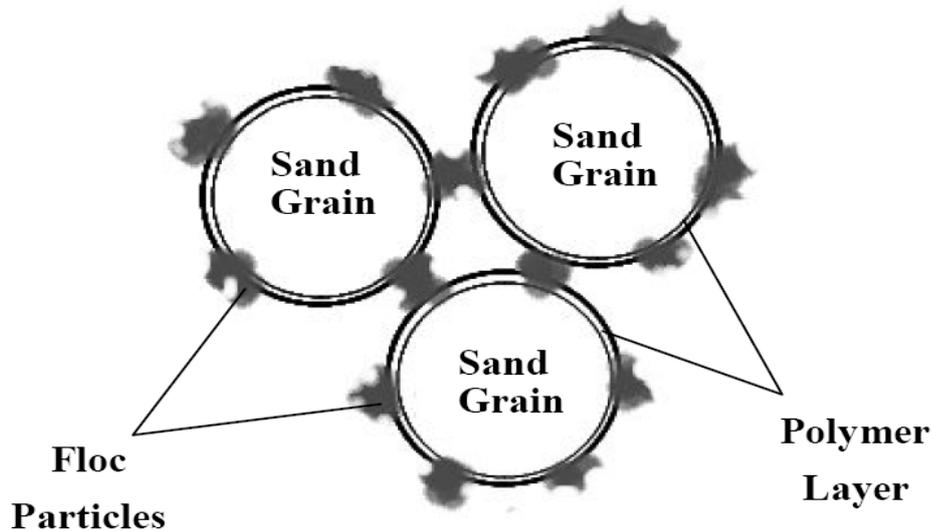


Figure 2-5. 載體混凝作用機理示意圖 (modified from Metcalf and Eddy, 2003)

2-3-2 載體嵌合原理

本研究群所研發之載體嵌合技術 (carrier docking) 的作用機理如 Figure 2-6 所示：藉由生物高分子 (biopolymer)，在生物膠羽結構體內以凡得瓦力 (van der waals force) 或包陷 (entrapment) 等方式於不特定結合位 (biding site) 形成嵌合 (docking)，直接增加生物膠羽整體結構之視密度，而不只藉由弱作用力進行結合，Figure 2-7 為本研究團隊使用 400 倍之顯微鏡，所觀察到黑色點為嵌合於生物膠羽之載體。本研究群所用的載體乃透過特殊淘洗程序 (elutriation) 所產生，密度約 2.26 g/cm^3 ，粒徑介於 $1 \sim 10 \mu\text{m}$ ，較一般細砂載體的密度 ($2.65 \sim 2.7 \text{ g/cm}^3$)、粒徑 ($45 \sim 150 \mu\text{m}$) 都來得低。

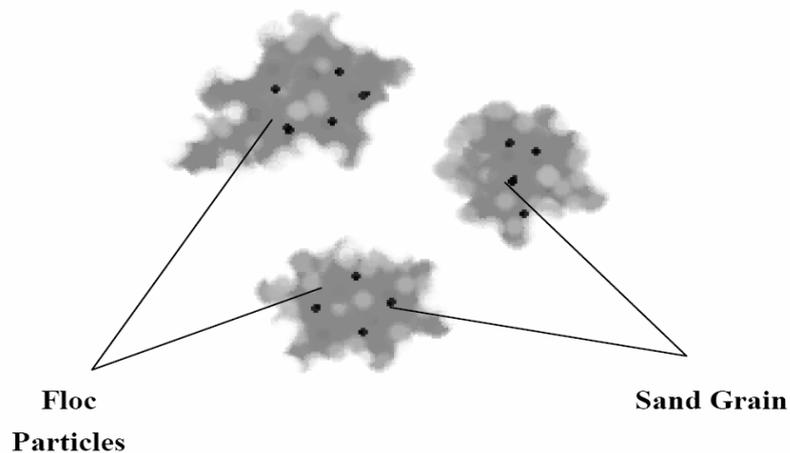


Figure 2-6. 載體嵌合作用機理示意圖 (modified from 蔡，2004)

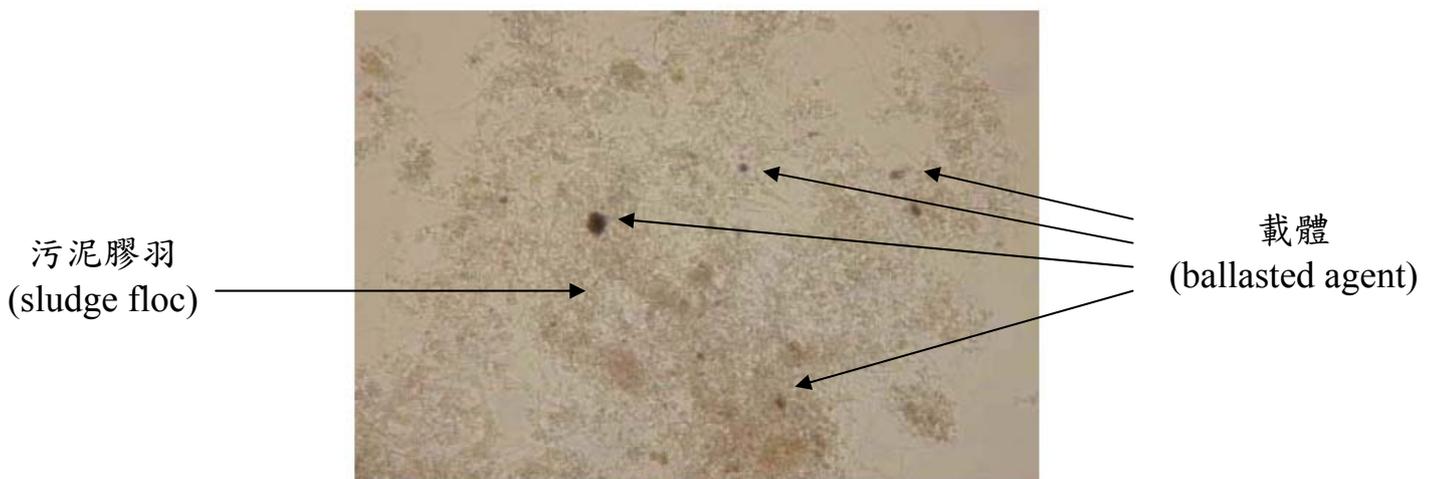


Figure 2-7. 添加載體之活性污泥膠羽 (400 倍) (蔡，2004)

2-3-3 載體混凝重要歷史沿革

Table 2-2 為國外文獻及本研究群之研究成果：Clauss (1999) 將載體混凝技術應用於造紙廢水處理廠，並於活性污泥產生膨化 (bulking) 時加入 70 % 之滑石載體，且污泥體積指數 (sludge volume index, SVI) 於 24 小時內由 280 mL/g 降至 160 mL/g，下降幅度達 43 %，且載體改善效能與劑量比例呈正向相關，該研究亦指出當滑石材質的載體之劑量降至 25 % 則對 SVI 則無顯著改善效果。Jeschke (1999) 採用具專利載體混凝技術之 Actiflo 處理程序，應用於自來水廠的水質處理上，結果發現應用處理後之水體平均濁度由 0.60 降至 0.036 NTU，改善幅度達 94 % 而三鹵甲烷的濃度亦由 70 降到 50 $\mu\text{g/L}$ 且化學藥劑用量減少 28 %。

Vanderhasselt (1999) 以線上監測裝置 Settlometer 及 Schlumosed，評估添加滑石、煤粉及高分子膠凝劑，對不同污泥沉降性的影響，結果指出滑石增加污泥初始沉降速度 (m/h) 高出碳粉 15 ~ 28 %，且減少的污泥層高度 (mL/L) 比碳粉高出 3 ~ 35 %，膠凝劑對增加上澄液透明度效果最佳，最高達 71 %，同時亦發現載體的改善效用與污泥種類有相當關係，因此評估載體成效時，建議採用 2 種以上的參數以增加評估之準確性；Vanderhasselt (1999) 另以 Settlometer 評估滑石與高分子膠凝劑對工業廢水及生活污水活性污泥的改善效果，結果指出滑石與膠凝劑對於兩種污泥之初始沉降速度、SVI 及攪拌污泥容積指數 (stirred sludge volume index, SSVI) 皆有相當正面的效果，且滑石的改善效果可維持 15 小時，而膠凝劑則維持不到 3 小時；該研究亦指出載體應用效果與其劑量呈線性正向相關 ($R^2 = 0.92 \sim 0.99$)，但改善程度隨著污泥種類而改變，但滑石最大的缺點是導致污泥量增加。

Table 2-2. 載體混凝技術重要歷史沿革

參考文獻	研究目的	研究成果
Clauss et al. (1999)	以滑石改善造紙廢水活性污泥沉降性	<ol style="list-style-type: none"> 劑量為 70 % 時，SVI 可由 280 降至 160 mL/g 劑量達 70 %，產生過量污泥
Jeschke et al. (1999)	Actiflo 程序用於淨水處理	<ol style="list-style-type: none"> 劑量為 9.59 g/L 時，平均濁度由 0.6 降至 0.036 NTU 混凝劑用量降低 28%
Vanderhasselt et al. (1999)	開發新型 Settlometer 與 Schlumosed 評估工具	<ol style="list-style-type: none"> 滑石改善污泥沉降性效果優於煤粉 膠凝劑改善上層液透明度成效較載體為佳 以多種參數評估活性污泥沉降性以避免錯誤評估改善成效
Vanderhasselt et al. (1999)	以 Settlometer 評估兩種載體之改善成效	<ol style="list-style-type: none"> 滑石對於不同活性污泥皆可改善其沉降性，添加 15 小時內可發揮穩定效應 膠凝劑提升活性污泥初始沉降速度約為滑石的 3 倍，但只能維持 4 小時 滑石載體添加比例高，產生過量污泥
Seka et al. (2001)	評比複合成份載體與單一載體改善成效	<ol style="list-style-type: none"> 以滑石、膠凝劑、殺菌劑 (biocide) 所組成的複合載體可促進污泥沉降速度，並可破壞絲狀菌 同時具短期及長期的改善功效改善傳統載體添加次數及添加量過多的缺點
Desjardins et al. (2002)	探討改良式瓶杯試驗能否準確評估載體混凝技術於實廠應用之成效	<ol style="list-style-type: none"> 可有效評估載體混凝技術於實廠應用之成效 載體、膠凝劑、混凝劑劑量與 pH 影響載體混凝成效甚鉅

Table 2-2. 載體混凝技術重要歷史沿革 (續)

參考文獻	研究目的	研究成果
Kessler et al. (2002)	評估載體混凝技術於不同進流條件下能有效去除鋼鐵廠廢水中總懸浮微粒、油脂和特定金屬	<ol style="list-style-type: none"> 1. 於溢流率為 25 以及 75 gpm/ft² 的進流條件下仍可有效改善放流水質 2. TSS 平均去除率達 96%，油脂去除率為 92%，放流水的銅及鎳含量分別低於 6.1 及 20 µg/L
Young et al. (2003)	探討載體膠羽形成機理及影響載體膠羽大小和沉降性之因子	<ol style="list-style-type: none"> 1. 載體膠羽具高沉降速度導因於密度增加且於高混合速率而不崩解 2. 最佳載體劑量隨著進流水濁度、混凝劑和膠凝劑量的不同而變動
蔡等, 2003	以量筒批次沉降評估細砂載體載體嵌合技術改善造紙廢水活性污泥沉降性	<ol style="list-style-type: none"> 1. 載體重量比為 8.5 和 43 % 時，初始沉降速度分別增加 11 及 244 % 2. 載體的添加可提升 COD 處理成效達 7~22%，扣除稀釋效果仍對放流水質有正面改善效果 3. 建議載體重量比建議應小於 20 % 以下
江等, 2005	測試新型光柵式沉降管柱，應用於細砂載體成效評估	<ol style="list-style-type: none"> 1. 初始沉降速度增加 68 至 127 % 2. 添加載體重量比由 8 增至 42 % 時，扣除稀釋效果後，初始沉降速度仍可增加 63 至 98 % 3. 對放流水質之 SS 以及 COD 無明顯改善效果 4. 建議載體重量比應控制在 10 % 以下

Seka (2001) 採用複合材質載體 (multi-component additive)，與滑石載體以多種配比，應用於不同性質污泥。該研究指出以滑石，膠凝劑、殺菌劑 (biocide) 為材質的複合載體，可快速減少污泥之 30 分鐘量筒沉降體積 (sludge volume 30, SV₃₀)，並具有破壞絲狀菌的功能。此外單次

添加複合載體後 120 小時，改善成效仍優於滑石載體，因此推論複合載體較滑石載體更具長效性，且複合載體除可改善沉降性外，更可改善滑石添加次數及添加劑量過多的缺點。

Desjardins (2002) 以改良式瓶杯試驗 (jar-test) 來模擬 Actiflo 程序，探討影響載體混凝技術應用於淨水處理成效的因子，結果指出該評估方法可有效預測 Actiflo 技術應用於實場的處理效能，並發現載體與混凝劑的劑量及混凝階段之 pH 值為重要影響因子。Kessler (2002) 亦探討 Actiflo 程序應用於鋼鐵廠廢水的處理，結果發現在表面溢流率為 25 及 75 gpm/ft² 之進流條件下，總懸浮固體 (total suspended solid, TSS) 平均去除率達 96%，油脂的平均去除率為 92%，放流水銅、鎳濃度分別低於 6.1 及 20 µg/L，並推論進流條件變動對於載體混凝成效影響不大。Young (2003) 探討載體膠羽的形成與影響載體膠羽大小及沉降性的因子，結果指出載體膠羽的形成機理與一般膠羽相同，但載體膠羽具有高沉降速度的主因在於載體膠羽密度較高，且載體膠羽在一定混合速率 (mixing rate) 下可維持較大、較圓的尺寸而不會崩解，而載體的最佳劑量隨著處理水體的濁度、混凝劑劑量和膠凝劑劑量改變而變動。

本研究群 (蔡等, 2004) 將載體嵌合技術應用於造紙廢水活性污泥，使用 1-L 量筒為試驗工具，添加載體進行批次沉降試驗，評估污泥沉降特性的改善程度，結果指出當載體劑量由 0% 增加至 43% 時，污泥初始沉降速度由 0.027 cm/min 增加至 0.093 cm/min，沉降速度提升了 244%，且添加載體可提升 COD 處理成效達 1~11%，並建議載體重量比應控制於 20% 以下，避免產生過量污泥。本研究群 (江等, 2005) 將載體嵌合技術同樣應用於造紙廢水活性污泥，並自行開發光柵式沉降管柱，進行批次沉降試驗，評估載體對於污泥沉降特性的改善程度，結果發現當添加載體劑量比由 0% 增至 42% 時，如不考慮稀釋效果，污泥

沉降速度由 0.41 cm/min 增至 0.53 cm/min，增加 127%，若扣除稀釋效應，載體貢獻比仍佔 76.9~92.9%，但隨著劑量比愈高載體貢獻於改善比例愈小，且上澄液之 SS 及 COD 濃度僅略有改善，建議適當之載體重量比為 10% 以下。

Table 2-2 顯示，載體混凝技術用於改善活性污泥之沉降性亦或改善放流水質，不同研究使用不同載體、評估工具與方法，適用廢水種類亦不同，可綜合歸納如下：

1. 載體混凝的應用處理範圍廣泛，跨及淨水、工業廢水、生活污水等領域。
2. 於放流水質與活性污泥沉降性皆有正面改善效果，改善程度依廢水、載體種類、特性、混凝劑、膠凝劑劑量的差異而有所變動，其中載體劑量與污泥沉降特性改善程度呈正向相關。
3. 本研究群持續開發線上監測沉降管柱，探討如何正確評估沉降改善效果，並能實證低成本之小粒徑細砂載體對污泥沉降特性有大幅改善之效果 (127%~244%)。

2-3-4 載體混凝技術評估方法與參數

如 Table 2-2，載體混凝技術歷經多年研究與發展，衍生出多種評估工具與方法，不同技術主要差異在於載體種類、劑量、水體種類以及評估工具與評估指標，以下逐一進行文獻探討。

1. 種類與特性

如 Table 2-3 所示，載體材質主要有滑石、細砂、煤粉等 3 類，因複合材質的特性，文獻並未詳加說明，但其組成份中 98.5% 為滑石，因此可將該載體歸類於滑石材質，載體的特性主要從密度、粒徑及回收特性等 3 方面考量，以滑石密度 2.8 g/cm^3 最高，其次為細砂 2.65 g/cm^3 ，而

本研究群所用載體是淘洗過的細砂 (eludated microsand)，密度為 2.26 g/cm^3 較一般細砂載體低，煤粉密度為 1.5 g/cm^3 最低；至於載體粒徑以煤粉 $600 \mu\text{m}$ 最大，細砂 $45 \sim 150 \mu\text{m}$ 居次，滑石粒徑 $38 \sim 100 \mu\text{m}$ 略小於細砂，本研究群的淘洗細砂透過電子顯微鏡，並配合計數玻片量測，介於 $1 \sim 10 \mu\text{m}$ ，是所有過去研究中最小的，低成本且不需回收，細砂需回收且較昂貴，其他滑石、碳粉等則不需回收，回收式載體的優點為節省添購成本，但缺點為需添購回收裝置且載體單價較昂貴，而拋棄式載體則無上述缺點，但載體種類不同影響需添加的劑量，過高劑量可能導致大量污泥，增加污泥處理成本，本研究團隊期能研發低成本，不需回收，低劑量之載體配方，且達到預期的處理成效。

2. 劑量與水體種類

如 Table 2-3 所示，載體混凝技術廣泛應用於各類水體，包括淨水、生活污水及各種工業廢水，但評估技術僅限於批次沉降方法，且載體配方與製造技術尚未成熟，本研究群自行研發之載體嵌合技術，目前僅用於處理造紙廢水，係考量造紙廢水富含不易分解纖維質，且生物膠羽體 (biofloc) 呈絲狀結構，不易沈降，容易導致污泥膨化的問題。

如 Table 2-3，文獻使用的載體劑量受載體或水體種類影響，且使用之劑量單位亦不相同，如以水體體積為基礎之 g/L ，也以污泥質量與體積為基礎之 g/g MLSS ，及 g/L MLSS ，本研究群認為以 g/g MLSS 重量百分比較為合理，細砂劑量一般為 $3 \sim 10 \text{ g/L}$ ，滑石隨水體種類不同，劑量為 $42 \sim 100 \% \text{ MLSS}$ ，複合載體為 $50 \sim 67 \% \text{ MLSS}$ ，本研究群使用劑量為 $0 \sim 42 \% (\text{w/w})$ 。

Table 2-3. 載體混凝技術評估方法與試驗參數評比表

試驗參數	Clauss et al. (1999)	Jeschke et al. (1999)	Vanderhasselt et al. (1999)	Vanderhasselt et al. (1999)	Seka et al. (2001)
載體種類	滑石 (talc)	細砂 (microsand)	滑石 (talc) 煤粉 (coal powder)	滑石 (talc)	滑石 (talc) 複合載體 (multi-component)
商轉技術	N/A	Actiflo	N/A	N/A	N/A
載體特性					
密度	2.8 g/cm ³	N/A	T : 2.8 g/cm ³ C : 1.5 g/cm ³	2.8 g/cm ³	N/A
粒徑	未描述	45-150μm	T : 38μm C : 600μm	<100μm	N/A
回收	不需	需要	不需	不需	不需
劑量	70 % (w/w)	9.59 g/L	42 ~ 86 % (w/w)	0.5 ~ 8.5 (g/L)	複合:50 ~ 67 % (w/w) 滑石:80 ~ 100 % (w/w)
水體種類	造紙廢水	自來水 (2-10 NTU)	生活廢水 蛋加工廢水 蕃茄廢水	生活廢水 (7 g/L) 製藥廢水 (7 g/L)	食物廢水 (2 g/L) 蔬菜廢水 (0.66g/L) 造紙廢水 (1.5 g/L)
評估方式	實場加入載體取樣進行量筒批次試驗	實場監測	使用自動監測沉降工具進行批次沉降試驗	使用自動監測沉降工具進行批次沉降試驗	瓶杯試驗 (Jar-test)
評估指標	污泥體積指數 (SVI, g/mL)	濁度 (NTU) 三鹵甲烷 (THM, μg/L)	污泥容積指數 (SSVI, g/mL) 初始沉降速度 (V, m/h) 上澄液濁度 (NTU)	污泥容積指數 (SVI, g/mL) 攪拌污泥體積指數 (SSVI, g/mL) 初始沉降速度 (V, m/h)	30 分鐘沉降體積 (SV ₃₀ , mL/L)

N/A : Not available

Table 2-3. 載體混凝技術評估方法與試驗參數評比表 (續)

試驗參數	Desjardins et al. (2002)	Kessler et al. (2002)	蔡等 (2003)	Young et al. (2003)	江等 (2005)
載體種類	細砂 (microsand)	細砂 (microsand)	經淘洗所得細砂 (elutriate microsand)	細砂載體 (microsand)	經淘洗所得細砂 (elutriate microsand)
商轉技術	Actiflo	Actiflo	尚無	N/A	尚無
載體特性					
密度	2.7 g/cm ³	N/A	2.26 g/cm ³	2.65 g/mL	2.26 g/cm ³
粒徑	45-150 μm	45-150 μm	1-10 μm	75-300 μm	1-10 μm
回收	需要	需要	不需	需要	不需
劑量	1 ~ 7g/L	3 ~ 5 g/L	8 ~ 43 % (w/w)	0 ~ 5 g/L	8 ~ 42 % (w/w)
水體種類	自來水	鋼鐵廢水	造紙廢水 2.7g/L (MLSS)	未描述	造紙廢水 2.7g/L (MLSS)
評估方式	改良式 瓶杯試驗	Pilot plant 測試	1L 量筒 批次試驗	瓶杯試驗	光柵式沉降管柱批 次試驗
評估指標	濁度 (NTU) 總有機物 (TOC, mg/L)	懸浮固體去 除率 (%) 油脂去除率 (%) 金屬濃度 (μg/L)	初始沉降速度 (V, cm/min) 懸浮固體 (SS, mg/L) 化學需氧量 (COD, mg/L)	沉降時間 (T, s) 濁度 (NTU)	初始沉降速度 (V, cm/min) 懸浮固體 (SS, mg/L) 化學需氧量 (COD, mg/L)

3. 評估工具與方法

如 Table 2-3 所示，載體混凝技術應用於淨水與廢水兩類。評估淨水處理效果的方法通常採用實場監測或瓶杯試驗，評估指標為濁度及總有機碳 (TOC) 或是三鹵甲烷 (THM)。廢水處理成效評估因廢水種類、特性差異大，評估工具不斷改良，評估方法除實場測試外，實驗規模評估方法如傳統量筒批次沉降，或採即時監控設備如 Settrometer、

Schlumosed 及本研究群自行研發之光柵式沉降管柱 (light grid settling column, LGSC)等，評估工具雖不同，但皆為批次式沉降，若能以連續操作進行，應更準確評估載體混凝、嵌合技術之處理成效。本研究群乃自行開發連續式 LGSL (continuous- light grid settling column, C-LGSC)，安裝污泥進流馬達，動力攪拌手，能有效減少管壁效應，以模擬實場連續操作，並利用程控式光柵，判讀污泥沉降界面高度，期能有效評估載體嵌合技術處理成效。

文獻中最普遍使用的評估工具為 1-L 量筒，利用污泥容積指數 (sludge volume index, SVI) 評估污泥沉降性，SVI 的定義為經 30 分鐘沉降後，每克污泥的體積，試驗程序為使用 1-L 量筒，加入混合懸浮液 (mixed-liquor suspended solid, MLSS)，沉降 30 分鐘後，以目視判讀沉降後的污泥體積，將沉降體積除以 MLSS 濃度即為 SVI 值，單位為 mL/g，SVI 小於 100 mL/g 時污泥沉降性良好，大於 150 mL/g 表示沉降不良，但此評估方法並不適當，特別是當污泥濃度過高 (10,000 mg/L) 時，可能因管壁效應而低估污泥之沉降性，因此若沉降試驗所得之 SVI 大於 250 mL/g 時，污泥需經過稀釋方可進行 SVI 試驗，除此之外，由於量筒內徑較小，污泥顆粒易與管壁摩擦，產生阻滯力降低污泥沉降速度，造成低估污泥沉降速度，此現象則稱為管壁效應 (wall effect)，嚴重影響評估載體改善成效的準確性，為改善此缺點，應於實驗進行中，利用攪拌棒 (stirring rod) 進行慢速攪拌 (1.3 cm/min) 以減低管壁效應影響，而評估指標則稱為攪拌污泥容積指數 (stirred sludge volume index, SSVI)。

除 1-L 量筒外，文獻亦使用不同試驗工具及評估方法，以 Settlometer (Vanrolleghem *et al.*, 1996；Vanderhasselt *et al.* 1999) 及 Schlumosed (Fuchs *et al.*, 1999；Vanderhasselt *et al.*, 1999) 二種最為先進。

Settlometer 為容量 10-L 的玻璃管柱，高 70 cm，直徑為 14 cm，線

上即時監測污泥沉降性，其作用機制如 Figure 2-8 所示，管柱外圍裝置逸散光源，以光源掃描器沿著管柱上下移動，再根據接收光源強度判讀沉降高度及時間，管柱內設有較快的攪拌速度 (13 cm/min) 以減少管壁效應，可自動接收訊號，並繪成沉降高度對沉降時間曲線圖，推算出最大初始沉降速度 (maximum initial settling velocity)，並以污泥層高度計算 SSV，作為污泥沉降特性評估指標。

Schlumosed 作用機制如 Figure 2-9 所示，直徑及高度分別為 3 cm 與 32 cm，亦利用光學原理量測污泥沉降，Schlumosed 配有 3 個固定光源感應器，可於沉降時，判讀接收之光源強度 (light intensity, LI_{sludge})，並以淨水之接收光源強度為背景值 (LI_{ref})，量測沉降完成後上澄液之透明度 (transparence, T) 作為污泥沉特性評估指標，透明度計算公式如下：

$$T \% = \frac{LI_{sludge}}{LI_{ref}} \times 100 \dots\dots\dots(2-5)$$

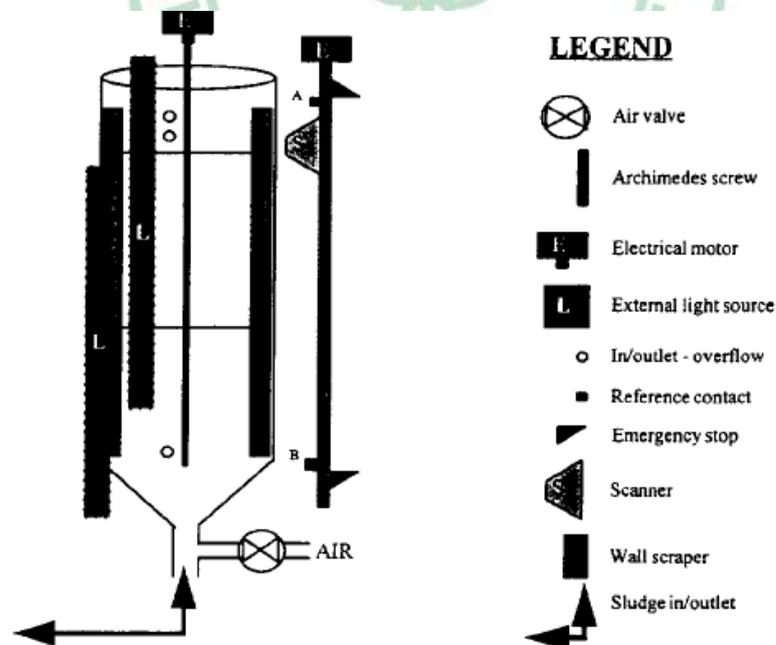


Figure 2-8. Settlometer 作用機制示意圖 (Vanrolleghem *et al.*, 1996)

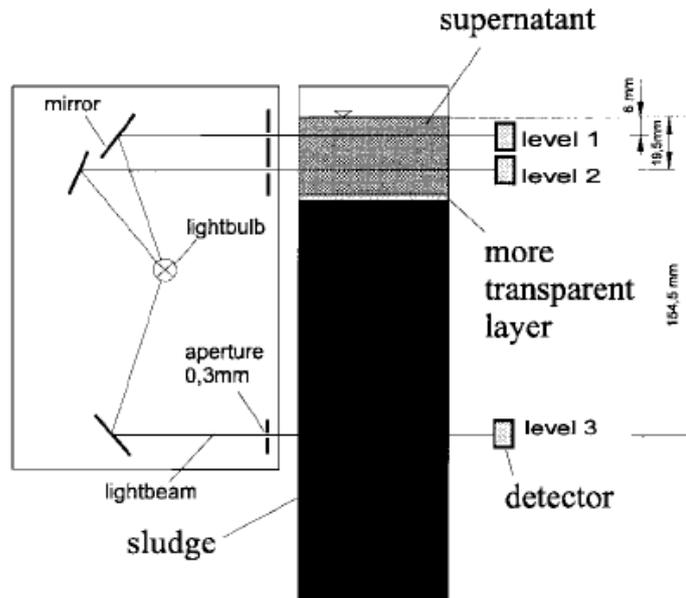


Figure 2-9. Schlumosed 作用機制示意圖 (Fuchs *et al.*, 1999)

4. 本研究群試驗工具與評估方法

為評估載體嵌合技術之應用成效，有效之沉降工具的採用極為重要，本研究群採用之評估工具依序分別為 (1) 1-L 量筒 (cylinder) (2) 批次式光柵沉降管柱 (3) 連續式光柵沉降管柱。如 Figure 2-10 所示，本研究群最初使用之沉降工具為文獻中最常使用之 1-L 量筒，使用的成效評估指標分為兩類 (1) 初始沉降速度 (2) 放流水質。沉降速度的測量方式，是於 1-L 量筒內倒入 MLSS，沉降 30 分鐘後，以目視判讀特定時間點之污泥層沉降高度，繪出沉降界面高度對沉降時間曲線圖，再求得初始沉降速度，放流水質則檢測污泥層上方之上澄液中所含懸浮固體 (suspended solid, SS) 與化學需氧量 (chemical oxygen demand, COD)，由於 1-L 量筒內徑小 (約 6 cm)，易產生管壁效應 (wall effect)，導致低估污泥之沉降速度，甚至高估載體之改善成效，本研群乃研發新式污泥沉降工具。



Figure 2-10. 1-L 量筒批次沉降試驗

如 Figure 2-11 所示，批次式光柵沉降管柱為本研究群早期開發之試驗工具，是參考 Standard Methods (APHA, 1998) 之 SVI 檢測法，設計規格如下：有效高度為 100 cm、內徑為 12 cm、攪拌速度為 4 rpm，安裝波長 690 nm 之光源，監測長度為 45 cm、每一監測點距離為 10 mm，此外各光源點可獨立發射、接收，光源不會互相干擾，管柱內徑長為 1-L 量筒 (6.2 cm) 的 2 倍，可減少管壁效應，有較高沉澱區及機械攪拌棒，以模擬活性污泥於處理場終沉池之沉降情形，至於沉降數據的取得則透過電腦驅動之光柵，以光學原理自動監測污泥沉降界面，初始沉降速度之推算法與 1-L 量筒相似。

比較 1-L 量筒及沉降管柱 30 分鐘之批次沉降曲線，量筒之沉降在 10 分鐘後便由 Type III 阻滯沉降轉變成 Type IV 壓密沉降，而沉降管柱並無此現象發生，由此可見沉降管柱較量筒更可模擬實場終沉池之污泥沉降特性，可更準確評估載體嵌合技術改善成效，放流水質的評估仍透過採樣及檢測 SS 及 COD 進行。



Figure 2-11. 批次式光柵沉降管柱

具備開發批次沉降管柱經驗後，本研究群再進行連續式沉降管柱的開發，期能模擬實場終沉池操作，更準確評估載體嵌合技術之成效，與批次沉降管柱比較，連續式沉降管柱同樣以光柵測量沉降數據，但管柱本身乃參考實場水力參數設計，除內徑加長至 20 cm，為批次沉降管柱的 2 倍外，管柱有效高度亦增加至 146 cm 並配備可調速式攪拌手，可有效降低管壁效應，此外最特殊之處為連續進流的設計，具有進流管以及溢流堰等設計，並配備污泥進流幫浦，能完整模擬實場終沉池操作。



Figure 2-12. 連續式光柵沉降管柱

2-3-5 商業進轉技術

許多載體混凝文獻報導美國 Kruger 公司所研發之載體混凝處理程序 Actiflo，早在 1981 年便有相關的研究，現為市場上被廣為應用的載體混凝技術之一，但主要應用於淨水的處理，其處理流程如 Figure 2-13 所示，處理水體流入槽體後，先移除大型顆粒，再進入主要處理單元，並分成 3 階段，首先添加助凝劑，經過短暫混合後，再加入膠凝劑以及載體，以特定攪拌速度進行混合；第 2 階段為熟成期，此階段形成載體膠羽，增加膠羽大小及密度；第 3 階段於終沉池中進行重力沉降，後續可進行第三級處理或直接放流，含有載體之污泥於終沉池底部回收，導入水力旋流分離器 (hydrocyclone)，藉由離心方式分離載體與污泥，分離載體之後再導入 Actiflo 程序回收再使用，污泥則進行後續處理。

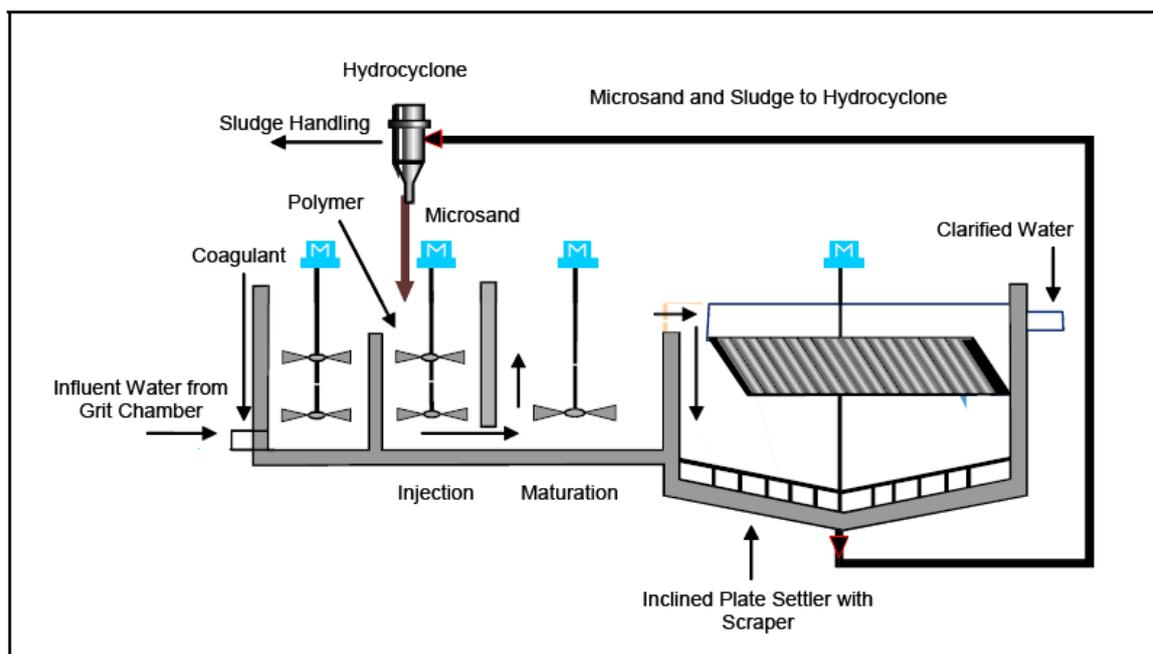


Figure 2-13. Actiflo 載體混凝技術處理流程 (US Filter Kruger, 2002)

Actiflo 處理程序的優點為：減少處理廠所需的面積、降低土地成本、適用於不同水利條件且不影響處理效率 (Kessler, 2002)、減少化學藥劑用量、及降低濁度 (Jeschke, 1999) 等，除應用於淨水或廢水的處理，Actiflo 亦應用於處理暴雨合流溢流污水 (combined sewer overflow,

CSO) (Sampley, 2002)，具有廣泛的應用領域。但 Actiflo 處理程序亦有其缺點，比起傳統處理方法，Actiflo 處理程序於操作上需要更專業的判斷及操作，其次為載體經由幫浦回流進行回收時，常造成載體的損害，尤其是應用於 CSO 的處理時載體時常需替換或補充，且無法完全回收載體，Jeschke (1999) 研究指出每處理 1,000,000 加侖，會損失 8 磅 (3.62 kg) 載體，因此需持續補充載體而提高操作成本，再者 Actiflo 處理程序需時數小時，且達到穩定的處理效率後，會受氣候因素而影響處理效率，該處理程序應用於 CSO 上尚未有長期確認之效果。

2-4 小結

本研究針對載體混凝相關文獻與本研究群前期研究成果進行分析、探討後，可得出以下結論。

1. 載體混凝的應用處理範圍廣泛，跨及淨水、工業、生活廢水等領域。
2. 載體混凝及嵌合技術優於傳統處理方法，對於活性污泥沉降性有正面改善效果，包括濁度 (0.60 降至 0.036)、SVI (280 降至 160 mL/g)、SSVI (60 降至 44 mL/g)，改善程度依廢水、載體種類、特性、混凝劑、膠凝劑劑量的差異而不同，且載體劑量與改善程度呈正相關。
3. 本研究群過去僅針對造紙廢水活性污泥進行研究，結果顯示載體嵌合技術可改善污泥沉降性 (127%~244%)，此外本研究群亦設計與改良現有之評估工具，期能正確評估載體嵌合之成效。
4. 載體混凝技術中所採用的載體種類、處理應用的水體、試驗方法與評估指標十分多樣化，欲藉由文獻探討載體混凝、嵌合技術間或是載體種類的成效差異，並不容易。由於直接於處理場進行評估具有相當風險及困難性，因此建立準確且一致的試驗工具和評估方法，

有其迫切性。

5. 載體混凝成效評估方式，目前仍限於批次沉降，可能無法正確評估實場處理成效，因此進行前導規模的連續式沉降試驗是未來的目標
6. 理想載體混凝商轉技術需考量：(1) 具瞬間及長期穩定的改善效果 (2) 處理效果不易受氣候改變影響 (3) 應用水體種類廣泛 (4) 有效降低處理成本 (5) 能應用於現存的水體處理系統。
7. 本研究群的載體嵌合技術與文獻知載體混凝技術間最大差異為載體種類不同，本研究群所用載體粒徑介於 $1 \sim 10 \mu\text{m}$ ，載體混凝技術依載體種類不同粒徑介於 $38 \sim 600 \mu\text{m}$ ，粒徑差異使本研究群的載體可嵌入生物膠羽中，直接增加污泥膠羽的重量並提升沉降性。



第三章 研究方法

3-1 實場長期操作風險分析

針對中部某造紙廢水處理場自 2000 年 11 月至 2002 年 10 月期間，共連續 24 個月之操作數據，進行以下分析：(1) 24 個月之放流水 SS 與 COD 月平均值之線性迴歸分析 (2) 針對曝氣池有機負荷率(organic loading rate, OLR) 與終沉池溢流率 (overflow rate, OR)，分析穩態期的月平均值與樣本變異係數 (coefficient of variation, CV) (3) 統計穩態操作期間 SS 與 COD 日之違反國家放流水標準之風險與變動性。

每隔 8 小時以抓樣方式 (grab sample) 採取實場放流水，每天採樣 3 次，星期天亦採樣。SS 之檢測採用 Standard Methods 2540 D 之 103 ~ 105°C 乾燥法 (APHA *et al.*, 1998)，將待測水樣以已知重量之玻璃纖維濾片進行抽氣過濾，過濾後將濾片置入 103 ~ 105 °C 烘箱中乾燥至少 1 小時，再移入乾燥箱平衡至恆重，最後其所增加之重量即為 SS 之重量，再除以過濾體積得出 SS 之濃度；懸浮固體殘重 (ΔW) 應介於 2.5 mg ~ 200 mg，樣品結果經重複試驗其變異係數 (CV) 應小於 10 %。

COD 之檢測採用開放迴流法，並參考 Standard Methods 5220 B (APHA *et al.*, 1998)，樣品體積為 20 mL，酸化之待測水樣加入過量之過錳酸鉀 ($K_2Cr_2O_7$) 溶液，迴流加熱至 150 °C，剩餘之重鉻酸鉀以硫酸亞鐵銨溶液滴定，由消耗之重鉻酸鉀量求得水樣中之 COD 濃度；樣品結果經重複測試 CV 應小於 6.5 %。

該場放流水量的測量是以巴歇爾流量計，讀取每日早上 8 時之累計流量，再扣除昨日早上 8 時之累計流量，即為昨日處理水量，因此本研究之每日放流量為一累計水量。

3-2 連續式光柵沉降管柱之設計與開發

本研究進一步參考過去所開發之批次式沉降管柱，開發連續式光柵沉降管柱 (continuous-light grid settling column, C-LGSC)，規格如 Table 3-1，本研究根據實場終沉池 OR 及堰負荷率 (weir loading rate, WLR) 設計管柱與溢流堰內徑，C-LGSC 配備有進流幫浦，並計算平均進流量為 0.25 L/min，並設定水力停留時間 (hydraulic detention time, Td) 為 2 小時，為模擬終沉池流量變異的情形，C-LGSC 可承受之水力負荷最高為平均流量的 2 倍，過去研究者使用之 Settrometer 與 Schlumosed，利用光學原理測量污泥沉降性，與本研究採用光柵相似，但光柵可藉由軟體調整監測頻率，較前二種工具以移動式或 3 點固定式更具敏感度也較為準確，由於 C-LGSC 無排泥設計，污泥層隨污泥進流時間增加而上升，本研究根據光柵高度與污泥進流量設計 C-LGSC 之污泥沉澱區，以避免干擾光柵測量污泥的沉降，C-LGSC 之設計如 Figure 3-1：

Table 3-1. 連續式光柵沉降管柱設計規格

連續式沉降管柱規格	
管壁材質	壓克力
有效高度	146 cm
管柱內徑	20 cm
攪拌手轉速	1.2 cm/ min
進流幫浦	平均流量 0.25 L/min
光柵規格	
波長	690 nm
監測高度	45 cm
各光源點距離	1 cm
訊號轉換介面	ADAM-4520

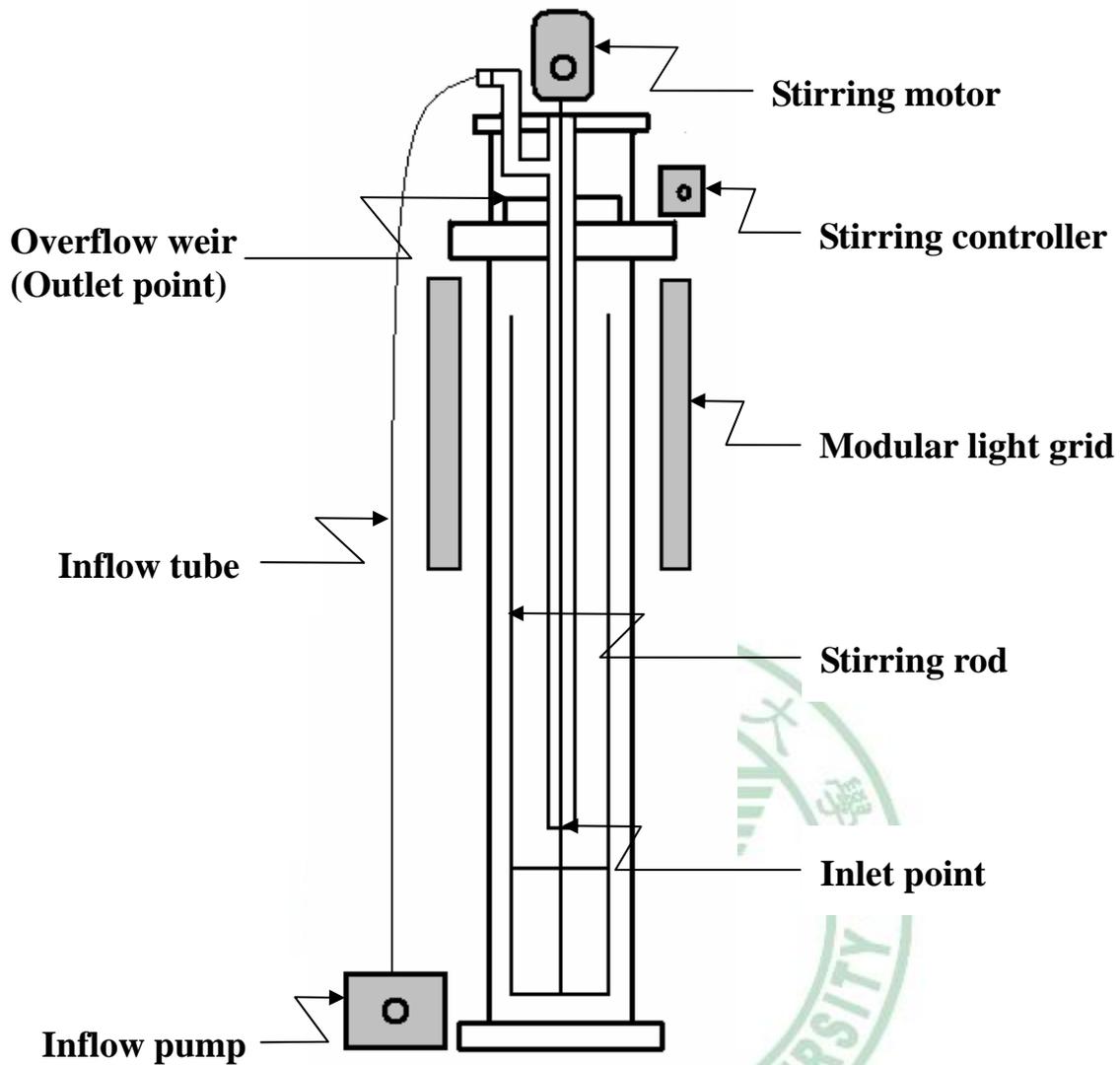


Figure 3-1. 本研究開發之連續式光柵沉降管柱圖

3-3 連續進流點試驗

本研究於 C-LGSC 開發完成後，即進行污泥連續進流沉降試驗，結果顯示，污泥無法順利沉降，為探討影響沉降的原因，以模擬處理場終沉池之操作，本研究乃進一步測試：(1) 以污泥連續進流時，進流點深度對污泥沉降的影響 (2) 以清水連續進流時，水力流況對污泥沉降的影響。

為評估於不同進流點深度連續進流，對污泥沉降之影響，首先進行活性污泥批次沉降 2 小時，待沉降完成、界面穩定後，進行 1 小時之連

續進流操作，藉由觀察污泥沉降與污泥層變化情形，評估不同進流點深度所造成的影響；三種進流位置分別為液面下 15 cm (1/10 有效水深)、液面下 50 cm (1/3 有效水深) 及液面下 110 cm (3/4 有效水深)，液面下 15 cm 進流點試驗分成二部份，除連續進流污泥外，也連續進流清水，以判斷水力流況對沉降之影響。

3-4 污泥沉降性評估試驗

為評比 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 三種工具，本研究採用與前期研究相同來源之活性污泥進行批次沉降試驗。

為能快速檢測得出污泥 MLSS 濃度，本研究乃建立污泥離心讀值與 MLSS 濃度之檢量線，設計與建立流程如附錄 A，檢量線公式如下：

$$y = 2.19x \dots\dots\dots(3-1)$$

本研究首先以離心機獲得離心讀值，依式 3-1 推算污泥濃度，本試驗使用之污泥以濃縮與稀釋的方式將污泥分為 5 種濃度，依照濃度由高至低分別為 5.48 g/L、3.45 g/L、2.35 g/L、1.51 /L 及 1.15 g/L。

首先以原濃度污泥進行批次沉降試驗，並於試驗完成後進行稀釋，再以稀釋過後之活性污泥繼續進行批次沉降試驗，持續上述步驟直到 5 種濃度試驗完畢，每批次沉降時間為 30 分鐘，沉降期間使用光柵以 4 秒一次的頻率，量測污泥層沉降界面高度，光柵接收訊號後，並經由介面軟體將訊號轉換成沉降代碼，沉降代碼共 12 位數，代碼種類分為 5 種，分別為 F、E、C、8、0，比對解碼表，再利用 Excel 軟體，將代碼轉為沉降界面數據，即能繪得沉降界面高度對沉降時間的沉降曲線。

Table 3-2. 光柵代碼解碼表

光柵沉降代碼	界面高度 (cm)	光柵沉降代碼	界面高度 (cm)
FFFFFFFFFFF8	45	FFFFFC000000	22
FFFFFFFFFFF0	44	FFFFF8000000	21
FFFFFFFFFFE0	43	FFFFF0000000	20
FFFFFFFFFFC0	42	FFFFE0000000	19
FFFFFFFFFF80	41	FFFFC0000000	18
FFFFFFFFFF00	40	FFFF80000000	17
FFFFFFFFFE00	39	FFFF00000000	16
FFFFFFFFFC00	38	FFFE00000000	15
FFFFFFFFF800	37	FFFC00000000	14
FFFFFFFFF000	36	FFF800000000	13
FFFFFFFFFE000	35	FFF000000000	12
FFFFFFFFFC000	34	FFE000000000	11
FFFFFFFFF8000	33	FFC000000000	10
FFFFFFFFF0000	32	FF8000000000	9
FFFFFFFFFE0000	31	FF0000000000	8
FFFFFFFFFC0000	30	FE0000000000	7
FFFFFFFFF80000	29	FC0000000000	6
FFFFFFFFF00000	28	F80000000000	5
FFFFFFFFFE00000	27	F00000000000	4
FFFFFFFFC00000	26	E00000000000	3
FFFFFFFF800000	25	C00000000000	2
FFFFFFFF000000	24	800000000000	1
FFFFFFFFE000000	23	000000000000	0

3-5 載體嵌合成效試驗

為評估載體嵌合技術改善造紙廢水活性污泥沉降特性之成效，本研究以 C-LGSC 進行批次沉降試驗，操作步驟如下：試驗前先製備載體溶液，取 1,000 g 建築砂，加水 3,000 mL 充份攪拌 2 分鐘後，再靜置沉降 30 秒，取上層液為載體溶液，並以電子顯微鏡 (100 X) 及計數玻片推估載體的粒徑大小 (Figure 3-3)，為避免因加入載體溶液稀釋污泥而影響評

估之準確性，本研究嘗試將載體溶液乾燥化，首先以 50 mL 離心管盛裝載體溶液，置入離心機內 (型號 CN-5100)，以平均轉速 5,000 rpm 進行離心約 5 分鐘，完成後小心倒出上澄液後，再倒入載體溶液進行離心，持續上述步驟直到固態載體存積至一定體積後 (Figure 3-4)，再取出載體置入烘箱以 103 ~ 105 °C 進行乾燥至恆重，乾燥完成之載體 (Figure 3-5) 於秤重後置入防潮箱中，予以保存供後續進行載體嵌合試驗所用。

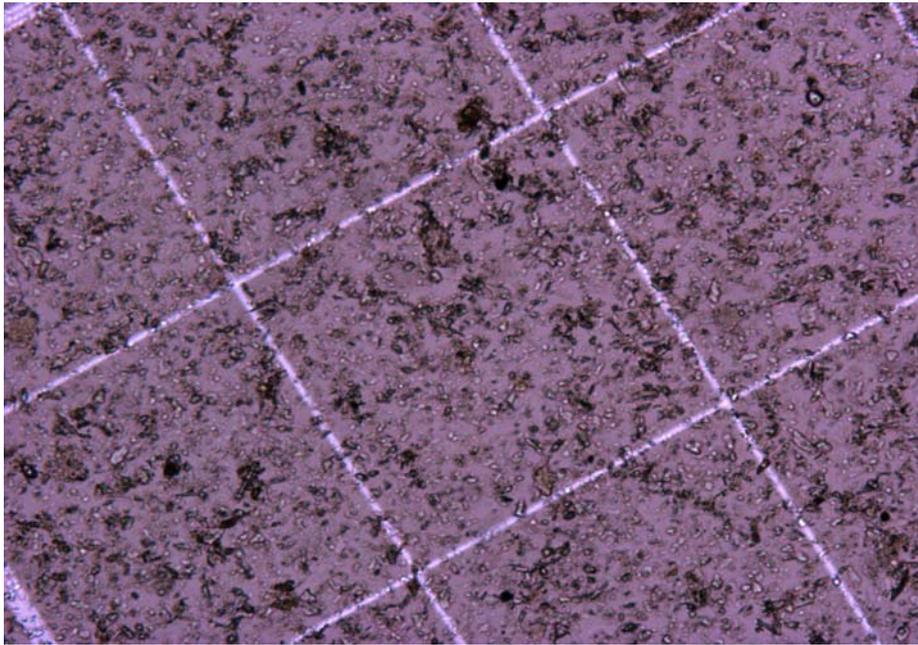


Figure 3-3. 載體與計數玻片顯微照片



Figure 3-4. 載體溶液離心完成圖

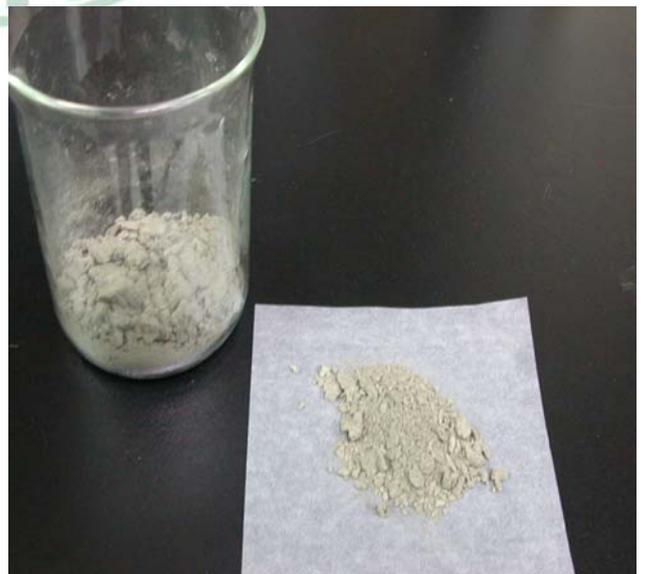


Figure 3-5. 載體乾燥完成圖

進行載體嵌合試驗前，以快速離心測定方法檢測污泥 MLSS 濃度 (g/L)，乘以污泥體積 (L) 計算污泥總重量 (g)。為便於和前期研究成果比較，本試驗採用與前期研究相同劑量比，劑量比為載體重對活性污泥重之百分比，劑量比由低到高分別為 0、8、16、25、33 及 42%，依照各載體添加劑量比推算所需載體重量 (g)，再以電子天平秤取所需之載體重，為使固狀載體均勻分布於污泥中，須先以少量污泥與載體混合使載體充分溶解後，再倒入活性污泥中並充份攪拌，讓載體與污泥膠羽充分嵌合，再倒入沉降管柱後，以批次沉降方式進行沉降試驗，每批不同添加劑量之污泥皆進行三重複試驗，每批次沉降時間為 30 分鐘，沉降期間使用光柵以 4 秒一次之頻率量測沉降界面高度。

本研究載體嵌合技術成效之評估指標有二種，一為污泥沉降評估指標，另一為放流水質評估指標，SVI 雖為評估污泥沉降性之標準指標 (APHA *et al.*, 1998)，試驗設備需求亦較為簡單，但易受管壁效應或污泥濃度等因素而影響評估之準確性，雖為多數研究者採用，但不宜作為評估沉降性的指標。污泥沉降評估指標亦分兩部份，先以光柵測量得出沉降界面高度，繪出沉降高度對沉降時間曲線圖，並推算污泥初始沉降速度 (cm/min)，與 Vanrolleghem (1996) 及 Vanderhasselt (1999) 相同；另以固體通量理論，建立固體通量演算法，再以該演算法分析載體嵌合試驗之沉降數據，推算出廢水處理場終沉池之理論設計及操作參數，作為第二項污泥沉降性評估指標，至於放流水質評估指標，Vanderhasselt (1999) 量測上澄液之透明度評估放流水質，本研究雖無類似評估方法，但本研究參照我國放流水標準，檢測上澄液 SS 與 COD 之濃度，作為放流水質評估指標，是適當且合理的。完成載體嵌合試驗後，取污泥層上方之上澄液，檢測 SS 及 COD 作為成效評估指標，SS 與 COD 之檢測參考 3-1 節。

第四章造紙廢水活性污泥程序實場長期操作參數與風險分析

實場造紙廢水活性污泥程序長期操作參數與風險分析研究成果已於 2006 年 11 月 17 日發表於中華民國環境工程學會，第三十一屆廢水處理技術研討會 (江等，2006)，本研究將研討會論文修訂後，作為本章研究結果，修訂重點如下：

- 增修統計方法內容
- 增修實場處理流程
- 修訂放流水 SS 與 COD 關聯分析結果
- 修訂長期穩態操作參數分析結果
- 修訂放流水質與操作參數關聯分析結果

4-1 摘要

本研究針對台灣中部某造紙廢水處理場之活性污泥程序 (activated sludge process, ASP) 於 2000 至 2002 年間，進行連續 24 個月長期操作數據分析，該廠生產再生漿且百分之百以回收廢紙為原料，研究期間 ASP 曾失敗，導致放流水質不穩定，本研究主要目的為：分析 ASP 長期穩態期間的系統功能操作參數，及放流水超過國家標準之風險，作為其他處理場設計或操作上的參考，並分析操作參數與放流水質異常的關連性。

根據放流水懸浮固體 (suspended solid, SS) 及化學需氧量 (chemical oxygen demand, COD) 兩者月平均值之線性迴歸曲線顯示，每單位 SS 貢獻 2.6 單位 COD，曝氣池溶解性 COD (soluble COD, SCOD) 之處理極限為 52.1 mg/L，SS 與 COD 之間具良好關聯性 ($R^2 = 0.8338$)，顯示改善 SS 之沉降性為提升 ASP 系統效能之關鍵；分析該場穩態操作參數，顯示完全以回收廢紙為原料之造紙廠，若以修正式二階段曝氣 (two-step

aeration) ASP 處理其製程廢水，ASP 系統於長期穩態期間，合理操作參數之平均值與標準差如下：曝氣池有機負荷率 (organic loading rate, OLR)： $2.1 \pm 0.4 \text{ kg COD/m}^3\text{-day}$ 、食微比 (food-to microorganism ratio, F/M)： 0.7 ± 0.2 、終沉池平均溢流率 OR_{avg} ： $15.3 \pm 1.9 \text{ (m}^3\text{/m}^2\text{-day)}$ 、尖峰溢流率 OR_{peak} ： $17.7 \pm 1.6 \text{ m}^3\text{/m}^2\text{-day}$ 、平均固體負荷率 (average solid loading rate, SLR_{avg})： $101.5 \pm 42.8 \text{ kg / m}^2\text{-day}$ 、尖峰固體負荷率 (peak solid loading rate, SLR_{peak})： $160.7 \pm 55.6 \text{ kg / m}^2\text{-day}$ 。

進一步分析穩態操作期間共 14 個月的 SS 及 COD 日平均值，顯示 SS 違反該行業國家放流水標準的風險介於 0 ~ 50 %，全期平均為 9.2 % (n = 14)，COD 風險介於 0 ~ 23.3 %，全期平均為 3.1 % (n = 14)，說明於穩態期間，終沉池的操作風險約為曝氣池的 3 倍，SS 及 COD 之變異係數 (coefficient of variation, CV) 分別為 35.5 % 及 23.3 %，顯示終沉池的操作較曝氣池不穩定，改善終沉池的操作之穩定性為提昇整體處理成效的關鍵，經比對曝氣池 OLR 與放流水 COD 兩者月平均值之變動趨勢，以及終沉池 OR 月平均值與放流水 SS 月平均值之變動趨勢，顯示 OLR 及 OR 於短期內劇烈變動為導致放流水異常的主因，而處理流量的變異則是 OLR 與 OR 變動的要素，建議後續研究以載體嵌合技術改善活性污泥之沉降性，提升終沉池操作效能與穩定性，以克服短期流量大幅變異的問題。

關鍵字：造紙廢水、風險分析、溢流率、有機負荷率

4-2 前言

台灣造紙廠現為 108 家，紙與紙板總生產量每年約 480 萬噸，且於 2004 年，每日產生約 150 萬噸之廢水 (造紙同業公會，2004；造紙同業公會，2006)，雖然工業界目前已普遍設置廢水處理場，活性污泥程序 (activated sludge process, ASP) 現為最普遍之生物處理方法，但仍普遍面操作不穩定的情形。本研究分析台灣中部某造紙廢水處理場活性污泥程序於 2000 至 2002 年間連續 24 個月的長期操作數據，本研究目的為：(1) 探討長期放流水懸浮固體 (suspended solid, SS) 與化學需氧量 (chemical oxygen demand, COD) 兩者月平均值之關聯，藉此推估系統的處理極限 (2) 檢視 24 個月期間，ASP 系統放流水質的階段性變動 (3) 分析 ASP 長期穩態 (steady state) 操作參數，作為其他處理場設計或操作上的參考 (4) 分析 ASP 長期穩態操作時，放流水 SS 或 COD 之變異與違反國家放流水標準之風險 (5) 進一步分析放流水 SS、COD 分別與終沉池溢流率 (overflow rate, OR)、曝氣池有機負荷率 (organic loading rate, OLR) 之關聯性，探討放流水質異常 (outbreak) 的原因。

4-3 研究方法

4-3-1 處理流程

該造紙廠所用之造紙原料 100 % 為回收廢紙，如紙板、鋁箔包、舊雜誌等，每日處理量約為 840 公噸，唯一產品為工業瓦楞芯紙，日產量約為 700 公噸，廢水處理場設計處理量為 20,000 CMD，Figure 4-1 為該處理場之流程圖，該場經歷多次擴建，處理流程較為複雜，可視為一修正二階活性污泥程序 (modified two-step active sludge process)，以下略述處理流程，並概算主要處理單元之質量平衡表，原廢水在調節池與廢棄污泥 (waste activated sludge, WAS) 匯流後，經化學混凝處理後，進入浮除單元 (dissolved air floatation, DAF) 進行加壓浮除，將 SS 自 1,000

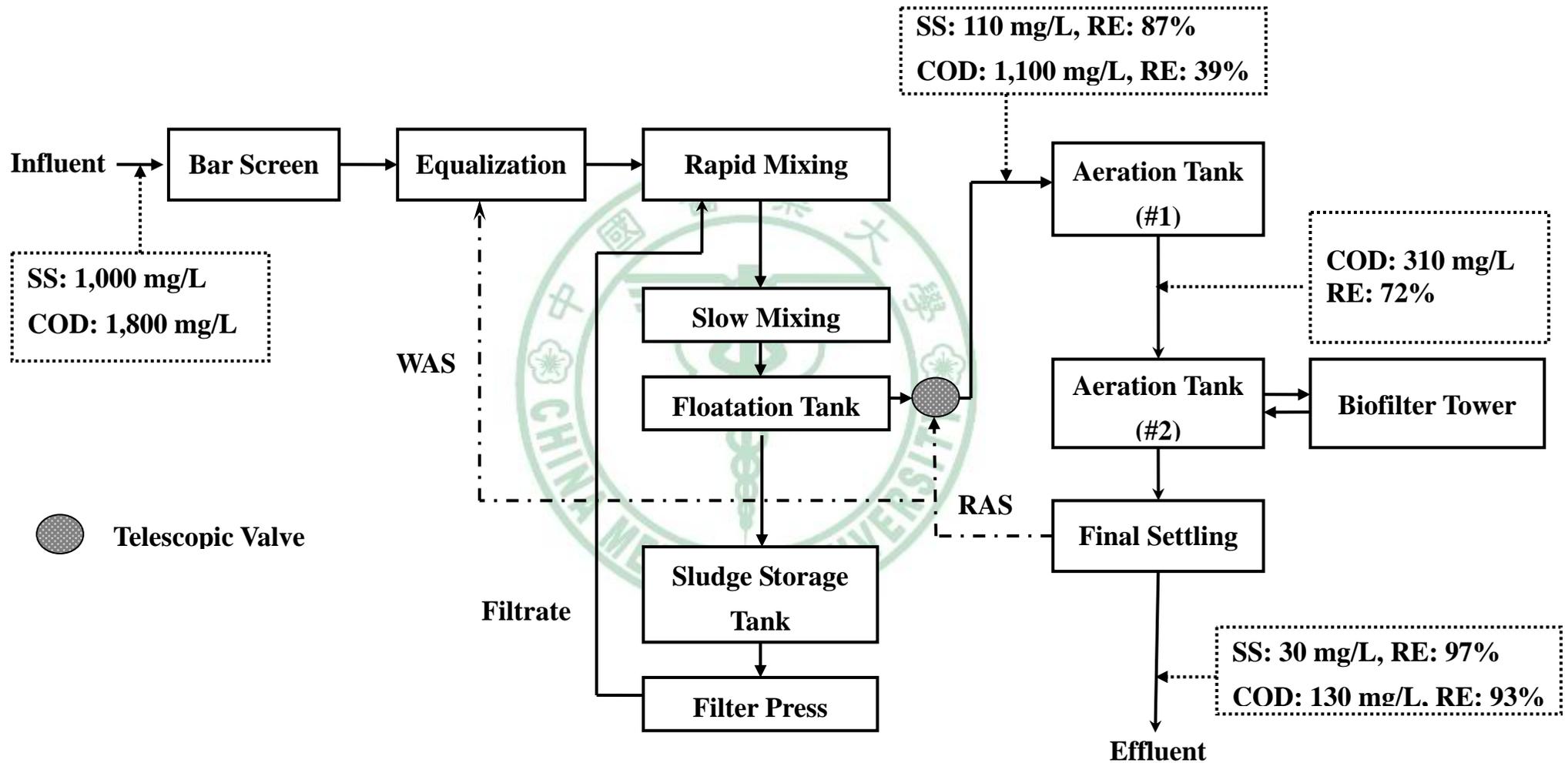


Figure 4-1. Wastewater treatment flow chart and mass balance diagram of the pulp-making plant

mg/L 降至 130 mg/L，去除率 (remove efficiency, RE) 87%，COD 自 1,800 mg/L 降至 1,100 mg/L，去除率為 39%，匯流至第一曝氣池進行處理，COD 自 1,100 mg/L 降至 310 mg/L，去除率為 72%；再經過第二曝氣池，COD 再降至 130 mg/L，去除率達 58%，值得注意的是第二曝氣池內，另有 biofilter tower，內設循環泵，屬於生物薄膜處理法；第二階段曝氣池之活性污泥於終沉池固液分離後，沉澱之迴流污泥 (return activated sludge, RAS) 經由幫浦送回 DAF 末端之提克留氏閥 (telescopic valve)，與 DAF 之出水匯流至第一曝氣池，終沉池之廢棄污泥 (waste activated sludge, WAS) 則導入調節池與進流廢水混合後再進入 DAF 浮除。放流水 SS 平均為 30 mg/L，COD 平均為 130 mg/L，符合民國 87 年該行業別國家放流水標準 (COD 為 180 mg/L、BOD₅ 為 30 mg/L、SS 為 30 mg/L)，整場 SS 與 COD 總去除率分別為 97% 及 93%。

4-3-2 SS、COD 與放流量之檢測

該處理場每 8 小時以定點抓樣 (grab sample) 的方式採取放流水，每天採樣 3 次，星期天亦採樣。

本研究 SS 濃度之檢測方法參照 Standard Methods 2540 D (APHA *et al.*, 1998)，以 103-105°C 乾燥法進行測量，將待測水樣用已秤重之玻璃纖維濾片進行抽氣過濾，過濾後將濾片置入烘箱中以 103 ~ 105 °C 乾燥 1 小時後再移入乾燥箱平衡至恆重，最後秤得之重量扣除濾片重即為 SS 重量，再除以待測水樣體積計算出 SS 濃度；檢測結果 SS 殘重 (ΔW) 應介於 2.5 mg ~ 200 mg 之間，樣品結果經重複試驗其變異係數 (CV) 應小於 10%。COD 之檢測方法參照 Standard Methods 5220 B (APHA *et al.*, 1998)，以開放迴流法進行測量，取待測水樣體積 20 mL，將其酸化後加入過量 K₂Cr₂O₇ 溶液，迴流加熱至 150 °C 並持續 2 小時，剩餘之重鉻酸鉀以硫酸亞鐵銨溶液滴定，由消耗之重鉻酸鉀量求得水樣中 COD 濃度；樣品結果經重複測試 CV 應小於

6.5 %。放流水量之檢測是利用巴歇爾流量計 (Parshall Flume) 讀取每日早上 8 時之累計流量，再扣除昨日早上 8 時之累計流量即為昨日單日處理水量。

4-3-3 統計方法

操作數據統計期間為 2000 年 11 月至 2002 年 10 月，共連續 24 個月，並利用 Excel 軟體進行以下統計分析：

- (1) 針對 24 個月放流水體 SS 與 COD 兩者之月平均值，進行線性迴歸統計，探討 SS 與 COD 之關連性，及曝氣池對於溶解性 COD (soluble COD, SCOD) 之處理極限。
- (2) 統計穩態操作期間曝氣池操作參數有機負荷率 (organic loading rate, OLR)、食微比 (food-to microorganism ratio, F/M) 與終沉池表面溢流率 (overflow rate, OR)、固體負荷率 (solid loading rate, SLR) 之月平均值，及其各變異係數 (coefficient of variation, CV)，計算公式如下：

$$OLR = \frac{(Q + Q_R) \times S}{V_A} \dots\dots\dots(4-1)$$

$$F/M = \frac{(Q + Q_R) \times S}{V_A \times X_{MLSS}} \dots\dots\dots(4-2)$$

$$OR = \frac{Q + Q_R}{A} \dots\dots\dots(4-3)$$

$$SLR = \frac{(Q + Q_R) \times X_{MLSS}}{A} \dots\dots\dots(4-4)$$

- (3) 統計 ASP 系統於穩態操作期間 SS 及 COD 兩者日平均值，以違反國家放流水標準之日數除以該期間總日數，計算其操作風險。
- (4) 統計 ASP 系統 24 月放流水 SS、COD 月平均值與曝氣池 OLR、終沉池 OR 兩者月平均值，檢視放流水 SS、COD 與 OLR、OR 變動趨勢。
其中 Q 為放流量 (m³/day)，V_A 為曝氣池# 1 與# 2 之總體積

(m^3)，S 為浮除後 COD (mg/L)， X_{MLSS} 為曝氣池 MLSS 濃度 (mg/L)，A 為終沉池表面積、 Q_R 為迴流污泥量 (m^3/day)。

4-4 結果與討論

4-4-1 放流水質變動期分析

Figure 4-2 為 24 個月放流水 SS 與 COD 之月平均值變動趨勢，可以分成四個時期：穩定期 (stable period) 共 210 日、轉變期 (transition period) 共 62 日、失敗期 (outbreak period) 共 237 日、以及恢復期 (recovered period) 共 213 日；穩定期放流水質穩定且符合國家放流水標準，SS 及 COD 平均值分別為 23 mg/L 與 113 mg/L；失敗期 ASP 操作異常且放流水質違反放流水標準，SS 及 COD 平均值分別為 36 mg/L 及 145 mg/L；恢復期為失敗期後，系統恢復正常且放流水質恢復至符合國家放流水標準，SS 平均為 25 mg/L，COD 平均為 116 mg/L。本研究將穩定期及恢復期統合為該場穩態期，轉變期分別發生在失敗期前後，此階段放流水 SS 與 COD 逐漸攀升或下降。

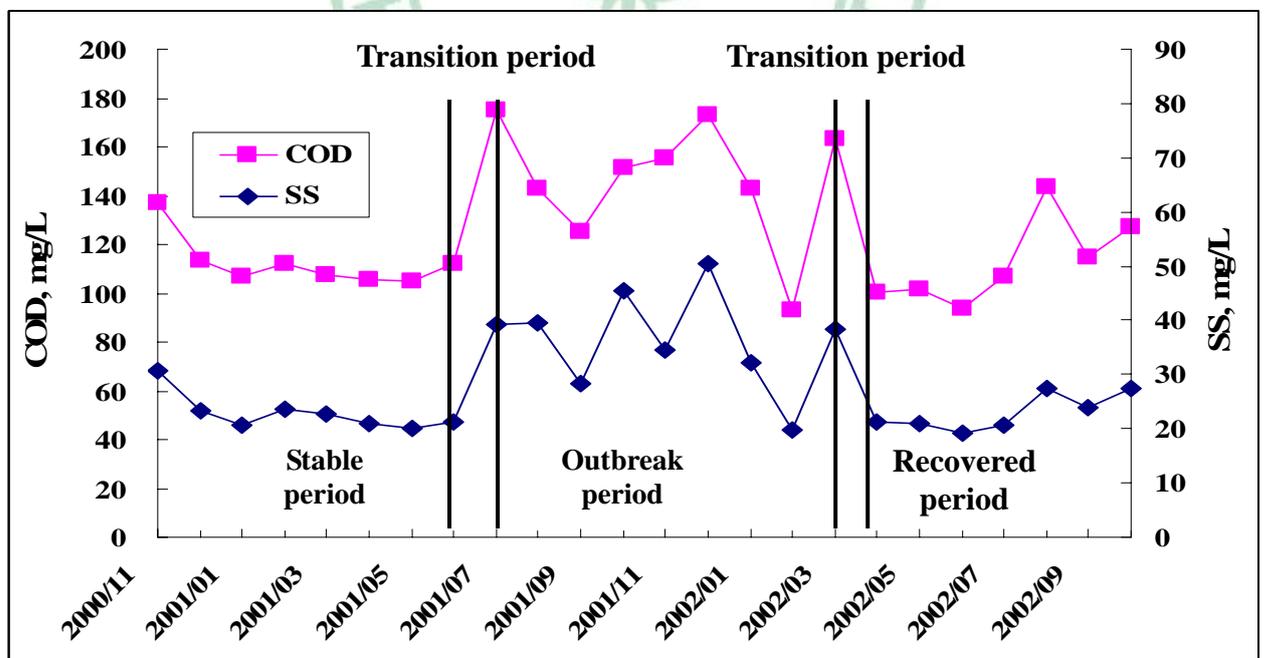


Figure 4-2. Monthly average of effluent COD and SS concentration, showing the stable period, transition period, outbreak period, and recovered period of the treatment plant of this study.

4-4-2 放流水 SS 與 COD 關聯分析

Figure 4-3 為該場連續 24 個月放流水 SS 月平均值及 COD 月平均值之線性迴歸線 (n=24)，如 Figure 4-3 所示，直線斜率即代表每單位 SS 可貢獻 2.6 單位 COD，直線與 Y 軸截距即為曝氣池之 COD 處理極限為 52.1 mg/L，由於直線交於 y 軸代表 SS 為 0，可稱為溶解性 COD， R^2 達 0.8338，顯示 SS 與 COD 間具良好關聯性。若 SS 以我國該行業之放流水標準上限 30 mg/L 計，將貢獻可 78 mg/L COD，佔我國該行業放流水標準 COD 上限 180 mg/L 的 43.3%，顯示若能改善 SS 沉降性，可有效提升 ASP 系統之處理成效，Saleh (1999) 亦推論污泥沉降性的改善，為 ASP 成功操作的關鍵。

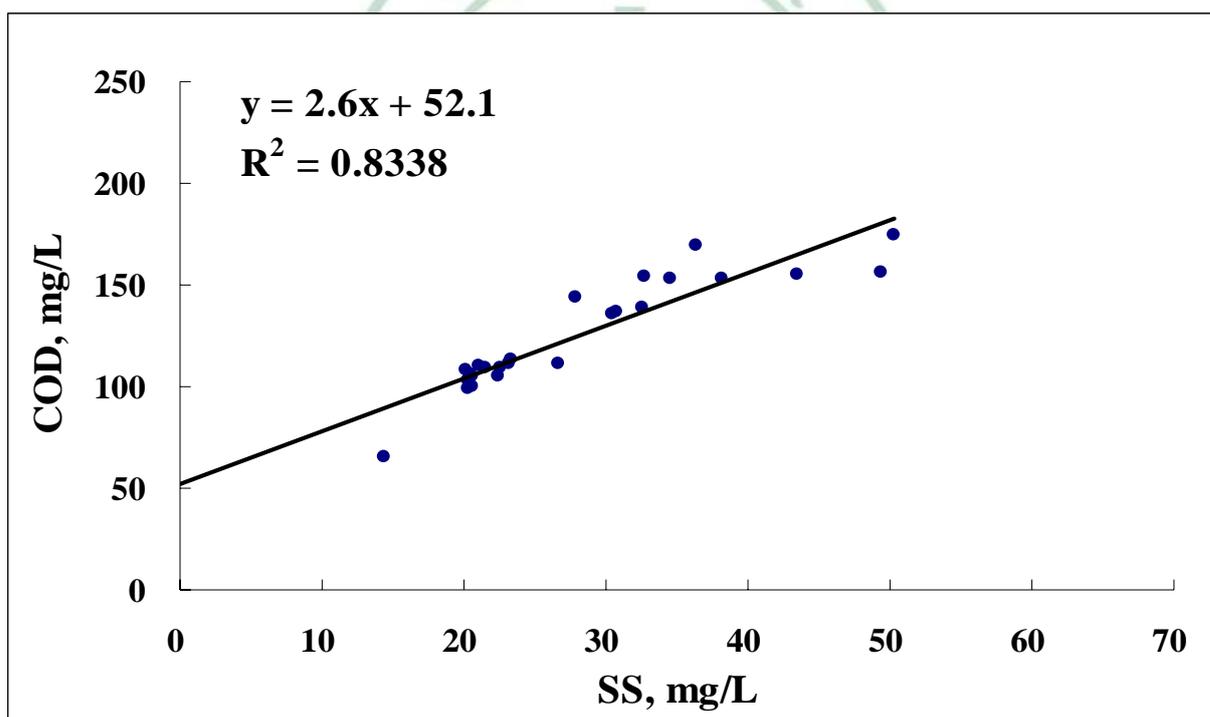
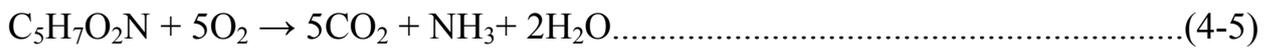


Figure 4-3. Linear correlation between monthly average of effluent COD and SS during the 24 months of this study, showing that one unit of SS contributing 2.6 unit of COD; and a COD treatment limit is of 52.1 mg/L.

Chi (1996) 亦統計美國 67 座生活污水處理場數據，求得放流水 SS 與 BOD₅ 之迴歸曲線為 $y = 0.61x + 2.65$ ，即每單位 SS 貢獻 0.61 單位 BOD₅，假設活性污泥化學式為 C₅H₇O₂N (Metcalf and Eddy, 2003)，完全氧化之反應如下：



氧化 1 mole 污泥則需要 5 mole O₂，據此可計算生物污泥理論需氧量為 1.42 g/g cells，本研究之造紙廢水每單位 SS 則需 2.6 單位 COD，高於理論需氧量，可能導因為污泥中含有紙纖維等不易分解的碳氫化合物。

4-4-3 長期穩態操作參數分析

為探討 ASP 正常操作時，曝氣池與終沉池之長期穩態操作參數，本研究統計 14 個月穩態期 (Figure 4-3) 共 423 日之操作數據，以提供同類型的處理場設計或操作的參考。由於實場操作過程中，因生產製程與接單情形，造成系統水力負荷瞬間變動，根據 10 state standard (GLUMR, 1990)，終沉池的設計亦需考量尖峰流量 (Q_{peak})，即 Q_{peak} 與平均流量 (Q_{avg}) 均為終沉池之重要條件。本研究根據 Q_{peak} 分別計算終沉池 OR_{peak} 與 SLR_{peak}，由於缺少小時流量的數據，本研究乃將 Q_{peak} 定義為一月中最高日平均流量，與文獻 (WEF, 1998；GLUMR, 1990) 以小時最大流量定義之 Q_{peak} 有所差異，統計結果整理於 Table 4-1。由於該處理場以 COD 作為曝氣池檢測指標，與文獻採用之 BOD₅ 不同，參考該場檢測數據，推估該場之 BOD₅ 約佔 COD 的 75%，本研究據此換算再與文獻比較。與生活污水設計規範比較，顯示曝氣池 OLR 分別為 GLUMR (1990) 的 2.5 倍，且為 WEF (1998) 的 2.3 ~ 5.3 倍，而 F/M 為文獻值 1.1 ~ 2.7 倍與 1.3 ~ 2.7 倍 (GLUMR, 1990；WEF, 1998)，T_d 為文獻值 (4-8 hours) 的 1.6 ~ 3.3 倍 (WEF, 1998)，OLR 較文獻值高，可能導因於廢水性質的不同。

Table 4-1. Daily average of OLR, F/M and Td for aeration tank, and daily average, maximum daily average of OR, and SLR for final settling tank during the stable period and recovered period

	Mean	SD	CV	95 % CI	GLUMR (1990)	WEF (1998)	Thompson (2001)
Aeration tank							
OLR (kg COD/m ³ -day)	2.1	0.4	20.8	2.1 ~ 2.2	N/A***	N/A	0.5 ~ 0.8
OLR (kg BOD ₅ /m ³ -day)	1.6	0.3	20.8	1.5 ~ 1.6	0.64	0.3 ~ 0.7	N/A
F/M (1/day)	0.7	0.2	29.5	0.7 ~ 0.8	0.2 ~ 0.5	0.2 ~ 0.4	N/A
Td (hour)	13.0	2.2	17.3	12.8 ~ 13.2	N/A	4-8	8 ~ 12
Final settling tank							
OR _{avg} * (m ³ /m ² -day)	15.3	2.1	13.9	15.1 ~ 15.5	N/A	16-28	N/A
OR _{peak} ** (m ³ /m ² -day)	17.7	1.6	9.3	17.4 ~ 18.0	48	40 ~ 64	N/A
SLR _{avg} (kg/m ² -day)	102	42.8	42.1	97.4 ~ 107	N/A	96 ~ 144	N/A
SLR _{peak} (kg/m ² -day)	161	55.6	34.6	132 ~ 190	245	192	N/A

* Base on daily average flowrate during the stable period.

** Base on the maximum daily average flowrate in a month during the stable period.

*** Stand for not available

進一步與 Thompson (2001) 於英國回收紙廢水處理場 OLR ($0.5 \sim 0.8 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-day}$) 比較，本研究為其 $3 \sim 4.2$ 倍，由於本研究之處理場為一修正式，二階段 ASP，且因用地限制，並未免設置初沉池與污泥濃縮槽，而將 WAS 導入調節池併同進流廢水，以 DAF 加壓浮除處理，若 WAS 增加時，DAF 未及時調整，會造成後續處理單元處理負載過高，顯示本場 ASP 處理流程之差異，可能影響曝氣池穩態的操作，且第二曝氣池設置有生物滴濾塔，可能造成污泥膠羽的破碎進而影響終沉池操作的穩定性。

進一步將終沉池穩態操作期間 OR 與 SLR 與文獻比較，顯示 OR_{avg} 為 WEF 的 $0.55 \sim 0.95$ 倍，而 OR_{peak} 則遠低於 GLUMR ($40 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-day}$) 及 WEF ($48 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-day}$)， SLR_{avg} 介於 WEF (1998) 規範內 ($96 \sim 144 \text{ kg}/\text{m}^2\text{-day}$)，至於 SLR_{peak} 則低於文獻值 $192 \text{ kg}/\text{m}^2\text{-day}$ 與 $245 \text{ kg}/\text{m}^2\text{-day}$ (GLUMR, 1990；WEF, 1998)，顯示該場之水力負荷偏低。

綜上所述，顯示完全以回收廢紙為原料之造紙廠，若以修正式二階段曝氣活性污泥程序處理製程廢水，其 ASP 長期穩態操作參數之平均值與標準差如下：曝氣池 OLR 為 $2.1 \pm 0.4 \text{ (kg COD}/\text{m}^3\text{-day)}$ 、F/M 為 $0.7 \pm 0.2 \text{ (1/day)}$ 、終沉池 OR_{avg} 為 $15.3 \pm 1.9 \text{ (m}^3/\text{m}^2\text{-day)}$ 、 OR_{peak} 為 $17.7 \pm 1.6 \text{ (m}^3/\text{m}^2\text{-day)}$ 、 SLR_{avg} 為 $102 \pm 42.8 \text{ (kg}/\text{m}^2\text{-day)}$ 、 SLR_{peak} 為 $161 \pm 55.6 \text{ (kg}/\text{m}^2\text{-day)}$ 。

4-4-4 長期穩態操作風險分析

為探討該處理場於穩態操作期間，違反放流水標準之風險，本研究檢視其 SS 及 COD 之日平均值，如 Table 4-2，顯示在穩態操作期間，SS 違反國家放流水標準之風險為 $0 \sim 50\%$ ，全期平均為 9.2% ($n=14$)，COD 之風險為 $0 \sim 23.3\%$ ，全期平均為 3.1% ($n=14$)，放流水 SS 風險約為 COD 的 3 倍，即終沉池具較高的操作風險。SS 及 COD 之 CV 分別為 35.5% 及 23.3% ，證實終沉池較曝氣池不穩定，故可推論，終沉池操作穩定性為提昇 ASP 系統處理成效的關鍵。

Table 4-2. Risk in effluent variation with CV of daily effluent SS and COD in a month; and in percentage of frequency exceeding effluent SS and COD national standards during the stable and recovered period.

Date	n	SS				COD			
		Mean (mg/L)	SD (mg/L)	CV (%)	Risk (%)	Mean (mg/L)	SD (mg/L)	CV (%)	Risk (%)
Stable period									
Dec 2000	31	23.3	6.30	27.0	6.50	114	15.3	13.4	0.00
Jan 2001	31	21.3	6.40	30.3	9.70	108	14.1	13.1	0.00
Feb 2001	28	22.6	5.30	23.4	3.60	109	10.7	9.8	0.00
Mar 2001	31	23.2	5.90	25.6	9.70	111	14.1	12.8	0.00
Apr 2001	30	20.3	2.60	13.0	0.00	103	9.6	9.3	0.00
May 2001	31	20.5	3.50	16.9	0.00	106	11.5	10.8	0.00
Jun 2001	29	20.1	4.20	20.8	0.00	108	19.9	18.5	0.00
Recovered period									
Apr 2002	29	26.9	12.8	47.4	20.7	112	28.3	17.4	3.40
May 2002	31	20.6	4.40	21.2	0.00	99.6	17.3	15.8	0.00
Jun 2002	30	20.3	6.00	29.4	0.00	99.4	15.7	33.2	0.00
Jul 2002	31	20.6	5.30	25.5	6.50	1054	35.0	34.3	3.20
Aug 2002	30	27.8	15.5	55.8	6.70	144	49.3	21.5	23.3
Sep 2002	30	21.0	8.80	42.0	16.7	111	23.7	24.2	0.00
Oct 2002	30	30.9	10.3	33.5	50.0	137	33.2	17.4	13.3
Average		22.5	7.90	35.5	9.20	110	25.7	23.3	3.10

4-4-5 放流水質與操作參數關聯分析

Figure 4-4 為放流水 COD 月平均值與曝氣池 OLR 月平均值變動趨勢，在穩態期放流水 COD 平均值約 110 mg/L (n = 15)，符合放流水標準且變動趨勢平穩，非穩態期 COD 平均值約 150 mg/L (n = 9)，雖未違反放流水標準，但有明顯惡化的情形。系統進入失敗期前，曝氣池 OLR 月平均值，在 2001 年 5 月與 6 月，兩個月內自 2 降至 1.4 kg COD/m³-day，降幅達 30 %；曝氣池 F/M 月平均值為 0.58 (1/day)，略低於穩態操作值之 0.7 (1/day)，F/M 下降可能造成系統解基質分解能力下降，而 OLR 月平均值又於 2001 年 6 月至 7 月間快速增至 2.1 kg COD/m³-day，增幅達 30 %，此短期劇烈變動是造成放流水質異常的主因，失敗期長達 9 個月，說明系統一旦發生操作異常，需要 9 個月來調整，由於曝氣池於失敗期 OLR 月平均值自 2001 年 11 月至 12 月間仍有大幅變動，本研究合理推測若能將曝氣池 OLR 維持穩定，應可縮短失敗期所需時間。

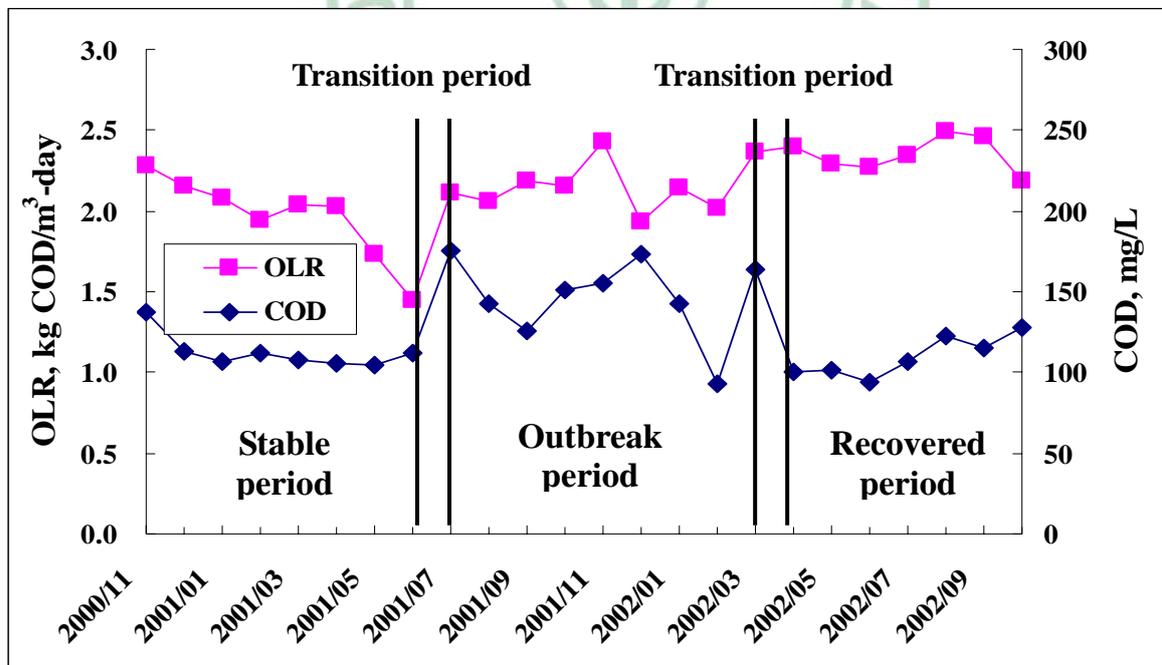


Figure 4-4. Trend of monthly average of effluent COD, responding to the organic loading rate (OLR) of aeration tank during the 24 months of this study.

Figure 4-5 為放流水 SS 終沉池 OR 兩者月平均值之變動趨勢。於穩態期間，放流水 SS 月平均值約為 23 mg/L (n=15)，符合國家放流水標準，終沉池 OR 月平均值於 2001 年 5、6 月間由 13.4 下降至 10.8 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-day}$ ，下降幅度達 20%，同樣於 2001 年 6 月至 7 月間，終沉池 OR 短期內快速增加，造成終沉池操作不穩，導致放流水 SS 偏高，甚至違反國家放流水標準。失敗期間，終沉池 OR 月平均值變動較曝氣池穩定，唯仍需 9 個月來穩定放流水 SS 的變動。本研究合理判斷，由於操作失敗期間，曝氣池 F/M 約為 0.8 (1/day) 高於穩態操作值，減少分泌外細胞生物高分子 (biopolymer)，造成使污泥不易沉降，此為終沉池 OR 變動趨緩，但放流水 SS 仍偏高且變動趨勢不穩定的原因。

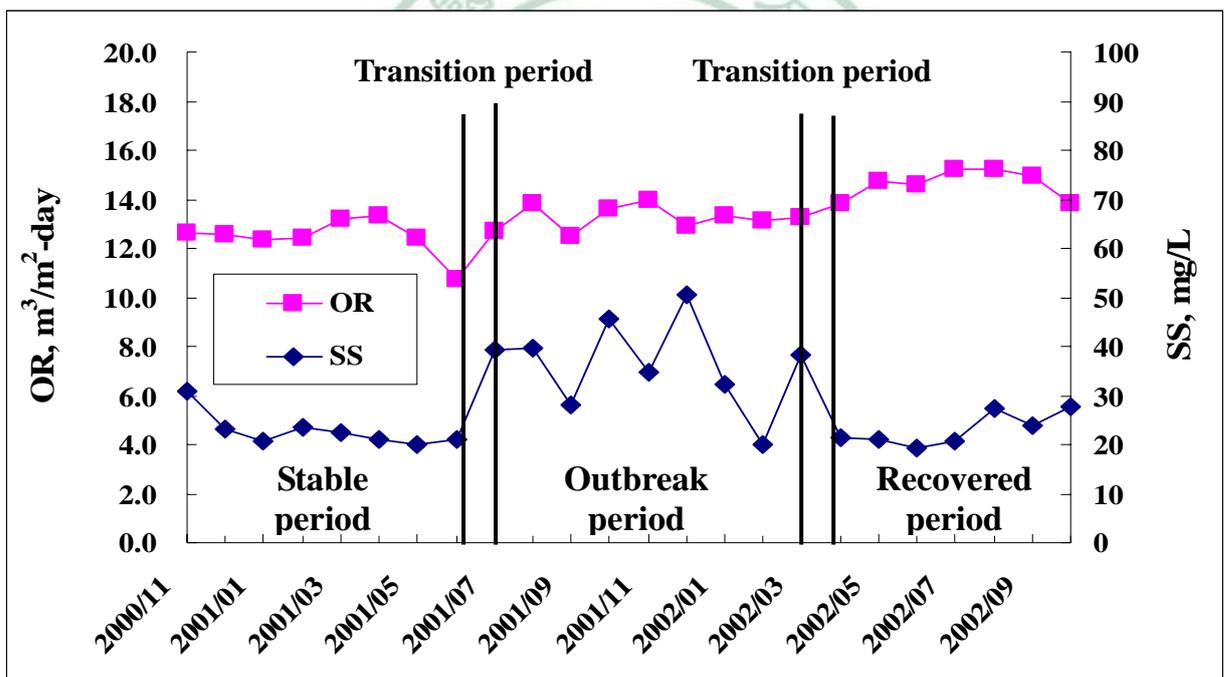


Figure 4-5. Trend of monthly average of effluent SS, responding to the overflow rate (OR) of final settling tank during the 24 months of this study.

Figure 8 為進一步分析連續 7 日每 30 分鐘放流水量的變動趨勢，結果顯示，每日流量 CV 為 9.2 ~ 45.1%，日尖峰係數 (peak factor, PF) 平均值高達 2.2。此說明水量變動確為影響曝氣池及終沉池穩定操作之關鍵，尤其

造紙廢水活性污泥易產生膨化 (bulking)，如以設置大型調節池來調節流量須有足夠土地，將大幅增加處理成本，本研究建議後續研究，以載體嵌合技術 (carrier docking) 改善生物膠羽 (bioflocs) 沉降性不佳的問題，降低因流量變動造成放流水質違反國家標準的風險。

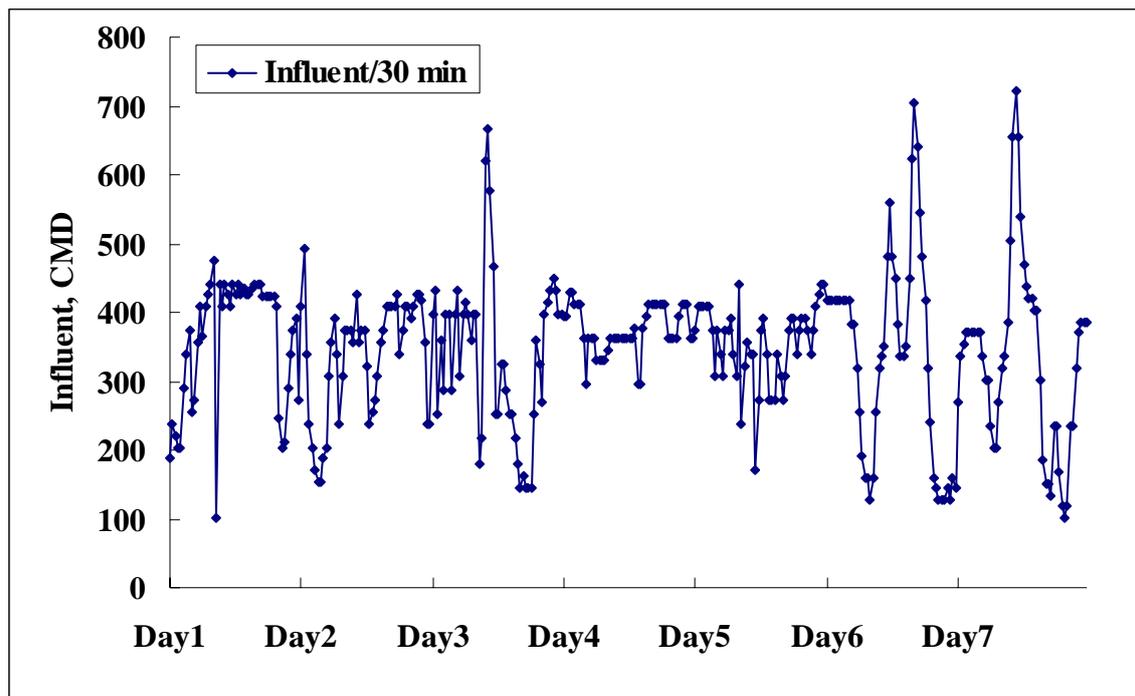


Figure 4-6. Transient effluent flowrate in every 30 minutes for a week, showing a large fluctuation.

4-5 結論與建議

本研究分析台灣中部某造紙廢水處理場活性污泥系統連續 24 個月操作數據，結論與建議如下：

1. 進行 24 個月放流水 SS 及 COD 兩者月平均值之線性迴歸 ($n=24$)，顯示每單位 SS 貢獻 2.6 單位 COD，曝氣池 SCOD 之處理極限為 52.1 mg/L，SS 與 COD 具良好關聯性 ($R^2 = 0.8338$)。若能改善 SS 沉降性，可有效提升 ASP 系統之去除率。
2. 統計 14 個月穩態操作參數，完全以回收廢紙為原料之造紙廠，若以修正

式二階段曝氣 ASP，處理其製程廢水，其長期穩態操作參數之平均值與標準差如下：曝氣池 OLR 為 2.1 ± 0.4 (kg COD/m³-day)、F/M 為 0.7 ± 0.2 (1/day)、終沉池 OR_{avg} 為 15.3 ± 1.9 (m³/m²-day)、OR_{peak} 為 17.7 ± 1.6 (m³/m²-day)、SLR_{avg} 為 102 ± 42.8 (kg / m²-day)、SLR_{Peak} 為 161 ± 55.6 (kg / m²-day)。

3. 統計穩態操作期間共 14 個月的 SS 及 COD 兩者日平均值，SS 違反國家標準的風險為 0 ~ 50 %，全期平均為 9.2 % (n = 14)，COD 介於 0 ~ 23.3 %，全期平均為 3.1 % (n = 14)，顯示放流水 SS 風險為 COD 的 3 倍，即終沉池操作上有較高的風險，SS 及 COD 之 CV 分別為 35.5 % 及 23.3 %，終沉池在操作上較曝氣池不穩定。
4. 比對曝氣池 OLR 與放流水 COD 兩者月平均值之變動趨勢，以及終沉池 OR 與放流水 SS 兩者月平均值，顯示 OLR 及 OR 於短期內劇烈變動，確為導致放流水 COD 與 SS 偏高甚至違反國家標準的原因，而流量的劇烈變異則是 OLR 與 OR 變動的主因，建議以載體嵌合技術改善活性污泥沉降性，提升終沉池操作效能與穩定性，以克服流量於短期內大幅變異的問題。

參考文獻

- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1998
- Chi TW. Analyzing activated sludge process performance data. Journal of Environmental System 1996;25:185-194.
- Saleh AM, Hamoda MF. Upgrade of secondary clarifier by inclined plate settlers. Water Science and Technology 1999;40:141-149.

Thompson G, Swain J, Kay M, Forster CF. The treatment of pulp and paper mill effluent: a review. [Review] *Bioresource Technology* 2001;77:275-286

Water Environmental Federation. Design of municipal wastewater treatment plants 4th edition. Water Environmental Federation 1998.

陳恆揚、江舟峰、蔡傑寧：造紙廢水處理場放流水之長期變動研究：實場案例探討。中華民國環境工程學會第二十八屆廢水處理技術研討會，2003。

行政院環保署：事業、污水下水道系統及建築物污水處理設施之放流水標準水污染防治法第二條修正條文。臺北：行政院環保署，1998。

台灣區造紙同業公會統計資料。<http://60.244.127.66/big5/tpia/htm/index2.html>



第五章 連續式光柵沉降管柱連續進流點試驗

本研究群曾於 2004 年利用 1-L 量筒評估污泥沉降性 (蔡, 2003), 隔年再開發新型 11-L 之批次式光柵沉降管柱 (batch-light grid settling colum, B-LGSC) (陳, 2004), 進行沉降工具比較性評估, 結果指出 1-L 量筒顯著低估污泥初始沉降速度達 93 %, 因此高估載體嵌合效果達 48 % (蔡, 2004; 陳, 2005), 由於 1-L 量筒與 B-LGSC 均只能進行批次沉降操作, 本研究乃開發 45-L 之連續式光柵沉降管柱 (continous- light grid settling colum, C-LGSC), 詳細設計參數與尺寸功能如 3-2 節所述, 其中進流點 (約為 3/4 有效水深) 為改良過後之設計, 進流點原始深度為液面下 15 cm (約為 1/10 有效水深), 改良動機起自於本研究首次以 C-LGSC 進行污泥全程連續進流測試時, 發現發現管柱內污泥呈渾濁狀, 完全無法沉降, 為探討污泥無法沉降之原因, 本研究以 C-LGSC 進行測試, 並且探討: (1) 以污泥連續進流時, 進流點深度對污泥沉降的干擾 (2) 以清水連續進流時, 進流點水力流況對污泥沉降的影響。

5-1 以目視觀察連續進流點深度對污泥沉降之影響

為探討污泥無法沉降的原因, 本研究乃先進行污泥批次沉降, 待污泥穩定沉降, 形成明顯污泥界面後, 再連續進流污泥 (Test-1A)。



Figure 5-1. 液面下 15 cm (1/10 有效水深) 連續進流污泥之污泥沉降情形

Test-1A 污泥沉降情形如 Figure 5-1，污泥於連續進流後，進流點的位置開始擴散，管柱上方一度形成假界面，隨著進流時間增加，管柱上方呈渾濁狀，原本的污泥界面亦完全消失。據以上結果研判，污泥無法穩定沉降的原因可能有二，其一為連續進流污泥造成管柱內流況改變，進而擾動原本的污泥界面，其二因進流點過高，進流污泥受流況改變的影響，無法穩定沉降。

為探討污泥無法穩定沉降的真正原因，本研究於污泥批次沉降完成後，進行清水連續進流 (Test-1B)，結果如 Figure 5-2，隨著進流時間增加，污泥界面呈穩定下降的趨勢，顯示水力流況改變並未造成污泥層的擾動，因此進流點深度不足 (液面下 15 cm)，實為干擾污泥沉降的原因，本研究乃進一步以不同進流深度進行污泥連續進流，評估不同沉降點深度對污泥沉降的影響。

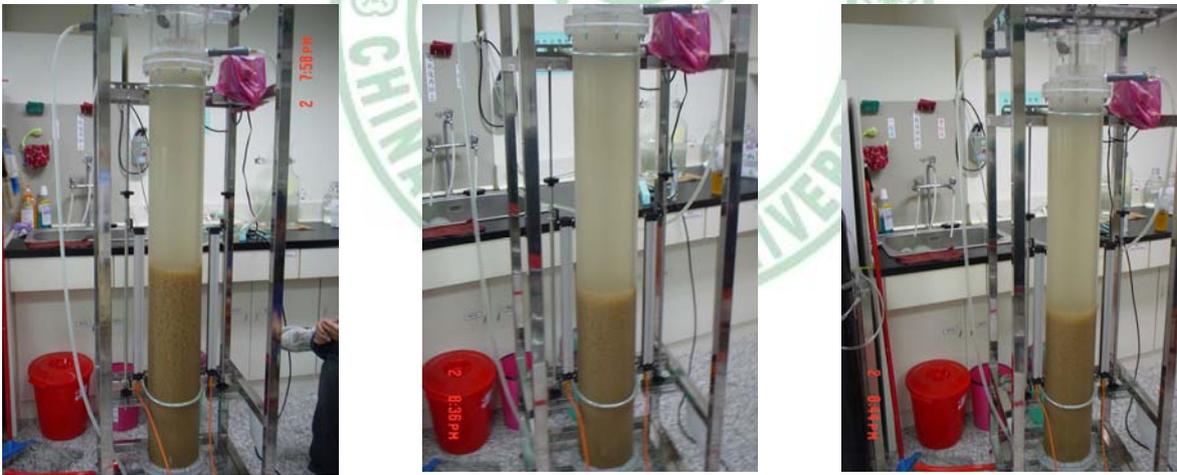


Figure 5-2. 液面下 15 cm (1/10 有效水深) 連續進流清水之污泥沉降情形

依 C-LGSC 的原始設計，進流點原位於管柱上方，約為液面下 15 cm (約為 1/10 有效水深)，為評估不同深度的進流點對污泥沉降的影響，另於管柱中央與下方，即深度為液面下 50 cm (約為 1/3 有效水深) 及 110 cm (約為 3/4 有效水深) 進行污泥連續進流沉降測試，分別為 Test-2 及 Test-3。

Test-2 之污泥沉降情形如 Figure 5-3，目視觀察結果顯示，污泥界面隨進流

時間增加而上升，污泥層上方未產生渾濁，污泥層表面產生起伏波動，據以上結果，進流點深度設於管柱中央，有助於改善上澄液渾濁的現象，但由於進流點接近污泥界面，導致進流污泥直接影響污泥層，使污泥層表面產生擾動。



Figure 5-3. 液面下 50 cm (1/3 有效水深) 連續進流污泥之污泥沉降情形

Figure 5-4 為 Test-3 之污泥沉降情形，目視觀察結果顯示，污泥層界面亦隨進流時間增加而上升，上澄液亦未產生渾濁，且污泥層表面更為平整，顯示進流點接近管柱底部，可有效改善污泥沉降穩定性，避免上澄液渾濁的情形發生，且進流點深入污泥層下，使污泥層表面不易受進流污泥衝擊，提升光柵測量的準確性。



Figure 5-4. 液面下 110 cm (3/4 有效水深) 連續進流污泥之污泥沉降情形

5-2 以沉降數據分析連續進流點深度對污泥沉降之影響

上述結果皆以目視觀察所得，進一步利用光柵監測之沉降數據，探討進流點深度對污泥沉降的影響。Figure 5-5 為三個進流點之污泥界面變動趨勢，如 Figure 5-5 所示，Test-1A、Test-2 與 Test-3 進行批次沉降時，污泥皆穩定進行沉降，於 120 分鐘時開始連續進流後，Test-1A 無法偵測污泥界面，顯示污泥界面變擾動，致使上澄液渾濁；而 Test-2 與 Test-3 於連續進流後，污泥界面穩定上升，Test-2 上升幅度略高於 Test-3，由於進流條件相同，顯示進流點設於液面下 110 cm，污泥沉降過程較不易受干擾。

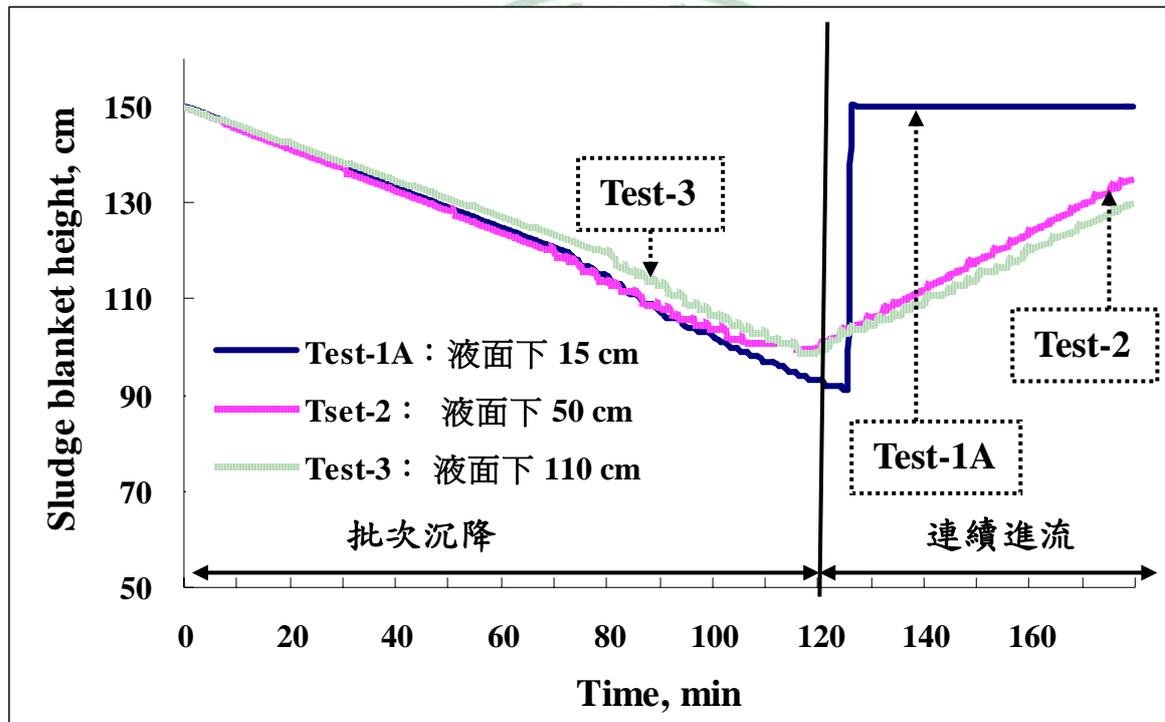


Figure 5-5. 污泥界面變動趨勢

本研究根據三種進流點之沉降數據，推算污泥層密度，以密度的變動趨勢，探討污泥界面升高的原因，污泥層密度計算公式如下：

$$D = \frac{XQT}{AH} \text{ (mg/cm}^3\text{)} \dots \dots \dots (5-1)$$

其中 Q 為污泥進流量 (0.24 L/min)，T 為進流時間 (min)，X 為污泥 MLSS

濃度 (mg/L)，A 為 C-LGSC 截面積 (cm^2)，H 為污泥層高度 (cm)，D 為污泥層密度 (mg/cm^3)。

如 Figure 5-6 所示，Test-1A、Test-2 與 Test-3 之污泥層密度，於批次沉降階段時穩定增加，連續進流後，Test-1A 則無法推算污泥層密度；Test-2 之污泥層密度，隨進流時間增加而有稍微遞減，顯示進流點位於液面下 50 cm 對於污泥的沉降，仍會造成些許的干擾；Test-3 之污泥層密度穩定不變，顯示污泥進流後可穩定沉降，且進流點深入污泥，因此污泥氈可有效阻滯污泥上浮，使得污泥層界面維持穩定。據以上結果，進流點設於液面下 110 cm，即約為 3/4 有效深度，可有效維持污泥沉降的穩定性，進一步確認實場終沉池的連續進流點亦設於液面下 3/4 的位置，深入污泥之中，與本研究結果相符。本研究研判，以 C-LGSC 進行連續污泥進流操作時，進流點設於液面下 3/4 有效水深的位址，並深入污泥之中，對於污泥沉降的干擾最小，可有效穩定污泥的沉降界面。

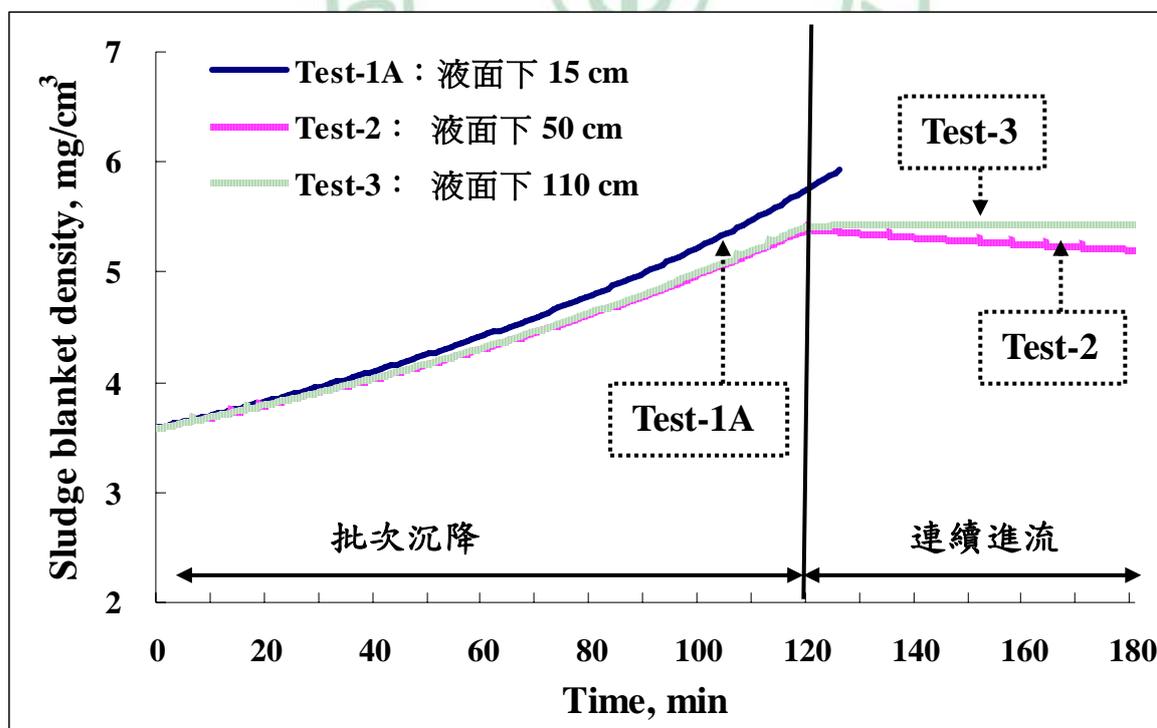


Figure 5-6. 污泥層密度變動趨勢

由於本研究早期，僅大略測試進流點深度對污泥沉降的影響，因此 Test-2 與 Test-3 之沉降數據有所缺漏，本研究乃於 C-LGSC 進流點，修改至溢流堰下 110 cm 後，再進行 Test-2 與 Test-3，以補全遺漏數據，因此 Test-2 之數據，是以透明軟管於溢流堰下 50 cm 進流污泥，而非由中央進流管進流，但軟管出流點位置接近中央進流管，應對本測試之結論影響不大。



第六章 固體通量演算法之建立與污泥沉降性分析

本研究群自研發載體嵌合技術以來，曾採用 1-L 量筒與 B-LGSC，本研究再自行開發 C-LGSC，作為評估污泥沉降之工具，獲得沉降數據後，推算初始沉降速度 (initial velocity, V_0)，以評估污泥沉降性 (settleability)，雖然許多文獻亦以 V_0 評估污泥沉降性 (Vanrolleghem *et al.*, 1996；Vanderhasselt *et al.*, 1999)，由於不易直接測量實場終沉池之 V_0 ，為評比不同沉降工具，探討批次試驗結果的準確性，本研究乃建立固體通量法演算法 (algorithm)，藉此分析本研究群三種沉降工具之批次沉降數據，推算三種終沉池理論表面積 (theory area, A_T)、迴流污泥量 (return sludge quantity, Q_R) 及廢棄污泥量 (waste sludge quantity, Q_W)，並與實場數據比較。

6-1 固體通量模式推導

固體通量理論與應用已於 2-2 節中討論，總固體通量 (total solid flux, SF) 之計算公式如下：

$$SF_T = SF_G + SF_U = X_i V_i + X_i U_i \dots \dots \dots (6-1)$$

SF_T ：總固體通量 ($\text{kg}/\text{m}^2\text{-day}$)

SF_G ：重力固體通量 ($\text{kg}/\text{m}^2\text{-day}$)

SF_U ：排泥固體通量 ($\text{kg}/\text{m}^2\text{-day}$)

X_i ：污泥 MLSS 濃度 (g/m^3)

V_i ：污泥濃度為 X_i 的初始沉降速率 (m/day)

U_i ：終沉池底部排泥速率 (m/day)

於一定排泥速率 (U) 而變動 X 時，可獲得如 figure 6-1 之典型固體通量曲線，如 Figure 6-1 所示， SF_T 曲線為 SF_G 與 SF_U 兩曲線的加總，繪一水

平線與 SF_T 曲線的最底點相交，可得極限固體通量 (limiting solid flux, SF_L)，如 2-2 節所述，若假設終沉池設計固體通量為 SF_L ，可推算終沉池之 A_T ，計算公式如下：

$$A_T = \frac{(Q + Q_R) X_i}{SF_L} \dots\dots\dots(6-2)$$

A_T ：終沉池理論表面積 (m^2)

Q ：廢水進流量 (m^3/day)

Q_R ：迴流污泥流量 (m^3/day)

SF_L ：極限固體通量 ($kg/m^2\text{-day}$)

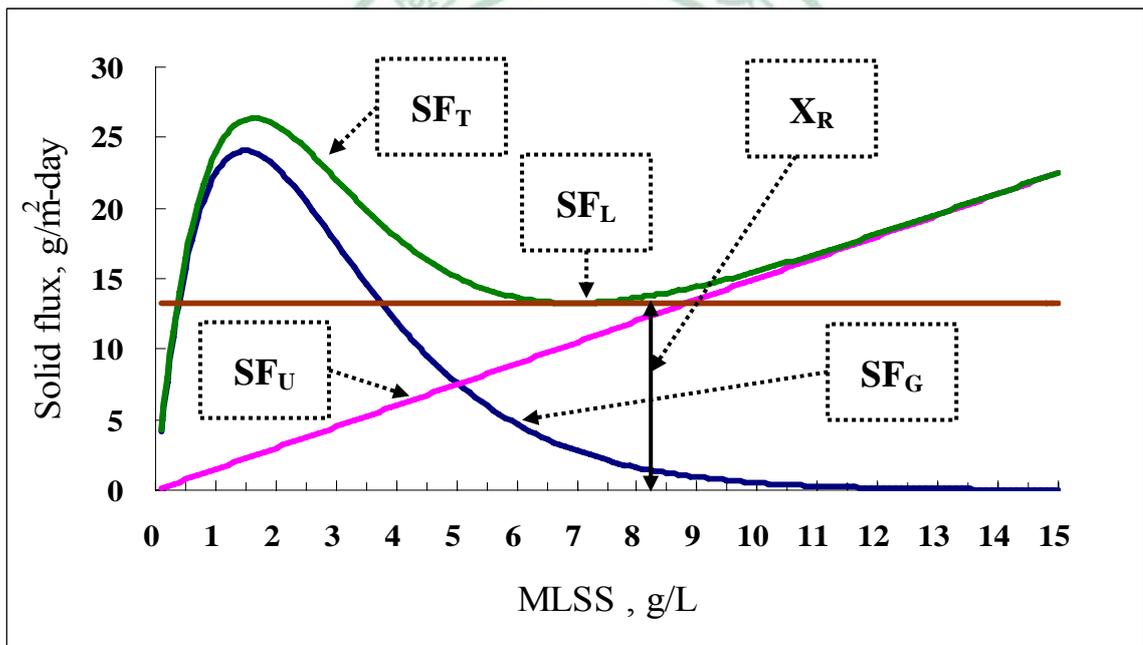


Figure 6-1. 於一定排泥速率 (U) 而變動 MLSS 濃度 (X) 時，典型之固體通量曲線圖

如 Figure 6-1 所示，自 SF_T 曲線之最低點，繪一水平線交於 SF_U 曲線，由交點垂直向下與 X 軸相交，對應之污泥濃度，即為迴流污泥濃度 (return sludge concentration, X_R)，計算公式如下：

$$X_R = \frac{SF_L}{U_i} \dots\dots\dots(6-3)$$

ASP 系統曝氣池中，污泥 MLSS 濃度為定值 (X) 時，可計算出污泥迴流比 (return sludge ratio, r)：

$$r = \frac{X}{X_R - X} \dots\dots\dots(6-4)$$

根據 r 再計算迴流污泥量 (Q_R) 如下：

$$Q_R = r \times Q \dots\dots\dots(6-5)$$

終沉池 OR 可根據 r 與 (Q + Q_R) 計算如下：

$$OR = \frac{(Q + Q_R)}{(1 + r) \times A} \dots\dots\dots(6-6)$$

將終沉池視為一個獨立系統時，以質量平衡原理，可計算 Q_w 如下：

$$Q_w = \frac{(Q + Q_R) - Q_R \times X_R}{X_R} \dots\dots\dots(6-7)$$

6-2 固體通量演算法之建立

Table 6-1 為固體通量演算法的流程，重點說明如下，首先以不同 MLSS 濃度之污泥，進行批次沉降試驗，獲得各濃度污泥於不同時間點之沉降界面數據，繪出不同濃度污泥之沉降高度對時間 (H vs. T) 曲線。如 2-1 節所述，沉降曲線上任一點的切線斜率，即為污泥於特定時間點的沉降速度，即沉降速度隨沉降時間而改變。因此本研究以 V₀ 代表沉降速度，為推算 V₀，設定污泥濃度為 X 時，於時間點 t_n 的沉降速度為 V_t，於時間點 t_{n+1} 的沉降速度為 V_{t+1}，當 V_{t+1} 逐漸減緩至小於 0.9V_t，V_{t+1} 即為 V₀ (黃等，1995)。

Table 6-1. 本研究建立之固體通量演算法

步驟 固體通量演算法			
1	進行不同濃度污泥之批次沉降試驗		
2	繪出不同濃度污泥之 H vs. t 沉降曲線		
3	根據 H vs. t 沉降曲線推算不同濃度污泥之 V_i ，繪製 V vs. X 關係圖		
4	根據 V vs. X 關係圖，計算一序列 X_i 所對應之 V_i		
5	將 X_i 乘以 V_i 得 SF_G ，繪 SF_G vs. X_i 曲線		
6	假設一固定 U，乘上 X_i 得 SF_U ，繪 SF_U vs. X_i 曲線		
7	SF_G 加上 SF_U 得 SF_T ，繪 SF_T vs. X_i 曲線		
8	繪一水平線交 SF_T 曲線最低點得 SF_L		
9	設一序列 U_i ，重複上述步驟，得一組 SF_L ，繪 SF_L vs. U_i 迴歸曲線		
10	將 U_i 代入式 6-3 求得一組 X_R ，繪 X_R vs. U_i 迴歸曲線		
11	設一固定 MLSS (X)，與一組 X_R 代入式 6-4 求得一組 r		
12	以 SF_L vs. U_i 迴歸曲線求得一組 SF_L ，與 X 代入式 6-2 求得一組 $\frac{Q+Q_R}{A_T}$		
13	以一組 $\frac{Q+Q_R}{A_T}$ 及一組 r 代入式 6-7 求得一組 OR		
14	以 OR 及 r 繪出 r vs. OR 迴歸曲線		
15	以 OR 及 U_i 繪出 OR vs. U_i 迴歸曲線		
步驟	實場理論設計參數 (A_T)	步驟	實場理論操作參數 (Q_R 及 Q_W)
16a	設 X_R 代入 X_R vs. U_i 曲線求 U	16b	以 Q 及 A_T 計算 OR
17a	將 U 代入 OR vs. U_i 曲線求 OR	17b	將 OR 代入 r vs. OR 曲線求 r
18a	將 OR 代入 r vs. OR 曲線求 r	18b	將 Q 與 r 代入式 6-5 求得 Q_R
19a	將 Q 與 r 代入式 6-5 求得 Q_R	19b	將 OR 代 OR vs. U_i 曲線得 U
20a	將 U 代 SF_L vs. U_i 曲線求 SF_L	20b	將 Q、 Q_R 、 X_R 代入式 6-7 求 Q_W
21a	將 Q、 Q_R 及 SF_L 代入式 6-2 求 A_T		

本研究並參考 Vanderhasselt *et al.*, (2000) 之研究，利用 Vesilind 經驗公式模擬 V_0 與 MLSS 濃度 (X) 之關係，將不同的 X 與對應之 V_0 代入式 6-8，計算出 a 和 n ，繪成 V vs X 關係圖。

$$V_0 = a \times e^{-nx} \dots\dots\dots(6-8)$$

V_0 : 污泥層沉降速度 (m/day)

a : 常數

n : 常數

X : 污泥 MLSS 濃度 (kg/m^3)

設定一序列污泥濃度 (X_i)，並代入 V vs. X 關係圖，得出一序列沉降速度 (V_i)， X_i 乘上 V_i 可得出一組 SF_G ，並繪成 SF_G vs. X_i 曲線；如式 6-1， SF_U 為 U 與 X_i 的乘積，由於批次沉降未進行排泥，因此假設一定值 U ，乘以 X_i 求得一組 SF_U ，並繪成 SF_U vs. X_i 曲線，將 X_i 對應之 SF_G 及 SF_U 相加，得出一序列 SF_T ，繪出 SF_T vs. X_i 曲線，繪一水平線與 SF_T 曲線最低點相交可得 SF_L ；接著設定一序列排泥速率 (U_i)，重複上述步驟，求得一組 SF_L ，並繪成 SF_L vs. U_i 之迴歸曲線，將 U_i 代入式 6-3，計算出一組 X_R ，並繪出 X_R vs U_i 之迴歸曲線。

設污泥濃度為定值 (X)，與一組 X_R 代入式 6-4 中，計算得出一組 r ，再將 X 與上述求得之一組 SF_L 代入式 6-2，計算得出一組 $(Q + Q_R)/A_T$ 值，再將該組 $(Q + Q_R)/A_T$ 值，與前述求得之 r 代入式 6-6，計算出一組 OR ， OR 再分別與 r 、 U_i ，繪成 r vs. OR 迴歸曲線與 OR vs U_i 迴歸曲線。

得出 SF_L vs. U_i 迴歸曲線、 r vs. OR 迴歸曲線、 X_R vs. U_i 迴歸曲線與 OR vs. U_i 迴歸曲線後，本研究運用此四條迴歸曲線，推算廢水處理場終沉池之理論設計及操作參數，推算步驟如 Table 6-1，推算終沉池之設計參數 A_T ，需先設曝氣池污泥濃度為定值 (X)，再設 X_R 為定值，套用 X_R vs. U_i 迴歸曲

線，計算出 U ，將 U 代入 OR vs. U_i 迴歸曲線，計算 OR ，將 OR 代入 r vs. OR 迴歸曲線，求得 r ，透過設定 Q ，並乘上 r 得出 Q_R ，將上述之 U 代入 SF_L vs. U_i 迴歸曲線，計算 SF_L ，最後將 Q 、 Q_R 、 X 、 SF_L 代入式 6-2 中，計算 A_T ；推算終沉池理論操作參數， Q_R 與 Q_w ，先設定污泥濃度為 X ，接著設定 Q ，與 A_T 代入式 6-2，計算 OR ，將 OR 代入 r vs. OR 迴歸曲線，求得 r ，再將 Q 與 r 代入式 6-5 得出 Q_R ，將 OR 代入 OR vs. U_i 迴歸曲線，求得 U ，把 U 代入 X_R vs. U_i 迴歸曲線，求得 X_R ，將 Q 、 Q_R 、 X_R 代入式 6-7，計算 Q_w 。

6-3 活性污泥沉降性分析

為分析造紙廢水活性污泥之沉降性，本研究分別以初始沉降速度與固體通量演算法，分析本研究 C-LGSC 之批次沉降數據，並與本研究群前期研究之 1-L 量筒與 B-LGSC (蔡，2004；陳，2005) 之沉降數據評比。

本研究與前期研究，所使用之污泥皆來自台灣中部某造紙廢水處理場曝氣池之活性污泥，但污泥採自於不同時期，其沉降特性，可能因製程廢水水質或處理場的操作條件改變而不同，但採樣時，均向操作人員確認，樣品為 ASP 系統正常操作下之活性污泥。

6-3-1 污泥初始沉降速度分析

Figure 6-2 為 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之污泥沉降曲線，三種沉降工具之 V_0 vs. X 指數函數迴歸曲線， R^2 介於 0.9572 ~ 0.9688 之間，且 V_0 隨著 X 增加而趨緩，1-L 量筒之 V_0 明顯低於 B-LGSC 與 C-LGSC，導因於 1-L 量筒內徑短，污泥於沉降過程易與管壁摩擦，造成管壁效應，使得 V_0 減緩甚至趨近於零， X 越高，管壁效應越強，故以 1-L 量筒為污泥沉降評估工具，將嚴重低估污泥沉降性。

如 Figure 6-2 所示， X 為 1.2 g/L 時，B-LGSC 之 V_0 為 C-LGSC 的 2

倍，隨著 X 增加， V_0 之間的差距亦縮小，當 X 為 2.9 g/L 時，C-LGSC 之 V_0 則略高於 B-LGSC，顯示 B-LGSC 於低污泥濃度時， V_0 高於 C-LGSC，可能導因於污泥沉降性之差異，或於稀釋過程中，污泥膠羽受到破壞，導致沉降性改變，當 X 為 2.9 g/L，已接近實場濃度，B-LGSC 與 C-LGSC 之間， V_0 僅相距 8%，由於批次試驗容易使沉降數據產生誤差，8% 的差距應為可接受的範圍。據以上結果，B-LGSC 與 C-LGSC 二種工具，減低管壁效應的成效相近，若僅進行批次沉降試驗，以 V_0 分析污泥沉降性，使用小規模的 B-LGSC，可以較低的成本，獲得合理的分析結果。

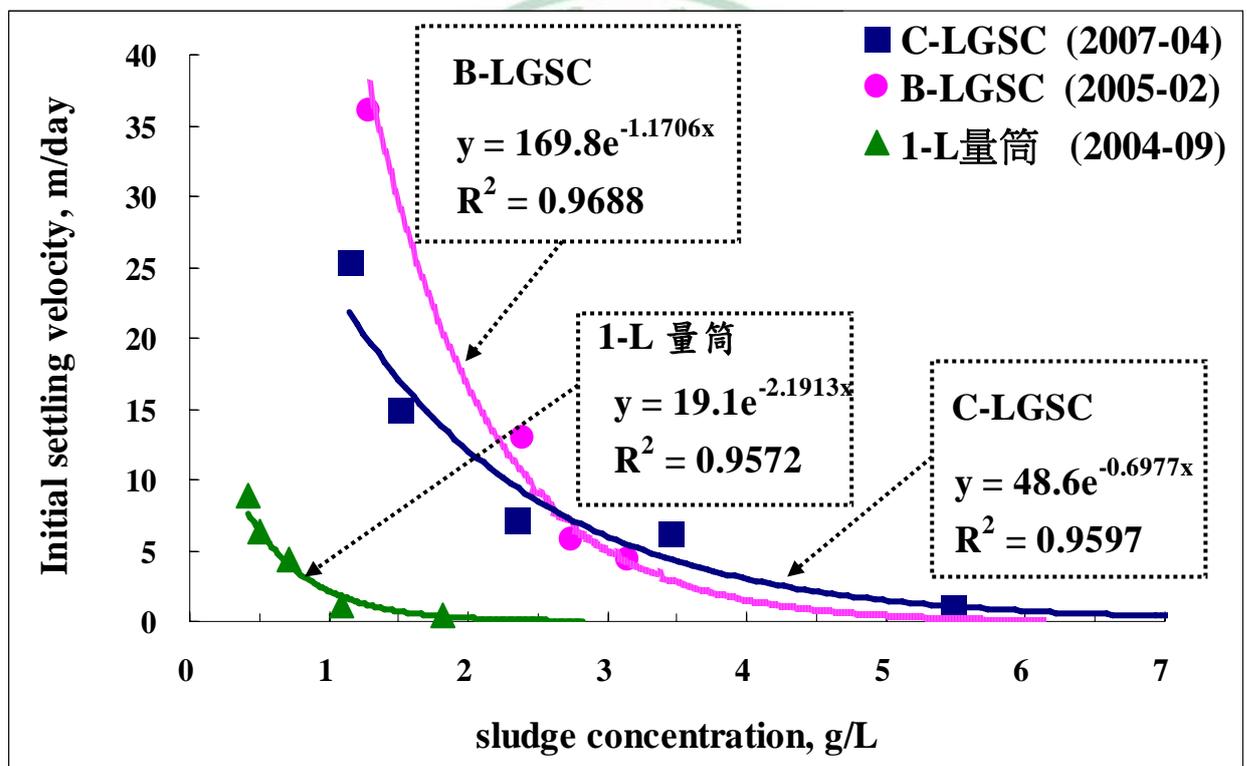


Figure 6-2. 本研究三種沉降工具之活性污泥冪函數迴歸曲線圖

6-3-2 固體通量演算法分析

以固體通量演算法分析 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之批次沉降數據，分別獲得三種沉降工具之 SF_L vs. U_i 、 X_R vs. U_i 、 r vs. OR 、 OR vs. U_i 等四條迴歸曲線，本研究首先以這四條迴歸曲線，直接比較 1-L 量筒、B-

LGSC 與 C-LGSC 所量測的的污泥沉降性，再推算三種工具的終沉池理論 A_T 、 Q_R 、 Q_W 等參數，並加以評比。

Figure 6-3 為 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 SF_L vs. U 迴歸曲線，三條曲線 R^2 介於 0.9985 ~ 0.9999 間，說明 SF_L vs. U 之間具高關聯性， SF_L 隨 U 遞增，顯示 U 的操作，為控制終沉池 SF_L 變動的關鍵，B-LGSC 與 C-LGSC 之 SF_L 遠高於 1-L 量筒，顯示 1-L 量筒因管壁效應，嚴重低估 SF_L ，結果可能導致高估終沉池 A_T ，造成處理場用地成本增加。

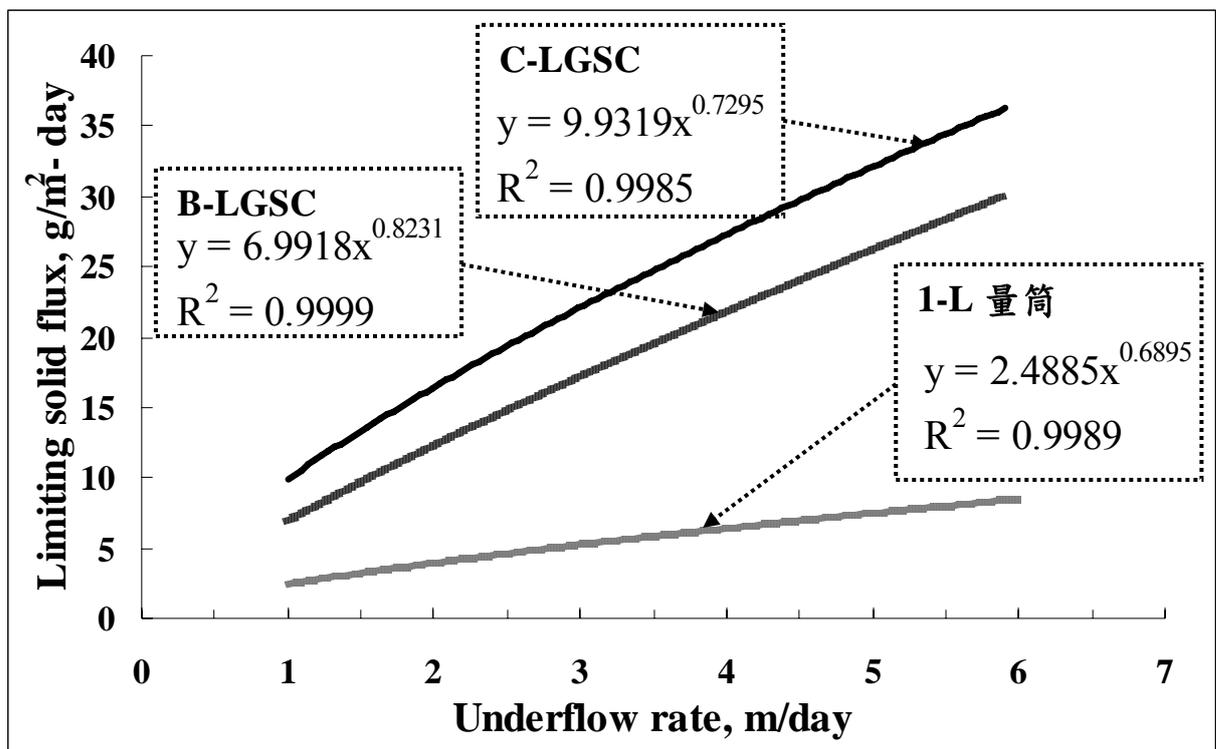


Figure 6-3. SF_L vs. U 迴歸曲線

Figure 6-4 為 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 X_R vs. U 迴歸曲線，三條曲線 R^2 介於 0.9890 ~ 0.9971 之間， X_R 與 U 間亦具高關聯性， X_R 隨 U 增加略為遞減，1-L 量筒之曲線遠低於 B-LGSC 與 C-LGSC 的原因，根據式 6-3，應是嚴重低估 SF_L 的結果。

由於 r 與 OR 會受污泥濃度變異而改變，為分析 r 與 OR 之的關聯性，本研究乃以實場曝氣池污泥 MLSS 濃度 (2.9 g/L) 為定值，進行固體通量演

算法的分析，以利與實場數據評比，Figure 6-5 為 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 r vs. OR 迴歸曲線，三條曲線 R^2 介於 0.9313 ~ 0.9875， r 隨 OR 增加而遞增。根據式 6-4 研判，當 Q 增加時，需增加 Q_R 以維持曝氣池污泥之濃度，1-L 量筒之 r ，其增加比例明顯偏高，顯示 1-L 量筒嚴重低估污泥沉降性，使 X_R 嚴重偏低，因此需大幅提高 Q_R 以維持曝氣池污泥濃度。

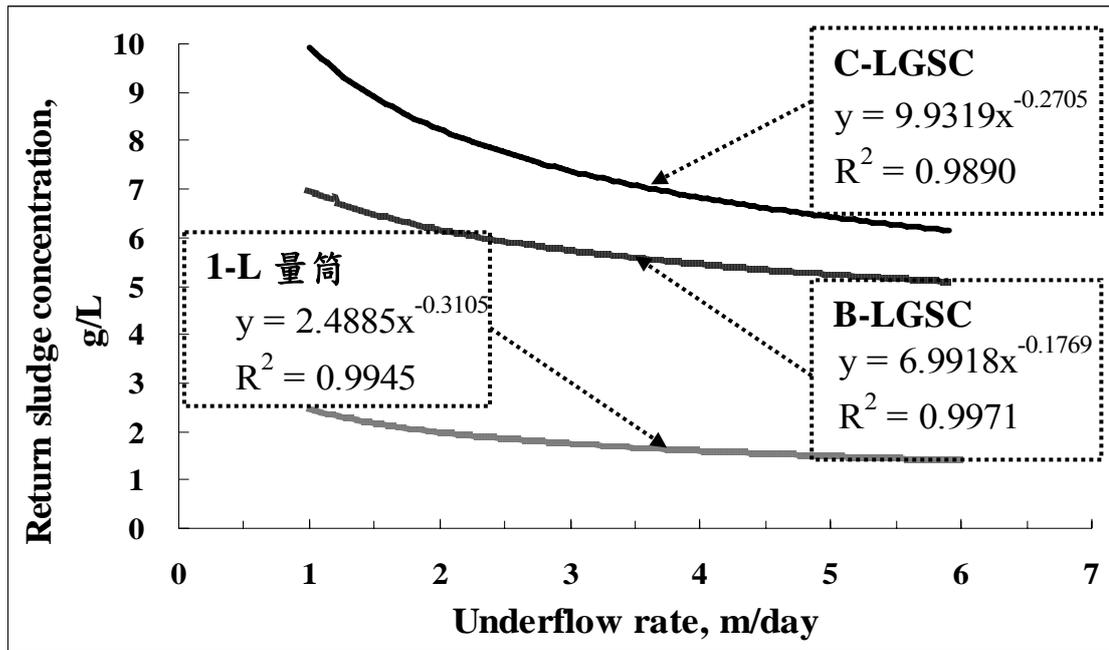


Figure 6-4. X_R vs. U 迴歸曲線

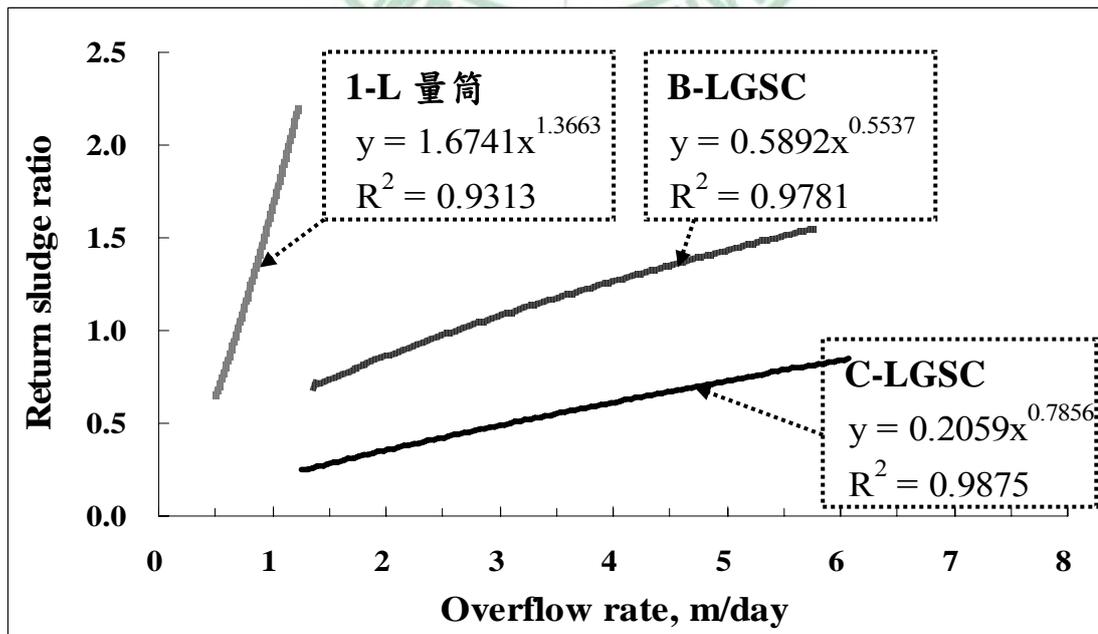


Figure 6-5. r vs. OR 迴歸曲線

Figure 6-6 為 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 OR vs. U 迴歸曲線，三條曲線 R^2 介於 0.9790 ~ 0.9972，說明 OR 與 U 具良好關聯性，如圖所示，OR 隨著 U 增加而遞增，顯示 U 之操作，為控制終沉池 OR 變動之關鍵。

據以上結果，1-L 量筒因管壁效應，嚴重低估造紙廢水活性污泥之沉降性，C-LGSC 與 B-LGSC 分析結果相近，但 B-LGSC 略為低估污泥沉降性，由於批次沉降試驗仍與實場沉降不同，須進一步探討利用 C-LGSC 與 B-LGSC 評估污泥沉降性的準確性。

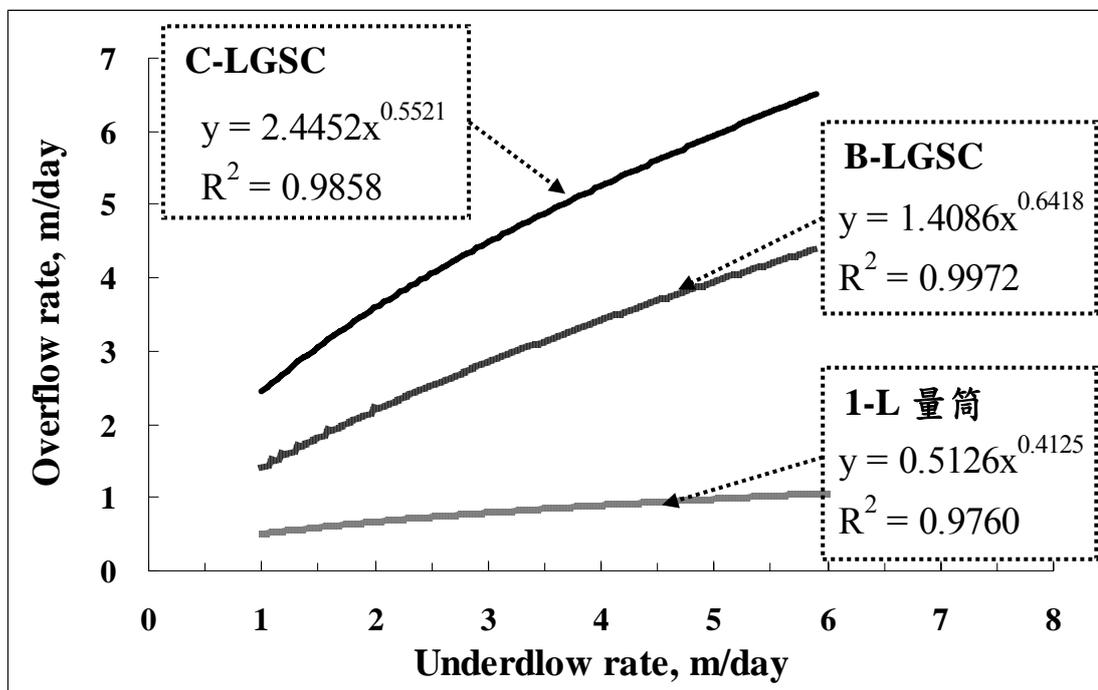


Figure 6-6. OR vs U 迴歸曲線

Table 6-2 為實場 ASP 於穩態期間，操作數據之月平均值，本研究據 Table 6-2 設 Q 、 X 與 X_R 為定值，以固體通量演算法分析 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之沉降數據，推算三種工具之實場理論設計及操作參數，分析結果整理於 Table 6-3。

如 Table 6-3 所示，1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 SF_L ，分別為 0.4、28 與 38 kg/m^2 -day，C-LGSC 分別為 B-LGSC 與 1L 量筒的 1.4 倍與 95

倍，C-LGSC 與 B-LGSC 二種工具，於單位時間內，單位面積通過之污泥量皆遠高於 1-L 量筒，顯示 1-L 量筒，嚴重受管壁效應的影響而低估污泥沉降性，不適用於評估造紙廢水活性污泥之沉降性。

Table 6-2. 本研究固體通量分析時採用之參數值

操作參數	Q (m ³ /day)	X (g/L)	X _R (g/L)	r	Q _R (m ³ /day)
實際值	12,305	2.96	5.60	1.12	13,796
採用值	12,000	3	6	1.12	14,000

Table 6-3. 本研究三種沉降工具推估實場理論參數值與實場值之比較

設計操作參數	污泥沉降工具			
	1-L 量筒 (蔡, 2004)	B-LGSC (陳, 2005)	C-LGSC (本研究)	實場終沉池 (2000-2002)
極限固體通量 SF _L (kg/m ² -day)	0.4	28	38	N/A
終沉池表面積 A _T (m ²)	114,000	2,525	1,807	908
污泥迴流比 r	0.08	0.96	0.91	1.12
排泥速率 U (m/day)	0.024	2.33	6.05	16.3
迴流污泥量 Q _R (m ³ /day)	919	11,537	10,934	14,000
廢棄污泥量 Q _w (m ³ /day)	5,540	1,531	533	800
固體停留時間 SRT (day)	29	51	12	6

C-LGSC 與 B-LGSC 所推估之 SF_L 差距較小，為探討 B-LGSC 之 SF_L 較低的原因，本研究以三種沉降工具之截面積 (A) 與 SF_L，繪成 SF_L vs. A 之關係圖，結果如 Figure 6-7 所示，1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 A 分別

為 9、36、100 cm²；當 A 由 9 增至 36 cm² 時，SF_L 由 0.4 增至 14 kg/m²-day；當 A 由 36 增至 100 cm² 時，SF_L 由 28 增至 38 kg/m²-day，SF_L 提高的比例隨著 A 值增加而遞減，據以上結果，顯示增加沉降工具之截面積減緩管壁效應之成效，隨著 A 值的增加而降低，C-LGSC 與 B-LGSC 之間，SF_L 差異不大，顯示管壁效應的影響甚微，主要是沉降工具截面積增加，使 SF_L 提高，根據 Figure 6-7，SF_L 之變動趨勢，研判本研究所用之沉降工具 C-LGSC，已達邊際 (實場) 之 SF_L。

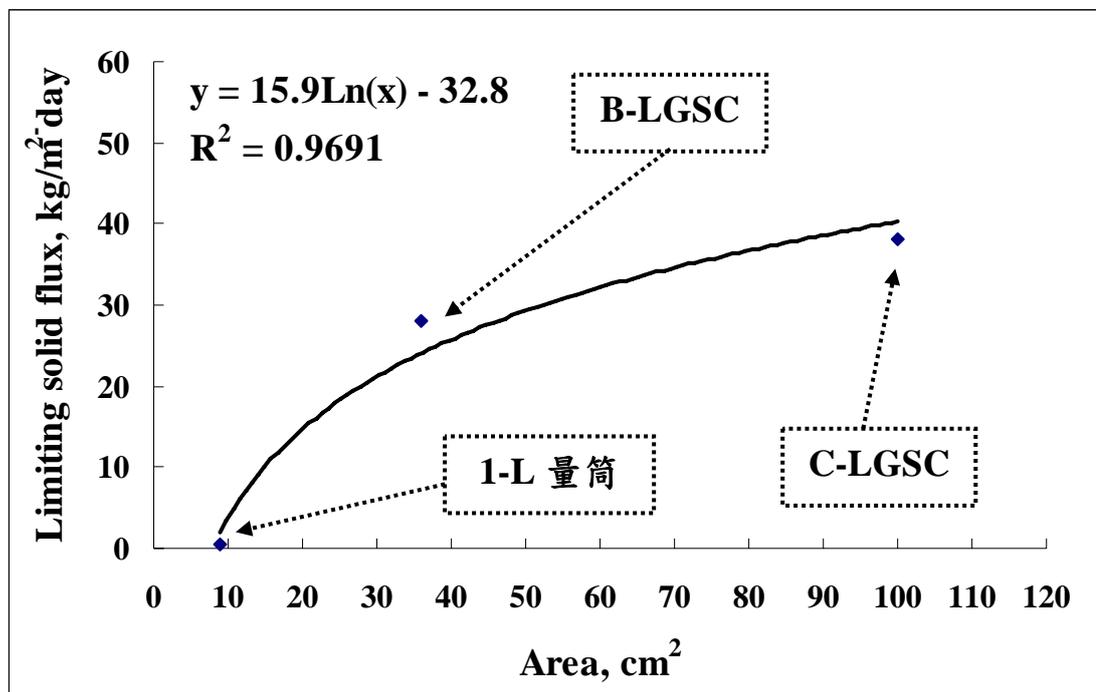


Figure 6-7. 本研究三種沉降工具 SF_L vs. A 關係圖

Table 6-3 為 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之實場終沉池理論設計與操作參數，1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 A_T，分別為 114,000 m³、2,525 m³、1,807 m³，與實場終沉池之 908 m³ 比較，C-LGSC 推估值為實場的 1.9 倍，B-LGSC 及 1-L 量筒推估值分別為實場的 5.5 倍和 125 倍，顯示 1-L 量筒嚴重高估實場終沉池 A_T，B-LGSC 為 C-LGSC 的 1.4 倍，因此以 C-LGSC 進行批次沉降，並以固體通量演算法推算實場終沉池之 A_T，較 B-LGSC 及

1-L 量筒更接近實場終沉池之設計。

為探討 C-LGSC 之實場終沉池 A_T 是否合理，本研究檢視該處理場連續 24 個月之操作數據，據章節 4-4-1，該場 ASP 系統於 24 個月內，失敗期長達 8 個月，放流水質違反國家放流水標準之風險達 25%，4-4-4 節亦指出，該場於穩態操作期間，SS 違反放流水標準的風險亦接近 10%，而 4-4-5 節顯示，該場終沉池的高操作風險，導因於終沉池 OR 於短期間，發生大幅變動，據上述結果，本研究合理研判，實場終沉池有表面積不足之虞，易受進流量變動影響。根據以上結果，以 C-LGSC 推估實場終沉池之 A_T 值，亦可有效推估 A_T 之合理值。

以固體通量分析法，利用 C-LGSC 數據，推估實場終沉池理論操作參數： r 為 0.91、 U 為 6.05 m/day、 Q_R 為 10,934 m³/day、 Q_W 為 533 m³/day，皆低於實場。為評估本分析之合理性，本研究進一步推算 ASP 之理論固體停留時間 (solid retention time, SRT)，與實場比較，結果顯示，C-LGSC 之理論 SRT 為 12 days，實場為 6 days，皆合乎 WEF (1998) 之 3~15 days 的規範值，因此本研究目前無法進一步探討推估 SRT 值之合理性。

第七章 載體嵌合成效分析

為與 1-L 量筒、B-LGSC 之載體嵌合成效評比，本研究乃以 C-LGSC 進行批次沉降試驗，評估載體嵌合對於污泥沉降性與放流水質之改善成效，污泥沉降性分析有二部份，首先分析 V_0 之改善成效，與 1-L 量筒、B-LGSC 試驗結果評比，再以固體通量演算法分析 C-LGSC 的沉降數據，評估載體嵌合技術應用於實場的成效，最後檢測上澄液 SS 與 COD，分析放流水質之改善成效。

7-1 污泥沉降性分析

Table 7-1 分別為 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 V_0 、CV、 V_0 增加率與單位載體 V_0 增加率的分析結果，如 Table 7-1 所示，三種工具之 V_0 皆隨載體劑量增加而提升，B-LGSC 與 C-LGSC 於不同劑量比，其 V_0 皆明顯高於 1-L 量筒，顯示 1-L 量筒因管壁效應，導致嚴重低估 V_0 ，影響評估載體成效的準確性，B-LGSC 之 V_0 高於 C-LGSC，依 6-3-2 節，B-LGSC 與 C-LGSC，受管壁效應的影響甚微，而 C-LGSC 採用之污泥濃度為 3.5 g/L，明顯高於 B-LGSC 的 2.7 g/L， V_0 之改善成效，會受污泥濃度或沉降性變異而影響，如 Table 7-1，1-L 量筒與 B-LGSC 之污泥度相近，1-L 量筒於不同劑量比之 V_0 ，其 CV 介於 0%~21.7%，B-LGSC 之 V_0 ，其 CV 皆低於 5%，顯示於 B-LGSC 中，污泥沉降初期較為穩定，原因可能為 B-LGSC 採底部注入污泥，較不受流況影響，1-L 量筒由頂端開口注入污泥，因而導致污泥於沉降初期不穩定，C-LGSC 之 V_0 ，其 CV 介於 8.1~35.4%，明顯高於 1-L 量筒與 B-LGSC。本研究為進行批次沉降，需將污泥由管柱頂端批次注入，由於 C-LGSC 高度達 1.6 m，導致污泥於沉降初期相當不穩定，未添加載體時，CV 達 35.4%，隨載體劑量增加，CV 亦隨之遞減，由此研判，載體嵌合技術有助於改善污泥於沉降初期不穩定的現象。

Table 7-1. 本研究沉降工具載體嵌合沉降數據分析結果

沉降數據	載體添加重量比 (%)					
	0	8	16	25	33	42
初始沉降速度 (cm/min)						
C-LGSC	0.10	0.13	0.18	0.22	0.25	0.29
B-LGSC	0.41	0.63	0.76	0.82	0.90	0.93
1-L 量筒	0.03	0.03	0.04	0.06	0.08	0.09
三重複沉降速度 CV (%)						
C-LGSC	35.4	23.6	12.9	10.9	9.4	8.1
B-LGSC	4.7	2.8	2.5	2.3	3.7	3.6
1-L 量筒	21.7	0.0	0.0	9.1	6.9	16.4
沉降速度增加率 (%)						
C-LGSC	-	33	83	116	150	190
B-LGSC	-	68	84	100	119	127
1-L 量筒	-	11	48	133	207	244
單位載體劑量比速度增加率 (%)						
C-LGSC	-	4.1	5.2	4.7	4.5	4.5
B-LGSC	-	8.5	5.3	4.0	3.6	3.0
1-L 量筒	-	1.3	2.8	5.1	6.1	5.7

*污泥濃度：1-L 量筒為 2.7 g/L，B-LGSC 為 2.7 g/L，C-LGSC 為 3.5g/L

利用 Table 7-1 之數據，繪出 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 三種評估工具之 V_0 增加率與載體劑量比之關係圖，結果如 Figure 7-1。1-L 量筒於劑量為 8% 與 16% 時， V_0 增加率明顯低於 B-LGSC 與 C-LGSC，當劑量超過 25%，1-L 量筒之 V_0 增加率突增，明顯高於 B-LGSC 與 C-LGSC，顯示

以 1-L 量筒為沉降工具，將低估低劑量載體對 V_0 之改善成效，；但當劑量提高且克服管壁效應時， V_0 增加率則大幅增加，嚴重高估高劑量載體 V_0 之改善成效。如 Figure 7-1，C-LGSC 之 V_0 增加率高於 B-LGSC，且隨著劑量增加而穩定提升，且管壁效應對 B-LGSC 與 C-LGSC 的影響甚微，因此 C-LGSC 之 V_0 增加率較高，亦導因於污泥濃度或污泥沉降性的差異。根據 figure 3-3，本研究之載體，粒徑介於 1-2 μm 之間，小於蔡 (2004)、陳 (2005) 所用之載體 (1-10 μm)，雖然淘洗程序相一致，由於本研究無法取得與前期研究相同之建砂，導致載體粒徑不同有所差異，因此污泥濃度或污泥沉降性的差異，固然會影響載體嵌合技術之成效，而載體粒徑的差異亦可能為影響因素之一。

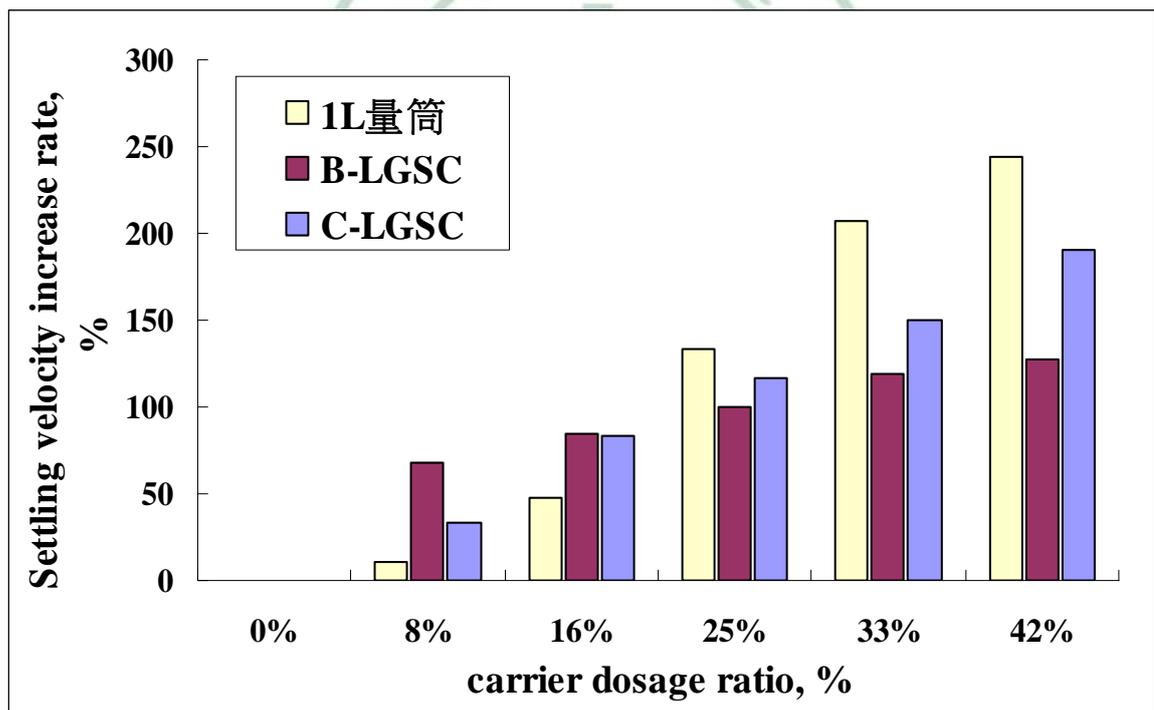


Figure 7-1. 本研究三種沉降工具於各載體劑量比之 V_0 增加率

本研究依單位載體劑量比 V_0 增加率，推算 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之最佳劑量。1-L 量筒之單位載體 V_0 增加率介於 1.3 % ~ 6.1 %，最佳載體劑量為 33 %；B-LGSC 之污泥濃度與 1-L 量筒相近，最佳劑量僅 8 %，

1-L 量筒受管壁效應影響，使最佳劑量明顯偏高，顯示載體嵌合技術若應用於實場，完全不受管壁效應影響，應可再減少載體添加量；C-LGSC 因污泥濃度偏高與沉降特性的差異，影響載體改善成效，因此最佳載體劑量為 16%，結果顯示，相同處理場之活性污泥，仍須於不同時間點，進行載體嵌合試驗，取得最新沉降數據，以推算適當之載體添加劑量。

為探討載體嵌合於實場之成效，本研究乃依 Table 6-2 設定 Q 、 X 、 X_R ，並以固體通量演算法分析 C-LGSC 之沉降數據，推算不同載體劑量，實場之理論設計、操作參數。

Table 7-2. 以固體通量演算法分析 C-LGSC 載體嵌合沉降數據所得之實場理論設計及操作參數

設計操作參數	載體添加重量 (%)					
	0	8	16	25	33	42
極限固體通量 SF_L (kg/m^2 -day)	38	58	95	123	156	198
終沉池表面積 A_T (m^2)	1,807	1,184	719	551	434	340
迴流污泥比 r	0.91	0.89	0.87	0.86	0.85	0.85
排泥速率 U (m/day)	6.05	9.04	14.55	18.77	23.60	29.91
迴流污泥量 Q_R (m^3 /day)	10,934	10,701	10,458	10,343	10,248	10,155
廢棄污泥量 Q_W (m^3 /day)	533	650	770	829	875	922
固體停留時間 SRT (day)	12	8	6	5	5	4

如 Table 7-2 所示，隨劑量增加， SF_L 亦提升 0.5 ~ 4.3 倍，顯示添加載體可有效改善造紙廢水活性污泥於實場終沉池的沉降性，終沉池 A_T 可縮小 0.5 ~ 4.3 倍，且可有效提升終沉池去除率，甚至減少處理場用地，節省成本。本研究亦以 Q 、 Q_R 、 Q_W 等數據，推算理論 SRT，結果顯示，理論 SRT 隨著載體劑量增加而遞減，說明載體嵌合技術亦可有效縮短 SRT，改善污泥沉降性。

7-2 放流水質分析

為了解載體嵌合改善放流水質的成效，本研究乃於 C-LGSC 之污泥批次沉降完成後，取出並檢測上澄液中的 SS 及 COD，檢測結果如 Table 7-3 所示，SS 平均為 12 mg/L，COD 平均為 100 mg/L，皆符合我國該行業放流水標準，且較該場放流水 SS 平均為 30 mg/L，COD 為 120 mg/L 為低。

Table 7-3. C-LGSC 嵌合試驗上澄液 SS 及 COD 檢測結果

載體添加重量比 (%)	0	8	16	25	33	42	AVG
放流水質指標							
實測 SS (mg/L)	14	14	11	11	11	10	12
實測 COD (mg/L)	147	88	77	112	96	83	100

依 Table 7-3 繪成載體添加量與 SS、COD 關係曲線，如 Figure 7-2 所示，上澄液 SS 與 COD 兩者皆隨著載體劑量增加，而呈現下降的趨勢，顯示載體嵌合技術，可有效改善造紙廢水處理場之放流水質，根據 COD 的變動趨勢，載體嵌合改善放流水 COD 的成效，有其臨界值存在，而臨界值高於 COD 理論處理極限，則導因於未完全去除的 SS，所貢獻的 COD。

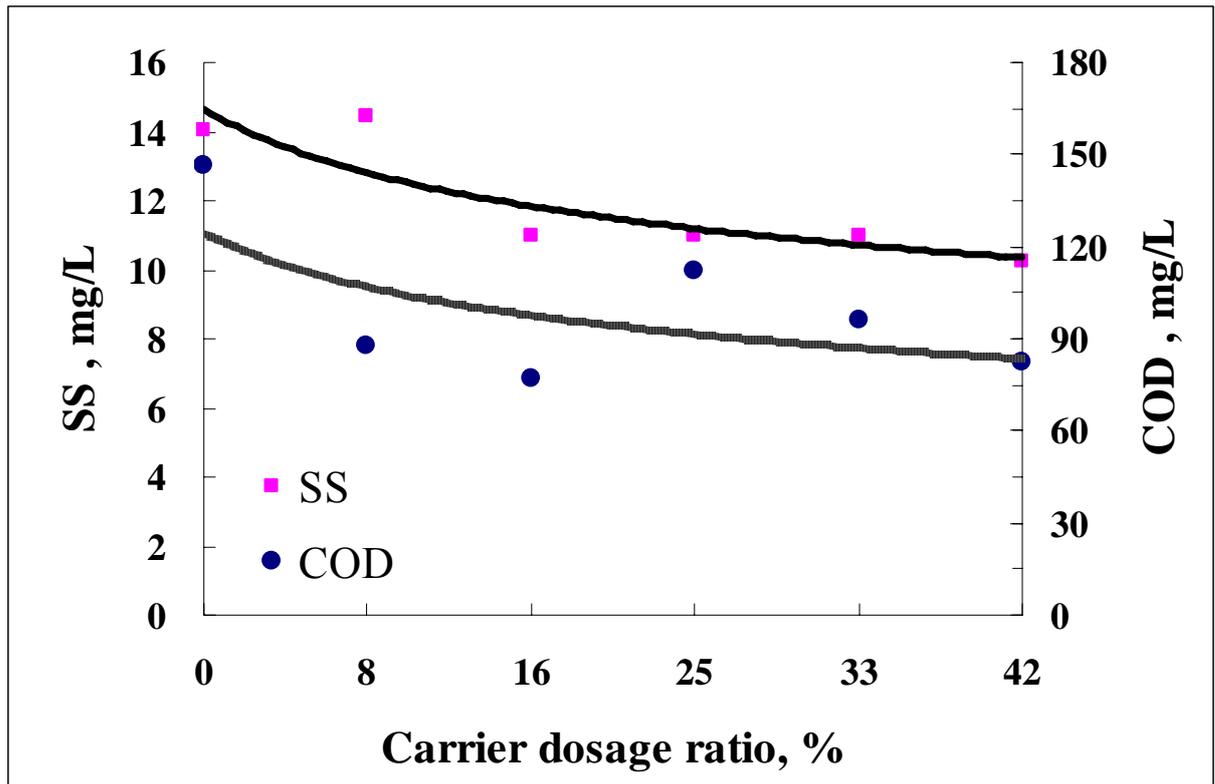


Figure 7-2. C-LGSC 載體添加量與 SS、COD 關係曲線



第八章 總結與建議

本研究以自行開發之沉降工具 C-LGSC，評估載體嵌合改善造紙廢水活性污泥之成效。首先評估造紙廢水處理實場 ASP 之長期操作風險，探討放流水質變異的因素；其次以 C-LGSC 進行連續進流污泥測試，探討進流深度的設計對污泥沉降的影響；利用固體通量法分析 C-LGSC 與前期 1-L 量筒、B-LGSC 三種批次沉降試驗數據評比，並與實場終沉池數據比較；最後以 C-LGSC 進行批次試驗評估載體嵌合成效；本研究之總結與建議分述如下：

8-1 造紙廢水活性污泥程序實場長期操作風險分析

本研究分析中部某造紙廢水處理場，自 2000 年 11 月至 2002 年 10 月，連續 24 個月之 ASP 操作數據，分析結果如下：

1. 將放流水 SS 與 COD 兩者月平均值進行線性迴歸 ($y=2.6x+52.1$, $R^2=0.8338$)，顯示 SS 與 COD 具良好關聯性，每單位 SS 貢獻 2.6 單位 COD，曝氣池生物分解的極限為 52.1 mg/L COD。
2. 根據放流水質是否違反國家標準，可將 24 個月的操作分為穩態與非穩態期。該場長期穩態操作參數之平均值與標準差如下：曝氣池 OLR 為 2.1 ± 0.4 (kg COD/m³-day)、F/M 為 0.7 ± 0.2 (1/day)、終沉池 OR_{avg} 為 15.3 ± 1.9 (m³/m²-day)、 OR_{peak} 為 17.7 ± 1.6 (m³/m²-day)、 SLR_{avg} 為 102 ± 42.8 (kg / m²-day)、 SLR_{peak} 為 161 ± 55.6 (kg / m²-day)，對於完全以回收廢紙為原料之造紙廠，以上數據可作為二階段 ASP 製程廢水處理場之設計與操作參考。
3. 穩態期間，SS 與 COD 兩者日平均值違反國家標準的風險分別 9.2 % (n = 14) 與 3.1 % (n=14)，SS 為 COD 的 3 倍，兩者之 CV 分別為 35.5 % 及

23.3%，終沉池之操作風險較曝氣池高，且水質異常係導因於處理流量瞬間大幅變動，建議以載體嵌合增加生物膠羽結構的比重，改善終沉池污泥沉降性實為提升 ASP 處理成效之關鍵。

8-2 連續式光柵沉降管柱連續進流點試驗

本研究進行 C-LGSC 之測試時，於污泥批次沉降完成後，分別以三個不同深度連續進流污泥，結果顯示，進流點深度如設計不當，將影響污泥沉降之穩定性，良好之進流點約為液面下 3/4 有效水深的位置，對沉降之干擾最小，與實場終沉池進流點類似，建議後續於實場進行全程連續進流測試加以驗證。

8-3 固體通量演算法之建立與污泥沉降性分析

本研究利用 C-LGSC 進行污泥批次沉降試驗，再以固體通量演算法推算 ASP 系統理論設計與操作參數，結果如下：

1. 以初始沉降速度 (initial velocity, V_0) 交叉比對 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之污泥沉降性，結果顯示 1-L 量筒會產生嚴重低估的情形，污泥 MLSS 濃度接近實場之 2.9 g/L 時，C-LGSC 之 V_0 與 B-LGSC 僅相差 8%，建議用 B-LGSC 進行批次沉降，並以 V_0 分析污泥沉降性，即可以較低的成本，獲得合理的結果。
2. 以固體通量法推算 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之 SF_L ，分別為 0.4、28 與 38 kg/m²-day，C-LGSC 分別為 B-LGSC 與 1-L 量筒的 1.4 倍與 95 倍，同樣證實 1-L 量筒因管壁效應而嚴重低估污泥沉降性，而 C-LGSC 與 B-LGSC 所推估之 SF_L 差距較小。藉由分析三種工具 SF_L 與 A 值之關連性，研判 C-LGSC 推估之 SF_L 已達邊際效應，顯示管壁效應的影響不大。
3. 以固體通量法分析 C-LGSC 沉降數據，推算出終沉池理論表面積為 1,800

m²，而實場之表面積僅為理論值的一半 (900 m²)，長期操作數據分析結果，亦証實該場終沉池表面積過小，導致操作風險較高；以 C-LGSC 推算之 SRT 為 12 days，與實場 (6 days) 比較，兩者皆合乎 WEF (1998) 3 ~ 15 days 的規範值，目前無法進一步探討推估 SRT 值之合理性。唯本研究以控制沉降的觀點推算 SRT 值，也應以曝氣池生物分解的角度推算 SRT，而取較長的 SRT 值作為設計與操作的依據。

8-4 載體嵌合成效分析

1. 本研究以 0、8、16、25、33、42 % (w/w)，6 種載體劑量比，並利用 C-LGSC 進行三重複批次沉降試驗，以 0 % 之 V_0 (0.1 cm/min) 為控制組，結果顯示各組試驗之 V_0 增加 33 ~ 190 %，且 V_0 增加比例隨載體劑量增加而遞增。
2. 為探討載體嵌合改善放流水質的成效，控制組 SS 與 COD 分別為 14、147 mg/L，而試驗組 6 個載體劑量比中，SS 與 COD 平均分別為 12、100 mg/L，且改善成效隨劑量增加而提升。建議後續以連續進流試驗驗證其成效。
3. 以固體通量法分析載體嵌合成效，結果顯示終沉池表面積可減少 0.5 ~ 4.3 倍，SRT 可由 12 days 縮短 4 ~ 8 days，有效提升終沉池去除率，減少用地、節省成本，建議載體劑量需為 15 %，以有效改善實場終沉池表面積過小與 SRT 過短的缺點。
4. 評比 1-L 量筒、B-LGSC 與 C-LGSC 之載體嵌合成效，結果顯示以 1-L 量筒為沉降工具，將低估低劑量載體 (8 ~ 16 %) 改善成效 36 ~ 57 %，當劑量增加後，卻高估載體改善成效 33 ~ 117 %，影響評估載體成效的準確性；而 MLSS 濃度、污泥沉降特性與載體粒徑所影響，皆為影響載體嵌合技術成效之因素。

參考文獻

外文部份：

- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition. Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1998
- Clauss F, Balavoine C, Helaine D, Martin G. Controlling the settling of activated sludge in pulp and paper wastewater treatment plants. *Water Science and Technology* 1999;40:223-229.
- Chi TW. Analyzing activated sludge process performance data. *Journal of Environmental System* 1996;25:185-194.
- Desjardins C, Koudjonou B, Raymond, D. Laboratory study of ballasted flocculation. *Water Research* 2002;36: 744-754.
- Fuchs A, Staudinger G. Characterizing the clarification of the supernatant of activated sludge. *Water Research* 1999;33:2527-2534
- Great Lakes-Upper Mississippi River Board of State Public Health and Environmental Managers. Recommended Standard for Wastewater Facilities 1990.
- Jeschke R, Hansen D. Plant adds capacity: improves water quality. *Water World* 1999.
- Kessler C. Microsand ballasted flocculation and clarification: effect on removal of TSS, Oil, grease and metals from a steel mill waste stream. *Water Environment Federation* 2002.
- Metcalf and Eddy Inc. *Wastewater Engineering: Treatment Disposal/Reuse* 4th edition. New York: McGraw-Hill, 2003.

- Neethling JB, Johnson KM, Jenkins D. Using ATP to determine the chlorine resistance of filamentous bacteria associated with activated sludge bulking. *Journal of Water Pollutant Control Federation* 1985;37:890-894.
- Saleh AM, Hamoda MF. Upgrade of secondary clarifier by inclined plate settlers. *Water Science and Technology* 1999;40:141-149.
- Sampley WE, Sullivan WD. No longer under the weather. *Polluting engineering* 2002:24-27.
- Seka AM, Wiele TVD, Verstraete W. Feasibility of a multi-component additives for efficient control of activated sludge filamentous bulking, *Water Research* 2001;35:2995-3003.
- Sibony J. Clarification with microsand seeding: a state of the art. *Water Research* 1981;15:1281-1290.
- Spanjers H. *Respirometry in activated sludge [Dissertation]*. Wageningen, Netherland: Wageningen Agricultural University 1993;199p.
- Thompson G, Swain J, Kay M, Forster CF. The treatment of pulp and paper mill effluent: a review. [Review] *Bioresource Technology* 2001;77:275-286
- Vanderhasselt A, Fuchs A, Vanrolleghem P, et al. Monitoring of the effect of additives on sludge separation properties by using sensors. *Water Environment Research* 1999;71:355-362.
- Vanderhasselt A, Vanrolleghem P. Estimation of sludge sedimentation parameters from single batch settling curves. *Water Research* 2000;34:395-406
- Vanderhasselt A, Verstraete W. Short-term effects of additives on sludge sedimentation characteristics. *Water Research* 1999;33:381-390.
- Vanrolleghem P, Vanderschueren D, Krikilion G, Grijspeerdt K, Willems P, Verstraete W. On-line quantification of settling properties with in-sensor-experiments in an automated settlometer. *Water Science Technology* 1996;33:37-51.

Water Environmental Federation. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants 4th edition. Water Environmental Federation 1998.

Young JC, Edwards FG. Factors affecting ballasted flocculation reactions. Water Environment Research 2003;75:263-272.

中文部份：

行政院環保署：事業、污水下水道系統及建築物污水處理設施之放流水標準水污染防治法第二條修正條文。臺北：行政院環保署，1998。

江舟峰、陳恆揚、吳勇興：以載體嵌合技術改善造紙廢水活性污泥沉降性之研究。第十屆海峽兩岸環境保護學術研討會，2005。

江舟峰、陳建安：造紙廢水活性污泥程序實場長期操作參數與風險分析。中華民國環境工程學會第三十一屆廢水處理技術研討會，2006。

丘弘毅：台灣西南沿海烏腳病盛行地區及蘭陽盆地居民無機砷代謝能力與健康危害之流行病學研究。台灣大學公共衛生研究所博士論文，臺北，1996。

陳恆揚：以載體嵌合技術改善造紙廢水活性污泥沉降性之研究。朝陽科技大學環境工程與管理系研究所碩士論文，臺中，2005。

陳恆揚、江舟峰、蔡傑寧：造紙廢水處理場放流水之長期變動研究：實場案例探討。中華民國環境工程學會第二十八屆廢水處理技術研討會，2003。

蔡傑寧、江舟峰、陳恆揚：以批次量筒實驗探討造紙廢水活性污泥之沉降性。中華民國環境工程學會第二十八屆廢水處理技術研討會，2003。

蔡傑寧：以量筒沉降試驗評估載體混凝技術之可行性研究。朝陽科技大學環境工程與管理系研究所碩士論文，臺中，2004。

黃維祥、張鎮南、紀子文：應用電子試算表建立污泥沉降通量模式之探

討。工業污染防治季刊 1995;54:155-168。

台灣區造紙同業公會統計資料。http://60.244.127.66/big5/tpia/htm/index2.html





附錄 A、活性污泥 MLSS 濃度離心檢測方法

目的

配合本研究載體嵌合成效試驗，需檢測混合液懸浮固體 (mixed liquor suspended solid, MLSS) 濃度，以 Standard Method 之 103 ~ 105°C 乾燥法檢測 MLSS 需耗時 1 ~ 2 日，本研究乃建立 103 ~ 105°C 乾燥法與離心檢測方法之檢量線，以離心方式於 1 小時內檢測出 MLSS 濃度。Standard Method 之 103-105°C 乾燥法通常用於放流水或地表水 SS 之檢測，離心檢測方法只適用於高濃度活性污泥 MLSS，為此方法的限制。

檢量線之建立

為建立 103 ~ 105°C 乾燥法與離心檢測方法之檢量線，本研究分別以上述二種方法，檢測相同的造紙廢水活性污泥樣本，並將兩者之 SS 檢測結果進行線性迴歸分析，兩種檢測方法之試驗步驟如下：

1. Standard Method 103 ~ 105 °C 乾燥法

參考 Standard Method，首先將濾片秤重後，置於過濾裝置上，並取 50 mL 之污泥樣品，抽氣過濾 10 分鐘，完成後將濾片置入烘箱中以 101 ~ 105 °C 烘乾至恆重後取出濾片並秤重，SS 計算公式如下：

$$SS \text{ (mg/L)} = (A - B) \times 1000/V \dots\dots\dots(A-1)$$

其中 A 為懸浮固體及濾片總重 (g)、B 為濾片重 (g)、V 為樣品體積 (L)，SS 殘重 (ΔW) (g) 應介於 0.0025 ~ 0.2 g 之間，且樣品結果經重複試驗其變異係數 (CV) 應小於 10%，本研究將原污泥分別稀釋成 3/4、2/3、1/2、1/3、1/4 倍，並進行三重複試驗。

Table A-1 為 103 ~ 105 °C 乾燥法之三重複檢測結果，顯示各稀釋比例之污泥，其 ΔW 與 CV (1.4 ~ 4.8 %)，皆符合品管基準，將 table A-1 之數據代入式 A-1，推算各稀釋比之污泥濃度平均為 420、567、787、887、1,220、1,613 mg/L。

Table A-1. 各稀釋比污泥 MLSS 三重複檢測結果 (103-105°C 乾燥法)

稀釋比	濾紙重 (B) (g)	總重 (A) (g)	殘重 (A-B) ΔW (g)	MLSS (mg/L)	CV (%)
1	0.121	0.203	0.082	1,640	1.4
	0.122	0.202	0.080	1,600	
	0.122	0.202	0.080	1,600	
3/4	0.121	0.183	0.062	1,240	2.8
	0.120	0.182	0.062	1,240	
	0.120	0.179	0.059	1,180	
2/3	0.121	0.165	0.044	880	3.4
	0.121	0.167	0.046	920	
	0.122	0.165	0.043	860	
1/2	0.121	0.159	0.038	760	3.9
	0.121	0.162	0.041	820	
	0.122	0.161	0.039	780	
1/3	0.095	0.124	0.029	580	2.0
	0.095	0.123	0.028	560	
	0.097	0.125	0.028	560	
1/4	0.096	0.116	0.020	400	4.8
	0.096	0.117	0.021	420	
	0.096	0.118	0.022	440	

2. 快速離心檢測方法

本研究使用之離心機規格如下：機體型號為 CN-5100，離心轉盤 (swing-rotor) 型號為 RS-50，最大離心力為 3,350g，最大離心轉速為 4,500 rpm。使用之離心管 (BIOLOGIX)，其容量為 15 mL，最小刻度為 0.5 mL，最小刻度間距離 4 mm。藉由測量一定容量的刻度間距 (mm)，可計算污泥

離心容量讀值 (mL)：

$$x = 0.125 y \dots\dots\dots(A-2)$$

其中 x 為最小刻度之間距 (mm)，y 為離心讀值 (mL)。

本研究比照上述 103 ~ 105°C 乾燥法之試驗步驟，污泥樣品亦稀釋為 1、3/4、2/3、1/2、1/3、1/4 倍，各稀釋比皆進行三重複試驗，離心轉速平均為 3,400 rpm (G-force 為 1900 ×g)，離心時間 3 分鐘，離心完成後，讀取污泥界面讀值；由於離心管之設計，無法判讀 2 mL 以下之污泥界面讀值，若污泥界面讀值小於 2 mL (figure A-1)，須進行再處理，檢測結果經重複試驗，其變異係數 (CV) 應小於 5 %；界面判讀與樣品再處理方式如下：



Figure A-1. 污泥離心讀值未達 2 mL 之圖示

當污泥界面讀值未達 2 mL，取出管中上澄液，補充同體積樣品後，再以相同離心條件重複以上步驟，直到離心界面讀值達 2 mL 以上，原始之污泥離心界面讀值 (R_2) 之計算公式如下：

$$R_2 = \frac{V_1}{V_1 + V_2} \times R_1 \dots\dots\dots(A-3)$$

其中 R_1 為補充樣品後之離心界面讀值 (mL)， V_1 為原樣品體積， V_2 為補充樣品體積 (mL)。Table A-2 為離心方法之三重複檢測結果，顯示各稀釋比例之污泥，其 CV 皆小於 3.5%，符合品管基準，將 tableA-2 之 R_1 、 V_1 、 V_2 等數據代入式 A-3，推算各稀釋比之原始離心讀值平均為 0.20、0.23、0.34、0.40、0.56、0.75 mg/L。

本研究將各污泥 MLSS 濃度與相應之離心讀值進行線性迴歸分析，並將該迴歸線強制通過原點，當 G-Force 平均為 $1,900 \times g$ ，且離心 3 分鐘之條件下，結果為 1 mL 的離心讀值可換算成 2.19 g/L MLSS， R^2 高達 0.9875，顯示兩者具極高之關聯性。

Table A-2. 各稀釋比污泥 MLSS 三重複檢測結果 (離心檢測方法)

稀釋比	再處理讀值 R_1 (mL)	原樣品 體積 V_1 (mL)	補充樣品 體積 V_2 (mL)	V_1+V_2 (mL)	原始讀值 R_2 (mL)	CV %
1	2.25	15	30	45	0.75	0
	2.25	15	30	45	0.75	
	2.25	15	30	45	0.75	
3/4	2.25	15	45	60	0.56	0
	2.25	15	45	60	0.56	
	2.25	15	45	60	0.56	
2/3	2.00	15	60	75	0.40	0
	2.00	15	60	75	0.40	
	2.00	15	60	75	0.40	
1/2	2.13	15	75	90	0.35	3.5
	2.00	15	75	90	0.33	
	2.00	15	75	90	0.33	
1/3	2.13	15	125	140	0.23	0
	2.13	15	125	140	0.23	
	2.13	15	125	140	0.23	
1/4	2.13	15	140	155	0.21	3.5
	2.00	15	140	155	0.19	
	2.13	15	140	155	0.21	

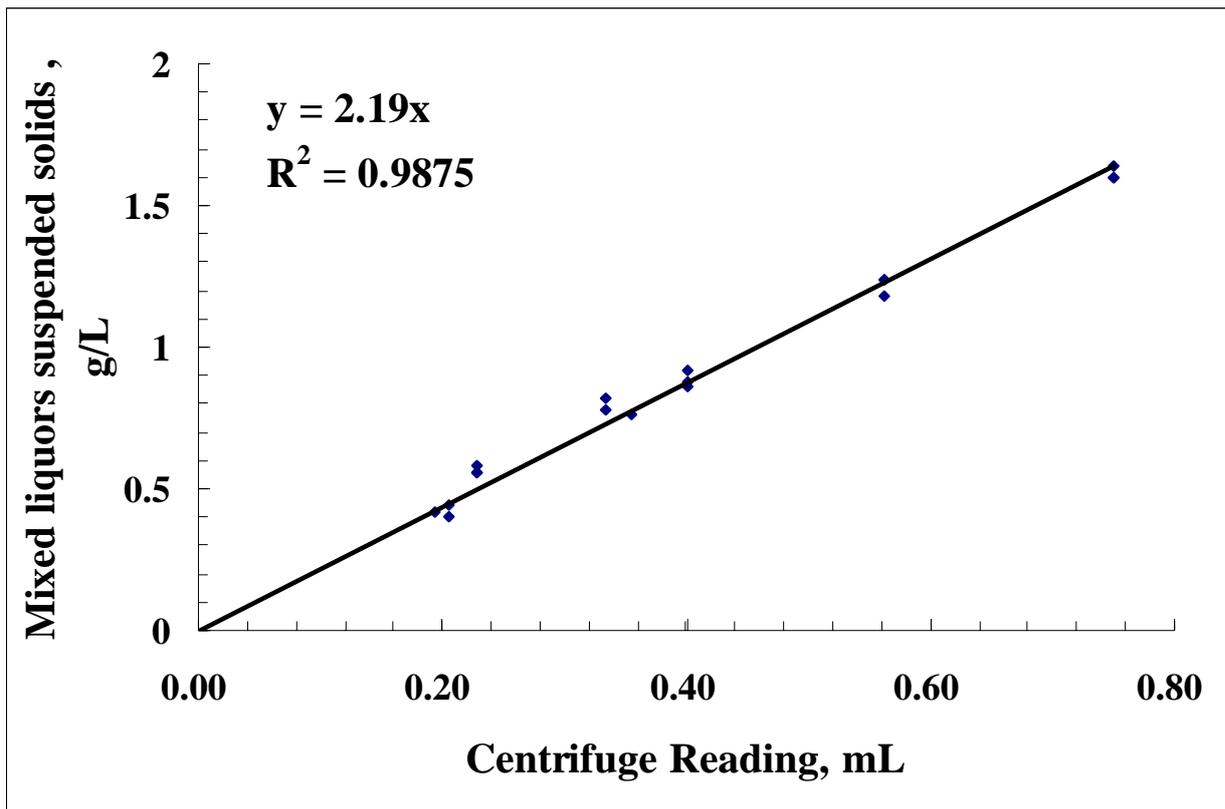


Figure A-2. 污泥 MLSS 濃度 vs. 離心讀值之線性迴歸圖



附錄 B、本研究污泥沉降性評估沉降試驗數據

Table B-1. 五種濃度之污泥沉降時間對高度數據 (未加載體)

Settling time (min)	Height (cm)				
	1.15 g/L	1.51 g/L	2.35 g/L	3.45 g/L	5.48 g/L
0	45	45	45	45	45
1	44	45	45	45	45
2	43	44	45	45	45
3	42	43	44	45	45
4	40	42	43	44	45
5	39	41	43	44	44*
6	37	40	42	43	44
7	35	40	43	42*	44
8	33	39	41*	42	44
9	30	38	41	43	43
10	28	37	40	41	44
11	25	35	39	40	44
12	23	34	38	40	44
13	21	32	37	39	43
14	19	31	37	39	43
15	17	30	36	39	43
16	15	29	36	38	42
17	13	27	35	38	42
18	11	26	35	38	43
19	10	25	34	37	43
20	8	24	34	37	43
21	7	22*	33	36	43
22	5	21	33	35	42
23	4	20	32	35	41
24	2	19	32	34	41
25	1*	17	31	34	41
26	0	16	31	34	41
27	0	15	30	33	42
28	0	14	30	32	42
29	0	13	29	31	42
30	0	12	29	31	41

註：方框部分為沉降曲線為直線之階段

*計算 V_0 之界面高度與對應沉降時間

附錄 C、本研究載體嵌合成效沉降試驗數據

Table C-1. 六種載體重量比之污泥沉降時間對高度數據 (第 1 次試驗)

Settling time (min)	Height (cm)					
	0 %	8 %	16 %	25 %	33 %	42 %
0	45	45	45	45	45	45
1	45	45	45	45	45	45
2	45	45	45	45	45	45
3	45	45	45	45	45	45
4	45	45	45	45	45	45
5	45	45	45	45	44*	45
6	45	45	45	45	44	45
7	45	45	45	45	44	45
8	45	45	44	44	44	44
9	45	44	44	44	44	44
10	45	44	44	44	44	44
11	45	44	44	44	44	44
12	45	44	44	44	43	44
13	45	44	44	44	43	43
14	45	44	44	44	43	43
15	45	44	44	42	43	43
16	45	44	43	42	43	43
17	45	44	43	42	42	43
18	45	44	43	42	42	43
19	45	43	43	42	42	42
20	45	43	43	42	42	42
21	44	43	43	42	42	42
22	44	43	43	41	42	42
23	44*	43	43	41	40	42
24	44	43	43	41	40	40
25	44	43	42	41	40	40
26	44	43	42	41	40	40
27	44	42	42	41	40	39
28	44	42	42	41	40	39
29	44	42	42	41	40	39
30	44	42*	42*	41*	40	39*

註：方框部分為沉降曲線為直線之階段

*計算 V_0 之界面高度與對應沉降時間

Table C-2. 六種載體重量比之污泥沉降時間對高度數據 (第 2 次試驗)

Settling time (min)	Height (cm)					
	0 %	8 %	16 %	25 %	33 %	42 %
0	45	45	45	45	45	45
1	45	45	45	45	45	45
2	45	45	45	45	45	45
3	45	45	45	45	45	45
4	45	45	45	45	45	45
5	45	45	45	45	45	45
6	45	45	45	45	45	45
7	45	45	45	45	45	45
8	45	45	45	45	45	45
9	45	45	45	45	45	43
10	45	45	45	45	45	43
11	45	45	45	45	43	43
12	45	45	44	44	43	43
13	45	45	44	43	43	42
14	45	45	44	43	43	42
15	45	45	43	43	43	45
16	44	45	43	42	43	41
17	44	45	43	42	43	41
18	44	45	43	42	43	42
19	44	45	43	42	41	40
20	44	45	43	43	41	40
21	44	45	45	42	40	40
22	45	45	42	41	40	40
23	45	44	41	40	40	39
24	43	44	41	40	40	39
25	42	43	40	40	40	38
26	42	43	40	40	39	38
27	42	43	40	39	38	38
28	42	43	40	39	37	37
29	42	43	40	39	37*	37
30	42*	43*	40*	39*	38	36*

註：方框部分為沉降曲線為直線之階段

*計算 V_0 之界面高度與對應沉降時間

Table C-3. 六種載體重量比之污泥沉降時間對高度數據 (第 3 次試驗)

Settling time (min)	Height (cm)					
	0 %	8 %	16 %	25 %	33 %	42 %
0	45	45	45	45	45	45
1	45	45	45	45	45	45
2	45	45	45	45	45	45
3	45	45	45	45	45	45
4	45	45	45	45	45	45
5	45	45	45	45	45	45
6	45	45	45	45	45	44
7	45	45	45	45	45	44
8	45	45	45	45	45	44
9	45	45	45	45	45	44
10	45	45	45	44	45	44
11	45	45	45	44	45	44
12	45	45	44	44	44	43
13	45	45	44	43	43	42
14	45	45	43	43	43	42
15	45	45	43	43	43	42
16	45	45	43	43	42	42
17	45	44	43	42	42	41
18	45	44	43	43	42	41
19	45	44	43	42	45	42
20	44	44	43	41	42	41
21	44	44	45	41	40	39*
22	44	45	43	41	40	39
23	45	45	42	40	40	39
24	44	45	41	40	39	39
25	43	43	41	40	39	38
26	43	42	40	40	39	37
27	43	42	40	40	39	37
28	42*	42	40	39	38	36
29	43	42	40	38	37	36
30	43	41*	39*	38*	37*	35

註：方框部分為沉降曲線為直線之階段

*計算 V_0 之界面高度與對應沉降時間

附錄 D、本研究固體通量計算示例

Table D-1. 本研究固體通量計算示例

X_i^a (g/L)	U^b (m/day)	SF_G^c (kg/m ² -day)	SF_U^d (kg/m ² -day)	SF_T^e (kg/m ² -day)
0.1	1.0	4.1	0.1	4.2
0.2	1.0	7.7	0.2	7.9
0.3	1.0	10.8	0.3	11.1
0.4	1.0	13.5	0.4	13.9
0.5	1.0	15.7	0.5	16.2
0.6	1.0	17.6	0.6	18.2
0.7	1.0	19.2	0.7	19.9
0.8	1.0	20.5	0.8	21.3
0.9	1.0	21.6	0.9	22.5
1.0	1.0	22.4	1.0	23.4
1.1	1.0	23.1	1.1	24.2
1.2	1.0	23.5	1.2	24.7
1.3	1.0	23.8	1.3	25.1
1.4	1.0	24.0	1.4	25.4
1.5	1.0	24.0	1.5	25.5
1.6	1.0	23.9	1.6	25.6
1.7	1.0	23.8	1.7	25.5
1.8	1.0	23.6	1.8	25.4
1.9	1.0	23.3	1.9	25.2
2.0	1.0	22.9	2.0	24.9
2.1	1.0	22.5	2.1	24.6
2.2	1.0	22.0	2.2	24.2
2.3	1.0	21.5	2.3	23.8
2.4	1.0	20.9	2.4	23.4
2.5	1.0	20.4	2.5	22.9
2.6	1.0	19.9	2.6	22.5
2.7	1.0	19.3	2.7	21.9
2.8	1.0	18.7	2.8	21.5
2.9	1.0	18.1	2.9	21.0
3.0	1.0	17.5	3.0	20.5

註：a 污泥 MLSS 濃度

b 排泥速率

c 重力固體通量 $SF_G = X_i \times V_0$ ($V_0 = 44 \times e^{-0.6732 X_i}$)

d 排泥固體通量 $SF_u = X_i \times U$

e 總固體通量 $SF_T = SF_G + SF_U$