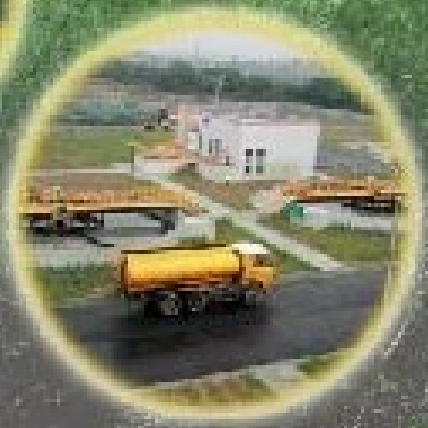
經濟部

廢水污泥減量技術手冊



經濟部工業局　編印

序

隨著台灣地區經濟之高度成長以及人口急遽增加，產業污泥廢棄物之產生量亦日益增加，為防患環境之污染，廢水於排放前之處理有其必要性，而廢水處理後產生之污泥問題，亦須妥善處理及處置，以減少二次污染情形發生。本局期望藉由廢水處理系統之污泥減量技術應用與推廣，提供產業界參考與實施，達到減少污泥產生量及降低污泥後續處理處置成本，以提高企業競爭力。

本手冊以污泥減量為專題，佐以多類常見減廢之技術、方法與應用案例，輔以國內外新知介紹，期能引起各界對於推動污泥減量工作之迴響，以舒解國內廢棄物處理上之壓力。

本局為提供產業廢水處理系統之污泥減量應用技術，特委託財團法人台灣產業服務基金會蒐集彙整污泥減量處理技術與應用案例等相關資料，並邀請專家學者共同編撰「廢水污泥減量技術手冊」。本技術手冊內容主要介紹工業廢水源頭減量技術、污泥減量處理技術與國內外新知，以及污泥減量案例與應用成效，以因應業者之需求。期能提供業者完整而實用的廢水污泥減量技術資料，協助業者經濟而有效的解決污泥問題，提昇整體企業之形象及競爭力。

本技術手冊編撰過程，承蒙各編審委員提供寶貴經驗，並於百忙之中全力參與編輯及審查工作，使本技術手冊得以圓滿完成，謹致上最誠摯之謝忱。由於付梓時間匆促，內容如有錯誤漏植之處，尚祈各界不吝指正。

經濟部工業局　謹識

中華民國94年12月

目　錄

頁碼

序

第一章　前言 1-1
1.1 緣由 1-1
1.2 手冊使用說明 1-1
1.3 常用專有名詞 1-2

第二章　污泥來源、分類及特性 2-1
2.1 污泥來源 2-1
2.2 污泥分類 2-5
2.3 污泥特性 2-6

第三章　污泥源頭減量 3-1
3.1 廠內製程改善與操作管理 3-1
3.2 廢水處理流程設計之選擇 3-9
3.3 物化處理單元污泥減量技術 3-14
3.4 生物處理單元污泥減量技術 3-20
3.4.1 好氧單元污泥減量 3-21
3.4.2 厭氧單元污泥減量 3-32
3.5 污泥源頭減量技術新知 3-37
3.5.1 無機廢水污泥源頭減量處理技術 3-37
3.5.2 有機廢水污泥源頭減量處理技術 3-53

第四章　污泥減量處理技術 4-1
4.1 污泥減量概述 4-1
4.2 污泥濃縮 4-1
4.2.1 重力沉降 4-3
4.2.2 浮除 4-6
4.2.3 離心濃縮 4-9

4.2.4 重力帶濾式濃縮機 4-11
4.3 污泥調理技術 4-13
4.3.1 污泥調理的理論與機制 4-14
4.3.2 影響污泥調理的因素 4-21
4.3.3 污泥調理方法 4-23
4.3.4 調理藥劑的篩選及加藥控制 4-27
4.4 機械脫水與乾燥 4-40
4.4.1 加壓脫水 4-40
4.4.2 加熱乾燥 4-58
4.5 污泥減量處理技術新知 4-67
4.5.1 污泥水解減量技術 4-68
4.5.2 重金屬污泥減量及資源回收技術 4-74
4.5.3 回收混凝劑污泥水解減量系統 4-77
4.6 污泥資源化與用途 4-78

第五章 污泥減量案例與應用成效 5-1
5.1 化學製品業 5-1
5.2 皮革業 5-2
5.3 電機電子機械器材業 5-8
5.4 金屬基本工業 5-10
5.5 化學材料業 5-13
5.6 紡織業 5-15
5.7 光電業 5-17

參考文獻

圖目錄

頁碼

圖 2.1-1 各類污泥產生流程 2-3

圖 3.1-1 組織導向環境管理系統之實施架構與流程 3-6

圖 3.1-2 污染物減量評估程序 3-8

圖 3.3-1 污泥處理系統 3-17

圖 3.4-1 各種活性污泥法設計之理論負荷範圍 3-23

圖 3.4-2 外部循環式 MBR 示意圖 3-30

圖 3.4-3 沉浸式 MBR 示意圖 3-30

圖 3.5-1 流體化床結晶法示意圖 3-38

圖 3.5-2 流體化床結晶法之氟化鈣介穩區 3-38

圖 3.5-3 超大型積體電路生產製程及含氟廢水來源 3-40

圖 3.5-4 半導體產業某廠含氟廢水處理流程圖 3-41

圖 3.5-5 SPS 廢液電解回收曲線 3-44

圖 3.5-6 H_2O_2/H_2SO_4廢液電解回收曲線 3-44

圖 3.5-7 硝酸銅廢液電解回收曲線 3-45

圖 3.5-8 FBR-Fenton 法的示意圖 3-46

圖 3.5-9 石化業某廠廢水三級處理流程 3-48

圖 3.5-10 EPN 電聚浮除技術 3-50

圖 3.5-11 應用 EPN 電聚浮除技術實例一 3-50

圖 3.5-12 應用 EPN 電聚浮除技術實例二 3-51

圖 3.5-13 應用 EPN 電聚浮除技術實例二之色度去除情形 3-52

圖 3.5-14 應用 EPN 電聚浮除技術實例三之色度去除情形 3-53

圖 3.5-15 水玻璃製程廢水現場鹼性生物模槽試驗 ADMI 降解結果 (20L) 3-54

圖 3.5-16 水玻璃製程廢水現場鹼性生物模槽試驗 COD 降解結果 (20L) 3-55

圖 3.5-17　水玻璃廢水經生物淨化各階段水質之色度比較 3-55
圖 3.5-18　水玻璃廢水經鹼性生物淨化處理前後進行分離水玻璃之比較 3-56
圖 3.5-19　某食品油脂廢水 ATAT 實廠處理流程圖 3-57
圖 4.1-1　典型廢污水處理程中可進行污泥減量之點 4-2
圖 4.2-1　污泥體積對固濃度之變化 4-3
圖 4.2-2　污泥沉降槽示意圖 4-5
圖 4.2-3　沉降槽內污泥固體濃度隨槽深之變化示意圖 4-5
圖 4.2-4　循環加壓迴流溶解浮除程序 4-8
圖 4.2-5　水平承筒式離心機結構示意圖 4-9
圖 4.2-6　重力帶濾式濃縮機結構示意圖 4-12
圖 4.3-1　污泥中的水分存在型態 4-14
圖 4.3-2　某污泥樣品調理前後H_B對單位重量乾固體所含的水量W_W的關係 4-16
圖 4.3-3　高分子聚合物對膠體去穩定化之架橋模式 4-19
圖 4.3-4　高分子聚合物與鋁鹽污泥反應機構 4-20
圖 4.3-5　Al(Ⅲ)在不同 pH 值時各錯離子分佈情形 4-25
圖 4.3-6　Fe(Ⅲ)在不同 pH 值時各錯離子分佈情形 4-25
圖 4.3-7　攪拌式比體積指標(SSVI)測定裝置示意圖 4-32
圖 4.3-8　毛細汲取時間(CST)測試裝置 4-34
圖 4.3-9　布氏漏斗裝置 4-36
圖 4.3-10　決定調理劑及其加藥量之考量及步驟 4-39
圖 4.3-11　高分子調理劑分子量與其適用之污泥類別 4-40
圖 4.3-12　不同脫水設備適用之高分子調理劑分子量 4-40
圖 4.4-1　機械脫水各種機制示意圖 4-41
圖 4.4-2　滾筒式真空過濾機示意圖 4-43
圖 4.4-3　濾盤式真空過濾機示意圖 4-43
圖 4.4-4　水平濾帶式真空過濾機示意圖 4-44

圖 4.4-5　真空過濾機與附屬設備之典型系統圖 4-44
圖 4.4-6　帶濾脫水機示意圖 4-47
圖 4.4-7　帶濾脫水機及其附屬設備之典型系統圖 4-47
圖 4.4-8　壓濾機示意圖 4-50
圖 4.4-9　壓濾機與附屬設備之典型系統圖 4-51
圖 4.4-10　固定體積式壓濾機濾室結構－板框式 4-51
圖 4.4-11　固定體積式壓濾機濾室結構－凹板式 4-52
圖 4.4-12　變體積式壓濾機濾室結構 4-52
圖 4.4-13　螺旋壓濾機示意圖 4-55
圖 4.4-14　偏心轉動濾網示意圖 4-55
圖 4.4-15　螺旋壓濾機與附屬設備之典型系統圖 4-56
圖 4.4-16　電場輔助壓濾機示意圖 4-58
圖 4.4-17　電場輔助壓濾機濾室示意圖 4-59
圖 4.4-18　污泥乾燥時之重量變化曲線 4-60
圖 4.4-19　污泥曬乾床平面圖 4-62
圖 4.4-20　污泥曬乾床剖面分層圖 4-62
圖 4.5-1　Cambi process 處理流程示意圖 4-70
圖 4.5-2　KREPRO 處理流程示意圖 4-71
圖 4.5-3　旁流式污泥水解減量系統示意圖 4-72
圖 4.5-4　整合性厭氧污泥水解減量系統示意圖 4-73
圖 4.5-5　整合性好氧污泥水解減量系統示意圖 4-74
圖 4.5-6　採用置換反應之銅污泥處理流程 4-76
圖 4.5-7　回收混凝劑污泥水解減量系統示意圖 4-77
圖 5.1-1　化學製品業某廠廢水處理流程 5-1
圖 5.2-1　皮革業 A 廠廢水處理流程 5-3
圖 5.2-2　100 倍顯微鏡相觀測結果 5-3
圖 5.2-3　皮革業 B 廠廢水處理流程(改善前) 5-5
圖 5.2-4　皮革業 B 廠廢水處理流程(改善後) 5-6

圖 5.2-5　100 倍下好氧槽污泥觀測 5-7
圖 5.2-6　400 倍下缺氧池污泥觀測 5-8
圖 5.3-1　電機電子機械器材業某廠廢水處理系統流程 5-9
圖 5.3-2　杯瓶試驗圖 5-9
圖 5.4-1　金屬基本工業某廠廢水處理系統流程 5-10
圖 5.4-2　慢混池液面溢流距離過短示意圖 5-12
圖 5.4-3　慢混池水流途徑改善示意圖 5-12
圖 5.4-4　金屬基本工業某廠廢水處理流程(改善後) 5-13
圖 5.5-1　化學材料業某廠廢水處理系統流程 5-14
圖 5.6-1　紡織業某廠廢水處理系統流程 5-15
圖 5.6-2　紡織業某廠經生物呼吸儀試驗攝氧值之時間變化圖 5-17
圖 5.7-1　光電業某廠之 LCD 生產製程流程 5-18
圖 5.7-2　光電業某廠舊有廢水處理流程 5-19

表目錄

頁碼

表 2.1-1 一般廢(污)水處理固體物及污泥來源 2-4

表 2.2-1 廢水處理之污泥及固體物之特性 2-5

表 2.3-1 典型初級污泥及生物污泥之化學組成特性 2-6

表 2.3-2 典型廢水處理操作之污泥物理特性 2-7

表 3.3-1 化學處理與污泥產出情形 3-15

表 3.3-2 混凝劑產生之污泥量估計 3-19

表 3.4-1 廢水生物處理法污泥量比較 3-20

表 3.4-2 不同生長環境增殖係數與污泥產生量之比較 3-21

表 3.4-3 曝氣之觀察現象 3-25

表 3.4-4 最終沉澱池之現場觀察 3-26

表 3.4-5 SV_{30}之現場觀察 3-26

表 3.4-6 傳統活性污泥法及 MBR 系統操作參數之比較 3-31

表 3.4-7 各種厭氧處理槽 COD 負荷和去除效率之比較 3-34

表 3.5-1 FBC 法與混凝沉澱法處理含氟廢水的比較 3-41

表 3.5-2 養晶階段和正常操作階段 COD 去除率和加藥量的比較 3-49

表 3.5-3 應用 EPN 電聚浮除技術實例二之水質變化情形 3-51

表 3.5-4 應用 EPN 電聚浮除技術實例三之水質變化情形 3-52

表 3.5-5 水玻璃廢水抽樣分析結果 3-54

表 4.2-1 污泥在各固液分離階段之水分移除效果 4-3

表 4.2-2 各種污泥之重力沉降槽設計參數 4-6

表 4.2-3 各種污泥之浮除濃縮槽設計參數 4-7

表 4.2-4 典型離心機處理效能 4-10

表 4.2-5 典型重力帶濾式濃縮機處理效能 4-13

表 4.2-6 各種污泥濃縮方式優缺點比較 4-13

表 4.3-1 厭氧消化揮發固體破壞率 4-21

表 4.3-2　高分子調理劑適用場合及處理效果比較 4-26
表 4.3-3　陽離子性高分子聚合物之電荷密度適用範圍 4-27
表 4.3-4　有機高分子調理劑之種類 4-29
表 4.4-1　真空過濾機處理效能 4-45
表 4.4-2　帶濾脫水機處理效能 4-49
表 4.4-3　壓濾機之操作參數 4-53
表 4.4-4　螺旋壓濾機之操作參數 4-56
表 4.4-5　各種污泥之乾燥床設計標準與固體負荷 4-63
表 4.4-6　各種污泥脫水方式優缺點比較 4-67
表 4.5-1　重金屬污泥資源再生技術之比較 4-75
表 4.6-1　各種下水污泥資源化技術比較 4-80
表 4.6-2　污泥資源化方式考量因素及評估指標 4-81
表 4.6-3　消化氣體與其他各種燃料發熱量之比較 4-82
表 4.6-4　污泥熔渣之用途 4-82
表 4.6-5　典型生物污泥之化學特性 4-83
表 4.6-6　生物污泥與商業肥料肥分之比較 4-83
表 4.6-7　堆肥與土壤改良之比較 4-84
表 5.7-1　有機廢水系統的整體改善比較 5-20

第一章　前言

1.1 緣由

台灣地區產業污泥廢棄物之產生量日益增加，根據經濟部工業局 90 年全國廢棄物產量統計資料顯示(資料來源：經濟部工業局工業廢棄物再利用審查作業管制室)，有機、生物及無機廢棄污泥年產量已達 200 萬公噸，其中工業廢(污)水處理廠所產生之生物污泥之年產生量達 60 萬公噸。然而，我國地狹人稠，可作為廢棄物衛生掩埋之場址一地難求，且設置與興建過程常遭受鄰近居民之強烈抗爭，甚或污泥因所含物質及濃度超過法規標準而被認定為有害性事業廢棄物，更增加處理上之困難度。

依據環保署資料顯示(資料來源：台灣環保產業雙月刊第 20 期)，廢水處理廠污泥處理設備約佔總工程建造費的 20～35%；操作費方面，污泥處理費用約佔 40%，且污泥處理所造成之操作維護工作，及因污泥設備操作不當或故障，引發廢水處理系統發生問題，可能佔全廠廢水所有操作問題之 50%以上，故污泥處理與處置已成為重要之環境問題。

於符合廢水處理廠放流水水質之情況下，工廠污泥最佳之解決方式，應先從污泥生成減量著手，諸如製程減廢、廢水處理單元低污泥系統選用與出水水質及污泥量調控操作最佳化等，考量重點即是思考如何使工廠污泥產生量達到最少化，然後再針對已產生之污泥予以妥善之處理與處置，如此積極進行工廠污泥減量工作，必可達到事半功倍之效。

1.2 手冊使用說明

本手冊共計包含五章，第一章前言首先說明編輯本手冊之緣由及各章節之重點介紹；第二章敘述污泥來源、種類與特性介紹；第三章敘述如何進行廠內製程改善及操作管理，以減低污泥產量，並介紹物化/生物處理單元之污泥減量技術與源頭減量新知等；第四章介紹污泥濃縮、調理、與脫水等減量技術，以及污泥資源化技術與用途；第五章介紹化學製品業、皮革業、電機電子機械器材業、金屬基本工業、化學材料業、紡織業及光電業等產業之污泥減量應用技術案例說明，俾利業界推動減廢之參考範例。

1.3 常用專有名詞

本節名詞解釋乃以較實用易懂的角度說明本手冊中常見的專有名詞，故本節之名詞解釋較教科書內之嚴謹度更為簡要；若有與法規相關者，則依法規之定義。

1. 6R 原則 (6-R Principle)：減量(Reduction)、循環(Recycling)、再用(Reuse)、回收(Recovery)、再生(Regeneration)與研究(Research)。
2. 環境管理系統 (Environmental Management System)：環境管理系統乃確認組織對環境之管理，其運作系統達到特定要求之規範，為 ISO14000 之核心，也是組織用以執行「污染預防」、「污染處理」、「持續改善」之管理工具與流程。
3. 預處理 (Pretreatments)：廢水處理流程中之預先處理程序，包括攔污、除砂、除油、調勻及中和等單元。
4. 物化處理 (Physical and Chemical Treatments)：廢水處理流程中，利用物理或化學方式去除廢水中之懸浮固體或無機物質，包括混凝沉澱法、浮除法、氧化還原法、過濾法、活性碳吸附法、薄膜分離法、離子交換法、消毒、電透析、電膠凝、電聚法及電解法等單元。
5. 生物處理 (Biological Treatments)：廢水處理流程中，利用水體中微生物之代謝作用以去除廢水中之溶解性及膠體有機物之方法，被去除之有機物質則被轉化成生物質量(Biomass)，即生物污泥後予以排除處理。生物處理法依其需氧之方式可分為好氧及厭氧兩大類，其處理方式包括活性污泥法(及其延長曝氣法、階梯曝氣法、純氧曝氣法、氧化渠法、深層或超深層曝氣法、分批式活性污泥法、粉末活性碳活性污泥法等修正方法)、生物膜處理法、薄膜生物反應器、厭氧處理法及生物除氮、磷法等單元。
6. 污泥產生係數(Yield Coefficient)：懸浮固體物增加量與有機物去除量之比值，即 $y=\frac{\Delta X}{\Delta S}$，式中 y＝污泥產生係數，$\triangle X$＝懸浮固體物增加量，$\triangle S$＝有機物去除量。標準活性污泥 y＝0.5，接觸曝氣、滴濾法、RBC、附著生長系統等 y＝0.2。
7. 薄膜生物反應器(Membrane Bio-Reactor, MBR)：薄膜生物反應器利用薄膜分離活性污泥，取代沉澱池固液分離之功能，薄膜材料具有效分

離固體物之特性，能將活性污泥貯留於反應槽中，克服污泥膨化(sludge bulking)等問題，並可延長活性污泥之停留時間，降低污泥產生量，並達到有效提昇處理水品質之目的。

8. 上流式厭氧污泥床（Upflow Anaerobic Sludge Bed, UASB）：藉廢水流經污泥床，因反應產生氣體而使污泥床膨脹，污泥床是沈澱在處理槽底部的一層濃厚污泥顆粒，而污泥毯則為污泥床上方與厭氧反應所產生的氣體混合之懸浮污泥部分。進入處理槽的廢水在污泥床和污泥毯區被厭氧分解，產生的氣體和隨其上浮的懸浮污泥在氣固液分離區分別被導引，氣體收集並排出槽外，而懸浮污泥則於水流較穩定的區域沈澱下來。
9. 厭氧流體化床（Anaerobic Fluidized Bed, AFB）：為利用反應槽內填充細小擔體（media），以提供廣大表面積供厭氧微生物附著，並利用快速上升水流使生物膜擔體呈流體化狀態（Fluidized），增加基質傳送速率（Substrate Transfer Rate），進而提高生物處理效率的一種有機廢水處理技術。
10. 流體化床結晶技術(Fluidized Bed Crystallization, FBC)：係以矽砂作為擔體，在特殊設計的反應槽中配合適當的水力條件，使擔體流體化，再加入藥劑控制反應物濃度在介穩區範圍，使無機污染物在擔體表面形成結晶。
11. EPN 電聚浮除技術 (Electrocoagulation and Flotation)：利用電源供應使相對平行極板所包圍的矩型範圍內產生電場，強力的電場給予＋、－直流電，造成帶電荷的雜質流動，其電荷以流徑為中心形成側向磁場，相異的〝＋〞、〝－〞電荷相吸使雜質碰撞結合，新雜質重新被偶極化，被賦新的電荷分佈，同時形成磁場，此新雜質於不斷碰撞過程中處逐漸形成細小膠羽，膠羽繼續碰撞結合之際，與內部形成小氣泡結合，無數氣泡成海綿狀存在充滿於膠羽中，充滿氣泡的膠羽，比重遠小於水，在浮除設備中，上浮的膠羽與水快速分離，其間超微小的膠羽也被上浮的膠羽一併浮除去除。
12. 自發性高溫好氧廢水處理程序(Autothermal Thermophilic Aerobic Treatment，ATAT)：係一種能自發性達 45～65℃之生物好氧處理程序，與活性污泥程序相較，具有降低過剩污泥與提高反應速率之優點。因

為高溫能提高基質降解速率，且根據熱力學與生物能量學觀點，高溫環境會使能量使用效率下降，在生物反應過程中，會促使基質還原能走向熱能損失比例增加，相對造成細胞生長可用能量比例變小，因此，ATAT 之污泥量即可減少，而且該熱能損失恰可自發性地提供維持 ATAT 反應高溫之熱能需求。

13. 污泥膠羽 (Sludge Flocs)：廢污水中的微生物、懸浮固體與有機或無機之膠狀物經交互作用形成聚集體顆粒，其粒徑分布在數百奈米至數公分之間，比表面積巨大，外形不規則，內部具多層結構，容易被壓縮破碎，孔隙度極高，流體幾乎可直接穿透。
14. 污泥 (Sludge)：廢水處理設施自水中移除污染物所產生之廢棄物，包括物化處理程序所產生之初級污泥，與生物處理程序所產生之生物污泥等。
15. 初級污泥 (Primary Sludge)：經沉澱或浮除自廢污水中所分離之廢棄物，成分由懸浮固體、混凝劑鹽類(若有採化學混凝)、油脂、溶解性有機物、表面活性劑、色度物質、微生物等所組成，粒徑的數量級約為 10^2 μm；因未經微生物作用，膠羽中的細胞外間質(Exocellular Polymeric Substances，EPS) 較少。
16. 生物污泥 (Biological Sludge)：採生物方法之二級處理單元中所產生，目前最普遍的生物處理程序為活性污泥法，好氧微生物攝取有機物中的生物可分解成分生長繁殖，增殖的細胞與 EPS 及絲狀菌等交互聯結，形成較大的污泥膠羽，經二沉池濃縮後部分迴流，部分則成為廢棄污泥而排除之；一般活性污泥膠羽中包含膠羽形成菌、絲狀菌、EPS、懸浮固體、鹽類以及少量原生動物，成熟的活性污泥膠羽可達 1 至 10 mm，結構也較初級污泥疏鬆。
17. 自由水 (Free Water)：環繞於污泥固體四週可自由流動，並能以重力引出之水分。
18. 結合水 (Bound Water)：以某種方法試圖移除或改變膠體系統中水分子的存在型態後，仍無法被移除而殘留的部分，其與固體間存在鍵結，活動力較低，需藉機械力或化學反應移除。
19. 間隙水 (Interstitial Water)：因毛細作用而被束縛在污泥顆粒空隙者。
20. 表面水 (Surface Water)：因凡得瓦力或氫鍵等物理作用吸附在污泥固

體表面者。

21. 化學結合水 (Chemically-Bound Water)：以化學鍵方式結合在污泥固體內部者。
22. 調理(Conditioning)：添加化學藥劑或以物理方法改善其沉降性與脫水性。
23. 化學調理 (Chemical Conditioning)：使用一種或多種的化學藥劑以改變污泥膠羽性質，包括無機金屬鹽、有機高分子、臭氧、酸、鹼、酵素等。
24. 物理調理 (Physical Conditioning)：透過外加能量或應力等物理方法以改變污泥性質，包括使用熱能、冷凍融化、高壓處理、球磨處理(Stirred ball mills)、超音波、輻射照射(Irradiation)。
25. 生物調理 (Biological Conditioning)：利用好氧或厭氧微生物以污泥顆粒為生長基質，消化過程中可破壞膠羽疏鬆結構，脫除污泥之表面水，並達到初步的污泥減量。
26. 混凝劑(Coagulants)：或稱凝聚劑，多為無機金屬鹽類，可中和膠羽電荷，降低顆粒間排斥力，造成凝集現象，以降低顆粒的親水性。
27. 絮凝劑(Flocculants)：或稱膠凝劑、助凝劑，為高分子電解質，可中和膠羽之電荷，並藉架橋作用增加聚集體顆粒大小，並增加膠羽抗剪力強度。
28. 雙重調理 (Dual Conditioning)：調理過程中可採用一主要的高分子絮凝劑，搭配其它調理劑，如分子量或電性不同之絮凝劑或混凝劑，除降低調理劑用量外，亦可增進污泥脫水效果。目前較常見組合為先以鋁鹽、鐵鹽、或鈣鹽預調理污泥，中和部分表面電荷，再添加較少的高分子絮凝劑即可達到同等脫水效果；其它組合包括界面活性劑搭配高分子絮凝劑，金屬鹽搭配兩性絮凝劑，以及兩種電性相反的絮凝劑。
29. 污泥體積指標 (Sludge Volume Index, SVI)：污泥 30 分鐘後沉降層體積(ml)×1000/污泥原本之懸浮固體濃度(mg/L)。
30. 總體沉降速度 (Zone Settling Velocity, ZSV)：量測污泥界面高度對時間作圖，初期(定速期)之斜率即為 ZSV。
31. 毛細汲取時間 (Capillary Suction Time)：將調理前後的污泥(3~5 ml) 倒入置於層析濾紙上的容器，水因毛細管吸引力自污泥中被吸出，水分

擴散前緣移動的時間。

32. 過濾比阻 (Specific Resistance of Filtration)：量測在某一定壓力下，濾液與時間之關係，而求得濾液通過濾餅之過濾阻力，可表示為 $\text{SRF}=\frac{2PA^2\left(\frac{dt}{dV}\right)}{\mu C}$。

33. 最適劑量 (Optimal Dose)：可獲致最佳沉降性、脫水性之污泥加藥劑量，對同一污泥與同一調理劑而言，也會視脫水程序不同而有異。

34. 濃縮(Thickening)：污泥中的固體與液體因密度差而發生初步分離。調理後的污泥先藉重力沉降或浮除等方式進行濃縮，移除大部分自由水分(估計約 60%的水分在濃縮過程中被移除）。

35. 重力沉降 (Gravitational Sedimentation)：藉由固液相間存在的密度差濃縮污泥中的懸浮固體，初步移除自由水分與部分間隙水，以減少污泥部分之體積，因其操作成本低，脫水前常用重力沉降作初步濃縮。

36. 浮除濃縮 (Flotation)：藉由液相中微小氣泡來附著固體物，以達成固液分離，常用方法為溶解空氣浮除法(Dissolved Air Flotation, DAF)。

37. 污泥乾燥 (Sludge Drying)：採熱能蒸發污泥內含水分，以適當溫度操作，去除表面水與化學結合水。包括天然乾燥床、火力乾燥、蒸氣乾燥、電熱乾燥、冷卻調濕乾燥等型式。

38. 真空過濾 (Vacuum Filtration)：使用濾布或濾網作濾材，包覆於滾筒式過濾機之上，開始旋轉後以真空幫浦減壓進行吸泥，真空度維持在在 30~40 kPa 之間，滾筒的下半部浸在污泥儲槽中，將固體帶至濾器表面形成濾餅，濾液濾出後，留下固體；圓筒離開污泥區時，可配合送入氣體以乾燥污泥。

39. 離心機 (Centrifuge)：使用離心力(500~3,000g)去提高固體顆粒的沉降速率，提升倍率為離心加速度對重力加速度之比例，常用種類包括籃式(Basket)、盤式(Nozzle-disk)、固體物承筒(Solid bowl)，可作為污泥濃縮與脫水之用。

40. 壓濾機 (Filter Press)：一種批次脫水程序，結構上以多片包覆有濾材或膜之垂直平板平行置於在濾框中，形成濾室，污泥進料後，以液壓或螺栓壓緊各濾板，濾液經濾板表面的溝槽於底端出口流出。

41. 帶濾式濃縮機 (Gravitational Belt Thickener)：重力帶濾式濃縮機一般與

後段的帶濾機搭配，將污泥 (通常經過加藥調理) 導入均勻攤鋪在濾布上，形成一薄泥層，透過重力使污泥發生固液分離，水分通過濾布排出，而污泥固體顆粒則被截留在濾布上。

42. 帶濾脫水機 (Belt Filter Press)：為目前最常被用於污泥脫水之設備之一，構造上係由單片或雙片濾布經滾筒滾動對輸入之污泥進行壓密，濾布寬度一般採 0.5~3.5m，全長約 2~5 公尺。一般為有效增加處理量與壓縮效果，常在濾布表面上有多處彎曲部，以容納更多污泥，增加處理量。
43. 螺旋壓榨式脫水機 (Screw Press)：藉由螺旋施加高壓強迫污泥脫水，導入已濃縮之污泥，隨螺旋旋轉方向朝窄端推進，受到擠壓而脫水，並在螺旋壁上形成濾餅，最後被推到窄端排出污泥固體。
44. 電場輔助脫水 (Enhanced Dewatering by Electrical Field)：運用外加電場可提高脫水效率，將污泥置於兩電極間，施予固定電壓，透過調整電極板間的距離以控制電場強度，帶負電之污泥膠羽將隨電場產生電泳運動，並向正電極聚集，發生濃縮。配合以加壓過濾，則可有效移除污泥內大部分水分。由於有電場脫水配合，其設備體積較傳統濾器小，並且在壓力方面的需求亦較低。
45. 污泥水解 (Sludge Hydrolysis)：污泥水解之機制係將微生物細胞膜利用物理方式如研磨、超音波或加熱，化學方式如加鹼、加酸或氧化劑等及生物方式如酵素加以破壞，以喪失其保護功能，使微生物細胞膜內細胞質中含有的碳水化合物、脂質及蛋白質等物質流出。可以旁流方式進行，或與好氧、厭氧等程序整合進行。
46. 污泥能源化 (Energy Conversion of Sludge)：將污泥轉換為燃料，主要為厭氧消化所產生的甲烷、焚化燃燒時產生的蒸氣、或以熱解方式所產生的燃油、甲烷及氫氣等。
47. 污泥資材化 (Resource Utilization of Sludge)：以物理化學方法自污泥中萃取分離出有用之物質，如貴重金屬或生物制劑等，而能作為其它程序之原物料。
48. 污泥材料化 (Sludge-derived Construction Materials)：污泥經焚化為焚化灰或熔融熔渣後，直接利用或再加工作為建設材料，性質上可分為水泥系列及玻璃系列。

49. 污泥綠農地應用 (Agricultural Use of Sludge：以直接施用或堆肥化等方式，將污泥作為綠農地有機肥料使用，同時改善土壤肥力，達到土壤整治效果。
50. 熔融 (Melting)：污泥材料化的方式之一，將污泥在 1,200～1,600℃高溫下使有機質成分完全氣化，無機質成分形成玻璃質之熔渣，而可轉作建材利用；對重金屬污泥可藉此熔融法結合電解等方式有效回收污泥中重金屬。
51. 堆肥 (Compost)：將污泥或其它農業廢棄物以通氣發酵等方式，達到減毒滅菌之效果，藉由微生物作用下，可促進醣類、胺基酸、脂肪、蛋白質及核酸等物質聚合為腐植質，而能作為肥料之用。

第二章　污泥來源、分類及特性

廢污水於處理廠經廢水處理程序後，可去除之成分包括砂粒、浮渣、非生物污泥及生物污泥，因此設計污泥處理程序時，必需了解污泥之來源、特性、種類及數量，才能相對配合設計適當及具便利性之最佳污泥處理程序。

非生物污泥及生物污泥處理複雜之原因在於其量只佔很小之一部分，但主要成分為廢水中之令人厭惡物質所組成，而生物污泥之成分雖為有機質，惟其型態與未經生物處理之廢水不同。各種廢污水處理技術將廢污水中懸浮固體、有害物質、耗氧物質等去除掉以得到乾淨之放流水，避免對環境造成影響。而經由污水處理程序所產生之污泥，由於含高濃度之有機物，放置後易腐敗散發惡臭，故必須送至污泥處理設施進一步處理。一般污泥處理程序包括污泥濃縮、污泥消化及污泥脫水。有時為污泥再利用需要，進行污泥堆肥處理或焚化。以下說明一般污水處理廠污泥之來源、分類及特性。

2.1　污泥來源

由於污泥組成之成分範圍廣泛且未處理之污泥不僅對環境及人都有不良之影響，故污水處理、設計時，污泥處理及最終處置方面亦不能忽視。一般廢(污)水廠包括初級、二級、三級處理廠及高級處理。

初級處理（Primary treatment），利用物理方法分離、去除水中懸浮固體、油脂及部分之膠體、溶解固體與生化需氧量之處理過程；通常為廢(污)水處理之最先處理過程。處理程序包含有欄污柵、砂粒去除及初級沈澱池等。

二級處理（Secondary treatment），經初級處理後之廢(污)水之後續處理，以去除溶解性、膠狀性之有機物為目的之處理過程，處理程序包含有活性污泥處理(含曝氣槽及最終沈澱池)。

三級處理（Tertiary treatment），利用物理、化學或生物法將經二級處理後之廢(污)污水中之營養物質、低濃度懸浮固體等去除之處理過程，處理程序包含加氯消毒、殺菌等。

高級處理（Advanced treatment），去除一般生物處理後殘餘之溶解或

懸浮物質，以因應各種用途之水再利用。

由於工業廢水之水質可大略分為有機性廢水及無機性廢水，對於可被生物分解之各種有機性工業廢水而言，含有低至中等 SS 濃度之有機性廢水，常採用完全混合式活性污泥單元及廢棄活性污泥之好氧消化系統處理。有關一般廢污水及工業廢水之各類污泥產生來源詳如圖 2.1-1 所示。

廢污水處理過程中，可能產生大量之污泥，其主要來源包括：

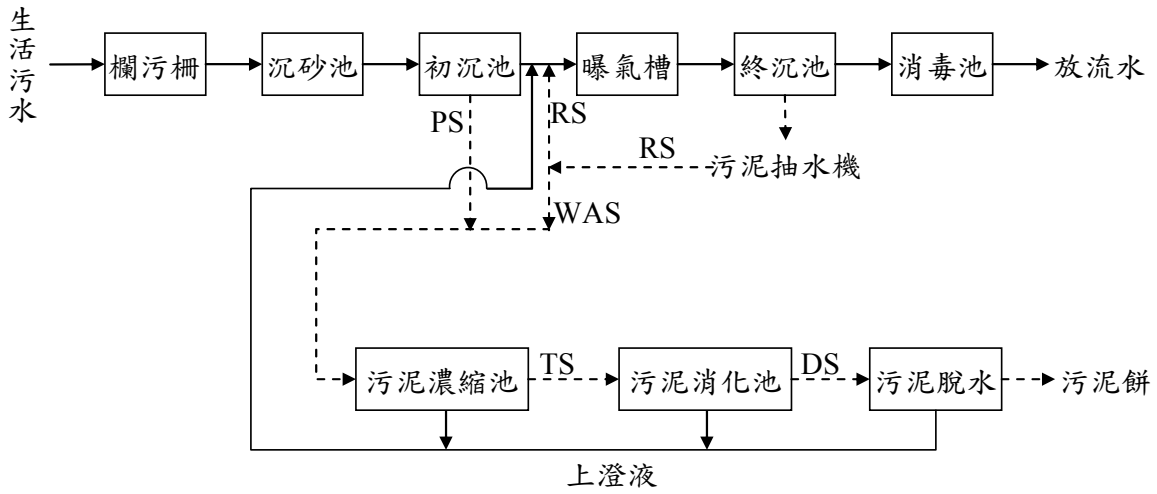
一、廢水中可藉重力沉澱或自然上浮之固體物，大量產生於級沉澱池，故稱初級污泥。

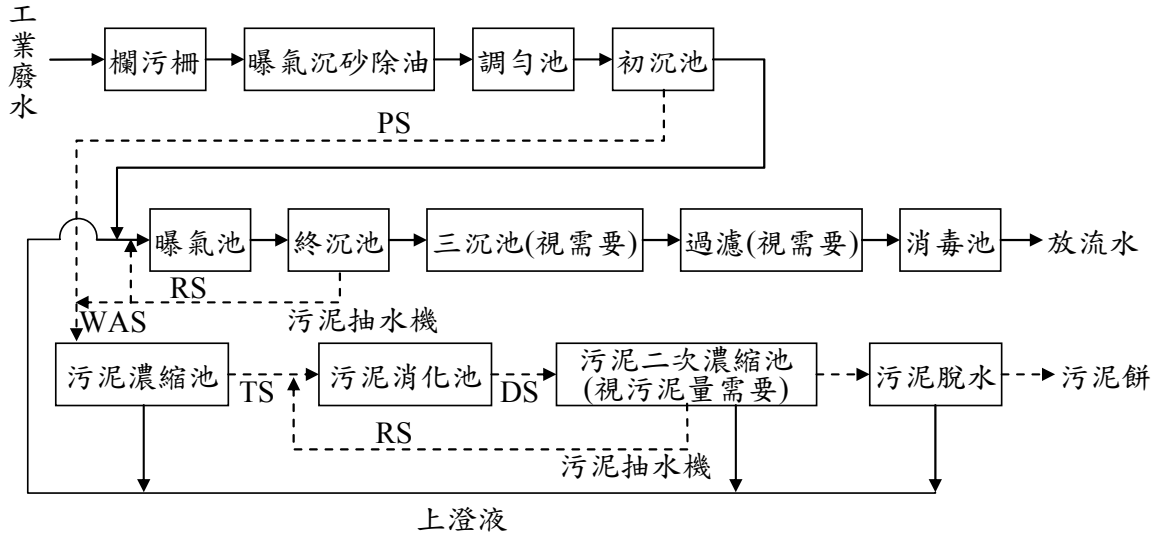
二、生物處理程序中，微生物分解水中有機物，因增殖過多或自然剝落，而需予排除之生物污泥。

三、因化學混凝劑加入廢水中或利用電化學原理，使膠體、懸浮固體或部分溶解性污染物凝聚而成之化學混凝污泥。

四、因廢水中加入化學藥劑而產生不溶性之化合物，經重力沉降後而形成之化學沉降污泥。

簡而言之，一般廢污水處理程序中所產生之污泥可區分為混凝、沉澱或初級沉澱池所生之初級污泥，以及生物處理單元產生之生物污泥。初級污泥主要為重力沉澱或鋁鹽、鐵鹽或電化系統等產生之化學沉澱物，而生物污泥則多為生物分解產生之剩餘污泥，上述污泥產生源皆視廢水特性與處理方法不同而有所差別(如表 2.1-1 所示)，故污泥應依其性質之不同而有適當之處理方式，以達到穩定安全之要求。





PS：初級污泥
RS：迴流污泥
WAS：廢棄活性污泥
TS：濃縮污泥
DS：消化污泥

圖 2.1-1　各類污泥產生流程

表 2.1-1　一般廢(污)水處理固體物及污泥來源

操作單元	固體物種類	備註
欄污柵	粗大固體	以機械式或手動式欄污柵去除粗大固體物
砂粒去除	砂粒、浮渣	以洗砂機或浮渣去除設施去除砂粒及漂浮物
預先曝氣	砂粒、浮渣	某些廢水處理廠中，預先曝氣槽並不提供浮渣去除之用；若預先曝氣槽非置在砂粒去除設備前，則可能砂粒沉澱於預先曝氣槽中
初級沉澱	初級污泥及浮渣	污泥量及浮渣量依廢水收集系統及廢水性質而異，例如工業廢水。
生物反應槽	生物污泥	懸浮固體物為生物轉換之 BOD，而生物污泥是指來自活性污泥、滴濾池與生物旋轉盤等處理程序之污泥，其數量與性質視污泥中微生物代謝與生長速率而定
二級沉澱	二級污泥及浮渣	美國 EPA 規定二級沉澱槽需具有去除浮渣之功能

資料來源：Metcalf & Eddy, 2003

2.2 污泥分類

廢水處理廠產生之污泥，其處理及處置方式依廢(污)水處理程序與廢(污)水性質之不同而有不同，且污泥特性視其成分、污泥老化量及處理程序亦各不相同，故對於污泥特性之瞭解將有助於污泥處理方法之選擇。表 2.2-1 為一般廢水處理廠產生之污泥及固體物之種類及特性。

表 2.2-1 廢水處理之污泥及固體物之特性

固體物或污泥	特性
攔除物	•含有機及無機質，受系統特性及季節而異。
砂粒	•大部分為較重之無機質固體組成，也可能含油脂。
浮渣/油脂	•可能含油脂、蠟、肥皂、蔬果皮、紙、棉、塑膠物質等，比重約 0.95。
初級污泥	•呈灰色及黏稠狀，有令人厭惡之氣味。 •在適當條件下可直接消化。
化學污泥	•通常含金屬鹽者呈黑色，石灰污泥則呈棕灰色。 •有令人厭惡之氣味（較初級污泥輕）。 •當有氫氧化鐵及鋁化合物時，則呈膠凝狀。 •密度隨停留時間增加而增加。
活性污泥	•通常呈棕色絨毛狀，具泥土味。 •如呈深色，表污泥處於腐敗狀態。 •如呈較淺色，表示曝氣不足易腐敗。 •可單獨消化，亦可與初級污泥混合消化。
滴濾池污泥	•新鮮時呈棕色絨毛狀，較無令人厭惡之氣味。 •分解速率較一般之未消化污泥慢。
好氧消化生物固體物	•通常呈棕色至深棕色絨毛狀，較無令人厭惡之氣味。 •可視為無活性物質。 •良好之消化污泥脫水性佳，
厭氧消化生物固體物	•呈深棕至黑色，當完全消化時，無令人厭惡之氣味，其氣味略具熱焦油、或橡膠燒焦味。
堆肥物	•呈深棕至黑色，良好堆肥物並無令人厭惡之氣味，且外觀類似商業用之園藝用土壤改良土

資料來源：Metcalf & Eddy, 2003

2.3 污泥特性

污泥主要係來自於廢(污)水處理程序之物化及生物處理等單元，由於產業界使用之化學物質種類繁多，致污泥特性複雜。一般而言，典型初級污泥及生物污泥之化學組成特性如表 2.3-1 所示，許多化學組成，包括營養鹽等為考量固體物最適化處置方式之重要因素，而 pH、鹼度及有機酸為厭氧處理程序控制之重要因子。表 2.3-2 為典型廢水處理操作之污泥物理特性。

表 2.3-1 典型初級污泥及生物污泥之化學組成特性

項　　目	初級污泥		消化污泥		活性污泥
	範圍	典型	範圍	典型	範圍
總乾固體物(% of TS)	5-9	6	2-5	4	0.8-1.2
揮發性固體物 (% of TS)	60-80	65	30-60	40	59-88
蛋白質(% of TS)	20-30	25	15-20	18	32-41
氮(N, % of TS)	1.5-4	2.5	1.6-3.0	3.0	2.4-5.0
磷(P_2O_5, % of TS)	0.8-2.8	1.6	1.5-4.0	2.5	2.8-11
鉀(K_2O, % of TS)	0-1	0.4	0-3.0	1.0	0.5-0.7
二氧化矽(% of TS)	15-20	-	10-20	-	-
pH	5.0-8.0	6.0	6.5-7.5	7.0	6.5-8.0
有機酸(mg/L as HAc)	200-2000	500	100-600	200	1100-1700
鹼度(mg/L as $CaCO_3$)	500-1500	600	2500-3500	3000	580-1100

資料來源：Metcalf & Eddy, 2003

表 2.3-2　典型廢水處理操作之污泥物理特性

處理程序	固體物比重（固體物密度/水密度）	污泥比重（污泥密度/水密度）	乾固體物（$kg/10^3 m^3$）	
			範圍	典型
初級沉澱	1.4	1.02	110-170	150
活性污泥	1.25	1.005	70-100	80
滴濾池	1.45	1.025	60-100	70
延長曝氣	1.30	1.015	80-120	100
氧化塘	1.30	1.01	80-120	100
過濾	1.20	1.005	12-24	20
去除藻類	1.20	1.005	12-24	20
懸浮生長式脫硝	1.20	1.005	12-30	18

資料來源：Metcalf & Eddy, 2003

一般二級廢水處理廠所產生之污泥包括初級污泥、生物污泥及兩者混合之污泥，該污泥特性包括物理及化學性質，闡述如下：

一、污泥之物理性質

(一) 比重

污泥之比重受含水率及有機成分與無機成分之組成比例所影響，含水率低或有機成分比例低時，比重較大。惟各類污泥皆含多量水分，因此其比重與水相近約 1.01，而混合污泥乾固體物之比重約為 1.5～1.8。固體物中無機成分比重遠較有機成分比重大，顯示固體物比重受污泥成分之影響甚大。

由於固體物比重較水為大，故可藉由比重差使污泥中之固體物顆粒沉澱及濃縮，比重差愈大沉降愈快，濃縮後污泥含水量愈低，因此污泥固體物比重為影響濃縮效果之重要因子。

(二) 粒徑

廢水污泥之固體物，其粒徑與形狀，也因廢水輸水方式及處理條件之不同而異，一般初級污泥及混合污泥之粒徑較剩餘污泥為大。初級污泥及混合污泥粒徑介於 10～2,000 μm，剩餘污泥則介於 10～100 μm。污泥粒徑受攪拌、曝氣及放置時間之長短而變化，如污泥腐敗或迴流會使其粒徑減少；而顆粒之沉降速度與比重、粒徑也有密切關係，因此相對地影響到濃縮及脫水效率。

(三) 黏性

污水具有黏稠性，而黏性與液體流動特性有關，流動特性又隨污泥種類、溫度及污泥濃度而異，溫度低或濃度高則黏性大。黏性一般與污泥沉降性有關，脫水性與毛細汲取時間(Capillary Suction Time, CST)有關，其流動指標即以 CST 表示之。

(四) 含水率

廢水處理所產生之污泥，一般偏親水性，以結合水及自由水之形態存在，含有多量之水分，其含水率通常以百分比（%）表之，而以[100%-含水率%]即為固體物含有率（%）。污泥含水率依排泥方法、剩餘污泥混合率、污泥固體物之粒徑分佈及固體物之有機成分比等而不同。

一般粒徑較小，有機成分高者含水率較高。初級污泥含水率約 96～99%，剩餘污泥含水率 90.0～99.5%，混合污泥含水率 97～99%。污泥因含多量水分，故其量高達廢水處理所去除之固體物乾重體積之 30～100 倍。

污泥含水率之測定方式為將污泥樣品置於 105℃下烘乾 2 小時，其所失去之重量百分比即為該污泥之含水率（W%），如下式：

$$W\% = \frac{S_0 - S_1}{S_0} \times 100\%$$

S_0 及 S_1 分別為污泥樣品烘乾前後之重量

二、污泥之化學性質

(一) 固體物之組成

污泥中所含固體物由在 550℃下分解之有機物（揮發性固體物）及無機物（揮發餘留物）所組成。有機物及無機物組成受廢水性質、排除方式及廢水處理方式等所影響。

一般而言，分流式收集系統由於流入砂土較少，有機成分較合流式收集系統高；又砂土等無機成分易在初級沉澱池去除，因之相對生物處理後剩餘污泥有機成分常較初級污泥為高，剩餘污泥有機成分比約 70～80%，混合污泥約 60～70%，污泥成分亦依季節性廢水特性之變化而稍異。

污泥有機成分由碳氫化合物、脂肪、蛋白質所組成，組成比依污泥種類而異。無機物則由砂、矽土、鐵、鋁、其他金屬氧化

物組成，污泥沉降時可成為粒子之核化位置，而增加其粒徑及比重，因此無機份較高之污泥與有機成分較高污泥相比，具有較高之沉降性及壓密性。

含水率、固體物比重、粒徑及黏性等物理性質皆受污泥之有機或無機成分所影響，相對也影響污泥處理之難易，故高有機成分之污泥較易腐敗。

(二) pH、鹼度及其他

污泥之 pH 值受廢水處理過程影響，一般污泥呈弱酸性或中性（pH約 6～7），上澄水之鹼度約 200～300 mg/L，有機酸濃度亦接近該值。但若污泥腐敗或受迴流水中污泥之影響，其 pH 也會下降至約 5～6，此時有機酸濃度會上升。

另外，pH 值亦會影響酵素之活性，而改變微生物對於有機物質之代謝能力，尤其對水解階段之胞外酵素影響大。

化學混凝劑（如石灰及明礬）常用於混凝沉澱處理，石灰及明礬混凝劑可有效去除廢水中之懸浮固體物及磷等物質，此混凝沉澱處理過程即為廢水處理廠中最主要之化學污泥來源。以石灰污泥及明礬污泥為例之化學污泥特性闡述如下：

一、石灰污泥

石灰污泥非常密緻且容易以重力式濃縮池進行濃縮，其石灰污泥濃度介於 5,000~10,000 mg/L，並含有碳酸鈣及磷酸鈣，以及一些惰性物質。

二、明礬污泥

明礬（硫酸鋁）混凝用以去除廢水中之SS及磷化物，所需之加藥量比石灰少，惟產生之明礬污泥較難脫水。通常與下水道污泥混合後，送至厭氧消化槽內消化，於消化過程中，$Al(OH)_3$及$AlPO_4$沉澱物仍會遺留在消化污泥固體物中，再與消化污泥一併以土地掩埋處置。某些情況下，可利用鹼性或酸性處理，予以回收明礬。

第三章　污泥源頭減量

3.1 廠內製程改善與操作管理

一、基本概念

廢水處理過程不論是採用物化或生物處理法，污泥的產生是必然的產物。污泥一旦產生，不論它是有害或無害、多或少，都需要依廢棄物清理法妥善處理，或依據資源回收再利用法轉化為回收或再生產品，企業都需耗費人力、金錢、技術妥善處理，以免造成環境污染。

解決污染問題的對策，不外乎預防污染物的產生、減少污染物的排放及進行污染物的處理，也就是所謂的廠內預防管理、製程減廢及管末處理，前二者的基本精神在於「治本」，與後者的「治標」有極大的差異，但對解決污染問題，著實有重大的效益，不僅可有效率地使用原物料，更可預防及減少污染物的產生，進而降低管末管理成本。

管理技術有許多是可以運用在污染防治方面的。雖然這些管理技術原先發展的目的並非污染防治，但經過適當的規劃與運用，可以很巧妙地與污染防治相結合，使全體員工均能輕易地運用這些技術，隨時消弭污染於無形。事實上，只有工廠內生產線的人員最清楚其責任範圍內所存在的污染問題，也只有靠每一個員工的共同努力，「全員預防管理」才能有效地解決污染的問題。

工廠減廢是減少污染物排出的事前預防措施，而管末處理，就是污染物於排出後，使之安定化、無害化之事後防治措施。前者是治本之道，後者僅是治標之權宜措施，但大多數企業只重視管末處理，而忽略預防管理才能既經濟又有效地解決環保問題。

在減廢的基本概念中，一般常用的是 6R 原則，即所謂減量(Reduction)、循環(Recycling)、再用(Reuse)、回收(Recovery)、再生(Regeneration)與研究(Research)，茲分述如下：

(一) 減量

即資源使用的合理化，減少資源不當應用必然降低排出量，如用水量之合理化，將不必要的水源關閉，防止管線漏水，使用

高壓水來清洗，製程中藥品添加量之控制，使用純度較高之藥品，減少排出量等等，均為減量之概念。

(二) 循環

將製程中可以回收循環使用之物質再返回生產程序中。如抄紙過程排出之白水，可回收再利用稀釋漿料、沖洗等，廢蒸氣可以作預熱，而冷卻水也可循環再用。

(三) 再利用

由某廠或某製程產生之廢棄物可以作為另一個廠或製程的使用。如製程中的廢酸可作為廢水處理時 pH 值調整之用。

(四) 回收

將排出之廢棄物經適當之處理後，回收使用，如白水排出後，經固液分離，把纖維及水分開後，淨水及漿料均可回到製程中使用。

(五) 再生

即將資源廢棄物經加工處理成為該產品之原料，如廢紙污泥可製成輕質緩衝材料，無機污泥可製程再生磚材。

(六) 研究

研究發展較低污染、更高效率之製程及以上述 5R 之創新方法。

以往工廠觀念認為製程不可動或視為機密，因此談到減廢，就與更改製程聯想在一起，意願不高。其實減廢最基本是先從管理著手，並不需要任何投資，即可獲得豐碩的成果。所以減廢的必要條件是工廠內上、下對污染防治有共同的認知，互相配合及支援才能達成目標。必要投資時，評估減廢方案之技術、經濟與環保效益可行性後，如屬正面者，均屬值得回收投資之方案。

二、預防管理技術的範圍及作法

污泥預防管理技術首先應溯自廢水產生之源頭，其次應進行廠內管理，最後評估應採取之何種適當之減廢技術。

(一) 污染源盤查

污染源盤查是進行廠內污染預防管理與減廢的首要工作，主要針對製程中可能產生的污染物，有系統地進行一連串的製程有

關的調查、測量、分析、紀錄及問題查詢等工作，建立完整的廠內背景資料，以供廠內管理、製程減廢及管末處理之重要參考依據。

有效率的清查工作，必須動員多數人的力量，由生產部門主管召集熟悉製程、管末處理等相關工程人員組成工作小組，在製程減廢專家的指導下進行。

一般來說，清查工作可細分為六項步驟，各步驟的作法逐項說明如下：

1. 瞭解工廠製程流程

進行現場勘查，實地瞭解廠內製程操作及單元程序間的關係，以建立完整之製造流程。

2. 清查製程單元中各步驟所使用之原物料

廠內排放廢水、廢液的污染特性與製程使用原物料有直接關係，故須清查各製程單元所使用之原物料，以初步瞭解污染特性。

3. 建立製程程序及污染來源流程圖

根據製造程序，詳細調查污染來源及排放情形，確立出各製程單元步驟連續性及定期性廢水、廢液排放源，並製作流程圖。

4. 調查各製程單元步驟槽液體積及組成

詳細調查各製程單元之槽液體積及槽液基本組成，作為後續廢水、廢液污染物濃度分析的基本資料來源。

5. 調查分析各單元步驟之槽液更換（或清洗）週期及其污染物濃度

調查製程單元流程步驟各槽液更換（或清洗）頻率及排放特性，並依其槽液組成特性，分析廢棄槽液中污染物濃度，以瞭解各槽液更換（或清洗）時，產生的污染量及污染質。

6. 推估量測及取樣水質分析各單元步驟清洗水之水量、水質

估測製程單元流程步驟用水量，並取樣檢測水質，以瞭解清洗廢水中所含污染物濃度。

(二) 廠內管理

經由污染源盤查知道各類污染源頭狀況，再由廠內管理來達到污染防治目標往往是最簡易，也是花費最少的，因經由管理防止物料不當使用、槽液洩漏或不當排放等情事，相對地杜絕了污染物的產生，是污染防治工作上最佳的治本之道，有關廠內管理的重點，茲分述如下：

1. 物料管理

對於原物料及產品，乃至於廢棄物進行適當的進出控制，可使物料使用合理化，避免物料過時或超量使用，而造成報廢品及處理/處置費用的支出。例如用水為物料之一種，不當使用水於製程或廠內其他活動均會產生廢水，即造成廢水處理之問題。又例如選擇適當之場所貯存物料，可避免物料因天候等環境因素造成廢水或廢棄物量的增加。有時要求供應商提供適當之物料包裝與容器，以及對供應商進行環境管理方面之溝通，均有助於減少污染狀況發生之可能性。

2. 洩漏及不當排放之預防

工廠因槽液意外洩漏或不當排放，嚴重污染環境，甚至造成公害糾紛案例甚多，以下為其主要原因：

(1) 設備日常保養檢點不善，造成故障、破損而洩漏。

(2) 原料或產品貯存槽體破損或溢滿而洩漏。

(3) 使用水清洗含原料、半成品或產品之桶槽產生高濃度廢水，未處理即行排放。

(4) 製程槽液老化後，更新時未處理或純化再用即予排放。

3. 廢水、廢液分類收集

廠內製程產生之廢水、廢液種類多、性質各異，濃度有時相差甚大，為求有效回收再利用或處理各種不同特性之污染物，妥善分類收集是廢水預防、減廢與處理規劃初期最具決定性的過程。

4. 員工之環保認知與訓練

廠內管理的成效關鍵在「人」，包括生產、維修、環保、工安衛、物料管理、公用設施、售後服務、採購等部門之相關人員是否用心執行，因此必須加強員工之環保意識，從兼顧經濟

與環保效益上，對員工之操作習性、污染預防與減廢之方法與作業程序均應施予訓練，藉以建立正確之預防管理與減廢之觀念與技巧，奠定環安第一的組織文化。

5. 環境管理系統之建立

國際標準化組織於 1996 年陸續公告 ISO14000 環境管理系列標準，其中屬於以組織環保為導向之標準計有環境管理系統(ISO14001s，於 2004 年修訂)、環境稽核(ISO14010s)、環境績效評估(ISO14030s)三類。環境管理系統是確認組織對環境之管理，其運作系統達到特定要求之規範，為 ISO14000 之核心，也是組織用以執行「污染預防」、「污染處理」、「持續改善」之管理工具與流程。

環境稽核所要查核者，除確認環境規劃與執行的一致性外，更要發現是否有結構性的問題，也就是管理系統真正要改善的是環境的因果關係，環境問題要解決通常要有回溯性，回歸其原因之探討才能治其本，否則常導致頭痛醫頭之窠臼。

管理大師曾說過：「無法量測，則無法管理」。環境績效評估標準提供建立環境管理系統之企業一套評估、建立、溝通與展現其環境績效之工具。

上述三類標準之實施架構與流程關係詳如圖 3.1-1 所示，企業要使其環保投資發揮經濟效益，使外部利害相關者肯定其環保作為，並掌握其環保活動軌跡，評估可行之持續改善或創新的策略。事實上在未來環保方面，企業也能發展出獲利的商機，例如 94 年獲頒企業社會責任首獎的台達電子，堅持採用價格昂貴的無鉛焊錫等綠色科技而得到 SONY 的大筆訂單。

三、減廢技術評估

(一) 減廢技術之概述

如前所言，污泥來自廢水處理，而如何在技術上減少或避免廢水的產生，即所謂的減廢技術。減廢技術不外乎污染源減少及回收再利用，前者分為原物料改變及製程技術改進，後者分為廠內/廠外回收有用物質或再利用廢物為原物料。

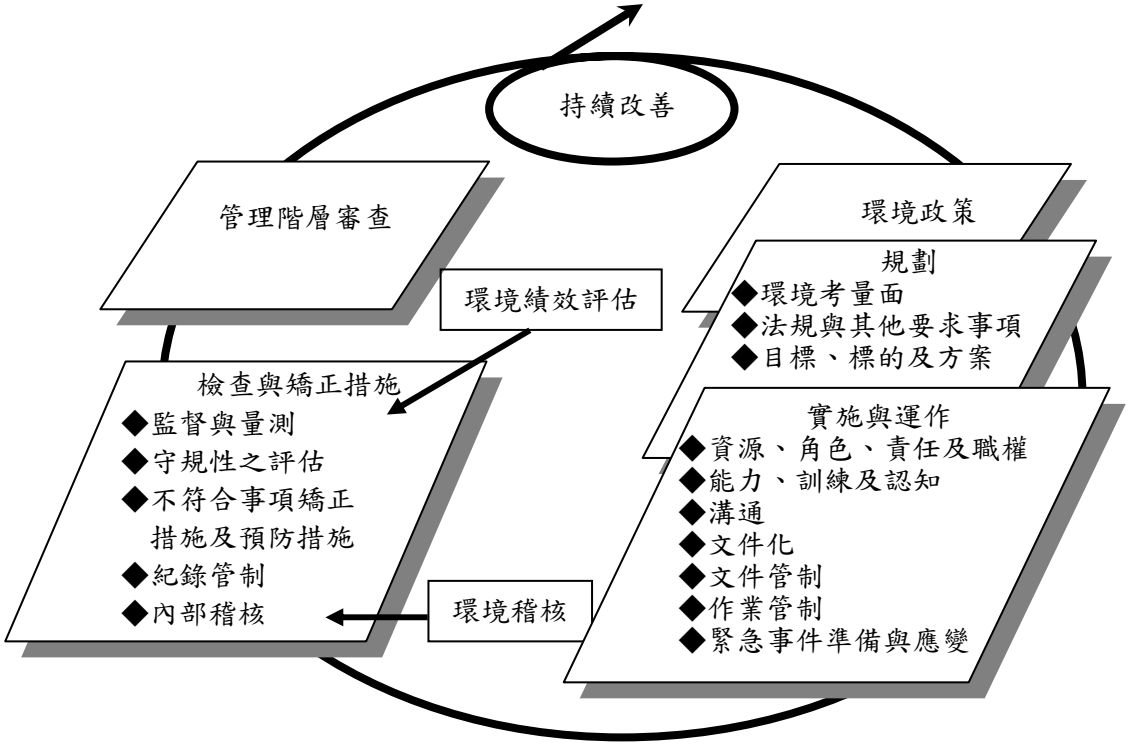


圖 3.1-1　組織導向環境管理系統之實施架構與流程

1. 原物料改變

製程原物料的選擇，除講求其性能外，對其產生的污染強度及處理的難易程度，也應詳細考量評估，以避免造成管末處理上的困擾，因此，在不影響產品品質的前提下，採用低污染或易處理的物料，間接可達到減廢的目的。

2. 製程技術改善

大多數產業均有物理或化學、生物的反應性製程，使用多種化學原料，產生之廢水、廢液污染強度大，且其特性隨產品製造層級的提升而愈趨複雜，為符合環保法令並降低廢水處理成本，許多低污染之製程技術與生產設備不斷地被開發出來，以預防過多的污染產生。

3. 回收再利用

前兩項為減廢優先考慮之對象，回收再利用雖為次要方案，但在前兩者之經濟成本太高的考量下，對某些製程中產生為數不少污染物之企業而言，如以減廢技術之觀點來看，回收再利用之效益往往不輸污染源減量。例如，造紙工廠抄紙過程

中產生之「白水」就是極富回收經濟價值之廢水；印刷電路板業、電鍍業之含金屬之廢水與污泥如分類妥善，經預先回收之處理程序，排至管末之金屬濃度即大幅下降，且處理水再經淨化可回收再利用。

(三) 減廢技術之評估

由於各產業之製程差異大，其廢水產生量相差甚大，故其污染源之預防與廢水回收再利用之方法亦不同。即使是同一產業之廠商，其製程亦有所不同，廢水量亦有差距數倍之實例，故前面所說的減廢技術，企業要選擇最適可行性之項目或方案，則需進行評估之過程，否則一味抄襲他廠之減廢技術，可能造成影響生產過程或產品品質，造成投資浪費的問題。

減量技術評估是一種系統化的規劃程序，具有可確認減少或預防廢水或廢棄物產生之方法為目的。圖 3.1-2 列出執行減廢評估之步驟，包括評估組織的成立、仔細審查製程及操作過程可能產生污染之源頭，依污染之輕重緩急，篩選特定範圍來評估。設定某特定污染源與範圍為減量之目標後，即可進行研究許多具減量潛力之方案，然後依現有技術與經濟效益進行可行性分析，篩選最佳減廢技術方案來執行。在方案完成執行一段期間後應評估該方案之功能與效益，並訂定或修正標準作業程序，以利進行持續改善，或尋找新的評估目標，繼續進行污染減量之工作，讓正確環保做法落實於組織文化中。

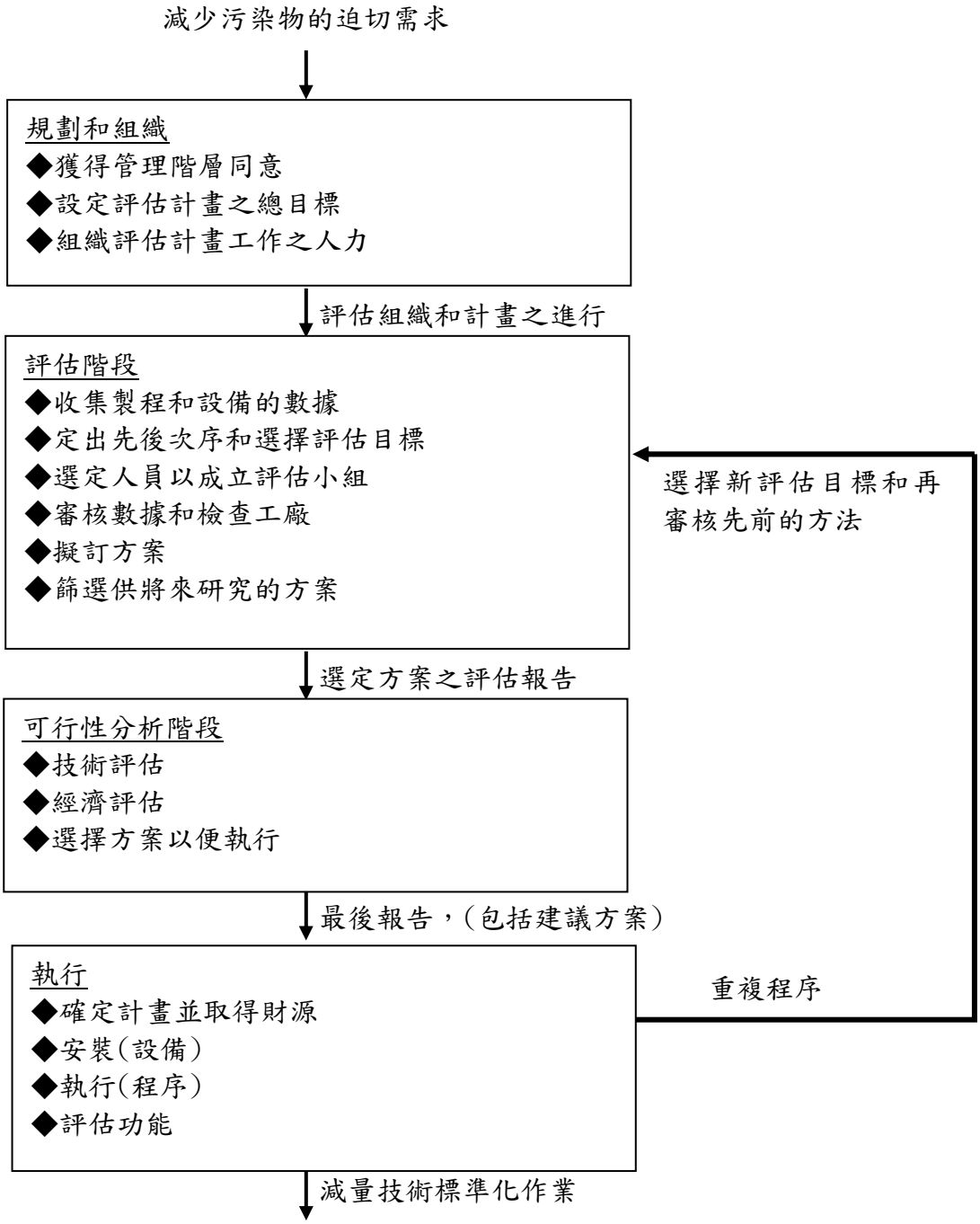


圖 3.1-2　污染物減量評估程序

3.2 廢水處理流程設計之選擇

廢水處理流程設計時需考量之主要因素如下：

一、廢水水量特性：水量特性將影響相關處理設施之水力設計，如處理流程之進流型態（連續或批次）、處理單元之容積、水位高程之變化、管線之大小、處理設備及輸送設備之容量等，因此需先予瞭解，通常需確認之水量特性包括：平均日流量、最大日流量、最大時流量、最小時流量及每日 24 小時內流量之變化情形等。

二、廢水水質特性：水質特性為廢水處理流程選擇之最重要因素，廢水組成成分不同，其適合處理之流程亦有很大之差異，如未能針對廢水水質之特性選擇適當之處理流程，將無法達成預期之處理效果，特別是工業廢水之組成往往隨著產業別而異，且通常有酸、鹼、油脂、高污染濃度、含難分解物質或有害物質(如重金屬等)之特性，因此在處理流程選擇上更需依其特性予以設計。

三、處理之需求：處理需求對於廢水處理流程選擇主要之影響在於處理程度之決定，若廢水處理後即逕行排放承受水體，則需依不同行業別及承受水體所適用之放流水標準規定設計處理流程；若廢水處理之目的為工業區內綜合廢水處理廠或都市污水處理廠之前處理，經處理後之廢水係排入下水道中，再由綜合廢水處理廠或都市污水處理廠作後續處理，則通常僅需符合處理廠管理單位所訂定之下水道納管限值標準即可，通常納管限值標準遠較放流水標準為之寬鬆。此外，若廢水中含有具回收價值之成分，而考慮藉處理流程予以回收，其流程則需特別設計。另近來由於對於水資源之永續利用觀念更為普及，廢水經處理後再予回收利用已漸成趨勢，甚至部分工業區之管理單位亦訂定有回收水再利用比例之規定，所以若有廢水回收再利用之考量，亦需依據再利用用途之水質需求選擇適當之處理流程。

四、其他考量：處理用地之大小、對周邊環境之影響、初設及操作維護之成本、操作維護技術之難易、處理流程或設備之專利、處理流程產生污泥之後續處理及處置等皆與廢水處理流程之選擇有關。特別是污泥後續處理及處置之問題，由於如「水污染防治法」、「廢棄物清理法」

等相關法規之修訂後，因廢水處理排放水質要求提升，處理流程中所產生之污泥隨之增加，而所產生之污泥亦需依法令之規定進行妥善之處理及處置，使得污泥處理及處置成本日趨高昂，甚至佔廢水處理成本相當之比例，因此污泥後續處理之問題愈發成為廢水處理流程選擇上重要課題之一。

如前所述，由於污泥處理已成為廢水處理設計上之重要考量因素之一，且顯著影響整體處理成本之多寡，所以若能在廢水處理流程之選擇上，即考慮選擇污泥產生量較少之處理流程，則不僅可減少污泥處理設備之容量需求，進而減少初設及操作維護成本外，並連帶降低污泥後續最終處置之費用。

一般廢水處理流程依其處理之目的及原理可概分為預處理、物理化學處理及生物處理等三大類，各類處理方法中較廣為採用之處理程序簡述如下：

一、預處理：

(一) 攔污：攔除廢水中所含之較大固體物，避免造成後續處理單元、設備及管線故障或阻塞。常用之攔污設備為攔污柵，依其作動方式可分為人工清除及自動清除二種，柵距之選擇依欲去除固體物之大小決定。

(二) 除砂：去除水中所含砂礫，避免造成後續處理單元、設備及管線故障、磨損或阻塞。沉砂單元主要有重力沉砂、曝氣沉砂及渦流沉砂等三種類型。

(三) 除油：油脂易黏附於管線內壁而減少輸水能力，並會影響廢水處理單元之處理能力，且造成濾床阻塞。除油之處理方式很多，但較廣為應用且操作簡便者多屬機械式之套裝設備，如 API 油水分離器（American Petroleum Institute Separator）、PPI 分離器（Parallel-plates Interceptor）及 CPI 分離器（Corrugated-plates Interceptor）。

(四) 調勻：若水量或水質變化過大時，往往造成後續處理單元設計及操作參數率定上之困擾，因此需於進行處理前先將其調整均勻。一般常利用具備足夠容積並設有攪拌設備之調整池進行調勻功能。

(五) 中和：工業廢水常為偏酸或鹼性，若未將之調整為中性，不僅影響後續處理功能，亦會造成後續處理設備及管線之腐蝕，因此需添加酸、鹼劑使其中和；此外若後續採用化學混凝處理程序時，適當之 pH 值將使處理效果良好、減少加藥量及污泥量；另如薄膜處理程序中，其進流水 pH 值調整亦為防止膜體劣化及減少阻塞之重要控制條件。

二、物理及化學處理：

(一) 混凝沉澱法：為最常見之物化處理程序之一，係利用化學藥品使廢水中之膠體或分子性粒子凝結成較大顆粒後易於沉澱，以去除污染物。本處理流程通常需設有混凝及膠凝之攪拌設施、沉澱單元及加藥控制系統。由於係採加藥處理方式，所以處理過程中產生之污泥量較多，但若能選擇適當之 pH 值及加藥量，則對污泥量之控制將有所助益。至於混凝劑或助凝劑之選擇依欲去除之污染物亦有所不同，若廢水中含有具回收價值之成分，則可採用此種處理程序後，自污泥中回收具經濟效益之物質。有關污泥重力沉降技術可參見 4.2.1 節，加藥調理技術則另見 4.3 節。

(二) 浮除法：係於加壓水中通入空氣，經解壓後產生氣泡附著於懸浮物質上，藉其浮力使懸浮物質上浮至液面，以達固液分離之效果，通常在採用浮除法時會添加凝聚劑以增加固液分離之效果，浮除法依加壓之方式可區分為部分加壓、全加壓及循環加壓等三種方式。浮除濃縮技術可另參見 4.2.2 節。

(三) 氧化還原法：化學氧化或還原通常用於處理工業廢水中含有無法以簡單物理方法去除之溶解性無機有毒物質，如氰化物、酚及鉻系廢水。通常氧化劑之種類包括氯系氧化劑(如液氯、漂白粉、漂白液等)及臭氧等，除此以外，電解氧化法及濕式氧化法亦廣受採用。由於此類程序多用於處理無機有毒物質，所以其所產生之污泥需妥善處置，避免造成二次污染。

(四) 過濾法：水流以一定速率通過濾床，藉由濾材之吸附及過濾機制去除水中之懸浮固體物，其型式依流體型態可分為重力及壓力二類；依水流方向區分有向上及向下流；濾材成分以砂礫及無煙煤較為常見，新近發展亦有使用塑膠單體或繩索等各類材料作為濾

床。

(五) 活性碳吸附：利用活性碳之吸附作用去除水中之有機物、色度及臭味等成分。

(六) 薄膜分離法：主要以壓力為驅動力(Driving force)，並利用薄膜孔徑大小或薄膜表面之特性進行溶劑與溶質之分離，以達處理或純化水質之目的，其中較為常用之薄膜程序包括微過濾(Micro-Filtration，MF)、超過濾(Ultra-Filtration，UF)及逆滲透(Reverse Osmosis，RO)等，前述各程序可分離之物質依其孔徑大小及適用壓力而有所不同。

(七) 離子交換法：係利用不溶性樹脂去除廢水中之帶電離子，並將樹脂中等當量之相反帶電性離子交換至廢水中之方法，通常用於處理廢水中之溶解性無機鹽及重金屬等，另此種方法也適用於回收具經濟價值之物質。

(八) 消毒：消毒之目的在於消滅廢水中之細菌及病毒，使符合放流水及後接續再利用之標準，常用之方法為添加化學藥劑(如氯等)、紫外線及臭氧消毒等。

(九) 其他物化處理程序：其他較常見之處理程序尚有電透析、電膠凝、電聚浮除及電解法等。

各類物理化學處理程序中混凝沉澱及浮除法會直接產生污泥，其他方法則較無污泥產生，如活性碳吸附及離子交換法並無產生污泥，但需針對所用之活性碳及樹脂予以再生，而薄膜分離法及過濾法則需將其濃縮廢液及反沖洗水作進一步處理後方會有污泥生成。混凝沉澱法因加藥緣故所以污泥量較多，不過仍可藉由選擇適當之化學藥劑及加藥量以減少污泥產生量，通常有機高分子所產生之污泥量較少於無機混凝劑，最佳加藥量之測試方法甚多，最廣為採用即為杯瓶試驗（Jar test）。最佳加藥量之測試方法甚多，最廣為採用即為杯瓶試驗（Jar test），可參見 4.3 節。

三、生物處理法：利用水體中微生物之代謝作用以去除廢水中之溶解性及膠體有機物之方法，被去除之有機物質則被轉化成生物質量(Biomass)，即為生物污泥後予以排除處理。生物處理法依其需氧之方式可分為好氧及厭氧兩大類；另若依生物生長方式亦可分為懸浮式及

附著式二種。迄今已發展出許多生物處理程序，惟各處理程序仍多採上述需氧及生物生長方式變化組合而成，此處列舉較常為採用生物處理法如下：

(一) 活性污泥及其修正方法：屬好氧之懸浮生物處理程序，為目前最廣泛應用之廢水處理方法。依活性污泥法之原理而發展出來之修正方法包括延長曝氣法、階梯曝氣法、純氧曝氣法、氧化渠法、深層或超深層曝氣法、分批式活性污泥法、粉末活性碳活性污泥法等。

(二) 生物膜處理法：屬附著式生物處理程序，而需氧型態兼具有好氧及厭氧二種，依生物膜之深度而異。依處理設施及供氧方式不同，常採用者為旋轉生物膜盤法、滴濾法、接觸曝氣法等。

(三) 薄膜生物反應器：結合活性污泥與超過濾膜（或微過濾膜）之處理法，薄膜生物反應器利用薄膜分離活性污泥，取代沉澱池固液分離之功能，薄膜材料具有效分離固體物之特性，能將活性污泥貯留於反應槽中，克服污泥膨化(Sludge bulking)等問題，並可延長活性污泥之停留時間，降低污泥產生量，並達到有效提昇處理水品質之目的。

(四) 厭氧處理法：以往多用於污泥、垃圾滲出水及水肥等高濃度廢水之處理，較少直接用於一般廢水之處理，較常用之懸浮式處理程序有厭氧消化法；屬附著式有厭氧固定床、流動床及厭氧旋轉生物膜盤法。不過近年來亦發展出可適用於較低濃度廢水之處理程序，如厭氧滴濾池及上流式厭氧污泥床法等。

(五) 生物除氮、磷法：依據生物去除氮及磷之原理，組合厭氧、缺氧及好氧處理程序以達去除之目的，採生物處理方式除磷，因不需添加化學藥劑，所以產生之污泥量較少。生物除氮、磷之處理程序甚多，有單獨除氮及除磷之程序，亦有合併去除之程序，其中屬合併處理程序中較具代表性有 A2O 程序、改良式 Bardenpho 程序、改良式 UCT（University of Cape Town）程序及 TNCU（Taiwan National Central University）程序等。

生物污泥之生成為水中微生物於代謝有機物之過程中，某一比例之有機物被合成為新細胞，其中一部分則再經由內呼吸作用轉換為能

量，其餘部分則形成過剩污泥，因此污泥之產生量與微生物之代謝過程有密切之關係，通常處理程序係藉衰減增殖期(Declining growth phase)及體內呼吸期(Endogenous phase)之微生物處理廢水，因此時期微生物生長率開始降低且微生物會進行自體分解，所產生之污泥量較少。

一般而言，若以微生物需氧方式來區分污泥量之多寡，則厭氧處理程序產生之污泥量會少於厭/好氧程序；而厭/好氧程序產生之污泥量又少於好氧處理程序；此外，若以生物生長方式區分污泥量之多寡，則附著式處理程序產生之污泥量會少於懸浮式。

由上述之分析可知，活性污泥法屬懸浮式好氧處理程序，所以產生之污泥量最多，不過由於在此種處理程序中，污泥產生量與生物細胞之平均停留時間有關，當生物細胞之平均停留時間適當予以延長時，污泥產生量將會減少，因此若採用活性污泥法之修正法中之延長曝氣法進行生物處理程序之設計，將有助於污泥之減量。

3.3 物化處理單元污泥減量技術

一、污泥量之決定因素

決定污泥量之主要因素有三：

(一) 廢水水質：廢水中含有有機物、無機物、懸浮固體或溶解性鹽類，宜了解產生污泥之物質及其濃度，針對廢水特性尋找減少產生污泥之途徑。廢水中含有之成分複雜，可以形成污泥之物質甚多，由下列物質可知污泥來源之多元性：

1. 懸浮固體
2. 膠體物質
3. 金屬
4. 溶解鹽
5. 顏色
6. 有機物
7. 處理劑
8. 微生物

(二) 處理系統：廢水處理有理化處理或生物處理，各對污泥之產生有極大之影響。

1. 物理處理方式：主要為沉澱及浮除，污泥量與水中原有之固體有關。
2. 化學處理方式：污泥產生與加藥種類及劑量有關，但有些處理方式並無污泥產生(詳如表 3.3-1 所示)。

表 3.3-1　化學處理與污泥產出情形

化學處理方式	污泥產出情形
混凝沉澱	產生污泥
化學沉澱	產生污泥
離子交換	無污泥
吸附	無污泥
氧化	無污泥
pH 調節	一般無污泥

3. 生物處理：主要由污泥產生係數(Yield coefficient)決定，

$$y = \frac{\Delta X}{\Delta S}$$

式中△X＝SS 增加量

△S＝有機物去除量

標準活性污泥y＝0.5，接觸曝氣、滴濾法、RBC、附著生長系統等y＝0.2，至於實際污泥產生係數y_{obs}一般活性污泥法表示如下：

$$y_{obs} = \frac{y}{1 + k_d \theta_c}$$

由上可知，y、θ_c、k_d均與y_{obs}有關，故其生物污泥受處理系統及操作特性之影響。有關污泥產生係數之探討可參見 3.4.1 節。

(三) 處理操作：一般而言處理效率高，污泥產生多，以物理之固液分離而言，決定沉澱效率之因素主要為水力負荷 （或稱表面溢流率 Overflow rate，OFR)及固體負荷(Solid loading, SL)，方程式表示如下：

$$\text{水力負荷 } OFR = \frac{Q}{A}$$

$$\text{固體負荷 } SL = \frac{QC}{A}$$

其中 C 為乾固體濃度，OFR 及 SL 愈小，沉澱效果愈好，污泥也就愈多，生物處理也是一樣，處理效率好，生化作用轉化為

生物污泥之量也多。

系統之操作影響污泥之產生，例如上澄液之迴流、化學藥劑之類別與劑量、加藥點等。若生物處理功能強，可減少初級處理之負擔，而將可分解物質留待後續之生物處理系統負責，降低初級沉澱池污泥量；同樣在符合放流水標準之條件下，控制加藥或操作，使放流水中維持較高之懸浮固體濃度，而達減少廢棄污泥之目的。

二、前處理水質之管制

工廠廢水變化多端，含有機及無機污染物質，質量變化大，工業區均以前處理標準管制工廠之排水，並以加成收費促使工廠做好前處理工作，但實際仍有異常之排放，不但影響處理功能且也增加污泥量，因此工業區污水廠對於各工廠前處理仍應持續有效管制稽核與輔導。

工廠廢水水質與污泥有關者如下，前處理管制應特別留意下列問題：

(一) 廢水 pH：許多物質在低 pH 時為溶解態，故無 SS 或甚少；因此應注意工廠排放之 pH 值不宜低於 5，否則與其他廢水混合，pH 提高即產生沉澱，建議可修正進流 pH 之限值，要求工廠排水 pH 值在 6 以上為宜。

(二) 廢水重金屬：理由同上，隨 pH 提高即產生沉澱，故有重金屬排放之工廠應特別注意其重金屬濃度。

(三) 其他會沉澱之離子，如硫化物、磷酸鹽、氟化物、鈣、鎂、鐵鹽等均可能形成沉澱物。

(四) 異常水質：如一般混凝劑均有其加藥最佳之 pH 值，廢水 pH 過高將導致混凝劑之用量增加，可能提高衍生污泥量。

(五) 混濁之膠體：其多為極細小微粒，無法沉澱，可通過 0.45 μm 濾紙而屬於溶解固體，加藥後才能沉澱。

(六) 顏色：大部分顏色均可以混凝去除其大部分，其分子既非 SS，而實際又需耗用藥品，產生污泥。

污泥處理系統如圖 3.3-1 所示，污泥處理過程中濃縮槽及消化槽上澄液以及脫水機濾出液等，水量、水質影響操作甚大，其迴流至下列二處：

(一) 進流抽水站，或調勻池

(二) 曝氣槽

污水處理廠一般將各類上澄液迴流至進流抽水站，無異將增加進流廢水之濃度與水量，如於前端化學混凝加藥，因加藥量隨 SS 而增加，污泥也必增加；迴流至曝氣槽時，若主要為生物性顆粒，則可視為系統內部迴流，影響較小；當迴流量大且 SS 與 BOD 濃度均高時，應少量均勻排入，瞬間大量排入將會造成額外負荷突增，影響出水水質，進而影響後段加藥。一般工業區污水廠化學污泥與生物污泥採混合處理，上澄液迴流入廢水曝氣系統，應注意活性污泥之品質，其 MLVSS 與 MLSS 之比不要太低。另好氧消化上澄液較厭氧水質穩定，BOD 也低，其迴流至曝氣槽之影響較小。

處理流程中無前段加藥時，上澄液可迴流至抽水站或調勻池，如污泥處理操作正常，干擾不大，但若濃縮效果不良，可能會影響生物處理及後段之加藥。

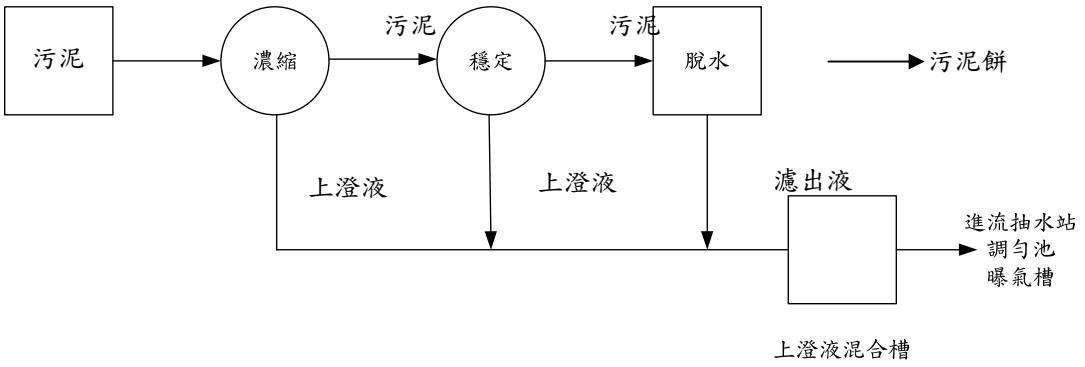


圖 3.3-1　污泥處理系統

在加藥點方面，一般前段加藥比後段加藥污泥量要多，主要是因為前段水質較差、SS 多，後段加藥處理水質較好。

三、調勻池有效運用

調勻池之基本功能為調節水量及水質，其容量需足夠應付流量變化之需要，同時要考慮到水質調勻的功能，充分的攪拌混合。至於其他功能，如冷卻、化學反應(例如氧化、pH 調整、混凝)、揮發、吸附、生物處理等，可視需要作有效運用，以減少污泥產量。調勻池功用如下：

(一) 利用調勻池自然調節 pH，減少混凝劑或沉澱劑加藥量。

(二) 保持水質濃度均勻穩定，前段加藥可以定量控制，不致浪費加藥。

(三) 以調勻池用作第一段生物反應池，避免前段加藥混凝，產生化學污泥。

(四) 上澄液迴流至調勻池可能會影響到前段之加藥處理產生化學污泥，如必須迴流至調勻池，應在池水較滿時注入。

四、單純沉澱

單純沉澱為不加藥品而使粒子發生分離沉澱，相當於初級沉澱池，由沉澱試驗可設計一定去除效率時之表面溢流率V_0。由Hazen理論推想沉澱池理論，$V_0=Q/A$，要去除小粒子，池之面積A要大，但為考慮污泥量之產生以及後續之處理能力，初級沉澱池之效率可以視情況設定，在水量穩定生物處理時間夠長，粒子屬於可分解之情況下，可以省去初級沉澱池，也就不產生初沉污泥，如此可使處理更為簡化。有關重力沉降之設備與技術可參見 4.2.1 節。

五、浮除

浮除與沉澱作用相反，粒子經加藥後向上浮升，其污泥質量較沉澱為多，但浮除之污泥濃度較高，污泥體積較小，且浮除分離液水質較佳，對後續處理之污泥減量，微有助益。有關浮除濃縮之設備與技術可參見 4.2.2 節。

六、混凝沉澱

廢水混凝所用之混凝劑多為鋁鹽或鐵鹽系列。一般最佳之 pH 約在中性偏酸，若廢水偏鹼，雖也可混凝，此時只是把混凝劑當酸用，不但不經濟，且也增加污泥量；因此若廢水 pH 太高，應以酸先降 pH，然後再加藥混凝。有關加藥調理相關理論詳見 4.3 節，在此以兩例說明混凝劑形成氫氧化物沉澱後所衍生之污泥量，不同混凝劑之本身污泥產生量如表 3.3-2 所示。

(一) 10%PACl：

依據經濟部標準局「中國國家標準CNS總號 12537 類號 1278 之自來水用聚氯化鋁」規定PACl應含 10%Al_2O_3,比重應為 1.2。

10%Al_2O_3=100,000mg/kg=120,000mg/L

Al_2O_3分子量=2×27+3×16=102

1mL 10% PACl=120mg Al_2O_3

Al_2O_3 產生之污泥χ

Al_2O_3 → $2Al(OH)_3$

102 2×(27+17×3)=156

1mL=120mg Al_2O_3 χ

χ=156/102×120=183.5 mg/mL

=153 mg/g 10%PACl

=0.153 mg/mg

實際產生之污泥另需考慮 SS，色度及磷形成之污泥。

(二) 硫酸鋁

$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ → $2Al(OH)_3$

594 156

1 y

混凝劑 1mg 產生之污泥量為 y，

y=156/594=0.26mg/mg

(三) 不同混凝劑之本身污泥產生量如表 3.3-2 所示。

表 3.3-2 混凝劑產生之污泥量估計

項目	混凝劑藥品化學式	污泥產量比值(污泥量/加藥量，mg/mg)
濁度		1.0
色度		2.0
硫酸鋁	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$	0.26
硫酸亞鐵	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0.38
硫酸鐵	$Fe_2(SO_4)_3$	0.54
氯化鐵	$FeCl_3$	0.66
PACl(10%)	$[Al_2(OH)_n Cl_{6-n}]_m$	0.15

3.4 生物處理單元污泥減量技術

生物處理法利用環境中之微生物對廢水中之有機物進行分解，在此反應過程中獲得其生長所需之能量，同時增殖生成細胞；所生成之微生物細胞、組織及膠羽排出於反應系統外，即形成廢水處理系統之生物污泥。

常用的生物處理法，可根據好氧、厭氧或懸浮性生長、附著性生長進行區分，各生物處理法之污泥產生情形比較如表 3.4-1 所示。其中，屬於懸浮生長系統之活性污泥法被廣用於一般廢(污)水及工業廢水的處理，為目前廢(污)水處理的主流，此法所產生的污泥量亦為所有生物處理法中最高；而附著式生物處理法因 BOD 去除率較低，厭氧生物處理法因需較成熟之操作技術，其污泥量雖然遠低於活性污泥法，但並不如活性污泥法普遍；而接觸曝氣法因其介於懸浮與附著性生物系統間，為近來逐漸被業界所採用的方法，污泥量則介於活性污泥法與厭氧處理法之間。

表 3.4-1　廢水生物處理法污泥量比較

型式		名稱	污泥量
好氧系統	懸浮式生長	活性污泥系統 曝氣式氧化池	較多
	附著式生長	滴濾池 旋轉生物圓盤	較少
	介於懸浮生長與附著式生長之間	接觸曝氣法	較少
厭氧系統	懸浮式生長	厭氧接觸系統	少
	附著式生長	厭氧接觸槽	少
	介於懸浮生長與附著式生長之間	厭氧流體化床	少

資料來源：石濤，1999。

以微生物所處之環境及反應特性加以區分，則其增殖係數及相對之污泥產生量如表 3.4-2 所示，其中，有機物之好氧氧化所產生之污泥量最高，缺氧脫硝反應之污泥產生量居次，好氧硝化之污泥產生量明顯較低，而厭氧處理系統產生之污泥量則最低，各處理環境所產生之污泥量之差值可達 8 倍之多。本節針對常用的好氧處理系統及厭氧處理系統加以說明，探討如何於操作過程中，利用控制各項操作條件來降低污泥量，其他可開發之生物污泥減量新技術詳見第 3.5 節。

表 3.4-2　不同生長環境增殖係數與污泥產生量之比較

生長環境	電子供給者	電子接受者	微生物增殖係數	污泥產生量
好氧	有機物	氧氣	0.40 g VSS/g COD	高
好氧	氨	氧氣	0.12 g VSS/g NH_4-N	中
缺氧	有機物	硝酸鹽	0.30 g VSS/g COD	高
厭氧	有機物	有機物	0.06 g VSS/g COD	低
厭氧	醋酸鹽	二氧化碳	0.05 g VSS/g COD	低

資料來源：譯自 McGraw Hill, 2003.

3.4.1 好氧單元污泥減量

一、活性污泥法污泥減量

正常的活性污泥處理系統，除應能承受並適應進流水量、負荷量及環境之突變外，並在適當的操作程序下，維持污泥活性系統中微生物之功能及活性，以獲得良好的放流水質，更應能有效地降低生物污泥量。

(一) 原理

活性污泥處理原理在於藉曝氣造成之紊流及攪拌，以使好氧性微生物維持相當均勻的懸浮狀態，在有氧分子存在情況下，微生物將可溶性及具膠質性質之有機物氧化成水及二氧化碳。一般而言，活性污泥處理程序接在初級沉澱池之後操作，曝氣槽中廢水與微生物之混合液經生物作用後，流入重力沉澱池以進行固液分離之步驟。大部分微生物經沉澱池沉澱後，部分污泥迴流至曝氣槽前端與入流廢水混合，剩下多餘的污泥則進入污泥處理設施。活性污泥迴流率及其濃度決定了曝氣槽中混合液體懸浮固體濃度(MLSS)，並保持一定值，在氧化過程中，某一數量的有機物被合成新的細胞，其中一部分則再經由內呼吸作用，轉為能量，其餘部分則為剩餘污泥。

(二) 設計參數探討

在活性污泥系統設計考量上，對於微生物的基質負荷，一般直接以食微比(F/M)來表示。所謂食微比係指在曝氣槽中每單位微生物，在單位時間內，所應負荷的基質量，在實務應用上，由於

放流水基質濃度理應遠低於進流水基質濃度，因此可以式(3-1)說明設計參數(F/M)與操作參數(θ_c, 污泥停留時間)之關係

$$\frac{1}{\theta_c} \approx Y_T\left(\frac{F}{M}\right) - K_d \qquad \text{式(3-1)}$$

式中 θ_c：污泥停留時間(Sludge Retention Time)

F/M：食微比(Microbial Organic Loading)

Y_T：微生物增殖係數(Microbial growth yield)

K_d：微生物衰亡常數(Microbial decay coefficient)

由上式可知，食微比愈大，其污泥停留時間愈短；反之，食微比愈小，其污泥停留時間愈長。因此，在維持系統固定微生物量的前提下，食微比愈大，微生物在基質量充沛的環境下，增殖量亦增加，因此所需廢棄的污泥量亦增加，而由污泥停留時間基本定義可知，其停留時間將減少，反之亦然。而在處理特定廢水下，其所馴養而得的微生物，在理論上對該廢水具有固定的Y_T及K_d值，因此污泥停留時間θ_c與食微比F/M間已成固定關係，亦即在設計上，決定食微比，亦已同時決定了污泥停留時間。

在設計上，污泥停留時間θ_c與食微比F/M二者均可應用，但其中一個固定，另一個即可視為固定；選擇適當的食微比值，並決定曝氣槽中污泥濃度X(即為MLSS濃度)，則可求取相對應之污泥停留時間θ_c，可進一步求得理論設計廢棄污泥量。

在活性污泥系統中的食微比，即代表微生物的有機負荷，必須適當選擇，因其對(1)處理效率；(2)污泥產量；(3)氧的需求量；(4)固液分離等具有顯著影響效應。圖 3.4-1 為各種活性污泥法設計之理論負荷範圍。

在過高的食微比的設計與操作條件下，有機碳的去除率會顯著降低(60~75%)，污泥的產量也會明顯增加，而因為微生物增殖，需要大量的營養鹽，因此營養鹽的去除率會顯著增加，用於合成新的細胞質。而過高的食微比條件，對氧的消耗速率而言會減少，因為大部分的有機物是用來合成細胞質，而不是用在氧化有機質以取得能量。再者，因為過高的食微比，導致污泥停留時間過短，微生物具有相當高的比生長速率，造成污泥分散(Dispersed)無法凝聚(Agglomerated)，最後使得最終沉澱池固液分離效果降低，放流

水將含過高的污泥顆粒。此種設計與操作條件，後來被應用於活性污泥法的修正法—高率活性污泥法 (High-rate Activated Sludge Process)。

當食微比偏低時，代表微生物有機負荷偏低，此時雖然處理效率會有所改善(75~95%)，污泥的產量也會最少，但是氧的消耗速率會是最大，因為微生物的食物不足，所能獲得的有機物質，大多僅能被氧化用以產生維生所需的能量，無法用於合成新的細胞質，相對的用以合成新的細胞質所需的營養鹽使用量亦會減少；此外，食微比偏低代表污泥停留時間偏高，微生物比生長速率減小，在此極端的條件下，會導致原已凝聚的污泥再次分散，亦使得最終沉澱池固液分離效果不良，放流水將含過高的污泥顆粒。此種設計與操作條件，後來被應用於活性污泥法的修正法—延長曝氣活性污泥法(Extended Aeration Activated Sludge Process)。

由上可知，選擇適當的有機負荷與污泥停留時間，對環境工程師在設計活性污泥系統時，是相當重要的。如何決定能使得處理效率、污泥產量、氧的需求量以及固液分離效果整體達最佳的有機 負荷與污泥停留時間，在活性污泥系統設計上，已是成敗的關鍵。傳統的活性污泥系統應用於生活污水之處理上，適當的有機負荷為0.2~0.4 kg BOD_5/kg MLVSS.day，污泥停留時間則在5~15天。

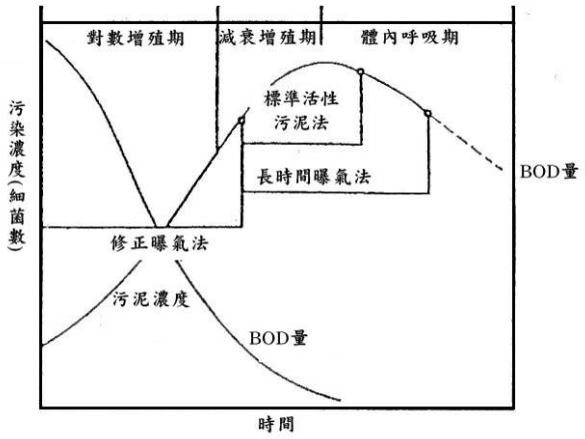


圖 3.4-1　各種活性污泥法設計之理論負荷範圍

(資料來源：歐陽嶠暉，2000)

(三) 污泥產生量

活性污泥系統利用微生物攝取有機物質與其它營養鹽，以獲取維生所需的能量，並同時合成新的細胞質，因此活性污泥系統在正常情況下，污泥量應是逐漸增加。如果將累積增加的污泥，一直維持在系統中，將使得曝氣槽中的微生物量亦隨之增加。在進流水水質與水量固定的條件下，由於微生物量的增加，使得食微比變小，無法維持在適當的範圍內。因此，為有效控制適當的有機負荷，必須控制系統中的污泥量，因增殖而增加的污泥量，則應予以排出系統廢棄，此部分的污泥即為剩餘污泥量(Excess sludge)，或稱廢棄污泥量(Waste sludge)。

由於自系統中排出予以廢棄的污泥，應經過適當處理，在不危害自然環境條件始可棄置，因此在設計活性污泥系統時，勢必同時考量設計處理污泥的設施(備)。而在設計污泥處理設施(備)前，必須能夠估算出剩餘污泥量。

在實務上以y_{obs}來表示實際觀察所得的微生物增殖速率(Observed growth yield)，用以代表已併同考量微生物增殖與衰亡後的合成增殖速率，微生物實際增殖速率y_{obs}與污泥停留時間θ_c間成反比關係，亦即每天廢棄污泥量愈少，污泥停留時間θ_c則愈長，微生物實際增殖速率y_{obs}則會變小。一般在操作上，對於過剩污泥多以一天排棄乙次為原則，在達到穩態操作條件下，每天必須排棄的污泥量，則為每天微生物實際增殖的量。以一天來考量，如式(3-2)所示。

$$\Delta X = Y_{obs}\Delta S \qquad \text{式(3-2)}$$

式中 ΔX：一天內之污泥產量

ΔS：一天內曝氣槽去除中之基質總量

Y_{obs}：實際微生物增殖係數(Observed growth yield)

(四) 控制重點

進流水質與程序操作直接影響曝氣槽中微生物特性，而微生物特性與污泥沉降性、放流水質有關，因此對微生物生長特性之瞭解將有助於操作程序之控制，並降低活性污泥量，這可藉量測微生物量、代謝作用與污泥沉降性而達成。此外，為確認活性污

泥操作成效，現場操作人員可藉由觀察若干重點來檢視，例如：污泥與泡沫的顏色，水面之亂流與溢流狀況及均勻度等等，甚至操作人員也可以用嗅覺加以判別，然而光是觀察還是不夠，仍必須自處理過程中採取水樣分析以證實感官的判斷，應分析的項目通常包括：溶氧(DO)、生化需氧量（BOD）、懸浮固體（SS）、呼吸率（R.R）、沉降試驗（SVI或SV）、pH值和溫度等。

1. 現場觀察

活性污泥之正常與否，可從外觀包括色、臭味、膠羽大小及沉降性窺知。而一般正常活性污泥應為微灰褐色或茶褐色，具土壤臭，膠羽緻密，沉澱分離良好，分離水清澈。

(1) 曝氣之觀察

表 3.4-3 為曝氣槽之現場觀察可能發生狀況。

表 3.4-3 曝氣之觀察現象

項目	現場狀況
表面紊流狀況	1.正常：依曝氣設備類型與過去操作狀況而定，但整個槽中應有紊流產生。 2.不正常：有死角，表示空氣和攪拌不足
泡沫	1.有適量或少量的淡色泡沫，表示處理系統呈良好狀態。 2.積厚且泡沫成白色翻騰顯示為未成熟污泥，應判別是否為細胞停留時間過短或 F/M 過高，其他檢測項目包括呼吸率(R.R)、SVI、沉澱速率等。 3.有褐色泡沫形成的濃稠浮渣層，表示污泥已老化，應增加排棄量。其他檢測項目包括呼吸率、SVI、沉澱速率是否降低或減緩。

資料來源：工業污染防治技術服務團，1994。

(2) 最終沉澱池觀察

最終沉澱池假若污泥氈是在池深的一半以下，且水色清澈，表示操作狀態良好。若最終沉澱池水面有下列任何情況出現，即表示活性污泥處於不正常狀態，表 3.4-4 為最終沉澱池之現場觀察可能發生狀況。

表 3.4-4　最終沉澱池之現場觀察

現象	可能原因
表面浮渣	水面有大量浮渣，此現象大多是由於微生物的死亡所形成，表示操作程序可能處於內呼吸期。
細小膠羽	細小膠羽不斷溢出溢流堰，表示污泥可能已經老化。
翻騰的膠羽	因污泥不成熟，即 F/M 太高所致。
污泥塊	污泥中有空氣氣泡存在或污泥在最終沉澱池中停留過久而致腐敗惡化。

資料來源：工業污染防治技術服務團，2000b。

2. SV_{30}的活性污泥狀態

表 3.4-5 為SV_{30}之現場觀察可能發生狀況。

表 3.4-5　SV_{30}之現場觀察

項目	現場狀況
污泥的沉降狀態	污泥靜置於量筒 5 分鐘就可沉澱，但上澄部與污泥界面尚很模糊，通常 5 分鐘就可看出污泥沉降狀態，而最初 10 分鐘之沉澱約為 30 分鐘後之SV_{30}的 35%，SV_{30}代表 30 分鐘沉澱後污泥容積。當SVI大於 150 即表示污泥膨化，正常操作條件介於 50—150 間，SVI為污泥容積參數。
色澤、膠羽凝聚性	自然沉降污泥以雲霧狀凝聚沉澱，具有凝聚性者之污泥較重，沉澱速度較快，SVI 均為 70-120 之間。
上澄液的透視度	上澄液與沉澱池的處理水大約相等。透視度高表示沉澱水水質良好。

資料來源：工業污染防治技術服務團，2000a。

二、接觸曝氣法污泥減量

接觸曝氣法因其產生的污泥量較活性污泥少且可獲得良好之處理水質，為近年來逐漸被普遍應用的廢水處理法，但因其有填充之接觸材，易有阻塞的困擾，對於處理水質及產生的污泥有相當大的影響。為了提升處理機能及將污泥產量降至最低，處理設施最適化之操作是必要的，以下將對接觸曝氣法各項操作應注意事項做探討。

(一) 原理

接觸曝氣法乃是將接觸材料浸於曝氣槽之水中，並在槽內給於充分曝氣，使流入的廢水充分攪拌循環流動，而與接觸材料相接觸。經一段時間後，接觸濾材表面開始生長附著生物性污泥(微生物)而形成生物膜，利用該生物膜在好氧性狀態下吸附、氧化廢水中有機物質。

(二) 設計參數探討

BOD負荷包括曝氣槽容積BOD容積負荷、接觸材料容積之BOD負荷及接觸材面積之BOD面積負荷。一般設計之BOD負荷值為 0.4~0.5 kg-BOD/ m^3-day。

適當之BOD負荷使微生物膜生長良好，可減少生物膜之更新頻率，降低污泥產生量。由於接觸材料之形狀並不一定，因此一般設計都以單位曝氣槽容積BOD負荷設計之。惟接觸曝氣法乃利用附著於接觸材料表面之微生物來處理基質，因此其評估仍以單位接觸材料容積之BOD容積負荷及單位面積之BOD面積負荷較為適當。接觸曝氣法之操作如同活性污泥法，應維持槽內溶氧在 1 mg/L以上，但所需之送風量則需藉水工試驗決定之。在有效水深2~3m時，曝氣之強度應在 2~3 m^3/ m^3-hr。

各種接觸材之設計負荷，依其比表面積、接觸材料內之循環水流速、供氧量、曝氣槽形狀及填充接觸材料等條件之不同，其BOD 負荷與去除率也異，因此宜依據模廠實驗操作後決定之。

(三) 控制重點

生物膜隨著生長而積厚，若過分積厚將因有機物的厭氧分解而散發惡臭，而好氧性層增殖之微生物，一部分於厭氧性狀態下分解，隨著分解的進行，生物膜自濾材剝落，再開始形成新的生

物膜。因此，適當的生物膜更新是必要的，但更新的時機及頻率將影響污泥產生量，以下為接觸曝氣操作管理的重點。

1. 反沖洗

傳統接觸曝氣法最大的操作問題為阻塞，因此反沖洗為首要工作，宜進行定期適度的反沖洗，去除部分生物膜及附著的固體物，以避免處理效率降低。在一般日常管理中，發現有下列現象時，應即進行反沖洗：

(1) 曝氣槽內接觸材上之水位上升。

(2) 曝氣槽內 SS 之濃度增加。

(3) 曝氣槽內有黑色異味之 SS 出現，感覺上為厭氧臭氣。

(4) 曝氣槽內呈現氣泡，處理水的透視度下降。

2. 曝氣槽

(1) 經常觀察曝氣槽內的狀態(色澤、發泡、臭氣、懸浮污泥等)及曝氣狀況，如有異常時，應詳加注意並採取對策(如反沖洗)。

(2) 送風量突然增大，會造成生物膜的剝離，欲增加送風量時應緩慢為之。

(3) 採直接自曝氣槽排出反沖洗者，由於附著污泥會增加接觸材架台的載重，故應適當反沖洗之。尤其是當其內的水排空時，應隨著水的排出自上方以壓力水噴洗之，使附著之污泥得以充分剝離。

3. 沉澱槽

(1) 與曝氣槽相同，應經常注意觀察，如有不正常即採取對策。

(2) 通常操作管理時應注意避免污泥過量貯存、浮渣的排除等，以防止腐敗溢流之現象產生。

三、薄膜生物程序污泥減量

為有效提昇放流水之品質，結合生物處理與薄膜技術之薄膜生物反應器 (Membrane Bioreactor, MBR)乃逐漸受到重視，1969 年 Smith *et al.* 首先提出結合活性污泥與超過濾之處理法，用於處理都市污水，可謂是薄膜生物反應器之雛形。薄膜生物反應器技術操作簡易，近年來已漸受重視並有許多之應用實例，已應用至都市污水處理、食品業廢

水處理、紙漿廢水處理、製藥業廢水處理、照相業廢水處理、船艙廢水處理及畜牧業廢水處理等多項之應用，

(一) 原理

薄膜生物反應器利用薄膜分離活性污泥，取代沉澱池固液分離之功能，薄膜材料具有效分離固體物之特性，能將活性污泥貯留於反應槽中，克服污泥膨化 (Sludge bulking) 等問題，並可延長活性污泥之停留時間，降低污泥產生量，並達到有效提昇處理水品質之目的。

廣義之薄膜生物反應器依其分離成分之不同可分為三類 (Stephenson *et al.* 2000)，分別為固液分離式 MBR（Solid-liquid separation MBR）、氧傳式 MBR（Oxygen mass transfer MBR）與萃取式 MBR（Extractive MBR）；此三類 MBR 處理程序使用上特性不同，以固液分離式 MBR 發展較為成熟，也較易結合好氧性活性污泥程序。

比較固液分離式 MBR 技術與傳統活性污泥程序，固液分離式 MBR 具有佔地面積少與污泥產生量少等優點，歸納 MBR 技術特點包括：(1)適合中小型規模特殊污染物處理，(2)初設成本較高，但操作成本低，以總成本而言仍較有利，(3) Biomass 可完全截留，沒有傳統程序污泥分離的問題，系統操作維護容易，(4)污泥停留時間（Sludge Retention Time, SRT）可相當長，生長速率緩慢的微生物得以滯留與增殖，有利於特殊或難分解污染物的去除，(5)污泥濃度高，處理系統單位活性增加，進而減少處理槽體積，(6)處理系統不需沈澱單元，可大幅節省空間，(7)截留難分解之高分子物質，增加處理效率，(8)可去除細菌和病毒，以達到消毒之作用，(9)維持低 F/M 比，減少廢棄污泥量；(10)處理單元緊密配置，減少臭味溢散，(11)能量消耗低，不需外加化學藥劑。

於應用上，固液分離式 MBR 依薄膜放置位置可區分為兩類，第一類為外部循環式 MBR，如圖 3.4-2 所示，利用幫浦控制高流速狀態將活性污泥帶入模組中，是一種典型橫流式模組。第二類為沈浸式 MBR，如圖 3.4-3 所示，將模組浸沒於曝氣槽中，使處理水以薄膜外側加壓或薄膜內側抽取形成負壓方式穿過薄膜而流

出，薄膜之清洗可以處理水反洗方式進行或配合進行化學藥品之清洗，沈浸式 MBR 槽中之底部可配置曝氣管，以達到薄膜表面清洗之目的，在此系統中曝氣與混合之功能可同時達成。沈浸式 MBR 模組之薄膜表面積較大，在較小通量時可達到所需流量，能源消耗較低且積垢問題較不嚴重，沈浸式 MBR 為目前主要之應用趨勢。

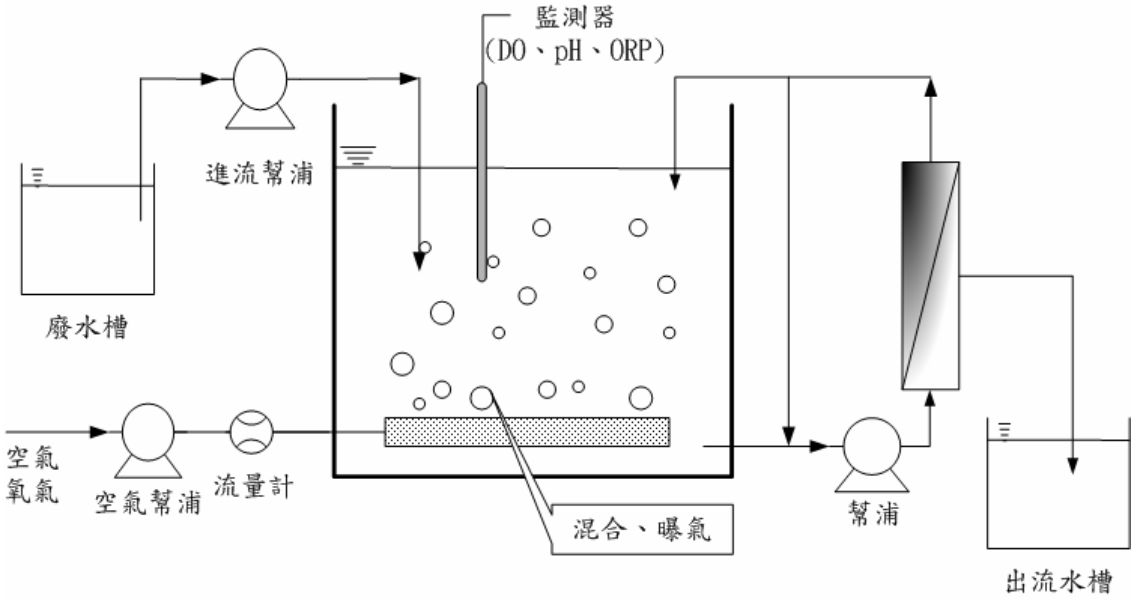


圖 3.4-2　外部循環式 MBR 示意圖

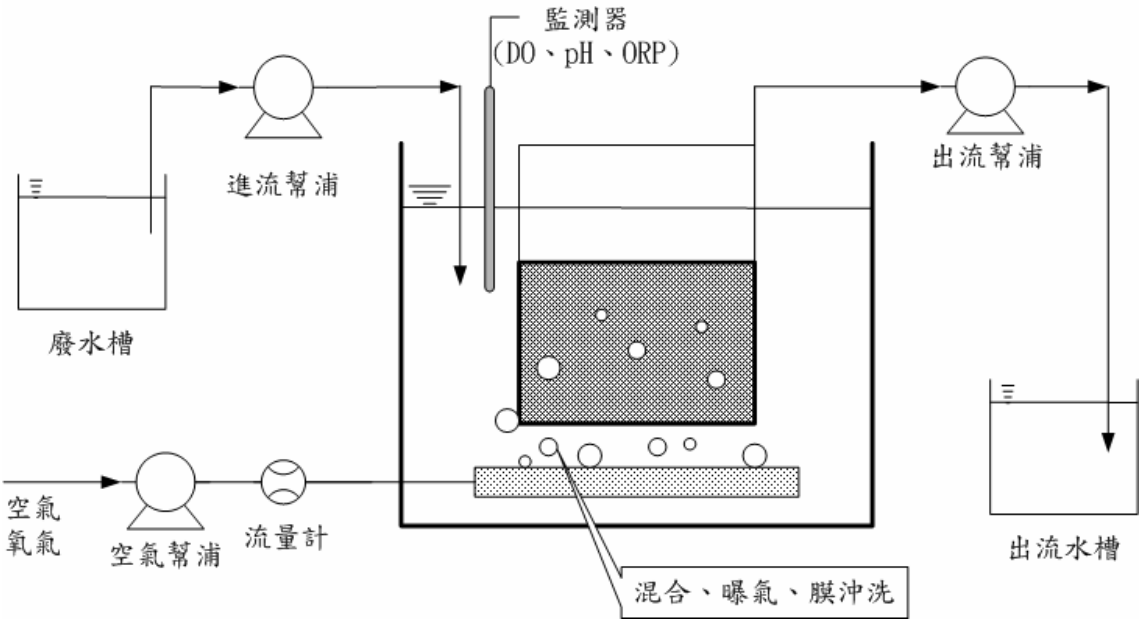


圖 3.4-3　沉浸式 MBR 示意圖

(二) 設計參數探討

薄膜生物處理程序設計上最主要之設計參數為薄膜材料之選用與薄膜通量之決定。數種不同型式與型態之薄膜可用於MBR系統中，包括管式、板框式、轉盤式及中空纖維等，其材料可為有機性高分子材料(Polyethylene, Polyethersulfone, Polysulfone and Polyolefin etc.)，金屬材料及無機性材料(如陶瓷材料)，經常使用之薄膜為微濾(Micro-Filtration)與超過濾(Ultra-Filtration)薄膜，薄膜孔徑範圍為 0.01-0.4μm，通量範圍為 0.05-10 m/d (m^3/m^2.d)，依薄膜型態與材料特性而異；對於沈浸式MBR其典型之操作範圍為 0.2-0.6 m/d (20℃)，操作壓力為-10 至-80 kPa，使用於MBR之薄膜必須符合各種要求(Criteria)，有許多相關文獻及書籍資料可供參考(Manem, 1996; Stephenson *et al*., 2000; Van de Roest *et al*., 2002; Visvanathan *et al*., 2000)。應用於MBR之薄膜，已商業化之微濾與超過濾薄膜包括Zenon公司中空纖維技術、日本之Kubota公司板框式技術，國內民間公司採用螺旋式捲膜技術，及國內研究單位亦發展以不織物材料為主，進行表面改質，開發較大孔徑之MBR技術(張王冠等，2002)。

傳統活性污泥及 MBR 系統操作參數之比較，如表 3.4-6 所示，反應槽中污泥濃度為兩者之間最大差異，傳統活性污泥系統中污泥濃度約 3,000~5,000 mg/L，MBR 系統中可達 5,000~30,000 mg/L 或更高濃度，由於污泥濃度高，HRT 可以縮短至 1~4 小時，而節省反應槽體積。另外，在 MBR 系統中，SRT 可以長至 30 天或更長，故污泥產率可以降至 0.2 kgSS/kgCOD，在一些情況下，污泥產率更低，而能有效減少廢水處理廠污泥產量。

表 3.4-6　傳統活性污泥法及 MBR 系統操作參數之比較

處理種類	HRT(h)	SRT(d)	MLSS(mg/L)	能量消耗 (kWh/m^3)	污泥產率 (kgSS/kgCOD)
活性污泥法	3~24	3~10	3,000~5,000	…	0.3~0.5
MBR	1~4	10~30	5,000~30,000	0.3~2	0.2

資料來源：莊順興等，2004。

(三) 控制重點

薄膜生物反應程序之操作與控制重點在於薄膜積垢(Fouling)問題問題之克服，防止薄膜積垢現象之發生，在操作上必須加強薄膜通量之監控與反沖洗方式之評估。

一般而言薄膜系統預防積垢常用之清洗方式可包括：

1. 空氣沖洗（Air scour）

薄膜底部設有空氣曝氣系統，主要利用氣泡向上剪力與薄膜左右擺動震盪力使得污泥不易附著，並減少膜面濃度極化現象，以降低積垢機會，同時可作為活性污泥所需之氧源。

2. 反沖洗（Backpulse）

薄膜系統具有全自動反洗之功能，於一定操作時間後由膜管內向外進行反沖洗，一般為操作 30～40 分鐘，反洗 15～30 秒。

3. 藥洗系統（Chemical soak）

薄膜定期維護或堵塞至無法以反沖洗控制時，則可使用藥液浸洗，一般藥洗頻率為 2～6 月。

3.4.2 厭氧單元污泥減量

厭氧處理在傳統上均為用為污泥之處理及水肥處理上，甚少引用於廢水之處理程序上，惟近年來為節省處理動力費用，及減少污泥之產量，以及廢水中氮、磷之去除等問題，已漸有小規模處理廠重視並加以採用。

一般厭氧處理之優點及缺點如下列：

厭氧處理之優點：

一、比好氧性處理可節省更多的動力費。

二、廢水或污泥所含的有機物可轉化為甲烷氣體，回收能源。

三、可達到污泥減量化及安定化。

四、無氧狀態下，病原微生物及寄生蟲、卵將會快速死滅。

厭氧處理之缺點：

一、反應速度慢。

二、低溫時產氣量（甲烷氣體）銳減，有時甚或不產生氣體。

三、低濃度有機物之廢水不易去除。

四、處理水必須再經好氧處理。

五、會產生臭氣。

一般厭氧處理程序將有機物代謝為甲烷氣體之過程中，在酸生成過程中將大分子有機物加水分解轉化為低分子有機物，產生低碳數脂肪酸（含揮發性有機物）等中間產物；再經由甲烷化過程，由甲烷生成菌將醋酸轉化為甲烷氣體及二氧化碳，而酸生成及甲烷生成過程並非各自獨立，除水解作用較為遲緩外，可同時連續進行之。

酸形成菌相關微生物之增殖速度及代謝活動性，約為甲烷生成菌群之 10 倍左右。如比增殖速度酸生成菌為 30 日$^{-1}$，甲烷生成菌之比增殖速度則為 3.4 日$^{-1}$，因此厭氧處理之反應瓶頸為甲烷生成菌之反應，如何使兩者之反應能獲得平衡以獲致較高之處理效率，必須考慮後者反應速度之適當操作條件。水質之淨化效率依水溫、有機物負荷、水力停留時間而異，甲烷生成菌由於增殖速度小，故污泥停留時間需較長，否則無法獲致充分的增殖及適當之處理效果。

實務上在好氧性處理程序中一般污泥產量約為 0.4-0.6 kgVSS/kgCOD，而厭氧性生物處理程序之最大轉換率為 0.03 kgVSS/kgCOD。其間產生污泥之差異性可達 20 倍之巨。酸生成時及甲烷生成時，於高負荷下約為 0.18 kgVSS/kgCOD，低負荷下則為 0.03-0.05 kgVSS/kgCOD。

基質轉換率低的主要優點有：

一、剩餘污泥產生量少，污泥處理費用亦相對減少。

二、做為微生物能量搬運體之 ATP 之產量少。因此所需生物營養鹽氮、磷量亦相對較少。

從能量之觀點污染物質轉換成生物細胞比例愈低，基質所有能量大部分均快速轉變成甲烷氣體等，而散出於系統外，此一過程並不需曝氣動力，為一有效率非常高之能量轉換方式；微生物體的分解常數很小，也為厭氧處理的優點；厭氧處理程序，一旦操作正常後，其對於負荷變動具有較高之緩衝能力，且設施之維護、管理也較容易。典型厭氧系統之負荷及性能比較，示於表 3.4-7 提供參考。常用之厭氧污泥減量處理程序如下說明。

表 3.4-7　各種厭氧處理槽 COD 負荷和去除效率之比較

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	90～95
下流式濾床	5～15	80～87
流體化床	1～20	75～88
UASB	5～30	85～95

資料來源：莊順興等，2004。

一、UASB 污泥減量

(一) 原理

新型上流式厭氧污泥床（Upflow Anaerobic Sludge Bed, UASB）處理程序是近代廢水厭氧處理技術發展過程中，最具代表性的一項技術。

UASB 處理槽主要由四個部分構成：

1. 進流水分佈裝置。
2. 污泥床。
3. 污泥氈。
4. 氣固液分離裝置。

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)，污泥床是沈澱在處理槽底部的一層濃厚污泥顆粒，而污泥氈則為污泥床上方與厭氧反應所產生的氣體混合之懸浮污泥部分。進入處理槽的廢水在污泥床和污泥氈區被厭氧分解，產生的氣體和隨其上浮的懸浮污泥在氣固液分離區分別被導引，氣體收集並排出槽外，而懸浮污泥則於水流較穩定的區域沈澱下來，絕大部分的污泥必需沈澱回到處理槽中，不可隨著出流水流出（Washout）處理槽。

(二) 特性

UASB 處理槽技術在工程設計上，重要關鍵在靠近槽頂部的氣固液三相分離裝置以及槽底部的進流水分佈裝置等兩個部分。為一種高效率、省能源、省土地的處理程序，無論是處理高濃度廢水、低濃度廢水、高懸浮固體物之廢水，皆有非常良好的處理

效果，主要特點可歸納如下：

1. 高體積效率，體積負荷＞5 kg COD/m^3 day, 處理槽所需體積較小，節省投資成本。
2. 處理槽因效率高且佔地面積小，故土地利用效率可達 100 kg COD/m^2 day，比傳統好氧活性污泥法高約 20 倍。
3. 低污泥產量，污泥產率＜0.1 kg SS/kg COD。
4. 免供氧，低能源消耗。
5. 廢水有機物濃度適用範圍非常廣。
6. 對於水質和負荷變動的忍受力高。

二、厭氧活性污泥法污泥減量

(一) 原理

傳統厭氧消化法中，由於厭氧菌生長較慢，故需要有較大的反應槽，使微生物有足夠的水力停留時間，以致於增加處理廠的用地面積，同時建設費用及操作維護費用也增加，使得經濟性不夠。近年來，人們清楚瞭解到控制厭氧化有機物之最主要的因子是生物固體停留時間(SRT)，而非水力停流時間(HRT)，即只要能維持系統於足夠的 SRT，亦可在很短時間的 HRT 下達到有機物穩定的效果。

為了克服傳統厭氧消化的缺點，減少消化槽之體基及增加甲烷產量，類似活性污泥法之厭氧活性消化法因而被開發應用，其利用迴流污泥的方式，來提高系統的 SRT，以便承受更高的有機物負荷和環境變化之衝擊，增加系統的穩定度。其目的在於改善傳統消化法需要較長的 HRT 之缺點，本法乃利用迴流經濃縮後之消化污泥至消化槽中，使消化槽內具更高濃度的甲烷菌，以保持系統穩定。

(二) 特性

厭氧活性消化法可同時作為高濃度固體物及中、低濃度廢水的處理。而利用厭氧活性污泥法來處理廢水，主要的著眼點在於改善標準厭氧處理法的厭氧微生物之流失。其處理 BOD 濃度範圍在 300～25,000 mg/L，去除率約可達 90%左右。

為了去除其周邊的氣泡，並提升迴流污泥的濃度，必須在系

統的沈澱池分離槽上設置減壓設備（脫氮裝置），使其適用於處理利用好氧性處理會超負荷的有機廢水，而其去除效率視固液分離槽氣泡的去除。若脫氮裝置是藉溫度變化來去除膠羽上附著氣泡，則此厭氧活性污泥法稱為 Bio-Energy Process 可適用於食品廢水的處理及都市污水等。

將厭氧活性污泥法 Bio-Energy Process 和好氧性活性污泥法特性比較，其結果如下：

1. 厭氧活性污泥槽的容積為活性污泥法反應槽的一半。
2. 活性污泥法所需要的電力約為 Bio-Energy Process 的七倍。
3. 厭氧活性消化法所產生的消化氣體換算成石油，約每一噸 BOD 相當於 0.45 噸的石油當量。
4. 兩處理程序之 BOD 去除皆為相同的程度。
5. 厭氧活性消化法沈澱所需用地約為好氧活性消化法的兩倍，但因污泥沈降下降慢，故沈降污泥濃度可較活性污泥法 MLSS 濃度高約十倍。

由以上的特性可知，此方法應用於耗費多額能源的事業廢水，具有節約能源的效果，且亦可作為活性污泥法等生物處理超負荷之預先處理。

三、厭氧流體化床污泥減量

(一) 原理

當流量增加通過一佈滿粒料之床體時，床體開始擴充並使其中粒料轉變為懸浮狀態而自由運動，則稱此時床體為流體化狀態。厭氧流體化床生物處理技術（Anaerobic Fluidized Bed, AFB）為利用反應槽內填充細小擔體（Media），以提供廣大表面積供厭氧微生物附著，並利用快速上升水流使生物膜擔體呈流體化狀態（Fluidized），增加基質傳送速率（Substrate transfer rate），進而提高生物處理效率的一種有機廢水處理技術。為達到流體化，需增加通過流量與流速。

(二) 特性

厭氧流體化床處理技術為一種高效率、省能源、省土地的處理程序，無論是處理高濃度廢水、低濃度廢水、毒性廢水、高懸

浮固體物之廢水，皆有非常特殊的效果。其處理槽因效率高、佔地面積小，故土地利用效率可達 300 kg COD/m^2 day，約為傳統上流式厭氧污泥床（UASB）的 4～27 倍及一般好氧處理的 80 倍。

厭氧流體化床在效能方面與其他型式的厭氧處理槽比較具有下列優點：

1. 生物膜擔體呈流體化狀態，沒有厭氧濾床等常遭遇的堵塞或短流的情形。
2. 質傳效率遠優於其他各型式處理槽。
3. 擔體粒徑小（0.1～1 mm），提供微生物附著之表面積大，微生物濃度可達 150 kg VSS/m^3，大幅提高體積負荷，減少所需的處理槽體積和土地需求。
4. 添加擔體，使能承受較高之水力負荷，在極短的水力停留時間（HRT）下仍無污泥流失（Wash-out）問題。

3.5 污泥源頭減量技術新知

由於國內產業特性特殊，多數以中小企業為主，業者必須在廠內妥善處理廢水及產生的污泥，因此業者除了希望產生的污泥能減量外，更希望能利用低污泥的廢水處理技術，從源頭減少污泥的產生。以下簡單介紹近年來新的污泥源頭減量處理技術。

3.5.1 無機廢水污泥源頭減量處理技術

一、流體化床結晶技術

(一) 原理介紹(周珊珊等，2005)

對於廢水中的無機污染物，目前大多使用加藥/混凝/沉澱的傳統處理方式處理。傳統技術是以成核反應為主導，產生數量龐大但粒徑微細的懸浮物，經固液分離脫水後生成的污泥餅含水率高達 60~80%，有價金屬含量低於 30%，無利用價值，通常只能當成廢棄物掩埋。流體化床結晶(Fluidized Bed Crystallization, FBC)處理技術，是以矽砂作為擔體，在特殊設計的反應槽中(如圖 3.5-1 所示)，配合適當的水力條件，使擔體流體化，再加入藥劑控制反應物濃度在介穩區範圍，使無機污染物在擔體表面形成結晶。

流體化床結晶法的關鍵技術包括操作控制及硬體設計兩大

類，操作控制包含：(1)結晶成長控制—結晶介穩區界定（如圖 3.5-2 氟化鈣之介穩區）及最適操作濃度控制；(2)晶體成長動力式影響因子探討—離子強度、組成離子活性比值、pH 值及流速等；(3)結晶反應影響因子探討—過飽和度、pH 值、擔體粒徑及晶體質量。而硬體設計則包括：(1)FBC 槽體及程序控制設計—最適流體化速度、藥品添加位置、擔體大小、種類及比表面積、槽體高度、排晶方式、條件及時間；(2)進流水分佈裝置設計—應具水流分佈均勻、防止固體物堵塞及構造堅固、維護容易等特性。

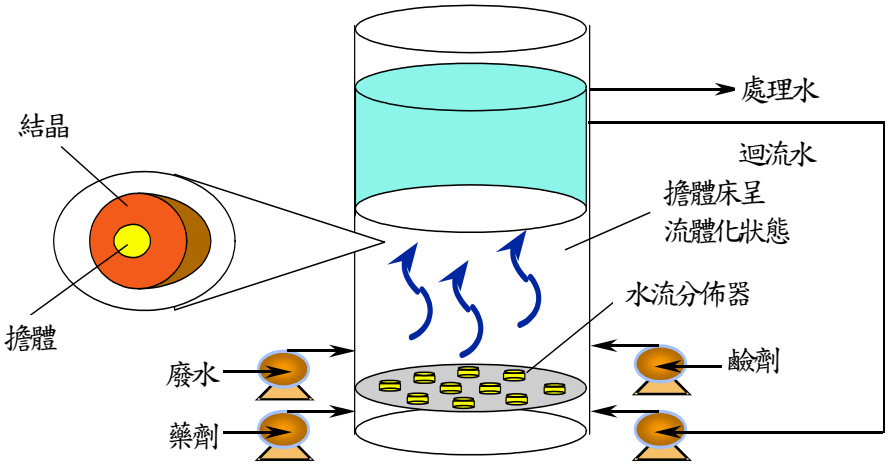


圖 3.5-1　流體化床結晶法示意圖

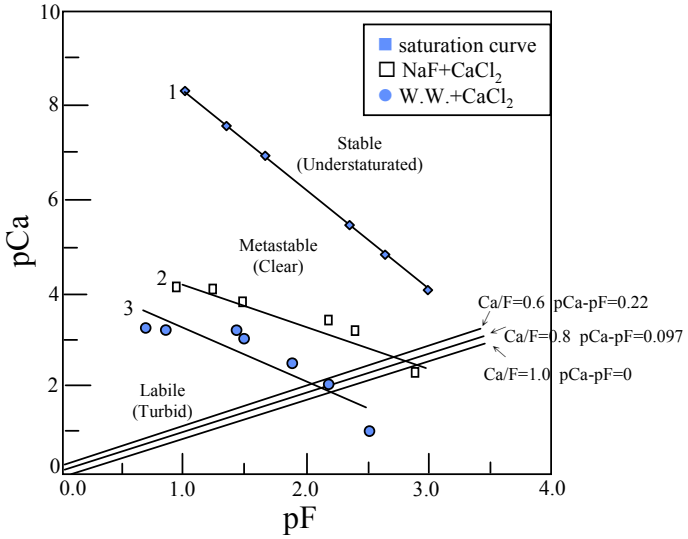


圖 3.5-2　流體化床結晶法之氟化鈣介穩區

(二) 處理技術特點與應用對象

FBC處理技術主要係結合結晶與流體化床兩大單元的優點，利用結晶的高純度與脫水特性，使晶體表面純度大於 95%、含水率小於 10%；利用擔體在流體化床中，約 3,000～5,000 m^2/m^3較大的結晶比表面積，具備了高效率特性，減少約 30%佔地面積。主要特點為:

1. 佔地面積小─處理槽中呈流體化狀態的擔體顆粒，提供極大的結晶表面積，因此具高效率，較傳統沈澱法所需佔地面積小。
2. 操作維護費用低─結晶程序中溶液只需要維持低過飽和度，因此比傳統沈澱法藥品成本低。
3. 操作簡便─廢水、藥劑自動配置與處理，處理水氟離子濃度與酸鹼度自動檢測及記錄。晶體脫水容易，無污泥脫水機，與傳統沈澱法比較，可節省處理時間。
4. 處置費用低─無污泥，晶體含水率小於 10%，與 70%含水率污泥比較，體積約減少 50%。含擔體的晶體純度大於 80%，適於資源化利用。

目前 FBC 技術應用範圍包括：(1)電子業或光電業含氟廢水處理(2)表面處理業鎳、銅等重金屬廢水處理及回收(3)自來水或工業用水軟化處理(4)廢水脫氮、除磷等技術。

上述各種應用方式的反應分述如下：

(1) $Ca^{2+}+2F^{-}\rightarrow CaF_2$

(2) $Ca^{2+}+CO_3^{2-}\rightarrow CaCO_3$

(3) $Ni^{2+}+CO_3^{2-}\rightarrow NiCO_3$

(4) $Mg^{2+}+PO_4^{3-}+NH_4^{+}\rightarrow MgNH_4PO_4$。

目前FBC技術在台灣至少有 11 個以上的應用實績，單一槽體體積為 2.5-49 m^3，槽體直徑 0.8-2.5 m、高度約 6-10 m。

(三) 案例介紹(李丁來等，2004)

半導體產業的積體電路生產製程簡介多如圖 3.5-3 所示，主要利用氧化、擴散、離子佈植、化學氣相沈積、蒸鍍、磊晶、退火、微影及蝕刻等步驟，在矽晶的表面重覆進行多層的薄膜加工，將各層光罩的圖案，以正或負光阻轉移到相對應之矽晶片上，再經

過約兩百多道處理程序，以完成超大型積體電路製造工作。而在這些製造過程中，廢水主要來源為濕式蝕刻與爐管清洗所排放之含氟廢水，以及晶片清洗、濕式洗滌塔、純水設備再生所排放之酸鹼廢水。目前九成以上半導體廠，都採用傳統沈澱法處理含氟廢水，自行在廠內處理。L半導體廠採用合併混合排放高、低濃度含氟廢水，平均濃度約 4,000 mg F/L，設計水量 25 m^3/day，污染量 100 kg F/day，選用流體化床結晶程序處理。該廠另外有一股綜合酸性廢水，包含洗滌塔排放水、冷卻塔排放水、生活污水、酸性水洗水與少部分未回收硫酸廢水，設計總水量 600 m^3/day，經過中和槽pH調整後，與FBC處理水混合，到出流水緩衝槽中檢測與記錄酸鹼度、氟離子濃度，確定符合pH 6～9 及濃度小於 15 mg F/L 以下，滿足放流水標準後經放流槽放流。

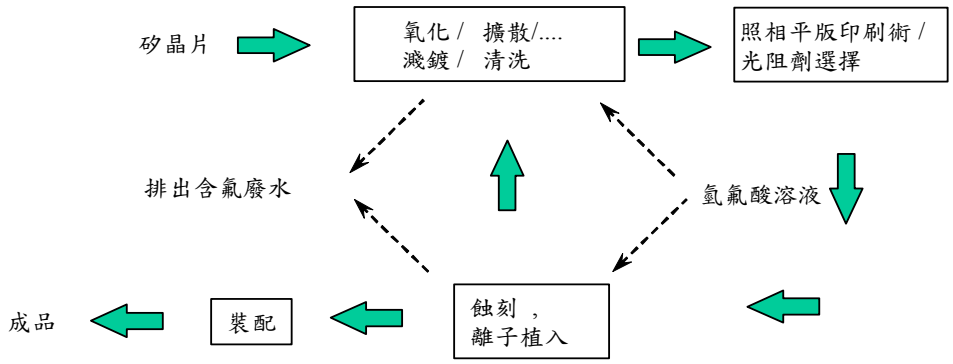


圖 3.5-3　超大型積體電路生產製程及含氟廢水來源

半導體產業某廠的結晶處理系統，包括有廢水均勻槽、各藥劑儲槽、含氟廢水濃度與 pH 調整槽、流體化床結晶槽、晶體暫存槽、中和槽及放流槽等，處理流程如圖 3.5-4 所示，其中流體化床結晶槽有 2 座，直徑 1.2 M、高 7 M。依照過去操作 FBC 的經驗，為了克服沈澱產生及幫助結晶形成，必須控制進流濃度在界穩區(Metastable Region)內，因此須將含氟廢水進流濃度調整到約 600 mg F/L 以下。因此本設計利用酸性廢水與靜態攪拌器，將 37.5% 高濃度氯化鈣溶液，調整至 1,080±100 mg Ca/L ，利用酸性廢水與線上氟離子濃度偵測器，將平均約 4,000 mg F/L 高濃度含氟廢水

調整至 500±50 mg F/L，自動配置好廢水與藥劑後，再進入流體化床結晶槽中，控制低過飽和度與適當酸鹼度，使氟化鈣結晶產生。

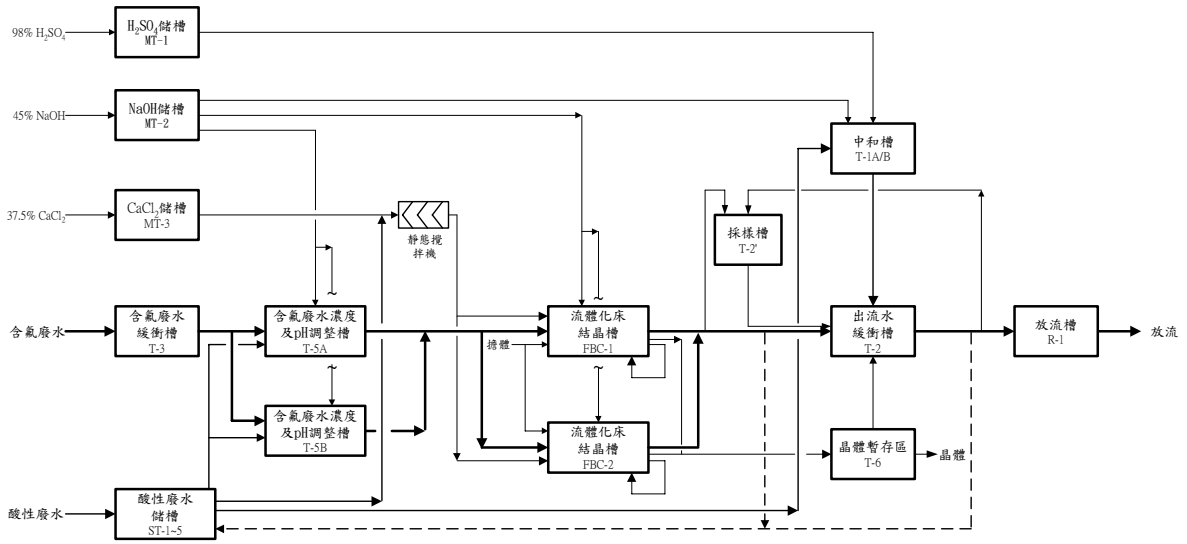


圖 3.5-4　半導體產業某廠含氟廢水處理流程圖

關於FBC與傳統混凝沉澱法的比較，以兩家含氟廢水污染量均約為 700 kg/day(水量約 2,000 m^3/day，濃度約 350 mg F/L)的半導體廠為例，其中A廠採用FBC法，B廠採用混凝沉澱法，兩者的$CaCl_2$加藥量及F系廢水污泥量如表 3.5-1 所示。

表 3.5-1　FBC 法與混凝沉澱法處理含氟廢水的比較

	$CaCl_2$加藥量（公噸/年）	含氟廢水污泥量（公噸/年）	操作成本(萬元/年)
A 廠	2,100	790	573
B 廠	3,900	1,205	1,215

註：污泥含水率為 70%，含化學機械研磨(CMP)廢水產生的污泥

二、重金屬電解回收技術

(一) 原理介紹

傳統上以混凝沈澱法處理含重金屬廢水，處理後的水質雖可符合國家放流水標準，然而產生之大量有害污泥，在後續處理上對業者及環保單位都產生了相當大的困擾。重金屬廢水電解回收

處理技術，以電解法回收廢水中之有價金屬如金、銀、鋅、銅、鎳、鉻等，可減少重金屬污泥的產生。電解回收法回收之金屬純度相當高，可再利用，回收之價值超過處理成本，而相對污泥的產量可減少約 90%，是極具環保性及經濟價值之處理技術。

電解主要是藉外加電場導入直流電，在陰極得到電子發生還原反應，陽極失去電子發生氧化反應。一般所說的電化學反應，是指在電極和電解液介面發生的氧化還原反應，反應的驅動力(Driving force)來自電極間的電位差。

電解期間反應物或產物的改變量，應該符合法拉第定律(Faraday's laws)，在定電流下電解時間為 t，則 n＝It / ZF

其中 n 為反應物或產物的莫耳數變化，I 為供應之電流，Z 為電子轉移數，F 為法拉第常數(96,485 C/mole)。

一般在電解回收金屬的過程中，陰極及陽極發生的化學反應說明如下：

陰極：$M^{n+}+ne^-\rightarrow M$

$2H^++2e^-\rightarrow H_2$ (酸性)

$2H_2O+2e^-\rightarrow H_2+2OH^-$ (中性或鹼性)

陽極：有機物$\rightarrow$氧化產物$+CO_2+ne^-$

$H_2O\rightarrow 1/2O_2+2H^++2e^-$ (酸性)

$2OH^-\rightarrow 1/2O_2+H_2O+2e^-$ (中性或鹼性)

氫氣產生是金屬回收的主要競爭反應，因此除了金屬離子本身的標準還原電位外，各種金屬產生氫氣的過電位，也是影響回收效率的因素之一。在金屬電解回收中最常遭遇到的困難，就是要從低濃度處理液中移除或回收金屬(一般常遭遇的廢水濃度約為 1～1,000 ppm)，要解決這個問題主要有兩個對策：(1)增加電極的比表面積。(2)增加電解槽的質傳。

(二) 處理技術特點與應用對象

影響重金屬電解回收效率的因子包括(1)廢液金屬濃度(2)金屬還原電位(3)電解槽質傳效率(4)pH 值等。而重金屬電解回收處理技術的設計重點包括電解程序及槽體設計、極板製作、陰陽極形狀及配置、操作條件設定等。

因此對不同金屬種類及濃度，一般設計出兩種反應槽型式以獲得高回收效率，說明如後：

1. 平板電解回收系統

此系統針對印刷電路板業產生之大量高濃度重金屬廢液及廢水之回收而設計，可依照各廠家廢液之污染量設計適當的回收系統。通常每座電解槽陰極總面積可達 $10m^2$，操作電流 2,000A，視廢水量而增加電解槽座數。

2. 流體化床電解回收系統

此系統利用玻璃珠流體化以增加電解槽之質傳及降低陰極受氫氣產生之極化現象，可有效應用於低金屬濃度（小於 500 mg/L）及金屬回收（鎳、鋅等），流體化床電解回收系統最大之優點在於線上回收之應用，在電鍍線上直接電解回收自鍍槽析出之金屬，可降低後段水洗單元之金屬含量。

重金屬電解回收處理技術可應用的行業包括：

(1) 電鍍業：年產值約 1,000 億元，國內電鍍廠超過 3,000 家。

(2) 電子產品表面處理工業：尤其印刷電路板業，產能居世界第三大，年產值約 1,000 億元，廠商約 300 家。

(三) 案例介紹(周珊珊等，2001)

平板電解回收系統適用於高濃度含銅廢液電解回收處理，可處理廢液主要為印刷電路板業產生之微蝕刻及剝掛架廢液，此系統以不銹鋼平板當陰極，陽極為高穩定性且耐強酸之貴金屬氧化物製成之不溶性陽極。

一般印刷電路板廠較常使用微蝕刻液大致可區分為過硫酸鈉（SPS）或H_2O_2／H_2SO_4系統，產生之廢液銅濃度分別為 15～20 g/L 及 40～50 g/L，此二系統由於含有氧化劑，在電解回收過程中氧化劑會消耗電子，因此銅回收之電流效率較低。圖 3.5-5 為SPS廢液的電解回收曲線，由圖 3.5-5 可看出，銅濃度與氧化劑SPS同時隨電解時間而下降，顯示Cu^{2+}及$S_2O_8^{-2}$還原反應同時進行，一般而言，此種系統隨著氧化劑含量之多寡，銅回收電流效率略有不同，平均電流效率約為 0.5～0.7 g-Cu/A · hr。以印刷電路板業而言，利用平板電解回收系統電解回收高濃度含銅廢液，可減少 60%左右的重金屬污泥量。

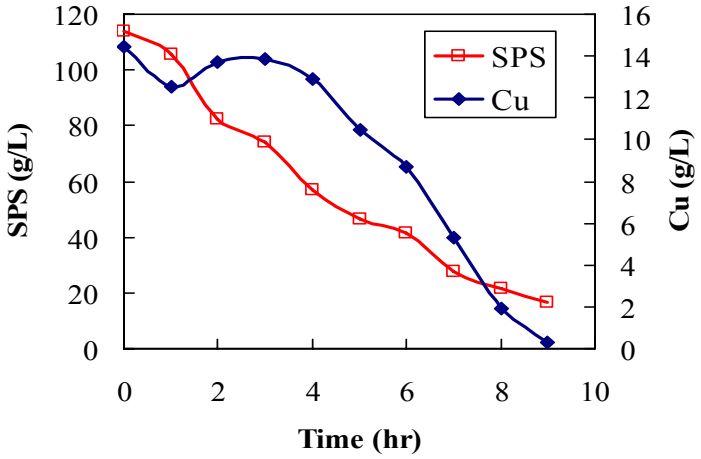


圖 3.5-5　SPS 廢液電解回收曲線

陰極之反應為優先分解H_2O_2系統，等到H_2O_2幾乎完全分解後，陰極板上才會開始電解析出銅，圖 3.5-6 為H_2O_2／H_2SO_4系統電解回收結果，反應初期以H_2O_2還原為主，H_2O_2去除後銅才開始析出，此時銅析出電流效率可達 100%。

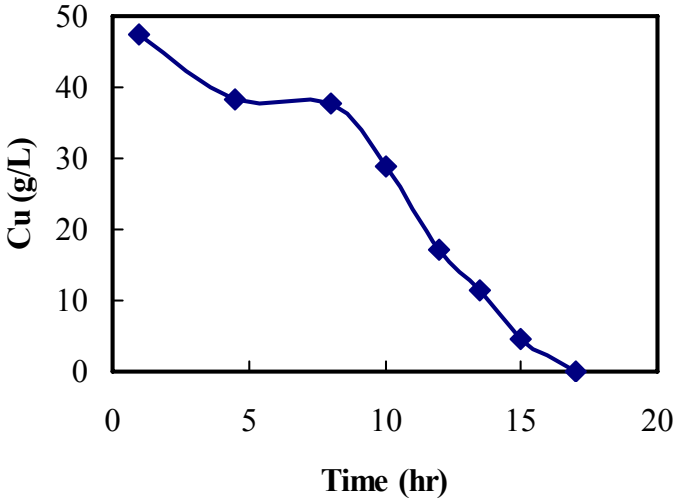


圖 3.5-6　H_2O_2/H_2SO_4廢液電解回收曲線

印刷電路板廠硫酸銅電鍍線一般以硝酸進行剝掛架處理，因此會產生高濃度之硝酸銅廢液，此種廢液銅濃度可高達 100～150 g/L，同時殘存高濃度之硝酸銀，因此在電解回收過程中，為了避免硝酸溶解析出銅，必須適當控制系統操作條件，圖 3.5-7 為硝酸銅廢液電解回收曲線，適當的控制操作條件，銅回收電流效率幾乎 100%。

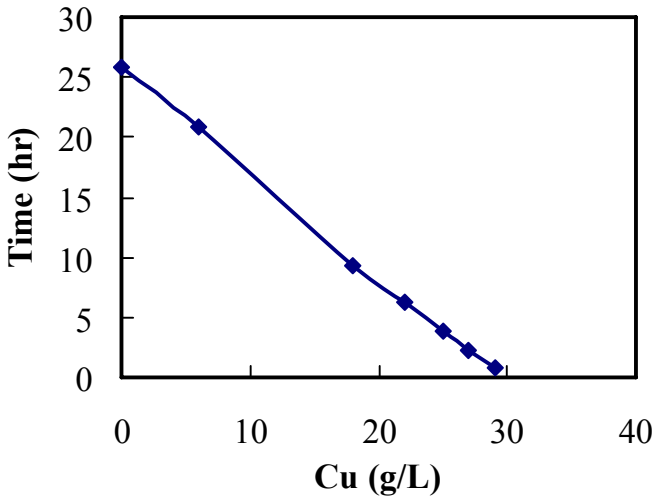


圖 3.5-7　硝酸銅廢液電解回收曲線

三、Fenton 家族化學氧化處理技術(黃耀輝等，2001 年；周珊珊等，2005)

(一) 原理介紹

雖然生物處理是針對大部分有機廢水最經濟有效的處理方式，但目前台灣有很多產業的廢水處理場須增設高級廢水處理單元才能達到現行的放流水標準，至今已發展的高級廢水處理技術包括臭氧氧化法、活性碳吸附法、薄膜分離法、濕式氧化法及Fenton氧化法等，其中以Fenton氧化法（H_2O_2/Fe^{2+}）被認為是一種最有效、簡單且經濟的方法，其他方法則因初設成本或操作成本太高而較難被業者接受。Fenton氧化法的反應式如式(1)，所產生・OH的氧化能力在所有氧化劑中排第二，僅次於氟。

$$H_2O_2+Fe^{2+} \rightarrow \cdot OH+OH^-+Fe^{3+} \rightarrow Fe(OH)_3\downarrow \qquad (1)$$

影響Fenton法氧化反應效果與速率的因子有下列幾項：（1）反應物本身的特性、（2）H_2O_2的劑量、（3）Fe^{2+}的濃度、（4）pH值、（5）反應時間及（6）溫度等。Fenton法反應的pH值一般約在3～4。

Fenton氧化法雖有高效率、低操作費的優點，但同時因其會產生大量的$Fe(OH)_3$污泥，成為應用時的一大缺點。因此國內某研究機構開發改良式低污泥的廢水高級氧化處理技術-Fenton家族處理技術，其中應用於低濃度有機廢水的為FBR-Fenton法（US

patent 6143182, NE patent 1009661, ROC patent 176336），此技術應用原理與Fenton化學氧化技術類似，二者反應時均會產生氫氧自由基（˙OH），以氧化廢水中有機污染物。FBR-Fenton係利用流體化床的方式使Fenton法所產生之三價鐵大部分得以結晶或沈澱披覆在流體化床之擔體表面上，是一項結合了同相化學氧化（Fenton法）、異相化學氧化（H_2O_2/FeOOH）、流體化床結晶及FeOOH的還原溶解等功能的新技術，此方法的示意圖如圖 3.5-8 所示。這項技術將傳統的Fenton氧化法作了大幅度的改良，如此可減少Fenton法大量的化學污泥產量，同時在擔體表面形成的鐵氧化物具有異相催化的效果，而流體化床的方式亦促進了化學氧化反應及質傳效率，使COD去除率提昇。

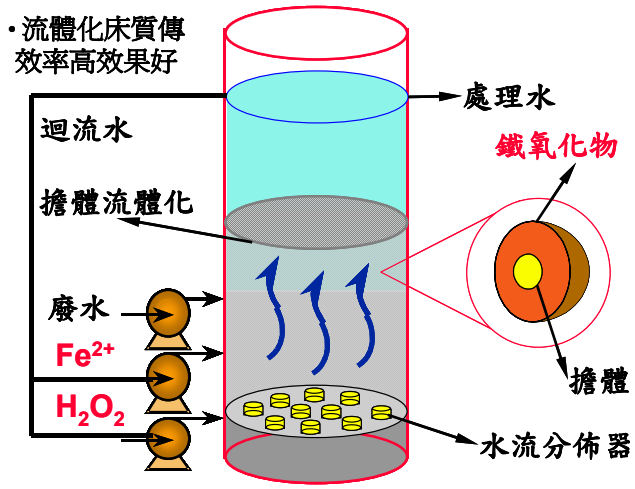


圖 3.5-8　FBR-Fenton 法的示意圖

(二) 處理技術特點與應用對象

Fenton 家族處理技術尚有一項利用電場技術來提升處理效果及降低化學污泥產量的電解還原-Fenton 法，適用於高濃度生物難分解廢水(COD>1,000mg/L)的處理，可作為生物前處理以改善水質，提升後續生物處理能力。FBR-Fenton 法適用於低濃度生物難分解廢水(COD<1,000mg/L，一般用於 COD<500mg/L)的處理，可用於生物後的處理，以加強對放流水水質的把關工作。

FBR-Fenton 法除可達到化學污泥減量之效益，同時在觸媒擔體上形成之鐵氧化物亦具有異相催化效果，可以節省亞鐵化學藥

品用藥量，以及減少化學污泥廢棄物處理及處置之成本。FBR-Fenton 槽體的設計重點須同時考慮 Fenton 法及流體化床結晶的操作原理，包括：

1. 擔體材料的選擇：材質、比重、密度和粒徑大小
2. 分配盤設計
3. 上流速度、迴流比
4. 加藥方式、位置和用藥比率
5. 處理槽的體積、形狀、高度

FBR-Fenton處理技術可應用於各行業生物難分解廢水的COD、泡沫及色度去除，多用於生物處理後的水質把關，以使放流水符合現行標準，可應用的廢水包括石化、化工、人纖、紡織、染整、印刷電路板、製藥、皮革業等廢水。目前FBR-Fenton技術在台灣及大陸至少有 8 個以上的應用實績，單一槽體體積為 5-80 m^3，槽體直徑 1.0-2.8 m、高度約 7-13 m。

(三) 案例介紹(夏工傑等，2004 年)

石化業某廠為ABS樹脂製造廠，其為提昇放流水水質，在原有的二級生物處理單元後新增廢水高級處理工程，該廠的流體化床-Fenton化學氧化處理流程如圖 3.5-9 所示，其中主要單元為 2 個直徑 2.5m、高 9m的流體化床反應槽，設計進流水量為 4,000 m^3/day，進流水COD及SS分別為 130 mg/L及 30 mg/L，而預計處理水質及雙氧水和硫酸亞鐵加藥量如下：

1. 出流水經 pH 中和並過濾後，COD 去除率大於 38%。
2. 氧化處理設備添加Fe^{+2}/H_2O_2之重量比值小於 0.8。
3. 雙氧水耗用量：110mg/L 以下。
4. 硫酸亞鐵(Fe^{+2})耗用量：88mg/L以下。

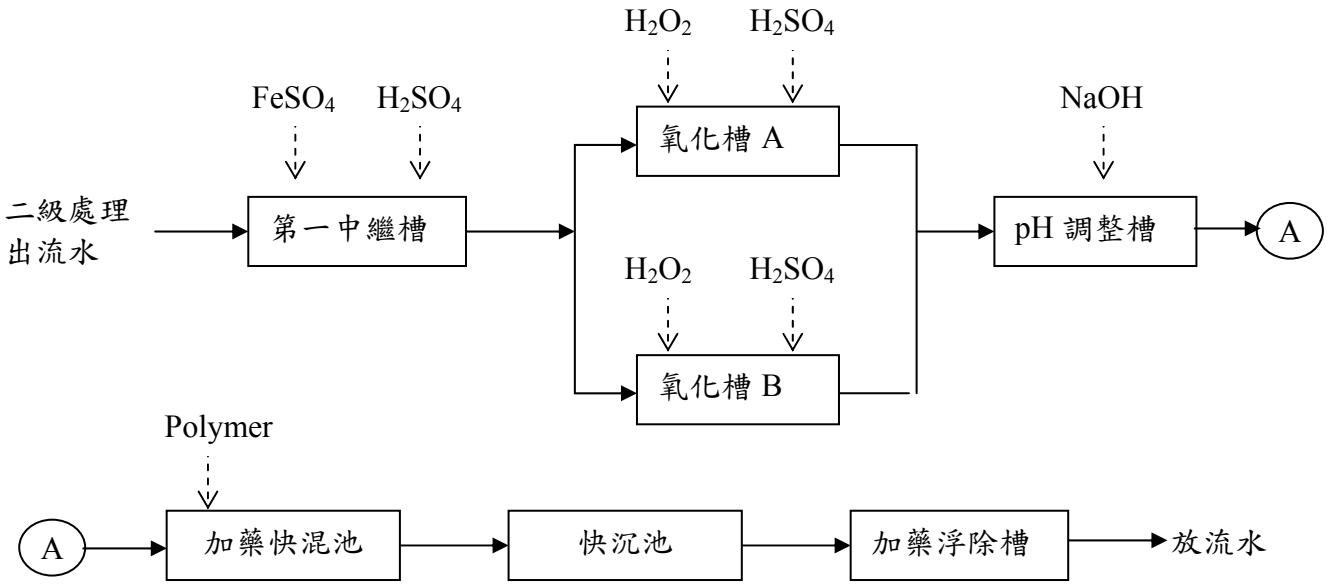


圖 3.5-9　石化業某廠廢水三級處理流程

本案例試車啟動過程可分為兩個階段，第一階段為養晶階段，第二階段為操作藥量調整階段。因為流體化床-Fenton系統是利用鐵氧化物結晶來達到化學污泥減量及提供異相催化氧化去除廢水中COD的效果，所以在啟動運轉的第一階段必須以較設計值為高的加藥量以及較低的廢水處理量操作，使氧化槽中的亞鐵含量相對較高以利於鐵氧化物在擔體上形成結晶。通常養晶階段約為一個月，養晶完成時擔體上的鐵氧化物結晶會成黑亮色，表 3.5-2 是為養晶階段和養晶完成後正常操作時用藥量及處理效率上的比較。由於養晶階段槽體內的晶體並無處理作用；所以此兩階段的比較也可視為傳統Fenton法與流體化床Fenton法對廢水COD處理效果以及加藥量使用上的比較。流體化床Fenton法在系統擔體上形成鐵氧化物結晶可幫助氧化去除COD，硫酸亞鐵平均可減量 50%，雙氧水可減量 13%，比原先預計所需的加藥量更少。流體化床Fenton處理系統操作成本在不包括設備及人事費用下，操作費用約 4.5 元/m^3廢水，其中H_2O_2藥品費約 2.5 元/m^3廢水，$FeSO_4$藥品費約 1.4 元/m^3廢水。以產生的污泥量而言，流體化床Fenton法處理每m^3廢水只產生 0.07 kg的污泥(70%含水率)，傳統Fenton法則產生 0.5 kg的污泥(70%含水率)，污泥減量 80%以上。

表 3.5-2　養晶階段和正常操作階段 COD 去除率和加藥量的比較

項目	養晶階段(2 個月)		正常操作階段(2 個月)	
加藥量	$FeSO_4$ (mg/L)	H_2O_2 (mg/L)	$FeSO_4$ (mg/L)	H_2O_2 (mg/L)
	100	100	50	87
處理水 COD 去除濃度(mg/L)	65		68	
COD 去除率(%)	50		48	

註：處理前進流水 COD 濃度為 130 mg/L

四、EPN 電聚浮除技術

(一) 原理介紹

許多特殊性廢水其含高濃度有機物，由於其廢水中尚包含許多生物難分解或具生物毒性之物質，一般處理選用上會以化學混凝加藥作為生物前處理程序，但並非化學混凝皆能有效可達期望去除效能或後續會造成大量污泥造成二次污染。另一類具高濃度有機物之廢水利用生物處理則需長時間分解才能達到有效去除效率，因此開發之新技術若能兼具快速處理及不添加藥品僅將其自身污染物質由水中分離出來，則能有效降低污染物質去除過程之所產生之污泥量。

以下所介紹之 EPN 電聚浮除技術(詳如圖 3.5-10 所示)，其利用電源供應使相對平行極板所包圍的矩型範圍內產生電場，強力的電場給予＋、－直流電造成帶電荷的雜質在流動中，其電荷以流徑為中心形成側向磁場，相異的〝＋〞、〝－〞電荷相吸使雜質碰撞結合，新雜質重新被偶極化，被賦新的電荷分佈，同時形成磁場，此新雜質於不斷碰撞過程中逐漸形成細小膠羽，膠羽繼續碰撞結合之際，與內部形成之小氣泡結合，無數氣泡成海綿狀存在充滿於膠羽中，充滿氣泡的膠羽，比重遠小於水，在浮除設備中，上浮的膠羽與水快速分離，其間超微小的膠羽也被上浮的膠羽一併浮除去除。

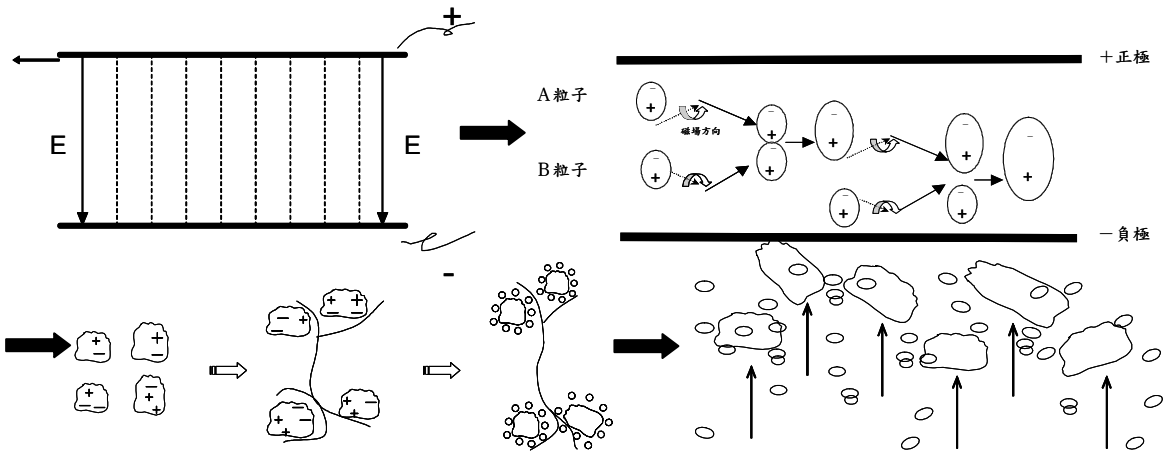


圖 3.5-10　EPN 電聚浮除技術

(二) 應用實例一(如圖 3.5-11 所示)

國內某一印鈔廠，該原水含極高色度與 COD 污染物質，顏色為深藍色，pH 8.98，COD 13,200mg/L，並具黏稠性，原系統以化學混凝加藥處理，將 COD 降至 5,000mg/L 左右，再利用活性生物處理分解有機物使其符合排放標準。該廢水以 EPN 電聚浮除技術處理，不須添加任何藥品下，可於 5~10 分鐘內一次處理固液分離完全，出水水質其色度完全去除呈現透明無色，相較化學污泥產生之污泥量低，且 COD 可去除可降至 1,558mg/L 也大量減輕生物系統之負荷，對整體污泥量可減少約 50%。其設置 50 噸/8 小時，相當於 150 噸/天，設置費用 400 萬元，操作費用約 10~15 元/噸。

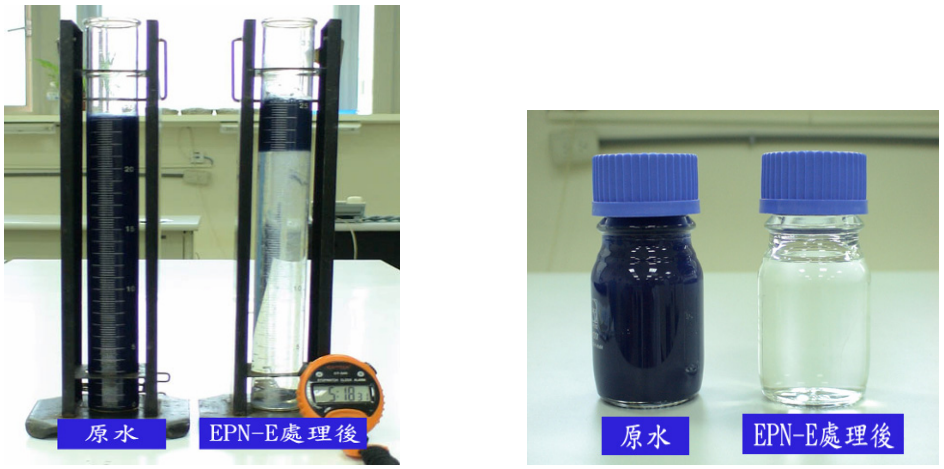


圖 3.5-11　應用 EPN 電聚浮除技術實例一

(三) 應用實例二

國內某染整廠，其廢水性質帶有相當色度及有機物，COD 1,080mg/L，原處理系統為調勻池→化學混凝→活性污泥處理→化學混凝→放流，其中部分放流水再回收使用。其處理水質變動如圖 3.5-12 所示

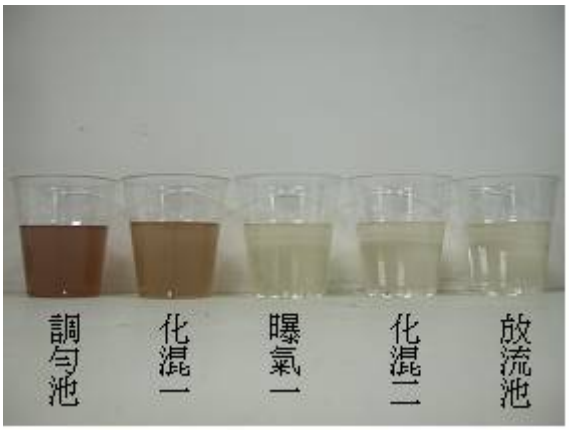


圖 3.5-12　應用 EPN 電聚浮除技術實例二

表 3.5-3　應用 EPN 電聚浮除技術實例二之水質變化情形

處理階段	調勻池	化混一	曝氣一	化混二	放流池
COD (mg/L)	1,080	490	269	201	176

以 EPN 電聚浮除法處理調勻池廢水，不須添加任何藥品下，可於 5~10 分鐘內一次處理固液分離完全，出水水質其色度完全去除呈現透明無色(如表 3.5-3 及圖 3.5-13 所示)，COD 降至 264mg/L，處理後之廢水由於相當澄清可直接回收作為製程沖洗水用，節省處理用藥與污泥產生量。

圖 3.5-13　應用 EPN 電聚浮除技術實例二之色度去除情形

(四) 應用實例三

國內某煉油廠，其廢水性質油脂濃度高達 16~21%，水色濃稠色黑及有機物濃度 COD 高達 38,800mg/L，原處理系統為截流井→API→CPI→調勻池→化學混凝→活性污泥處理→砂濾→放流，其中部分放流水再回收使用。

以 EPN 電聚浮除法直接處理截流井或調勻池廢水，可於 5~10 分鐘內一次處理固液分離完全，出水水質其色度完全去除呈現透明淡黃色(如表 3.5-4 及圖 3.5-14 所示)，COD 分別降至 550、193mg/L，處理後之廢水由於相當澄清可配合後續處理回收再利用，穩定放流水質及節省處理用藥與污泥產生量。

表 3.5-4　應用 EPN 電聚浮除技術實例三之水質變化情形

採樣位置	原水	EPN-E處理	去除率%	原設計
	COD 38,800 SS 18690 Oil 21%	COD 550 SS 14 Oil 24	COD 98.6% SS 99.9% Oil 99.999%	COD 900 SS 250 Oil 350
	COD 12,050 SS 8330 Oil 16%	COD 193 SS 11 Oil 9	COD 98.4% SS 99.9% Oil 99.99%	COD 455.4 SS 67.5 Oil 34.7

圖 3.5-14　應用 EPN 電聚浮除技術實例三之色度去除情形

3.5.2 有機廢水污泥源頭減量處理技術

一、鹼性生物淨化技術

工業廢水 pH 範圍從強酸至強鹼皆可能發生，一般選用適宜之中和劑予以調整，然而對於廢水本身含有會形成大量污泥的化學成分時，若能直接以生物處理將其中的有機污染成分分解，進而回收化學成分與水資源，則可明顯使污泥減量。

以水玻璃(Na_2SiO_3)廢水為例，水玻璃會形成大量的污泥，水玻璃廢水一旦進入中性的生物處理池，即會固化或形成水玻璃固態懸浮物，若以物化方式處理，亦會以化學混凝污泥或水玻璃污泥方式出現；1 噸染整業所產生之水玻璃廢水會形成 0.3 噸的水玻璃污泥，造成污泥清運困難，阻塞現場管線，嚴重影響現場活性污泥處理及化學混凝處理效率等等。若是採用鹼性生物淨化法，水玻璃廢水不經pH調整直接進行生物淨化，繼而回收水資源與水玻璃，將使頭痛的水玻璃污泥，一躍成為可回用的水玻璃。

大自然中微生物幾乎無處不在，以中性 pH6-8 的微生物種類及數量較多，然而在酸性或鹼性環境中，也可發現不少的微生物種類，如嗜鹼性(Alkalophilic)微生物就可以好好發揮在 pH 高達 11.5 的水玻璃廢水鹼性生物淨化技術上。

染整業所產生之水玻璃廢水 pH 高達 11.5，一旦調降水玻璃廢水之 pH，即便是輕微的調整，水玻璃廢水亦會整體固化或形成水玻璃固態懸浮物。抽樣檢測「水玻璃廢水」水樣 40 個以上之分析結果參見表 3.5-5，真色度有很大的變異性，最低出現過真色度僅 108 ADMI，最高曾出現過 44,600 ADMI。

表 3.5-5　水玻璃廢水抽樣分析結果

取樣數目	pH 值	COD (mg/L)	BOD (mg/L)	電導度 (mS/cm)	真色度 ADMI
>40	11-12	131(min) 1,476(max)	5-30	10-40	108(min) 44,600(max)

將「水玻璃廢水」分解菌固定於擔體上，裝入 20 公升四槽串聯處理槽中，生物擔體佔處理槽體積之九成。連續進出流「水玻璃廢水」，平均水力停留時間為 4.0 天；於實驗室中運轉至穩定狀態後，搬至現場以相同條件繼續運轉，定期檢測進出流水質之 COD、真色度、pH 等。現場連續生物處理「水玻璃廢水」進出流水質之 COD 與真色度降解情形之檢測結果參見圖 3.5-15、圖 3.5-16 在 pH 11.5 的水質環境下，鹼性生物淨化技術可使水玻璃廢水之 COD 降解約九成，並明顯降解色度至接近無色的程度。

抽樣「水玻璃廢水」經生物淨化各階段水質之色度比較如圖 3.5-17 可觀察到明顯的色度降解成績。若不經鹼性生物淨化處理，運用「水玻璃」與「水」物化特性的不同，將二者分開，則固態之「水玻璃」部分含污染成分，無法再利用；若經鹼性生物淨化處理後，再運用「水玻璃」與「水」物化特性之不同，將二者分開，則固態之「水玻璃」部分充滿再利用的潛力，參見圖 3.5-18。

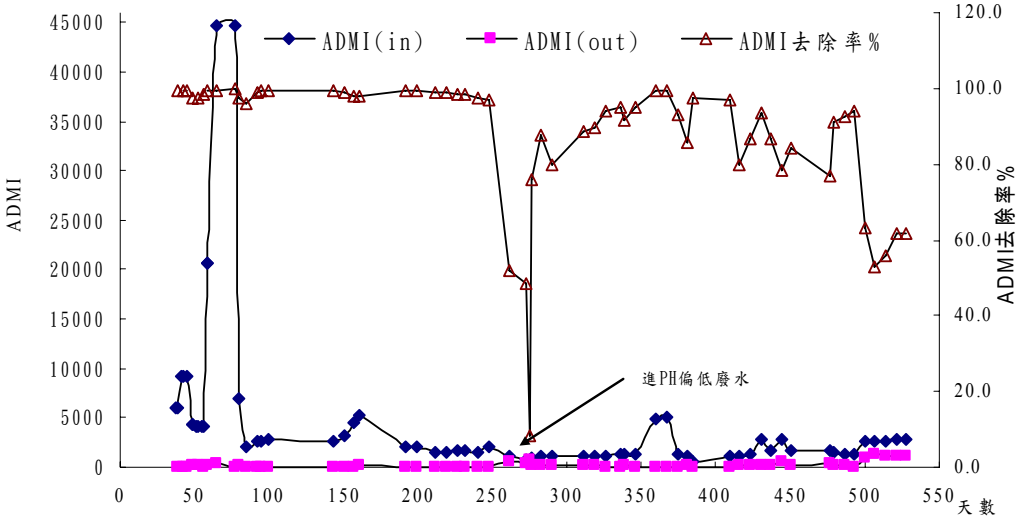


圖 3.5-15　玻璃製程廢水現場鹼性生物模槽試驗 ADMI 降解結果(20L)

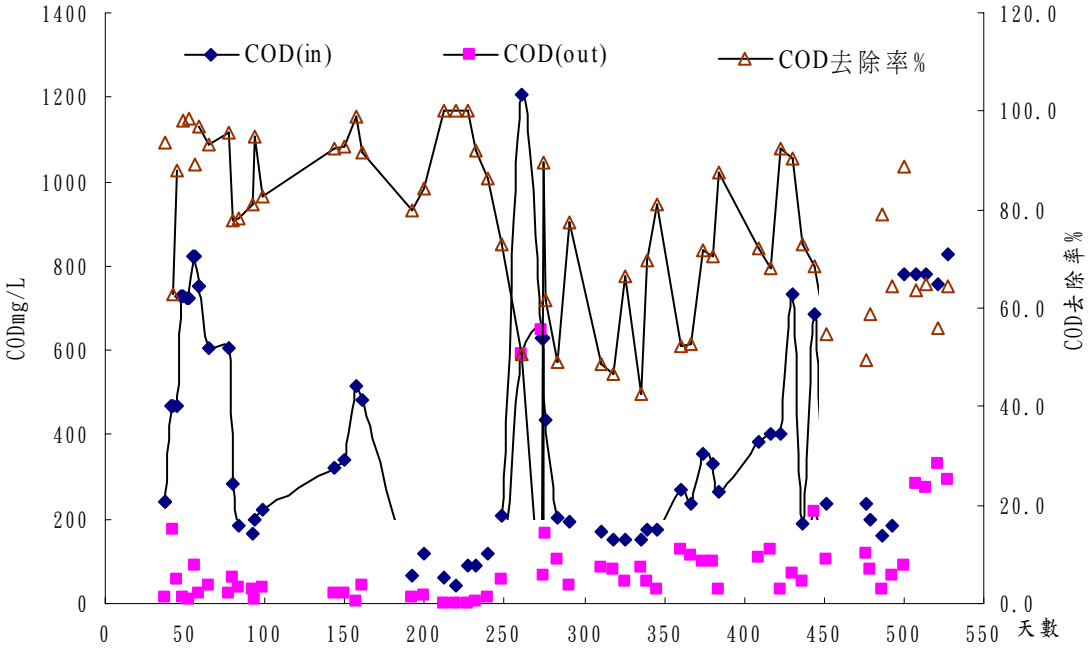


圖 3.5-16 水玻璃製程廢水現場鹼性生物模槽試驗 COD 降解結果(20L)

(a) (b) (c) (d) (e) (f)

圖 3.5-17 水玻璃廢水經生物淨化各階段水質之色度比較

(a)水玻璃原廢水(b) ~(e) 生物淨化各階段水質 (f)出流水

(a) (b)

圖 3.5-18 水玻璃廢水經鹼性生物淨化處理前後進行分離水玻璃之比較

(a) 不經鹼性生物淨化處理，則分離的固態「水玻璃」部分含污染成分

(b) 經鹼性生物淨化處理後，則分離的固態「水玻璃」部分可再利用

以一短纖染整廠其水玻璃廢水量 250 m^3/day為例，估計其增設鹼性生物淨化單元之建造費用為 2,500 萬元，每年之操作費用約 30 萬元，然可節省目前業者以傳統之廢水處理方式來處理水玻璃廢水之操作成本與污泥清運費用，估計前三年可回收鹼性生物淨化單元之建造費用。

由於水玻璃Na_2SiO_3是鹼性(pH>12)，水玻璃廢水亦是鹼性，其pH依其中之水玻璃含量而有差別，染整業所產生之水玻璃廢水pH高達11.5，因此國內外專利或文獻發表中所提及水玻璃廢水之淨化處理皆為物化處理。以染整業所產生之水玻璃廢水為例，1 噸的水玻璃廢水會形成 0.3 噸的水玻璃污泥，造成污泥清運困難，阻塞現場管線，嚴重影響現場活性污泥處理及化學混凝處理效率等等。

生物處理在廢水處理或是污泥減量上都是最經濟又較無後遺症的方法，即使是很酸或很鹼的環境，大自然中仍有嗜酸性或嗜鹼性的微生物可加以運用，了解並創造這些微生物的工作或生存條件，它們將可為地球的永續發展而努力不懈。

二、自發性高溫好氧廢水處理程序

活性污泥為目前最常見之廢水生物處理程序，其遭遇瓶頸在於高污泥量、低反應速率與低有機負荷，而自發性高溫好氧廢水處理程序

(Autothermal Thermophilic Aerobic Treatment，ATAT)是一種能自發性達 45 – 65℃之生物好氧處理程序，與活性污泥程序相較，具有降低過剩污泥與提高反應速率之優點。因為高溫能提高基質降解速率，且根據熱力學與生物能量學觀點，高溫環境會使能量使用效率下降，在生物反應過程中，會促使基質還原能走向熱能損失比例增加，相對造成細胞生長可用能量比例變小，因此，ATAT 之污泥量即可減少，而且該熱能損失恰可自發性地提供維持 ATAT 反應高溫之熱能需求。

ATAT 仍有兩方面之顧慮，即 ATAT 所需之高溫，若不能由廢水之好氧降解反應中自然產生，則需外加熱源；以及高溫會降低氧氣在水中的溶解度等問題。事實上，歐美地區已有多座高溫好氧污泥消化(Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion，ATAD)實廠成功之案例，尤其 ATAD 已被美國環保署列為可行技術，國內也有兩座實廠分別被證實屬 ATAT 與 ATAD 技術。

國內學者也曾針對國內北部某一 ATAT 食品油脂廢水處理實廠個案進行六個月之監測數據探討，其廢水處理流程如圖 3.5-19 所示，結果顯示生物反應熱率可提供主要熱源達 89.1%，能將進流水由 29 ºC 自發性提升到 48 ºC 高溫反應。此外，更發現增加污泥停留時間、氧傳效率與進流水溫度與濃度，皆會增加曝氣槽溫度 (吳勇興，2003)。

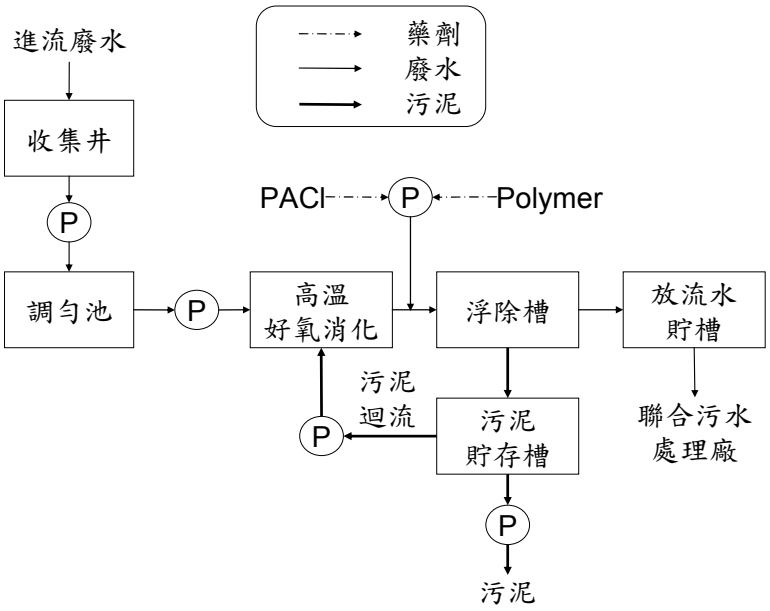


圖 3.5-19　某食品油脂廢水 ATAT 實廠處理流程圖
(資料來源：吳勇興，2003)

第四章　污泥減量處理技術

4.1 污泥減量概述

污泥在產生後需經濃縮、調理、消化、脫水等廠內處理形成泥餅，再視其成份委託合法業者以適當方式進行清運與最終處置；委託清運費用視地區性、污泥類別、處置方式而有不同，一般介於每噸新台幣 1,500 至 2,500 元之間；有害污泥則在 5,000 ~ 10,000 元之間，估計污泥處置費用約佔廢污水廠總操作費用的 20~40%。

本章所介紹之污泥減量技術主要針對廢污水處理程序後段單元，包括：

一、提高污泥固液分離效率—因組成複雜且含水率高，污泥脫水性一般不佳；脫水效率的提昇端視於充份了解污泥性質而能有效調理污泥，選擇適當的固液分離設備，並穩定維持設備效能。一般固液分離分成四階段，包括濃縮、加藥調理、機械脫水、乾燥。各類濃縮技術將在 4.2 節中介紹，4.3 節介紹加藥調理技術，4.4 節則包括機械脫水與熱乾燥 (分別如圖 4.1-1 中的 A、B、C 點)。

二、污泥水解與重金屬回收 — 於 4.5 節中介紹採用物化方法與好厭氧系統促使有機污泥分解，以及回收無機污泥中的重金屬，而達到減量效果 (圖 4.1-1 中的 D 點)。

三、污泥資源回收 —脫水後的廢棄污泥可進一步處理進行再利用，轉換成有用的資源，包括燃料、建材、以及農業利用等，將於 4.6 節中介紹 (圖 4.1-1 中的 E 點)。

4.2 污泥濃縮

濃縮係指污泥固體與液體因密度差而初步分離，移除污泥內的自由水 (約佔總水分含量 60%)，使污泥大幅減積，所得沉積物再進一步調理與脫水；污泥體積 V 對乾固體重量濃度 w (以下簡稱「固濃度」) 之關係可表為式(4-1a) 與 (4-1b)：

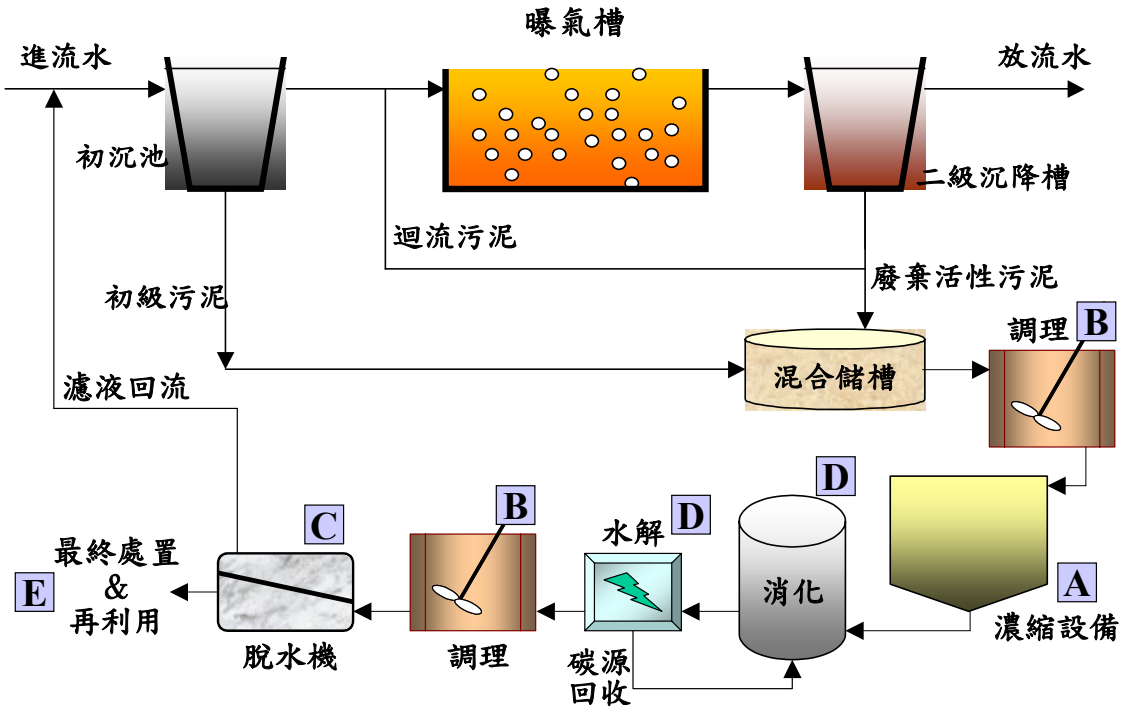


圖 4.1-1　典型廢污水處理程中可進行污泥減量之點

(註：水解單元可視系統需求而與各單元搭配，亦可置於消化槽前或脫水機後)

$$w = \frac{\rho_S V_S}{\rho_S V_S + \rho_L (V - V_S)} \qquad \text{式(4-1a)}$$

$$V = V_S \times \frac{\rho_S - w(\rho_S - \rho_L)}{w\rho_L} \qquad \text{式(4-1b)}$$

其中ρ_S與ρ_L分別為污泥液相與乾固體之密度。若污泥濃縮前固濃度為0.5%，水與乾固體密度分別為 1,000 kg/m^{3}與 1,400 kg/m^3，當固濃度提高至2%時，體積為初始值之 25%，再提高至 10%時，則僅剩 5% (如圖 4.2-1)。以活性污泥為例，各固液分離階段之水分移除效率約如表 4.2-1 所示。

一般重力沉降與浮除可將污泥固濃度提高至 3~6%，若需進一步濃縮，可採用帶濾式濃縮機或離心機；帶濾式濃縮機可達 5~10%，離心則可達 10~20%，以下即個別說明。其它濃縮設備尚有轉鼓機械濃縮機 (Rotary-drum thickener) 與水力旋流器 (Hydraulic cyclone) 等，讀者可另參見文獻 WPCF (1987)。

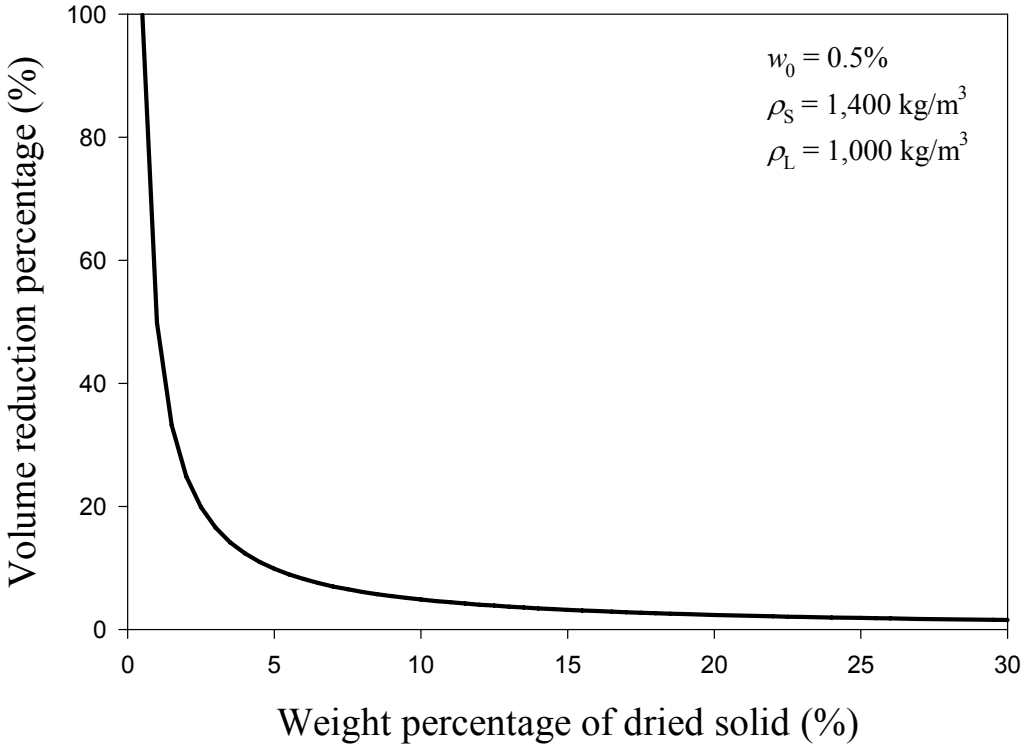


圖 4.2-1　污泥體積對固濃度之變化

表 4.2-1　污泥在各固液分離階段之水分移除效果

單元/程序		固濃度 (%)	脫水後體積／原體積 (%)	污泥處理程序所需固濃度
濃縮前	--	0.5 ~ 1.5	100	--
濃縮	重力濃縮	2 ~ 4	25 ~ 50	土地澆灌 厭氧消化
	浮除	2 ~ 4	25 ~ 50	
	離心濃縮	10 ~ 20	5 ~ 10	掩埋
加壓脫水	真空過濾	15 ~ 25	4 ~ 7	
	壓榨	20 ~ 30	3 ~ 5	污泥堆肥
熱乾燥	曬乾床 或機械乾燥	40 ~ 60	1 ~ 2	焚化、固化、裂解

4.2.1 重力沉降

因操作成本低，污泥脫水經常以重力沉降(Gravitational Sedimentation)初步濃縮，減少污泥體積；濃縮前污泥固濃度一般小於 1%，濃縮後預期提

高至 1~5% (w/w)，體積減為原來的 1/2 ~ 1/5。

污泥沉降槽可採用矩形或圓形設計，一般槽深約 4 公尺，槽體為鋼筋混凝土構造且具有水密性。圖 4.2-2 為圓形槽示意圖，污泥自上方進流管線並於池中央輸入沉降槽，槽內設有旋轉臂架，轉動時架上槳葉攪開污泥以幫助水分流出。圖 4.2-3 為穩定操作時槽體內的分層示意圖，上方約維持一公尺深的上清液層並從溢流口流出，固體沉積層則持續向下移動，並區分為上層的定速沉降區 (厚度約 1.5 m) 與下端的壓密污泥氈 (愈往下固體濃度愈越高，一般需厚於 1 m)。停留時間設定在 12 小時至 48 小時之間，應視污泥性質、進流固濃度與水溫等調整，使污泥沉積層充份壓密。濃縮污泥由底部排放口被幫浦抽出，槽底呈斜坡狀 (斜度 1/6 ~ 1/4) 加強流動，並有刮泥板避免固體堆積；抽出底泥可配合濃度計之監測作間歇性操作，使每次抽出污泥濃度穩定而有利後續脫水。

沉降槽面積設計有主要兩項參數：水力負荷 (Hydraulic loading) 與固體負荷 (Solid loading)，表 4.2-2 列出各種污泥之建議值；水力負荷為污泥進流率除以沉降槽面積，過高將造成固體未沉降而溢流，過低則使污泥停留過久，易產生腐敗臭味。若水力負荷低於一般建議值，可迴流部份上澄液以稀釋污泥，或少量加氯抑菌。控制固體負荷則為了使污泥能濃縮至設計排泥濃度，適當之固體負荷值可由沉降實驗建構固體通量 (固濃度乘以總體沉降速度) 對固濃度之關係，再由重力沉降理論 (如 Coe-Clevender 法或 Talmage-Fitch 法）求得。確定污泥性質、進流量、與固體濃度後，可從表 4.2-2 所列固體負荷範圍擇一適當值計算所需沉降槽面積，再依此驗算水力負荷，確認是否符合建議值。

污泥沉降槽的優點為具較高污泥儲存能力，維護簡單，運轉成本低；缺點為佔地面積大，易產生臭味，污泥時而無法有效壓密。一些常見的異常狀況與排除方法如下：

一、污泥腐敗上浮：肇因於排泥速率偏低，水力負荷太小；除檢討上述參數，可迴流上清液增加進流量，維持污泥加氯 (> 1 mg/L)，或在水面下 (0.3 ~ 0.6 m) 注入空氣增加溶氧等。氣溫較高時污泥容易腐敗，可增加排泥量以減少壓密層厚度。

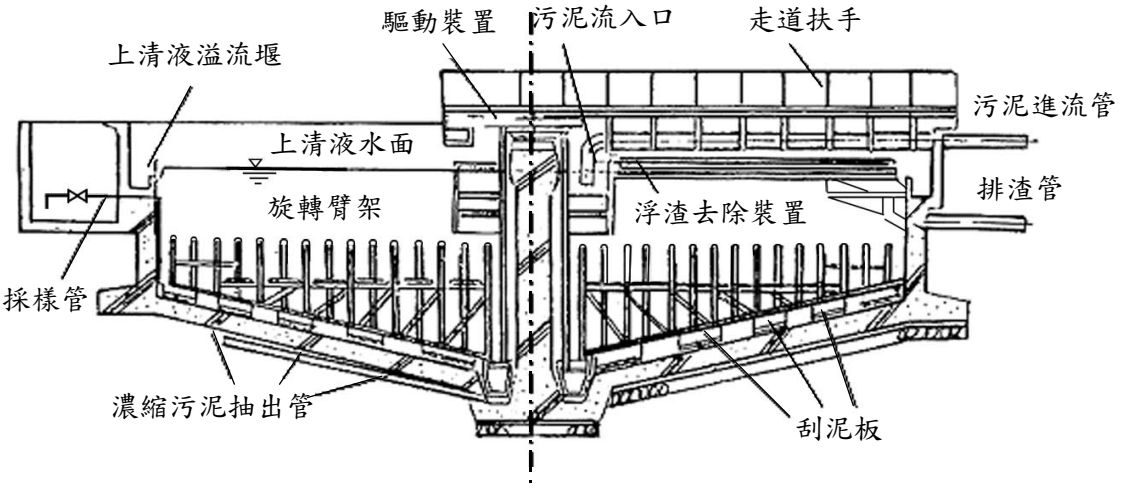


圖 4.2-2　污泥沉降槽示意圖 (圓形槽)

資料來源：經濟部工業局，1994

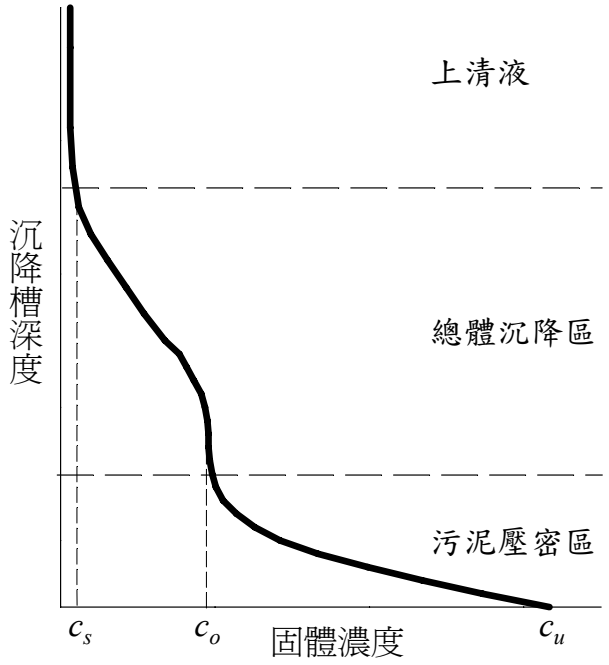


圖 4.2-3　沉降槽內污泥固體濃度隨槽深之變化示意圖

二、濃縮污泥濃度不足：肇因於水力負荷與排泥率過高或發生短流，應檢討進料速率與排出速率，或迴流部份污泥，提高進流固體濃度，維持至少 1 公尺壓密層厚度；改變溢流堰與隔板的設置，避免固體自溢流堰流出。

三、上清液濃度過高：多為污泥腐敗上浮或加藥不當所造成；應檢討水力負荷與調理劑量等參數。

四、污泥沉降性不佳：可能因前端單元處理效能不佳使膠羽密度偏低，應檢討曝氣槽操作 (活性污泥是否膨化) 或初沉池混凝劑量不足等。

五、旋轉臂架扭矩過大：可能因設備停機或溢流率太低而有大量污泥淤積，需檢查臂架與清理機械裝置上的淤泥，或迴流上清液以增加進流量等。

六、微生物過度生長：多半因污泥累積於機械、槽底、管壁等而造成，需定期進行清洗或少量加氯。

七、污泥管線與泵堵塞：泵送的污泥濃度可能偏高，管線需定期清洗，或更換適當幫浦。

表 4.2-2　各種污泥之重力沉降槽設計參數

污泥種類	濃縮前濃度 (%)	濃縮後固體濃度 (%)	水力負荷 ($m^3/m^2.d$)	固體負荷 ($kg/m^2.d$)
初沉污泥	2 ~ 6	5 ~ 10	15 ~ 30	100 ~ 150
活性污泥	0.5 ~ 1.5	2 ~ 4	4 ~ 8	10 ~ 40
混合污泥	0.5 ~ 1.5	4 ~ 6	6 ~ 12	25 ~ 80
	2.5 ~ 4.0	4 ~ 7		40 ~ 80

註：(1) 上述數據為污泥已經調理

(2) 混合污泥指「初沉污泥 + 活性污泥」

某些生物程序所產生的污泥不適合以重力沉降槽處理，如 A2O 程序產生的污泥含有大量的磷，在重力沉降槽的缺氧或厭氧環境中可能造成磷的二次釋放，在這種情況下，需考慮使用其它濃縮設施，如浮除裝置，或其它機械式濃縮設備，如離心機或重力帶式濃縮機。

4.2.2 浮除

浮除 (Floatation) 係藉在液相中產生大量微小氣泡附於固體上，使之浮至水面再刮除。產生氣泡的方法包括以下四種：

一、空氣浮除法 (AF)：直接於廢水打入氣體以產生氣泡。

二、溶解空氣浮除法 (DAF)：將加壓空氣注入污泥，經液壓閥引導至未加蓋之浮除槽，因壓力驟減，溶解空氣形成直徑數十微米之氣泡。

三、真空浮除法 (VF)：先對廢水予以曝氣，再給予一負壓環境，產生微小氣泡。

四、生物浮除法 (BF)：由微生物作用產生氣泡。

一般最常用的是溶解空氣浮除法，又分成全加壓法與循環加壓法；前者直接將空氣注入污泥予以加壓溶解，缺點為可能使污泥膠羽碎裂而使澄清液濁度提高；後者為迴流部份澄清液再打入高壓空氣，注入污泥混合，可應用的污泥濃度較廣，並能依濃度與流量調節水量，操作彈性大，較為常用。圖 4.2-4 為循環加壓迴流溶解浮除典型程序，槽深一般為 3~3.5 公尺；另亦有長方型槽體。迴流量一般為進水之 30~150%，如需注入凝聚劑，則可注於加壓水與進流污泥的混合入口。污泥上浮後於水面形成污泥氈，由刮泥機所去除，預期濃縮固濃度可達 4~6%，澄清液自溢流堰溢出；刮泥速度若太高，可能造成污泥氈附著的氣泡剝離，導致污泥沉降，而刮除後的浮渣應攪拌去除氣泡，避免影響污泥泵送與脫水。一般底部有少量沈降污泥，需以底泥收集器收集排出。

浮除操作參數包括加壓壓力 (3~6 kg_f/cm^2，過高並無助於產生微小氣泡)、水力負荷或停留時間 (> 2 小時)、加壓水量對污泥量之比例 (0.5~3)、迴流澄清液之加壓槽停留時間 (> 1 分鐘)，及氣固比。其中氣固比為決定去除率最重要的參數，定義為可供浮除用之空氣與進流固體物的重量比，一般在 0.02~0.07 間，因污泥性質變動大，需先採小型浮除單元決定此參數 (參見 4.3.4 節)；提高氣固比可增加浮除效果，但過高會使氣泡融合而失去浮除效果。另污泥上浮速度控制在 0.01 ~ 0.04m/min間，可維持污泥氈的穩定厚度 (0.2~0.6 m) 而不會造成破裂。表 4.2-3 列出各種污泥的浮除槽設計參數上，進流污泥固濃度偏低或水力負荷偏高將導致浮除效果不佳，污泥氈固物濃度亦降低。使用凝聚劑可提高固體負荷，將去除率從 50~80%提高到 95%。

表 4.2-3　各種污泥之浮除濃縮槽設計參數

污泥種類	氣固比	濃縮後固體濃度 (%)	水力負荷 ($m^3/m^2.d$)	固體負荷 ($kg/m^2.d$)
初級污泥	0.04 ~ 0.07	6 ~ 10	90 ~ 250	90 ~ 150
活性污泥	0.03 ~ 0.05	2 ~ 4	60 ~ 180	60 ~ 100
混合污泥	0.02 ~ 0.05	5 ~ 8	90 ~ 250	60 ~ 100

註：(1) 上述數據為污泥為未調理之情況，添加凝聚劑可使固體負荷提高到 200 $kg/m^2.d$以上。

(2) 混合污泥指「初沉污泥 + 活性污泥」。

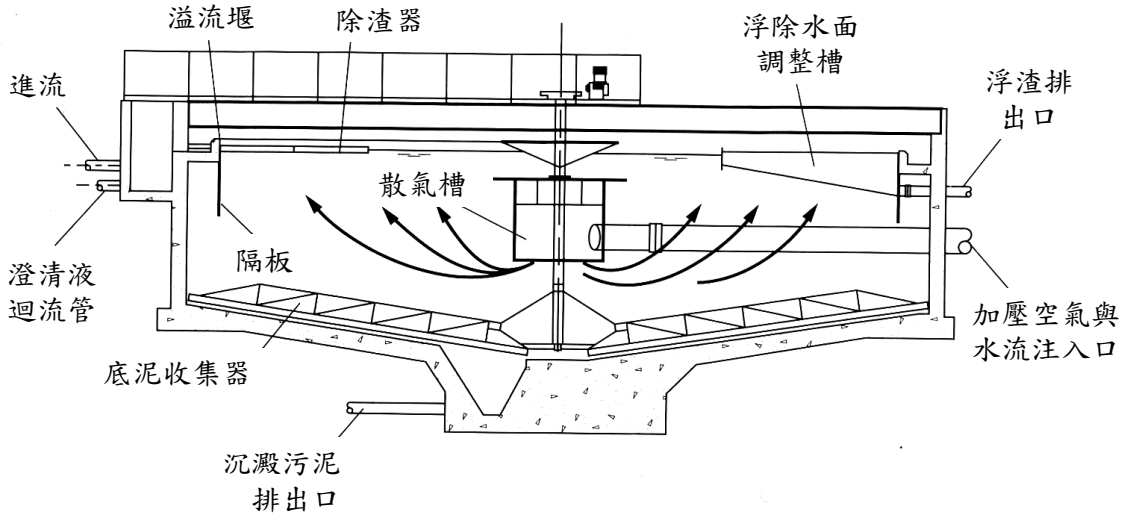


圖 4.2-4　循環加壓迴流溶解浮除程序

資料來源：McCalf and Eddy，2003

與重力沉降相比，浮除單元的優點可達到較高的濃縮污泥固濃度，適用於活性污泥與油脂等難分離物質；處理量相同時，浮除佔地較重力沉降槽小、溢流量較大、較少臭味 (系統處於好氧狀態避免污泥腐敗)；缺點是操作成本高，亦缺乏污泥貯存能力。常見異常狀況與排除方法如下：

一、污泥產生量太多：各因於進流固體濃度偏高 (如超過 2%)，應減少進流量。

二、水流擾動：水力負荷太大，應減少溢流率。

三、污泥層過厚而自隔板下方溢流：可能有膨化污泥流入，應檢討處理生物處理池效能與調理劑量。

四、固體物濃度變化過大：可考慮加設污泥混合貯槽，或從污泥曝氣槽引入較均勻之污泥。

五、污泥氈固體濃度過低：應檢討水力負荷是否太高或氣固比偏低。

六、浮除槽底部泥砂淤積：流入過多高密度泥砂而無法浮除，應檢查底部刮泥設備。

七、管線或槽壁堵塞：有大體積雜質流入，應加設攔污柵；另可能迴流澄清液不夠乾淨，造成加壓系統堵塞，如其懸浮固體高於 200 mg/L，應考慮先予以混凝去除雜質，或以更乾淨的水 (如放流水) 迴流。

4.2.3 離心濃縮

活性污泥等生物污泥膠羽因重力沉降速度太低，無法有效濃縮；離心設備 (Centrifuge) 提供數千倍的重力加速度 (一般為 500 ~ 3,000 *g*)，提高固體顆粒沉降速率。離心機械可用作濃縮或過濾脫水，運用於污泥固液分離時多為濃縮。常用於脫水的離心機有籃式 (Basket) 與固體承筒式 (Solid-bowl) 兩種，旋轉軸可為水平或垂直。其中籃式為批次式進料，承筒式可連續進料，適合濃縮大量污泥。最常用型式為水平承筒式離心機，或稱螺旋傾析機 (Screw decanter)，如圖 4.2-5，其結構分為外管與內管兩層，污泥從內管送入，在旋轉承筒裡沉降形成泥餅，一螺旋桿以同向但略低轉速旋轉並帶走外殼壁上固體，沿圓錐承筒的傾斜面持續往前推動，最後被推到離心機窄端，將污泥固體送至外管再排出；離心液 (Centrate) 則反向流動自出口溢流而出；離心液中仍含有密度較低的細微固體，應迴流至初沉池處理。因離心機為高速運轉，需置於一箱體內以減少噪音，底部亦設有防振裝置保護機體。圖 4.2-5 中的承筒式離心機為同流式 (Cocurrent)，即泥餅排出口為污泥進流口之遠端 (承筒的窄端)，離心液在近端排出；另有逆流式離心機 (Countercurrent)，其承筒窄端與寬端的位置恰與同流式相反，污泥自進流管導入到承筒中間位置進入離心機，再進行固液分離。

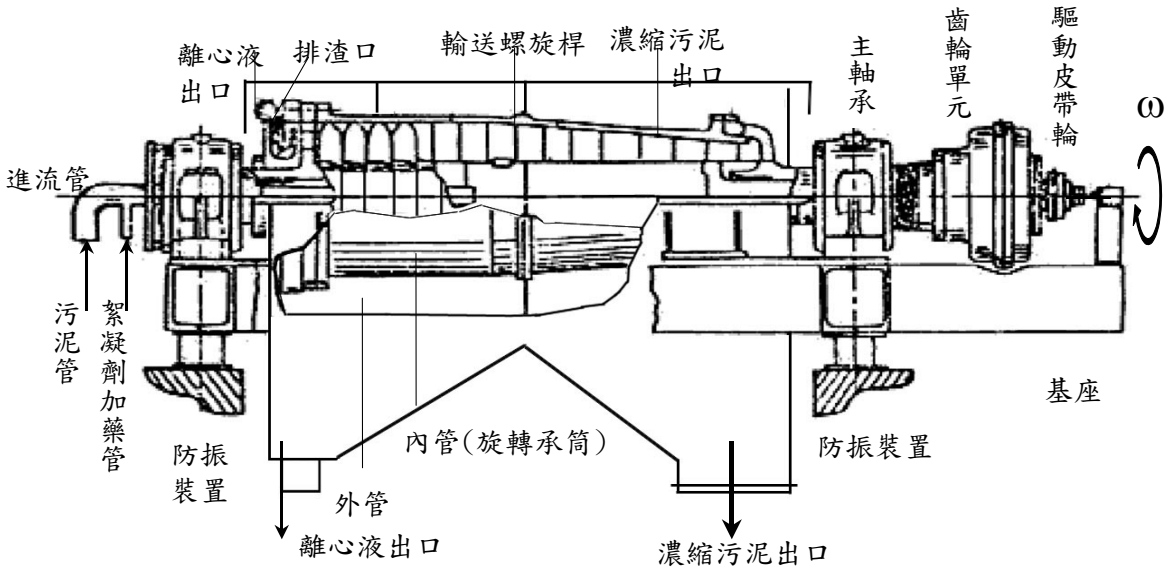


圖 4.2-5　水平承筒式離心機結構示意圖

資料來源：平岡與吉野，1983

表 4.2-4 列出離心機所能達到之離心液與泥餅固體濃度，若固體捕捉率偏低或離心液濃度偏高，輔以適當高分子絮凝調理將有明顯改善；離心濃

縮所達到泥餅固體濃度已達 20~30%，可作為最終處置。

表 4.2-4　典型離心機處理效能

污泥種類	固體回收率 (%)		離心液懸浮固體 (mg/L)		濃縮後固體濃度 (%)
	調理前	調理後	調理前	調理後	
初沉污泥	75 ~ 80	93 ~ 99	< 2,500	< 700	20 ~ 30%
活性污泥	40 ~ 70	97 ~ 99	< 6,000	< 300	10 ~ 20%
混合污泥	75 ~ 90	98 ~ 99	< 2,500	< 200	20 ~ 30%
好氧消化污泥	40 ~ 60	93 ~ 99	< 6,000	< 700	15 ~ 25%
厭氧消化污泥	55 ~ 80	97 ~ 99	< 4,500	< 300	15 ~ 30%

註：(1) 「離心液懸浮固體」濃度係基於原污泥濃度 10,000 mg/L 估算而得。

(2) 混合污泥指「初沉污泥 + 活性污泥」。

(3) 消化污泥指經消化的混合污泥。

操作參數包括承筒轉速 (500 ~ 3,000 rpm)、污泥進料速度 (水力負荷)、推送排泥速度 (螺旋桿與承筒間之轉速差，約 5 ~ 100 rpm) 等；污泥脫水程度與離心液濁度決定於停留時間，可調整進料量、螺旋輸送桿/內筒轉速差、以及離心液液位高度。典型進料量為 10~60 m^3/hr，通常採用高分子絮凝劑以調整污泥之結合水量或SVI值。

離心機優點為所需空間較少 (轉動半徑一般為 50~120 cm，長度為直徑之 1.5~3.5 倍)，單位佔地面積之處理量大，較無臭味，初設費用亦不高；缺點為推動軸與承筒長久操作後可能受砂礫侵蝕，部份泥垢無法藉離心推進移出，維修較複雜，動力支出偏高。常見異常狀況與排除方法如下：

一、分離效果不佳：應檢討污泥進料量與濃度、調理加藥量，或停留時間；提高轉速可改善濃縮效果，但亦可能造成紊流，污泥膠羽受剪力破壞而發生再懸浮，故需依污泥性質調整轉速。

二、異常噪音或振動：應檢查軸承與螺絲桿是否有泥餅堵塞或歪斜；另外污泥量供給過多而輸送困難時亦可能造成此類現象。若污泥含有砂礫，在高速旋轉下會傷害承筒與推動軸，應以除砂器預先分離。

三、主軸軸承溫度過高：潤滑油補充不足、油質劣化、主軸軸承破損或不正、以及進料量過大、泥餅堵塞等因素均可能引起，在高速運轉時十分危險；除定期檢查機械外，並應注意進料污泥之狀況。

四、離心液因含有較多難沉降顆粒，若大量導回原廢水處理程序亦會影響處理效能，其可透過調理增加粒徑，提高固體捕捉率。

4.2.4 重力帶濾式濃縮機

重力帶濾式濃縮機(Gravity-belt thickener)一般與後段的帶濾脫水機搭配，將污泥 (通常經過加藥調理) 導入均勻攤鋪在濾布上，形成一薄泥層，透過重力使污泥發生固液分離，水分通過濾布排出，而污泥固體顆粒則被截留在濾布上；隨濾布的行進，截留在濾布上的固體顆粒通過設在濾布上方泥耙的擾動作用而持續脫去水分，固濃度逐漸提高。濃縮停留時間約一分鐘左右，可將固體濃度從 0.5~1%提高至 6%～10%，形成低流動性的泥餅，再送入帶濾脫水機中脫水。此濃縮方式可類比於污泥顆粒在一很淺的重力沉降槽中沈降，故可有效地截留固體。

重力帶濾式濃縮機長約 5 到 8 公尺，帶寬一般為 1.5 到 2 公尺，亦有帶寬為 3 或 4 公尺的機型，結構包括框架、進泥配料裝置、濾布、可調式的刮泥板與排放滑槽、濾布沖洗系統、濾布軌道導引及張力調節系統等部份，其中張力調節系統可隨使用狀態而調整濾布伸張情形，避免濾布因長期承受張力而發生材料疲乏；另可控制刮泥板的高度與角度，使其污泥適當地翻攪，避免濾布為污泥固體沾附，減少水分流出的阻力，提高濃縮效果。

表 4.2-5 列出各種污泥以重力帶濾式濃縮機處理後的固濃度。帶濾濃縮機控制參數包括其進泥量、濾布速度，刮泥板的夾角和高度等。一般濾帶速度為每分鐘 5 到 20 公尺，水力負荷甚高，典型值為每公尺濾帶寬 40～45 m^3/h (濾布寬一公尺)、比較大的機型可達到每公尺濾帶寬 60 m^3/h (濾布寬 1.5 或 2.0 公尺)；固體負荷則約為每公尺濾帶寬 100~500 kg/h。常見異常狀況與排除方法如下：

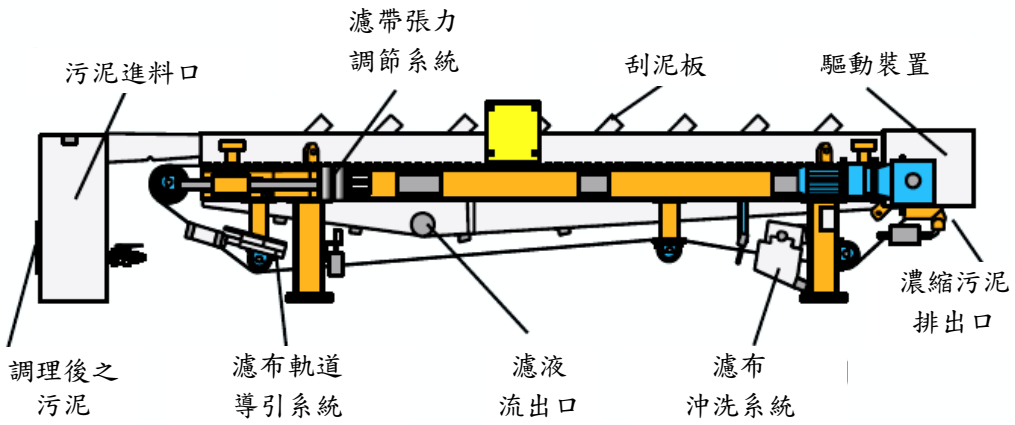


圖 4.2-6　重力帶濾式濃縮機結構示意圖

資料來源：US Filter 公司網頁

一、膠羽形成情形不佳，或進流污泥固濃度偏低：應檢討調理用藥品質、劑量、混合時間、攪拌強度是否恰當；另污泥進料量可考慮降低。

二、濾布堵塞：可能因調理效果不佳導致小顆粒堵塞濾布，除檢討調理參數之外，另應檢查濾布沖洗噴嘴是否堵塞，或採用提高沖洗水壓力、酸洗等方法。

三、分離濾液固濃度偏高：主要仍肇因於污泥調理效果不佳使固體捕捉率下降，除檢討調理參數，另可降低污泥進料量。

四、污泥自進料口溢出：主要肇因於進料污泥量過高，應予降低；另濾布堵塞亦可能造成此情形。

濃縮後的污泥經過污泥配料裝置，再送入後段之帶濾式脫水機進行脫水，可將固濃度提高至 20%，帶濾脫水機的脫水原理如 4.4.1 節所示。兩者可合併作為「濃縮-脫水」一體化之設備，除可用於場地受限之廠址，另亦可作為某些不適合以重力沉降槽處理之污泥 (如前述之 A2O 含磷污泥)。

表 4.2-5　典型重力帶濾式濃縮機處理效能

污泥種類	進料污泥 建議固體濃度 (%)	濃縮後固體濃度 (%)	固體回收率 (%)
初沉污泥	3.0 ~ 6.0	7 ~ 9	93 ~ 98
活性污泥	0.5 ~ 1.0	4 ~ 9	93 ~ 99
混合污泥	2.0 ~ 4.0	5 ~ 9	93 ~ 98
好氧消化污泥	0.8 ~ 2.0	4 ~ 6	90 ~ 98
厭氧消化污泥	2.5 ~ 5.0	5 ~ 9	90 ~ 98

註：(1) 混合污泥指「初沉污泥 + 活性污泥」。

(2) 消化污泥指經消化的混合污泥。

在此即對上述重力沉降、浮除、離心濃縮及帶濾式濃縮等四種污泥濃縮方式的特點作一比較，如表 4.2-6 所示。

表 4.2-6　各種污泥濃縮方式優缺點比較

項目	重力沉降	浮除	離心濃縮	帶濾式濃縮
佔地	高	高	低	低
耗能	低	低／中	中／高	低／中
噪音	無	低	中／高	低／中
振動	無	無	高	低
臭味	中／高	低／中	低	低
所達到固濃度	2 ~ 6%	2 ~ 7%	10 ~ 25%	6 ~ 10%

4.3　污泥調理技術

為達到良好的污泥脫水效果，需針對不同特性之污泥進行「調理」以改變污泥的性質，使其易於脫水而可有效減積；常用污泥調理方式包括物理調理、化學調理及生物調理等三種。

物理調理包括淘洗 (Elutriation)、熱處理 (Thermal treatment)及凍融處理 (Freeze/Thaw treatment)。在高緯度國家凍融處理被視為一經濟有效的污泥處理技術；化學性調理即是於污泥處理過程中加入無機或有機化學藥劑，其中以添加有機性高分子調理劑最廣泛使用，國內目前幾乎採用此種調理方法；生物性的處理，通常是藉由生物生長過程時養分所需，而改變污泥性質，通常生物處理後的污泥其脫水性有明顯的改善。此三種調理方

法中，一般而言以化學方法的使用最為簡易而廣泛。

4.3.1 污泥調理的理論與機制

一、調理的目的

污泥調理的目的是指利用物理、化學或生物方法改變污泥中膠體顆粒之性質，使懸浮顆粒間發生去穩定化，得以碰撞並聚集成更大的顆粒，並使污泥中所含的水分利於脫除。

二、污泥中水分分佈

污泥中之水分多寡，一直是污泥處理過程中重要的參數，污泥膠羽擁有巨大表面積與高度親水性，大部份未經處理的污泥，其含水率約有 95~99%，而此高含水量則直接影響其所形成之體積，致使污泥在處理及處置上必須耗用相當成本進行減積。有關污泥中水分存在型態的研究已有 30 年歷史，期間提出相當多種之型態定義與分類，大致將污泥水分分佈區分為以下四種型態 (圖 4.3-1)：

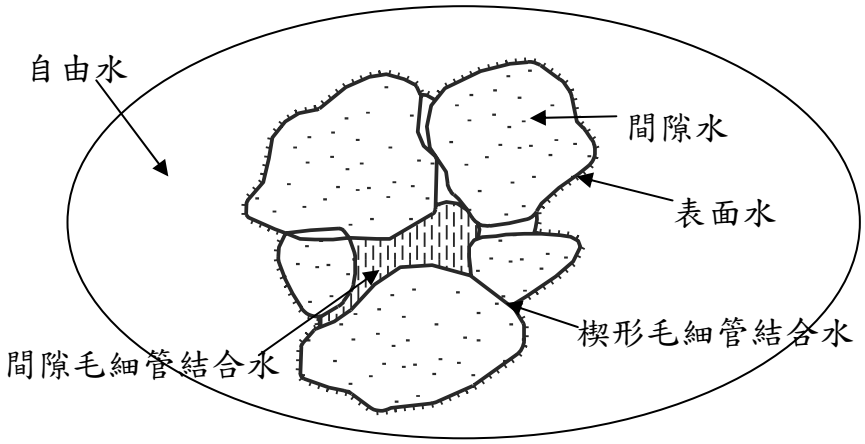


圖 4.3-1　污泥中的水分存在型態

(一) 自由水：自由流動並可以重力方式引出等易移除之水，約佔總水量之 70%。

(二) 間隙水：污泥固體物間因毛細管現象所保有之水，或稱毛細管結合水，存在於顆粒間隙、楔狀及裂隙中，約佔總水量的 10~20%。需賴離心、壓密等機械力，使顆粒變形、壓縮後始可分離

(三) 表面水：因凡得瓦力或氫鍵等作用力而吸附在固體表面者，約佔

總水量的 5~15%，與間隙水合稱物理性結合水；活性污泥膠羽因比表面積高，比其他污泥含有較多之表面水。需藉化學混凝劑改變表面特性，再藉由機械脫水分離

(四) 內部水：以化學鍵方式結合在顆粒內部之水分，一般佔總水量的5%以下，如微生物之細胞液，鍵結能甚高，或稱顆粒水。需藉好氧或厭氧消化或熱處理等將細胞膜破壞而分離。

一般較簡單之區分，則是將污泥中之含水分為自由水與結合水兩種，後者代表較難分離之水分，據此可瞭解污泥中結合水所佔比例多寡關係著污泥脫水的難易。一般結合水之量測方法包括乾燥法、膨脹計法、微差掃描熱卡計 (DSC)、離心沉降法、壓榨法、蒸氣壓下降法、核磁共振 (NMR) 與水分鍵結能曲線等方法，各項技術內容可參見朱敬平與李篤中 (2001)。其中當建構污泥之水分鍵結能曲線時 (如圖4.3-2)，可發現水分與固體間之鍵結強度係屬連續分佈，不同結合水測量方法相當於設定一最低鍵結能量強度，將整個水分連續分佈曲線切割成自由水與結合水兩部份，反之欲達不同脫水程度，可依其在曲線上所相當之能量，尋得對應且適合的脫水方法。

三、物理調理機制

(一) 淘洗

污泥淘洗係利用鹼度較低的水洗滌污泥以減少鹼度，並同時可洗除膠狀物質以節省後續調理劑的使用量並提高脫水效率。

(二) 熱處理

污泥熱處理其主要的機制為利用加熱方式釋出污泥中細胞所含結合水，以提昇後續脫水效率。

(三) 凍融處理

污泥冷凍融化調理始於 1940 年代末期之英國，Clements 等(1950)發現，經此處理之膠羽粒子沉降快速，且沉積物體積變小，故首先利用此程序來改善污泥之脫水性，Hong 等人(1995)則認為冷凍融化調理可以釋放出活性污泥中所含的結合水與細胞間質(Extracellular Polymers, ECPs)，並從而大幅改善污泥的脫水特性。

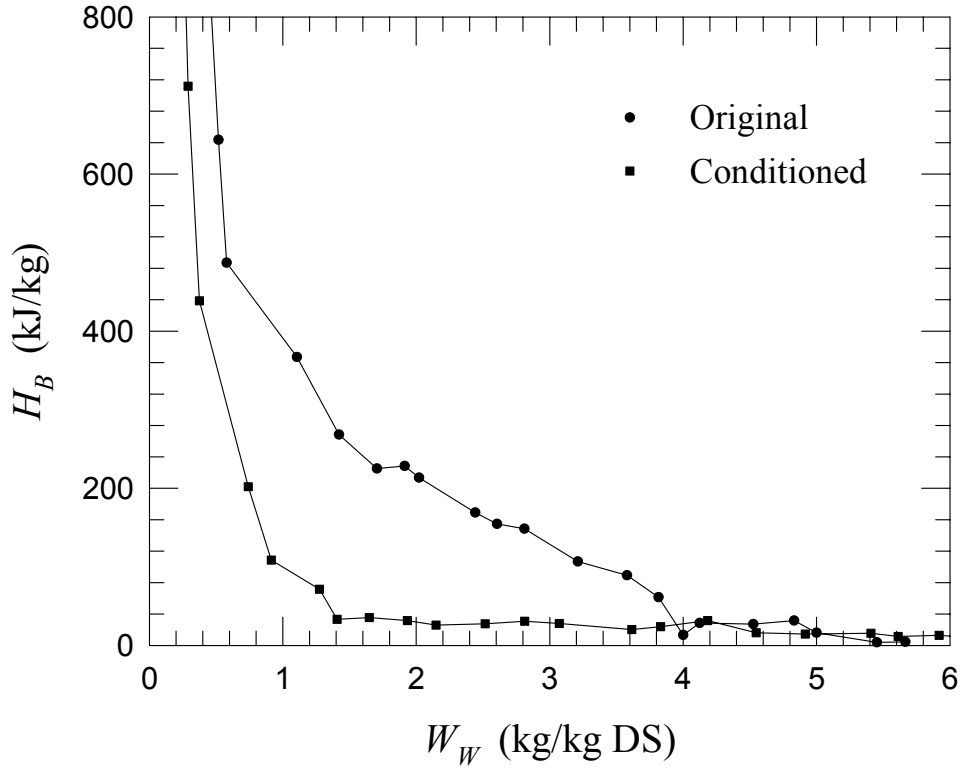


圖 4.3-2　某污泥樣品調理前後H_B對單位重量乾固體所含的水量W_W的關係

資料來源：朱敬平與李篤中，2001

四、化學調理機制

污泥調理之反應機制與廢水處理中之化學混凝步驟之反應機制相同，但兩者之訴求則不同。後者欲獲得澄清的上澄液，較強調廢水中污染物的去除效果及膠羽的沉降速度。但前者則著重於改變膠羽的性質，以達到易分離、脫水的膠羽為主。

廢水污泥之化學調理機制主要為電性中和 (Charge neutralization) 及顆粒間之架橋作用 (Interparticle bridging)。於膠羽形成之過程中，形成之作用機制會影響膠羽結構。以電性中和作用機制為主所形成之膠羽小且結構規則，適合於直接過濾，以架橋作用機制所形成之膠羽大而膨鬆，沉降容易，但是剪力強度低。於電性中和作用中，由於大部份之廢水生物污泥是帶負電荷，因此使用陽離子型調理劑。陽離子電荷密度越高，調理劑之調理效果越佳。對於混合污泥而言，則需視最終污泥之淨電荷為正或負，再決定使用陰離子性或陽離子性調理劑。

一般所使用的陽離子性調理劑可為無機性或有機性，而陰離子性調理劑則多為有機性。

架橋作用是指利用有機高分子聚合物的長分子鏈，將污泥顆粒連結在一起而形成較大的膠羽，由於高分子聚合物的分子鏈散佈範圍大，可克服帶電粒子間之排斥力而產生凝聚效果。於此機制中，高分子聚合物之分子量大小為決定凝集效果之主要因素，分子量越大、電荷密度越高，則調理劑的調理效果越佳，由於污泥粒子間因電荷所產生之互斥力仍存在，因此形成之膠羽大而鬆散。

如圖 4.3-3 所示，有機高分子聚合物與污泥顆粒間發生架橋作用的反應順序為：

一、高分子聚合物先吸附在污泥顆粒上。

二、去穩定化後的污泥顆粒聚集形成較大的膠羽。

三、高分子聚合物二次吸附於污泥顆粒上。

四、過量之高分子聚合物與污泥顆粒之吸附。

五、膠羽斷裂成較細小的碎片。

六、高分子聚合物與斷裂的膠羽碎片發生再吸附現象。

整個高分子聚合物的調理現象一般認為是上述之六種反應，而這些反應之重要性並不全然相等，端視調理流程之功能而定。

以淨水鋁鹽污泥為例，高分子聚合物與其污泥顆粒反應之可能機制如圖 4.3-4 所示，於調理過程中，不同電性之高分子聚合物與污泥顆粒相互作用，造成電性中和及架橋兩作用，主要乃導因於高分子聚合物之電性、電荷密度及其分子量的不同，進而造成不同程度之電性中和或架橋效應而影響其調理效果。對高分子聚合物與污泥顆粒間之相互作用，乃根據高分子聚合物之帶電性的不同而有下列之反應機構：

(一) 陽離子性高分子聚合物

如圖 4.3-4-A所示，陽離子性高分子聚合物帶電之活性部位會取代附著於污泥顆粒表面的$Al(OH)_3(s)$，而與污泥顆粒結合產生電性中和作用。被取代出來的$Al(OH)_3(s)$則可被吸附在陽離子性高分子聚合物之不帶電位置。污泥顆粒間則因陽離子性高分子聚合物而聚合，並形成較大的顆粒，如圖 4.3-4-B所示。其反應包括污泥顆粒與陽離子性高分子聚合物間之電性中和與架橋作用。

(二) 陰離子性高分子聚合物

如圖 4.3-4-C所示，陰離子性高分子聚合物可將污泥顆粒與其表面的$Al(OH)_{3(s)}$包覆起來，而產生電性中和作用。污泥顆粒間藉著陰離子性高分子聚合物的架橋作用亦可形成較大的顆粒，如圖 4.3-4-D所示。其顆粒間結合之強度較添加陽離子性高分子聚合物者為小，原因為陽離子性高分子聚合物因取代性電性中和作用而可與污泥顆粒直接結合，而陰離子性高分子聚合物的包覆性電性中和作用將污泥顆粒與表面的$Al(OH)_{3(s)}$包覆起來，電性中和的程度較差且與未被$Al(OH)_{3(s)}$掩蓋的污泥顆粒會有電性排斥之緣故。

(三) 中性高分子聚合物

如圖 4.3-4-E 所示，中性高分子聚合物與污泥顆粒之間僅有架橋作用產生。

五、生物調理機制

微生物對污泥的分解消化亦為調理方法之一。消化可在厭氧與好氧條件下進行，原本存在於污泥中的好氧性或厭氧性微生物會利用自身細胞基質進行自營消化 (Endogenous respiration) 取得能源，再分解在污泥中先前仍未分解的有機物。其中厭氧消化因設置成本較低，因此目前普遍受到採用。在厭氧消化中，污泥中的大顆粒會在酵素作用下先行水解成較小的顆粒，微生物中的酸生成菌會將之分解成有機酸，甲烷生成菌再利用這些有機酸產生二氧化碳與甲烷；可以大幅分解有機物，減少污泥中原有之 BOD 與臭味，致病菌或寄生蟲之數量亦可以獲得減少。由於厭氧菌生長較慢，因此污泥的產量較少，而消化後的污泥顏色較深，穩定度高，並且呈現深色的腐植土狀。在消化過程中污泥膠羽的高比表面積結構受到破壞，原本吸附於其上的水分便被剝除成為自由水；因此消化後的污泥沉降性與脫水性都會獲得改善；表 4.3-1 列出不同條件下的厭氧消化日數。

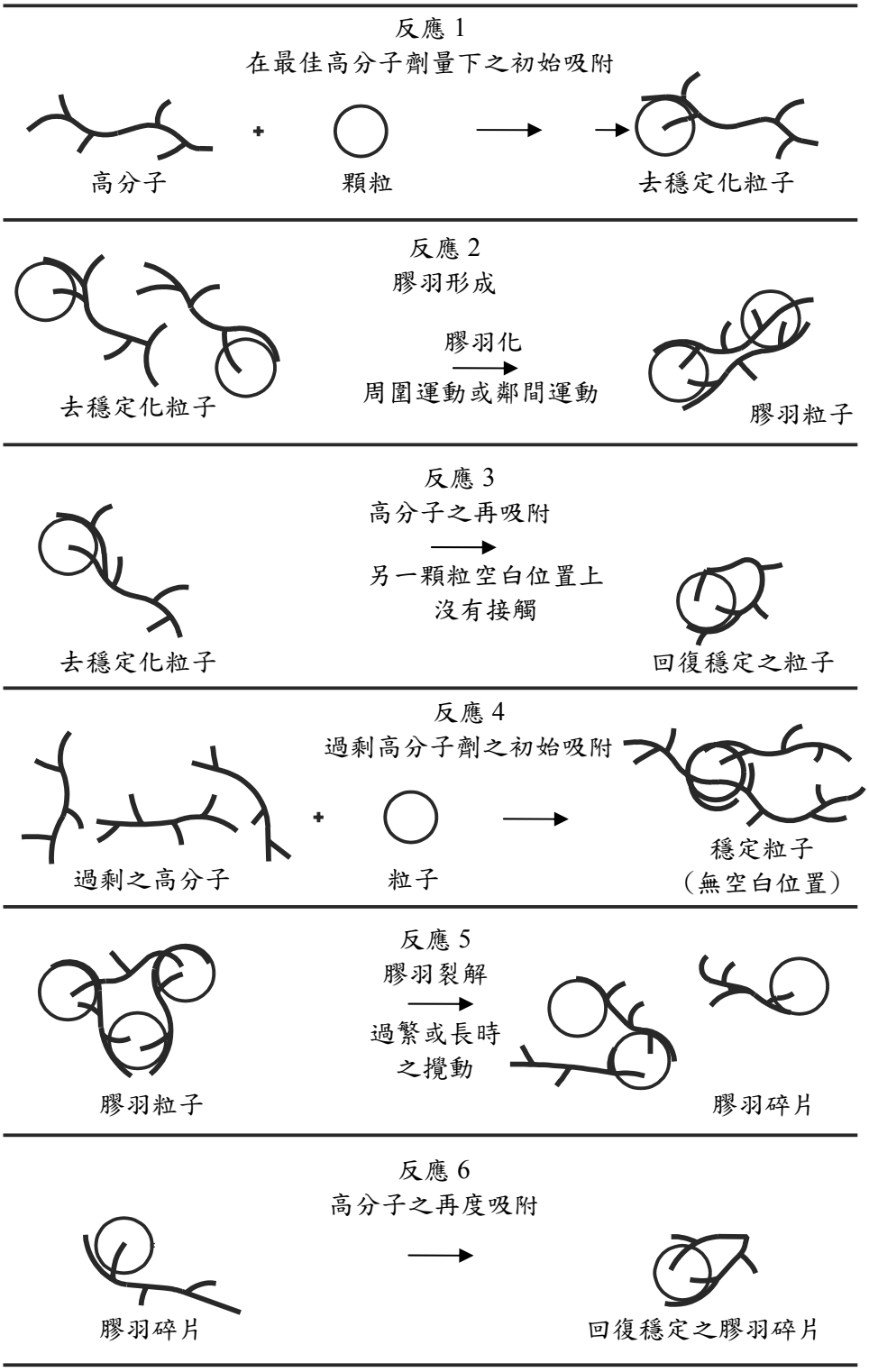


圖 4.3-3　高分子聚合物對膠體去穩定化之架橋模式

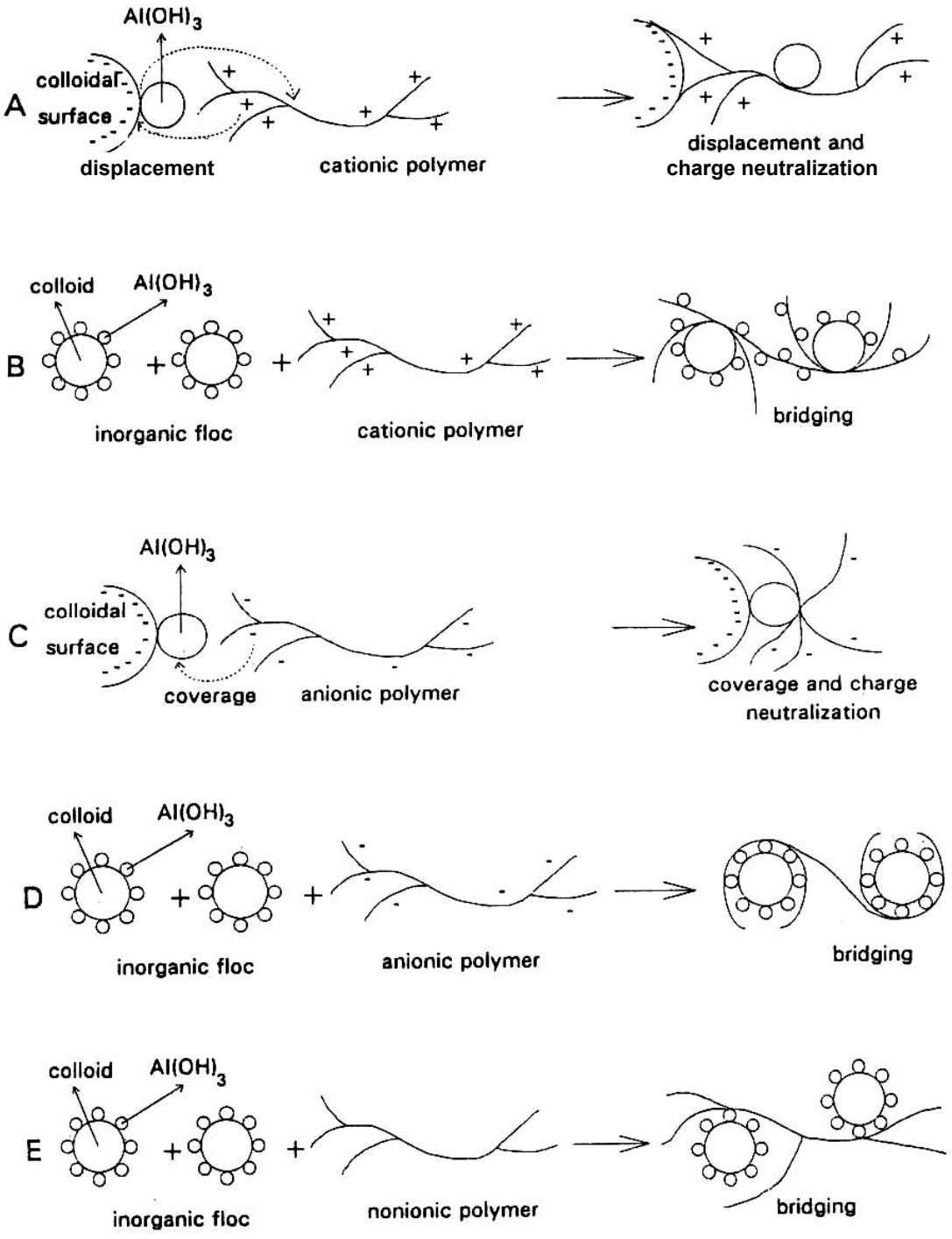


圖 4.3-4　高分子聚合物與鋁鹽污泥反應機構

表 4.3-1　厭氧消化揮發固體破壞率

項目	停留時間 (天)	VSS 去除率 (%)
高負荷/中溫	30	66
	20	60
	15	56
低負荷	40	50
	30	45
	20	40

好氧消化則應用長時曝氣活性污泥法之原理，將處理內呼吸期之廢棄污泥繼續曝氣氧化，使污泥穩定並減量，其優點為操作簡單、較無臭味問題、上澄液水質較好、停留時間短等，然缺點為曝氣十分耗能且不能回收燃氣，消化效率不如厭氧狀態 (尤其對高濃度污泥效果不彰)，污泥脫水性改善亦不如厭氧消化污泥；一般好氧消化用於固濃度為 1~1.5%之污泥，VSS 減少率約 30~50%。

一般較少單獨使用生物調理改善污泥脫水性，而會搭配化學或物理調理，故本節不再介紹；有關以厭氧／好氧處理搭配水解作用促使污泥減量之技術，可參見 4.5.1 節。

4.3.2 影響污泥調理的因素

一、物理因素

(一) 污泥顆粒粒徑的分佈

影響污泥調理最主要的因素為污泥之粒徑大小分佈。當污泥顆粒粒徑變小時其表面積則會增加，因此表面電荷效應隨之增大，此意謂著水合 (Hydration) 程度增強，將增加污泥調理的阻力。因此，任何一種會使污泥顆粒粒徑變小的程序皆對調理有負面的影響，因為會增加調理劑劑量或限制調理的效果。例如污泥輸送或攪拌所產生之應力及污泥腐敗等均會造成顆粒變小；另外，污泥及調理劑黏度太高時，易造成調理劑分散不均勻而影響調理的效果。

(二) 攪拌強度

在準備有機高分子調理劑儲備溶液時，所提供的攪拌強度是一個很重要的影響因素，因為過大的攪拌強度會造成高分子聚合

物長鏈的斷裂、破碎而影響調理的效果，因此應提供一適當的攪拌強度以避免產生破碎的分子鏈。

另一個重要因子則是將化學調理劑分散於污泥中均勻分佈所需之攪拌程度，常以 *Gt* 值表示。*G* 值是指平均速度梯度 (Mean velocity gradient)，*t* 值則是指攪拌時間。一般而言，所提供的攪拌強度必須能使調理劑在污泥中均勻分佈並產生良好的膠羽，不過，不宜過度攪拌，否則會破壞已形成的膠羽。適當攪拌強度和化學調理劑溶液的黏稠度及污泥的固體物濃度有關，當這兩項因子增加時，會使調理劑在污泥中不易均勻分佈，致發生局部過度加藥 (Local overdosing) 之現象。

二、化學因素

(一) 污泥之鹼度和 pH 值

污泥之鹼度和 pH 值是影響污泥調理最重要的化學因素。污泥顆粒界達電位及調理劑上之電荷密度與 pH 值有關，電荷密度對污泥表面化學之影響與污泥型式及調理劑之種類有關。污泥之 pH 值亦會影響到污泥中化學成份之離子狀態。此等化學成份之電荷型式、結構以及污泥顆粒之水合程度與結合水之本質等，都會影響到污泥的脫水性。在高鹼度的條件時，會降低調理劑的效能而增加用藥量，而污泥液相中的離子強度則會影響到膠羽的安定性、調理劑性能及劑量。

(二) 調理劑的電荷密度與分子量

調理劑的電荷密度與分子量對調理劑的處理效果有非常大的影響，當調理劑的電荷密度與分子量增加時，形成良好膠羽的效果也會增加。不過當調理劑的電荷密度與分子量增加時，也同時會增加配製儲備溶液的困難度。

(三) 調理劑的加藥量

調理劑劑量對污泥調理效果之影響非常顯著，若加藥量不足時，無法使污泥顆粒聚集；而過量加藥，則會使顆粒表面電性逆轉而呈現再穩定 (Restabilization) 的現象發生，亦可能造成懸浮液的黏稠度增加而產生脫水不佳的現象。

另外，加藥劑量的使用亦相對於污泥中固體含量的多寡，固

體含量高則表示顆粒數多，作用對象多，所需要的加藥量亦增加。

三、生物因素

污泥中之生物含量是影響調理的重要因素。凡是會引起或增加生物膠體濃度、絲狀物成長程度、小膠羽濃度及生物膜胞外聚合物 (EPS) 的因素都會影響高分子調理劑所需的劑量。當廢水處理廠之食微比 (F/M ratio) 增加及溶氧減少時，會降低調理劑之調理效率。而污泥老化 (Sludge aging) 所引起的污泥腐化程度，會導致污泥腐敗後顆粒變小而影響調理效能；有關內容可參見 3.4 節。

4.3.3 污泥調理方法

一、物理調理

(一) 淘洗

污泥淘洗處理的操作通常包括兩個步驟，分別為污泥和沖洗液的混合，與經淘洗後之污泥懸浮液的沉澱。此兩種步驟可以重複進行，而每一重複稱為一個階段。通常淘洗法可分為一段淘洗及二段流向淘洗，利用處理水淘洗時，一般採用二段流向淘洗。淘洗水量以污泥量之 4 ~ 5 倍為宜。

一個典型的淘洗操作包含使用出流水或清水在污泥進行化學調理前加以清洗，此種清洗程序可以去除污泥中的溶解性物質 (特別是鹼度)，進而減少化學調理劑的加藥量。

(二) 熱處理

熱處理一般以溫度、壓力及有否使用空氣或氧氣來區分。如果不採用空氣或氧氣者，稱之為非氧化性熱處理，而如果有氧氣或空氣的介入，則稱為氧化性熱處理。非氧化性熱處理通常維持壓力約在 1,034 ~ 2,068 kPa (150 ~ 300 psi)，而溫度則在 150 ~ 200^{o}C的條件下進行。

在氧化性熱處理的過程中，有一部份之溶解性有機物被氧化成二氧化碳和水，而產生的氧化程度乃與溫度、壓力、氧氣濃度及接觸時間有關。氧化性熱處理之壓力及溫度分別約為 1,279 ~ 11,377 kPa (200 ~ 1,650 psi) 及 175 ~ 360^{o}C之間。另外，依所處理之污泥特性不同，此兩種方法所需維持的處理時間介於 15 ~ 40 分鐘。

(三) 凍融處理

Clements 等(1950) 首先發現污泥經過完全冷凍再融解後，原本疏鬆的粒子變得大而緻密、沉降迅速、沉積物體積變小且脫水性也獲得大幅改善，故首先利用此程序來調理污泥，發現確實可以大幅提升傳統真空過濾之效能。而國內在此一凍融處理技術之研究，在國際上具領先地位。

此一污泥調理程序並非適用於所有的污泥種類，僅包含初級污泥、活性污泥與消化污泥等；但操作時必須以緩慢之冷凍速率將污泥完全冷凍，方能達到預期效果。目前污泥冷凍床的應用主要在北歐、加拿大及美國北部等冬季氣溫均在冰點以下的寒帶地區，而利用此一方法可處理由小型社區生活廢水中所產生的污泥，並大幅減少在污泥輸送、化學調理加藥以及脫水機械設備方面的操作成本。

二、化學調理

(一) 無機化學調理

在各種無機化學調理劑中，含Al_{13}之聚氯化鋁(PACl) 為目前最廣泛使用之藥劑，其次為硫酸鋁 [$Al_2(SO_4)_3$] 與鋁酸鈉($Na_2OAl_2O_3$)；而鐵鹽亦為常用的凝聚劑，種類上包括氯化鐵($FeCl_3$)、硫酸鐵 [$Fe_2(SO_4)_3$] 及硫酸亞鐵 ($FeSO_4$)。除了PACl之外，鐵鋁鹽兩者的化學性質與作用機制十分類似，均會先在水中發生溶解並釋放出陰離子，而金屬離子則進行一連串的水解反應，產生氫氧錯合離子(Hydroxo complex ion)，如$Al(OH)^{2+}$、$Al(OH)_2^{+}$、$Al(OH)^{4-}$、$Fe(OH)^{2+}$、$Fe(OH)_2^{+}$、$Fe(OH)^{4-}$及$Fe_2(OH)_2^{4+}$等，致使pH 值降低，當其濃度超過總溶解度時，會產生金屬氫氧化物的沉澱 (Hydroxide precipitation) 並伴隨有聚核化合物的產生，再藉由吸附與電性中和，以及沉澱物掃除(Sweep floc enmeshment)兩種作用，使得懸浮的污泥顆粒相互聚集並形成大的膠羽而沉澱去除；鋁鐵離子在不同pH下之錯離子分佈圖如圖 4.3-5 與 4.3-6 所示。而PACl原則上是藉由Al_{13}聚合體之吸附與電性中和作用使顆粒間產生聚集。

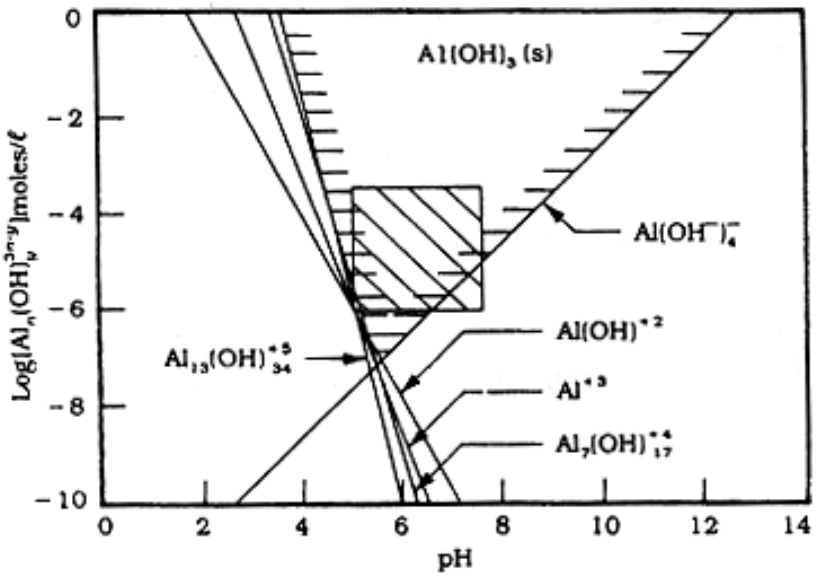


圖 4.3-5　Al(Ⅲ)在不同 pH 值時各錯離子分佈情形

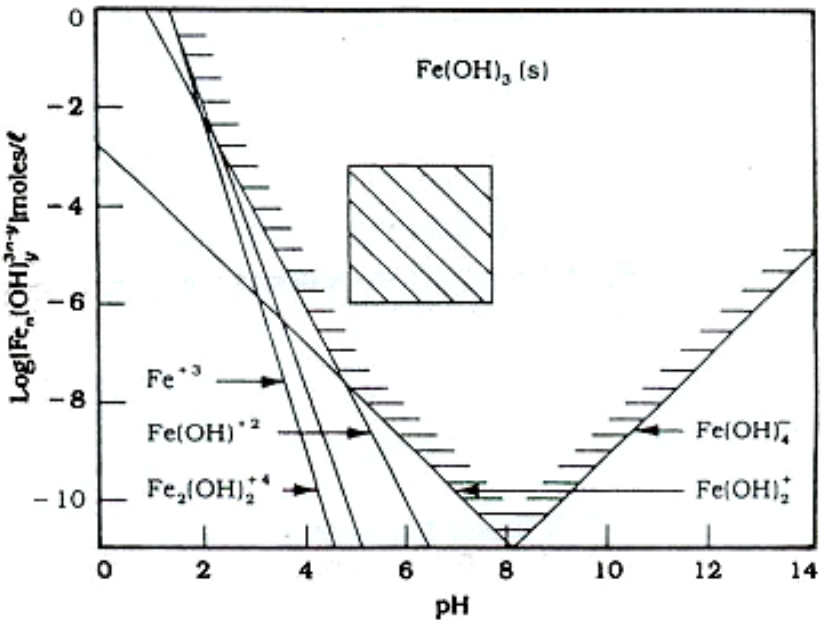


圖 4.3-6　Fe(Ⅲ)在不同 pH 值時各錯離子分佈情形

(二) 有機化學調理

有機高分子聚合物應用於污泥調理已有相當長的歷史，一般使用時，均先將藥劑製成粉末或乳化態，待進行調理時，再將之溶解分散於水中形成溶液。與無機化學調理劑相比，使用有機高分子聚合物除了去穩定化效果較佳之外，產生的污泥最終固體量

也較少。陽離子性有機高分子聚合物通常可以直接用於調理含帶負電之污泥膠體顆粒，而非離子性與陰離子性者則多半配合金屬鹽類無機調理劑一同使用。

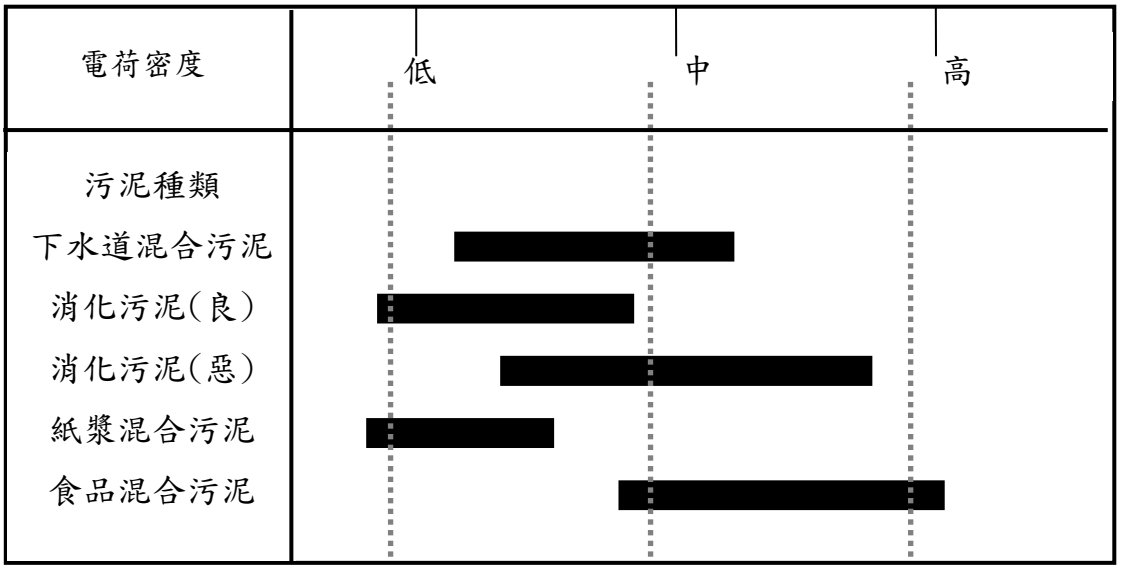
表 4.3-2 為各種離子性高分子聚合物的適用場合及處理效果比較表。通常陰離子性和非離子性高分子聚合物使用於化學混凝，其主要目的是增加污泥顆粒的沉降速度。污泥調理脫水則常使用陽離子性高分子，來提高污泥的脫水效率。

陰電性電荷強度較低之高分子聚合物適用於化學相關之製造業廢水，陰電性電荷強度高之高分子聚合物適用於食品及皮革業，而陽離子性高分子聚合物最常被使用在生物污泥調理方面。表 4.3-3 為各種電荷密度之陽離子性高分子聚合物的適用範圍，未經消化之污泥或有機物含量高的污泥，宜選用陽離子性電荷密度較高的調理劑，經消化之污泥則用陽離子性電荷密度較低者。

表 4.3-2　高分子調理劑適用場合及處理效果比較

高分子調理劑	適用 pH 範圍	適用廢水種類	處理效果
陽離子性	酸性－中性	有機物 膠體分散物 污泥	增加過濾 脫水速度 提高澄清度
非離子性	中性－鹼性	有機物或 無機物	促進沉降 過濾速度
陰離子性	弱酸性－弱鹼性	有機物或 無機物	促進沉降 過濾速度

表 4.3-3　陽離子性高分子聚合物之電荷密度適用範圍



在考慮使用無機化學調理劑與有機化學調理劑之優、缺點上，下列可以做為考慮選擇有機高分子調理劑之理由：

1. 有機高分子調理劑的使用劑量較無機調理劑少。
2. 無機調理劑會顯著的增加污泥量而有機高分子調理劑則不會。
3. 當選擇焚化處理為污泥處置方式時，有機高分子調理劑不會降低污泥餅的熱值。
4. 有機高分子調理劑所面臨的操作和維護問題較少。
5. 經有機高分子調理劑處理後之污泥，其污泥餅的脫水性較好。

三、其他調理方法

除了上述常見的物理與化學調理方法外，其他較不常見或不常使用的污泥調理方法尚包括：無機調理劑和有機高分子聚合物搭配使用的雙重調理、利用高錳酸鉀等溶劑進行萃取的污泥酸化處理、使用 γ 射線照射污泥以改善其脫水性。另外，添加飛灰、紙漿、碎煤炭等添加劑，也可用於增進污泥的脫水性。

4.3.4 調理藥劑的篩選及加藥控制

由於在污泥脫水調理時廣泛使用高分子絮凝劑，本小節中即對高分子選擇與劑量評估方法作比較詳細的介紹。

一、高分子調理劑之介紹

有機高分子調理劑的使用，很久以前就已經開始，最早是採用天然的水溶性高分子聚合物。1950 年代美國首先出現合成有機高分子調理劑的商業化生產，由於具有比天然高分子聚合物更高的分子量，對污泥顆粒的凝集效果顯著，因此發展十分迅速。

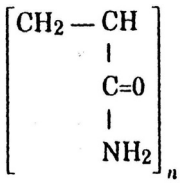
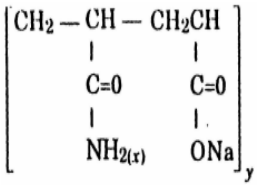
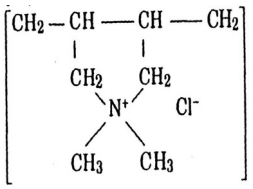
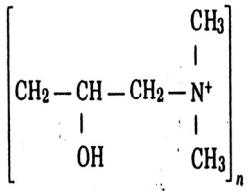
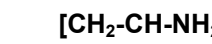
有機高分子調理劑可分為天然高分子調理劑與合成高分子調理劑。天然高分子調理劑主要是一些天然的多醣類，如海藻酸鈉。合成的有機高分子調理劑則包括聚丙烯醯胺系 (Polyacrylamide)、聚丙烯酸系 (Polyacrylic acid)、聚胺系 (Polyamine)、四級胺系等。其中以聚丙烯醯胺系、聚胺系及聚四級胺系為目前市場上之主要產品，而純聚丙烯酸目前則多做為分散劑使用。

為了因應各種不同水質的處理，高分子調理劑在構造上必須多元化，以產生不同的分子量、帶電性及電荷密度。事實上單純丙烯醯胺的均相聚產物 (Homopolymer) 並不具離子性，需藉共聚合或化學改質的技術來賦予各種不同之性質。依帶電性的不同，可將高分子調理劑分為三種，如表 4.3-4 所示。另外在產品的型態上則可分為：(1) 粉狀，有效含量 100%；(2) 乳化型，有效含量 25 ~ 60%；(3) 水溶液型，有效含量 6 ~ 30%。

二、化學調理檢測技術

污泥的性質因來源不同而有著極大的差異，而不同性質之污泥在進行化學調理時，亦產生不同之現象。污泥調理之檢測指標即用以描述污泥調理及脫水之特性。檢測污泥調理及脫水特性之方法及項目，茲分述如下。

表 4.3-4　有機高分子調理劑之種類

調理劑型式	範　例	分子量	用　途	特　徵
非離子型	Polyacrylamide 	10^5-10^7	助凝劑、助濾劑、污泥調理	可使膠羽強度增加，通常以粉狀、乳狀存在，一般可用為助濾劑
陰離子型	Hydrolyzed polyacrylamide 	10^4-10^7	助凝劑、助濾劑、污泥調理	可由控制 Polyacrylamide 水解中產生，其分子量的大小及電荷密度為隨 pH 值而變
陽離子型	Poly(DADmac) or poly(DMDAAC) polymers 	10^4-10^6	混凝劑、去除色度、濁度、污泥調理	一般作為混凝劑使用，且其抗氯，電荷密度對 pH 值的改變不敏感
陽離子型	Quarternized polyamines 	10^4-10^5	混凝劑、去除色度、濁度、污泥調理	一般作為混凝劑使用，可去除色度
陽離子型	Polyamines 	10^4-10^7	混凝劑、也是助凝劑、污泥調理	包括數種型式的聚合物，會與氯反應，且電荷密度隨 pH 值改變

(一) 準備調理劑溶液和污泥樣品

進行污泥脫水特性分析前，準備配製高分子調理劑，一般建議高分子聚合物儲備溶液濃度為 0.5% (即 5 g/L)。首先將粉狀或粒狀高分子聚合物於分析天秤稱重後，徐徐地將其加入至急速混合渦流之燒杯中，攪拌至少一小時，並儘可能減少高分子聚合物微小團塊的產生，此溶液在 4℃下的保存期限約為 5 天，避免高分子分解。實驗前將儲備溶液稀釋成試驗溶液，濃度為 0.1% 或 0.2%，稀釋攪拌過程同儲備溶液之製備，試驗溶液必須每天準備。

若產品供應商有建議特定聚合物的稀釋濃度或過程，則以其建議方法進行，可不使用本文所提供之步驟。 此外，若在配製調理劑時有難溶解現象發生時，則可使用溫水(約 70℃)。

污泥樣品量應足夠供應在同一批次的所有試驗，並於分裝燒杯前適度的攪拌均勻，儘量避免因污泥中明顯之生物存在而造成各污泥樣品間的差異。

(二) 調理產品用之一般篩選程序

調理產品用之一般篩選程序亦稱作「澆倒測試 」(Pour test)，是將 500 mL 污泥裝入 1 L 燒杯之內，加入高分子聚合物調理後，將此燒杯內污泥倒入另一燒杯，重複相同步驟至少 10 次 (當超過 50 次以上時，可視為模擬強攪拌離心操作)，並經由實驗過程中可觀察顆粒膠凝現象和膠羽破碎情形，最後讓污泥樣品沉降約 10 min，觀察膠羽大小、沉降速度及上澄液澄清度。

(三) 污泥瓶杯測試 (Jar tests)

將同一批次的污泥樣品至於瓶杯攪拌設施下 (一種具多測試功能的實驗室型攪拌器)，使用一連串設計好的混合速度 (快混、慢混) 並計時攪拌時間、次數及記錄攪拌強度，實驗過程中儘可能的模擬實廠操作的條件。污泥經瓶杯試驗後，對所需要的污泥性質 (沉降性、浮除效益、脫水性等)進行適當測量並記錄。

污泥瓶杯試驗實驗步驟：

1. 透過方法(一)配製調理藥劑。
2. 選擇最適合的高分子調理劑量，將配製好的 0.1%試驗溶液，設計成 5 至 6 個劑量(需包含無添加狀況及較低、較高之加藥情形)。

3. 取定量之污泥樣品(約 500 mL)置入 1 L 燒杯中。
4. 估算高分子藥劑加藥量及其他的化學添加劑的加藥量(包括 pH 調整劑、離子強度控制劑及其他為模擬實廠所添加的化學物質)。
5. 攪拌調理加藥後之污泥，將設計好之調理狀況 [依據方法(三)，例如：攪拌轉速為 200 rpm、攪拌時間為 3 min 等]，需注意槳葉必須離杯底有一定距離(約 2.3 cm，但應依槳葉大小而定)。
6. 攪拌調理後，將污泥樣品依(五)至(八)的測試方法，量測在不同劑量下之脫水性。
7. 分析各加藥量的結果並試繪出圖形。

(四) 選擇污泥瓶杯試驗條件以模擬實廠操作

先進行實廠中不同污泥樣品的取得，再透過實驗室中瓶杯試驗操作條件的控制，來模擬實廠中污泥調理的情形，以求取最佳化的操作條件。實廠中初步試驗及實驗室中瓶杯試驗步驟如下：

A.實廠中的初步試驗：

1. 調整入流原水的流速，使系統穩定。
2. 調整並控制加藥機的加藥量。
3. 改變加藥劑量，並使其穩定 (可能需 10 ~ 15 min 的攪拌及 30 min 的重力分離)。
4. 將經調理及重力分離的污泥取出，依照方法(三)的實驗步驟進行污泥瓶杯試驗，求取各項測試結果。
5. 重複上述步驟，改變加藥劑量，求取在不同操作條件下所產生污泥的參數。
6. 收集所有不同調理情形下產生的污泥及其泥餅樣本，並使用標準方法測試其固濃度。
7. 試繪出在不同加藥情形下固濃度的變化。
8. 試繪出在不同加藥情形下各種測試結果的比較。

B.實驗室瓶杯試驗模擬實廠：

1. 依實廠中的初步實驗，計算推估出每 1 L 污泥可能需要的調理劑量。
2. 將實廠中的污泥樣品依方法(三)進行污泥瓶杯試驗。
3. 考慮實廠的操作條件，並將攪拌強度及脫水過程中管路可能之

水頭損失一併考慮。

4. 設計瓶杯試驗，固定時間或轉速，以求得不同操作條件下各調理劑量的變化。

5. 試繪出在不同轉速或攪拌時間下脫水效率的結果。

6. 整理實驗室瓶杯試驗資料，以模擬出實廠中最適操作條件。

(五) 濃縮之沉降試驗

將調理後之污泥於設計的控制條件下，置於一升的沉澱筒中沉澱濃縮，可量測污泥體積指數 (Sludge Volume Index, SVI)：

$$\text{SVI} = \frac{\text{沉降30分鐘後之污泥沉積層體積 } (mg/L) \times 1000}{\text{污泥懸浮固體濃度 } (mg/L)}$$

此外，可量測沉降層的沉降高度與時間的關係，進而求得沉降高度與時間的函數，再透過公式推導，可預測全規模之沉降時間及其規模，其定速沉降期的界面高度速度即為總體沉降速度 (ZSV，zone settling velocity)。另對固濃度偏高 (>2%) 而不易沉降的污泥，可採用攪拌式比體積指標 (SSVI，Stirred Specific Volume Index)，在量筒中加裝低轉速攪拌器 (如 1 rpm) 以帶動污泥，設備如圖 4.3-7 所示。

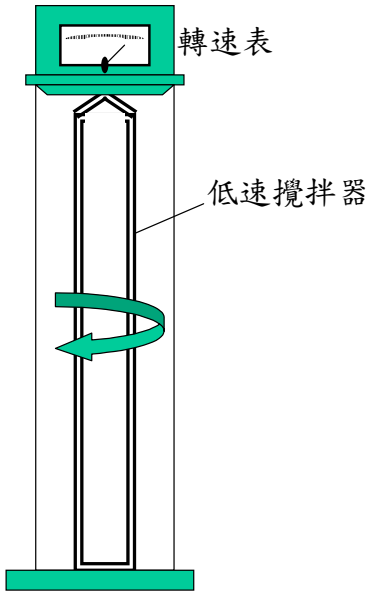


圖 4.3-7　攪拌式比體積指標 (SSVI) 測定裝置示意圖

資料來源：Triton Electronics 公司

(六) 浮除測試

此程序使用於實驗室規模，浮除研究之測試設備包括一壓力槽，其功能乃將空氣加壓，而受壓空氣經管線倒入污泥槽中與調理後污泥混合，當高壓空氣解壓後會形成小氣泡吸附在污泥顆粒上，進而使污泥顆粒上浮，達到浮除濃縮的目的。實驗中紀錄污泥上浮層之底部高度，再對時間作圖，可量測包括固體上升速度、上浮固體濃度及殘留之固體物濃度、適當的浮除所需之氣固比等參數；實驗也發現當污泥 SVI 低於 200 時，通常也會有理想的浮除效果效果。

(七) 毛細汲取時間測試(Capillary Suction Time, CST)

此測試方法為一簡單迅速的污泥測試方法，可用來量測污泥的脫水性。將調理過之污泥樣品 (約 3 ~ 5 mL) 置入小型不鏽鋼製圓形套環裝置中，套環下有一標準層析濾紙，藉由毛細活動及擴散現象，觀察其潤濕前緣之移動，可量得污泥因重力所排出的水量與時間的關係，當污泥汲取水分越久 (即所花的時間越多)，則代表此污泥脫水性越差。因此，毛細汲取時間值與加藥量關係曲線的最低點，代表著最易脫水之污泥或調理狀況的最佳加藥點。CST 實驗步驟與裝置如下：

利用 Triton -200 型 CST 測定儀來量測，其設備與裝置如圖 4.3-8 所示，使用之污泥貯積筒直徑則為 10 mm。

1. 將烘乾後的 Whatman No. 17 濾紙，置於底座壓在探針下。
2. 取定量之污泥樣本(約 3 mL)置入污泥貯積筒中。
3. 污泥中滲出之水分，當與濾紙接觸後，藉由毛細作用，使得水分由濾紙中間逐漸向外以同心圓的軌跡擴散。
4. 水分擴散至探針 1A 與 1B 時，計時器被啟動，而水分擴散至探針 2 時，計時器則停止計時。
5. 水分由內圈感應器擴充到外圈感應器所需之時間，即稱為毛細汲取時間，並取三次平均。

CST 因其汲取壓力偏低，較適用於低壓之固液分離效能判斷，或比較不同污泥或調理前後的脫水效果。另 Vesilind (1988) 曾利用 CST 推導所謂過濾性常數 (Filterability constant) χ：

$$\chi = \left[\left(4r_2^2 - 4r_1^2 \right) \left(\frac{\pi d}{AP} \right) \right] \left(\frac{\mu C}{\mathrm{CST}} \right)$$

其中r_1與r_2分別為開始與結束計時點之潤濕半徑，d為濾紙厚度，A為過濾面積 (不鏽鋼管底面積)，P為毛細吸引壓力，μ為濾液黏度 (cP)，C為懸浮固體濃度 (mg/L)；利用χ (單位為$kg^2.s^{-2}.m^{-4} * 10^{-6}$) 可比較不同性質污泥的脫水性。

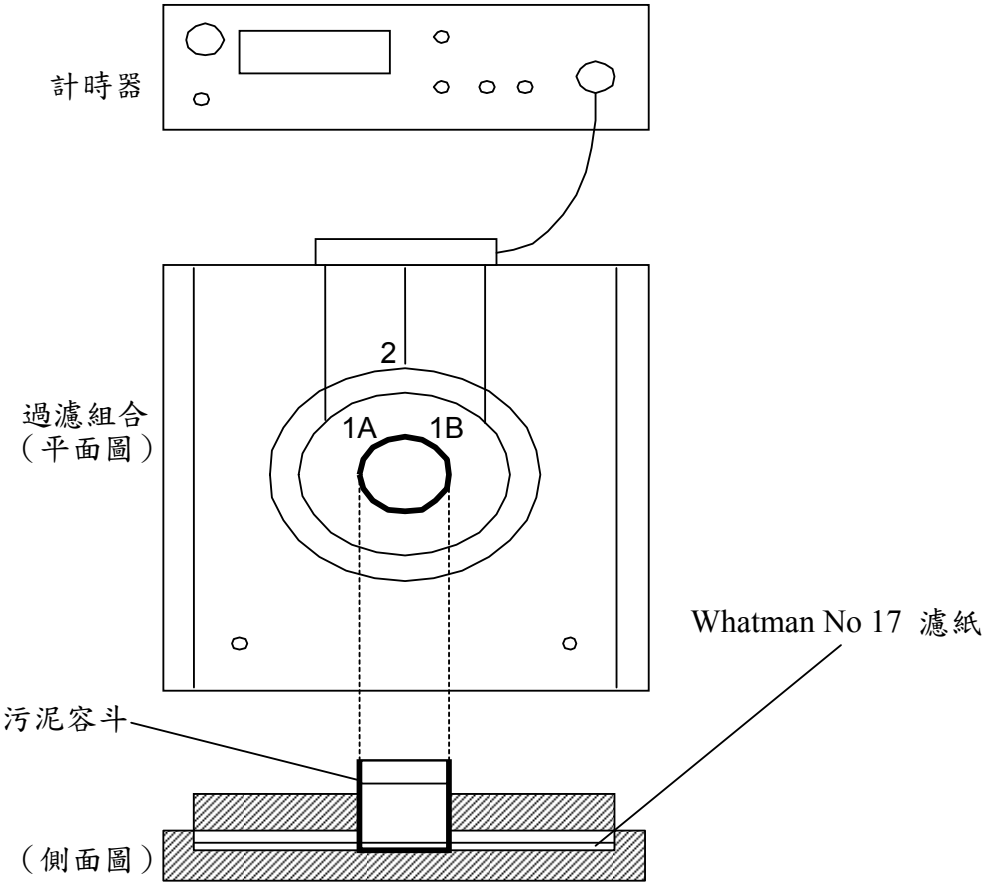


圖 4.3-8　毛細汲取時間(CST)測試裝置

(八) 過濾測試時間

可用於量測過濾時間與比阻的設備高括布氏漏斗、濾葉、正壓壓密裝置、壓縮透過測試 (C-P cell) 等，其中以布氏漏斗真空過濾裝置最常用，故此測試也稱為「布氏漏斗試驗」 (Büchner funnel test) 主要的脫水過程為重力脫水。此試驗操作主要乃依據 Christensen 等(1985) 之研究，其實驗步驟如下：

1. 依圖 4.3-9 所示裝置試驗設備，將 Whatman No. 42 置入布氏漏斗中先以少量的水將濾紙潤濕，打開釋壓閥，開啟真空抽氣機，使濾紙與漏斗緊密結合， 關閉真空抽氣機。
2. 關閉釋壓閥，調壓力閥到所需壓力後取 150 mL 污泥樣品快速到入漏斗中，打開釋壓閥，開啟真空抽氣機。
3. 當濾液進入收集管時，電子天秤開始計重，同使啟動電腦同步記錄時間，並換算讀出時間。
4. 過濾至濾餅乾裂為止，電腦停止記錄。
5. 將濾餅取出後，置於烘箱內乾燥，待其完全乾燥後，稱其重量，計算濾餅固濃度。

比阻抗值則可藉由實際之過濾實驗中監測其過濾時間(t)及濾液體積(V)之數據，以 t/V 對 V 作圖以求得斜率值 b，進而求得比阻抗值(α)：

$$\alpha = \frac{2\Delta P \cdot A^2 \cdot b}{\mu \cdot c}$$

α：濾餅比阻抗(m/Kg)

A：有效過濾面積(m^2)

$\triangle P$：作用之壓力差(Nt/m^2)

μ：濾液黏滯係數(nt-sec/m^2)

c：單位體積過濾液之固體重量(Kg/m^3)

先前所測之原污泥與污泥餅中固濃度，經由下式可求得每單位體積污泥之固體重：

$$C = \frac{r}{(\frac{1-X}{X}) - (\frac{1-X_c}{X_c})}$$

C：每單位體積污泥之固體重量

r：水的比重量

X：原污泥之固濃度

X_c：污泥餅中之固濃度

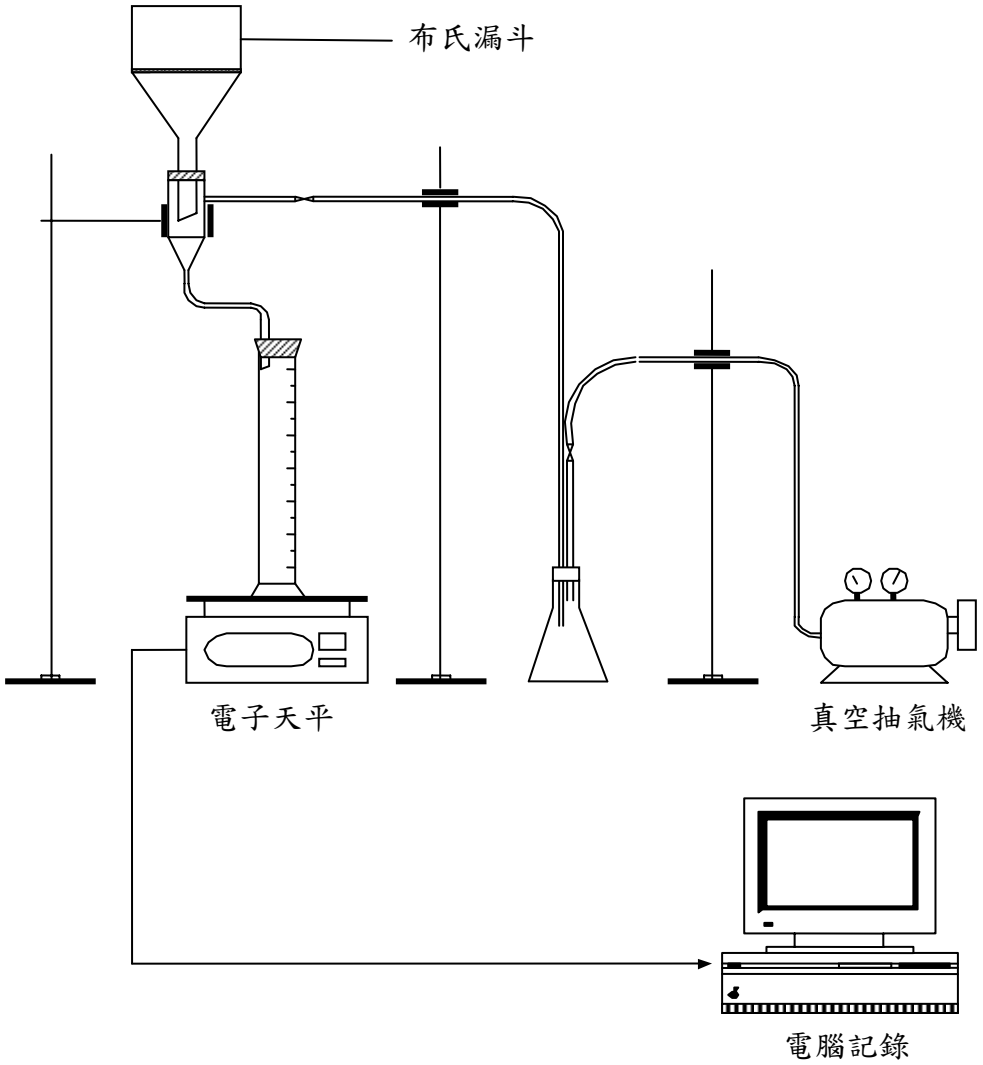


圖 4.3-9　布氏漏斗裝置

(九) 調理劑聚合物含量之測定

此步驟可分析一調理劑產品中具活性之聚合物百分比，聚合物樣品總固體量之測定可提供一液體產品內所含聚合物量之估計值。但對乳劑而言，需使用沉澱步驟在其他有機合成物如礦油和表面劑中，將聚合物分離出來。對乾或液狀產品而言，將 5% 聚合物混合 95%丙酮，然後再倒出丙酮，其餘的在乾燥 (<65℃)後減掉坩堝而得到具活性之聚合物重量。類似作法但更精確的方式則被用在乳劑，利用丙酮、甲醇和乳劑一起混合然後分離和乾燥。

(十) 乾性樣品之特性分析

乾性高分子聚合物有粉狀和顆粒狀，對其特性之分析方法包括決定乾性樣品的密度，此密度包括水溶液密度(Bulk density)及視

密度(Apparent density)，及樣品顆粒粒徑大小分佈，其方法步驟可參照美國測試及材料協會所規定的標準方法 (ASTM D1505)。

(十一)標準懸浮液

此方法使用 20 g/L高嶺土與 400 mg/L的氯化鈣($CaCl_2$)樣品來評估聚合物的作用情形，另可添加其它藥劑以模擬實際污泥條件，例如在樣品中添加約 200 mg/L的鋁鹽混凝劑可模擬淨水場鋁鹽污泥。其操作時使用一特定已知的聚合物，其所生成的污泥層沉降速率可以用來作為其他相同性質聚合物調理時的參考。此外，所加入調理劑劑量的多寡，也可以用來決定當現場污泥調理時，加入藥劑濃度的指標。

(十二)電荷密度之量測

用來決定一已知定量聚合物的正電荷電量，此方法也稱為「膠體滴定」(Colloid titration)，操作步驟為使用一標準的已知相反電荷溶液，滴定樣品，並於被滴定樣品中加入指示劑，當樣品變色時，可經計算求得樣品電荷密度，並可藉由連續的批次測試來求得平均的電荷密度；可參考文獻 Ueno and Kina (1985)。

(十三)聚合物之黏滯度和分子量之測定

藉旋轉黏度計(Rotational viscometer) 測定含有 0.1% 聚合物之 1 N 氯化鈉溶液的黏滯度，可作為估計此聚合物的平均分子量，此一方法也可當作控制聚合物品質之用。

三、選擇調理劑的依據

(一) 選擇調理劑之依據及其複雜性

調理劑在選擇時，因市場中有許多種類聚合物可以取得，且不同的聚合物有不同的特性(如帶電荷性、電荷密度及分子量不同) ，再加上所處理之污泥特性的多變，因此增加了選擇調理劑之複雜性。

此外，如果以實廠規模來測試聚合物的調理效果，其評估程序不但費時且昂貴， 因此藉由實驗室先行評估各調理劑之功能，再從中篩選效果較佳的幾種調理劑來進行「以全規模測試」，為現階段較可行之方式。

一般而言，聚合物之選擇乃根據下列三種方式進行的：(1)不

同聚合物經由製造商以廠內實驗室規模來試驗其聚合物的效果，並推薦其效果最好的產品給業者；(2)業者可就實廠規模來試驗各品牌之調理劑，而各製造商亦可從該試驗結果得知其推薦之調理劑是否有效，如此，較容易被市場接受；(3)製造商提出具競爭力產品，而業者則以成本價格為選取此些產品之基本考慮因素。

然而，這些經製造商初篩之調理劑，並不一定適用於實廠操作，其原因為大部份製造商在選擇判定調理劑效能時，僅透過觀察污泥形成膠羽的程度，未能將加藥劑量的因子考量進去。再者，不同生產公司所推出的產品，在作評鑑產品功能時，未能使用相同之污泥來源或在相同調理條件下調理，因此不同公司的產品並不能相互比較。此外，實廠操作時的一些處理條件(如季節變化、過濾前的固體物濃度等),廠商在評估測試時都無法全盤考慮進去。

因此針對以上的幾項現象及解決其造成之問題，建議處理廠的操作人員在選擇調理劑前應先自行進行小型的評估試驗，將實廠調理時的操作條件，如 pH、助凝劑或其他化學添加劑的加入條件。此外，這些藥劑加入的先後次序之安排、操作時的攪拌強度和時間、調理劑經管線傳送的耗損情形，皆在評估時所不可忽略的。有鑑於此,本文在此建議 13 種檢測調理及脫水性之分析步驟，可提供處理廠操作人員在選擇調理劑的參考依據。

(二) 決定調理劑種類及其加藥量之考量及步驟

決定調理劑及其加藥量時，需以實驗室規模來模擬實廠操作的情形，其考量的項目即是前面所介紹的 13 種方法步驟，詳細相關的流程如圖 4.3-10 所示；另圖 4.3-11 與 4.3-12 介紹一些污泥與脫水方式所適用的高分子性質，作為初步選擇的參考。

當決定調理劑及其加藥量時，首先必須瞭解此調理劑的基本性質，並可透過瓶杯試驗的結果來判斷調理劑與污泥樣品的作用反應，再經由各項檢測技術(濃縮沉澱試驗、浮除試驗、毛細汲取時間試驗及過濾時間試驗等)，以量化調理的效果。

在比較使用何種調理劑時，需使用相同性質的污泥當作樣品，並於相同的操作條件下進行，如果可由藥品廠商所提供的基本資料中，得到有關此一調理藥劑更詳盡的資料，將有助於我們

在選擇時的判斷。

若以瓶杯試驗模擬實廠操作，則須考量更多的因子 (包括特定轉速和混合速度等)，並需重複此一試驗，以求取再現性較高之數據，如此將有助於減少實驗誤差及提高實驗室之 QA/QC。此外，藥品成本的經濟性，亦為考慮因素之一。

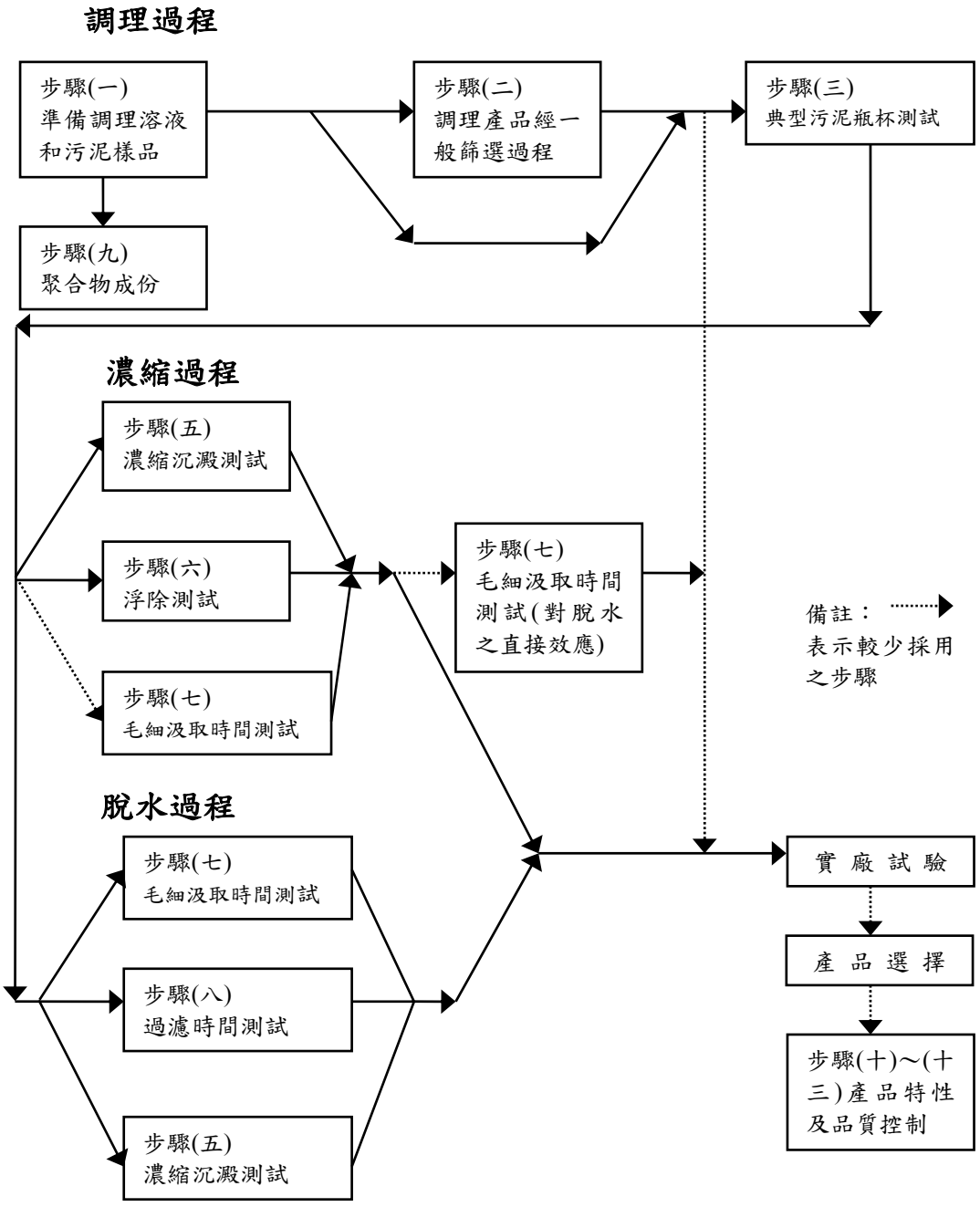


圖 4.3-10　決定調理劑及其加藥量之考量及步驟

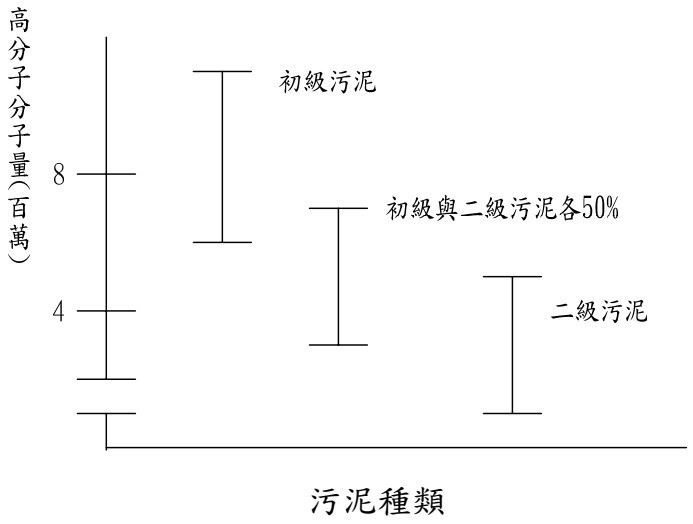


圖 4.3-11　高分子調理劑分子量與其適用之污泥類別

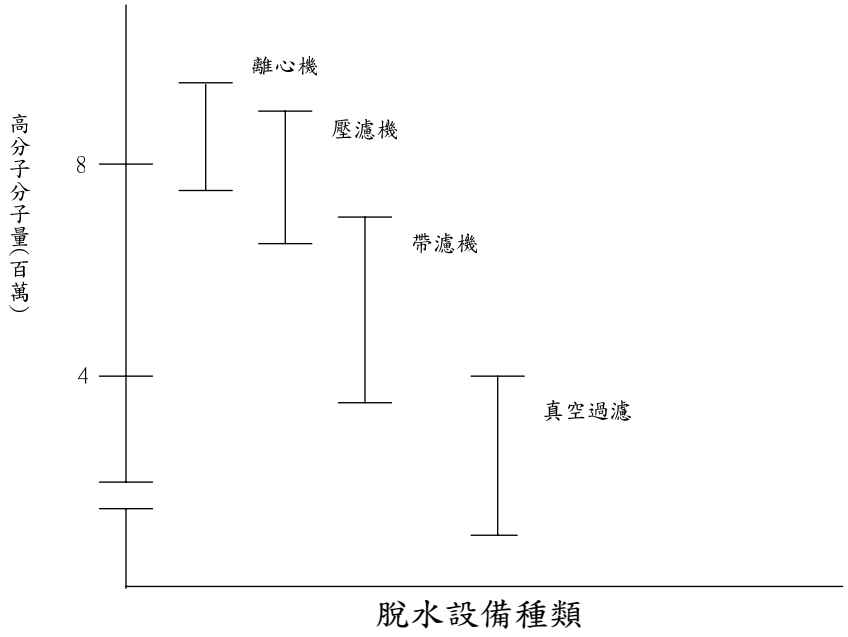


圖 4.3-12　不同脫水設備適用之高分子調理劑分子量

4.4　機械脫水與乾燥

4.4.1 加壓脫水

經過重力沉降或浮除濃縮後的濃縮污泥固體濃度約在 6%以下，欲進一步脫水以將濃度提高至 10~30%之半固體 (Semi-solids)，需藉助機械力或熱能移除間隙水與表面水 (約佔全部水分的 20~30%)。機械脫水機制如圖

4.4-1 所示。可用設備除前述之離心濃縮外，另可對污泥直接加壓過濾，得到較乾的泥餅，包括真空過濾機 (Vacuum filter)、帶濾脫水機 (Belt filter press)、壓濾機 (Filter press)、與螺旋壓濾機 (Screw filter press) 等，以下將分節介紹。另有滾軸壓濾機 (Roller press)、管式壓濾機 (Tube press)、加壓葉濾機 (Leaf filter) 等脫水設備，在污泥固液分離上應用不如前述設備普遍。

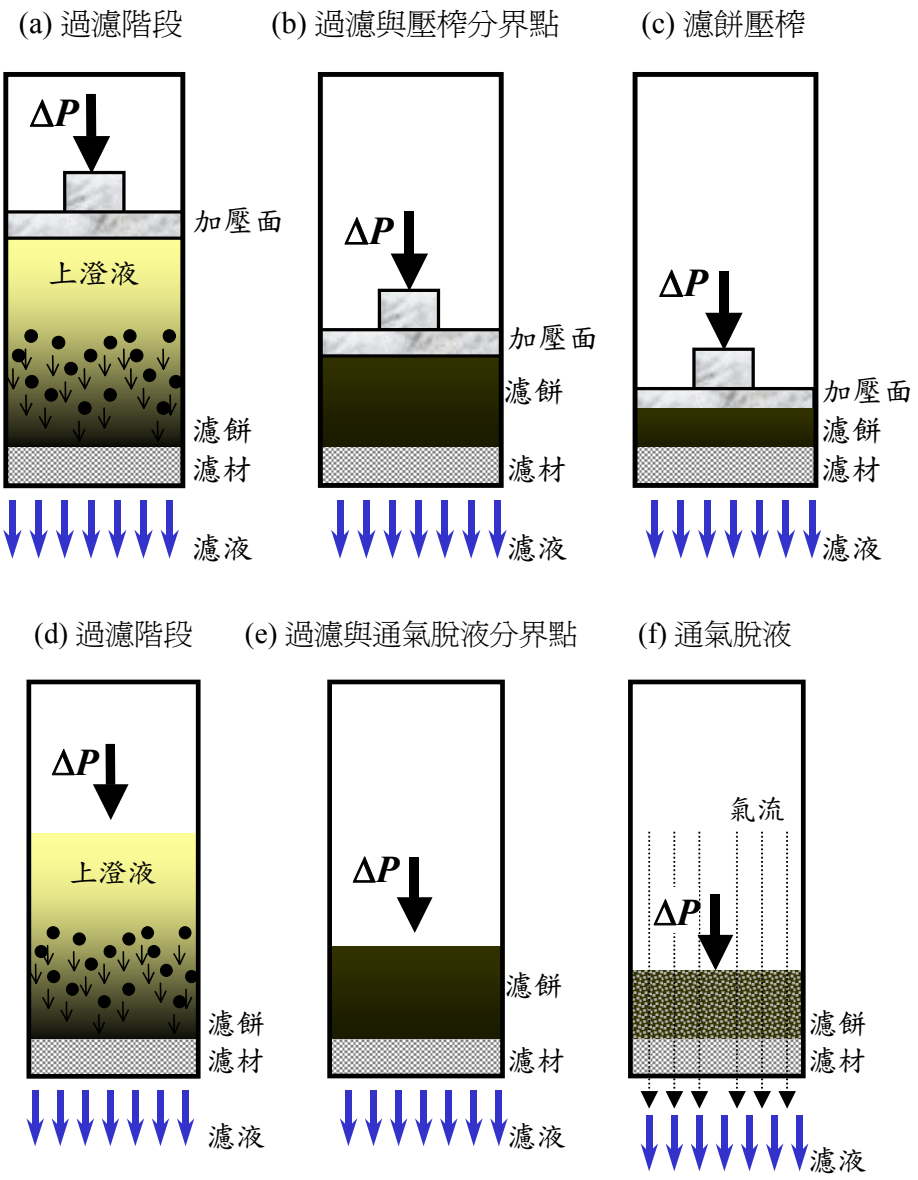


圖 4.4-1 機械脫水各種機制示意圖：

(a) 直接加壓過濾；(b) 直接加壓過濾與壓榨分界點；(c) 濾餅壓榨；(d) 無加壓面之過濾；(e) 過濾與通氣脫液之分界點；(f) 通氣脫液

一、離心脫水

離心機可作為污泥濃縮或脫水之用，濃縮部份已於 4.2.3 節中介紹；由於經良好調理的污泥經離心濃縮後可達 20%以上之固濃度，目前有許多廢污水處理廠採用離心機作為脫水設備，產生之泥餅即可委外清運進行最終處置。離心設備可見圖 4.2-5，而其固液分離效能可見表 4.2-4；為進一步提高污泥固濃度，可採用所謂「高濃度固體離心機」(High-solids centrifuge)，其承筒較長 (長度/直徑比較高)，螺旋桿與承筒之旋轉差速較小，污泥在承筒內停留較久而脫水更充份，其旋桿亦可對泥餅造成擠壓，使所得泥餅固體濃度達 30%以上，但絮凝劑劑量需求量亦較高。有關離心機的維護與問題排除可參見 4.2.3 節。

二、真空過濾

真空過濾機(Vacuum filtration)係在濾布的兩側造成真空度的不同，使液體受壓而離開污泥形成濾餅。其型式有滾筒式、轉盤式、水平帶式等；滾筒式與轉盤式之原理類似，係使用濾布或濾網作濾材，包覆於滾筒或是轉盤等旋轉體上，上半部接觸空氣，下半部則浸在污泥儲槽中，旋轉體內部則區分多個扇形真空室，各室均有導管連向中間的自動過濾閥。開始旋轉後以真空幫浦在旋轉體內減壓形成負壓，真空度維持在在 50 ~ 80 kPa之間，污泥因壓差被吸附在濾材上形成濾餅 (約 10 cm以內) 並抽出濾液；圓筒離開污泥區時，可配合送入氣體乾燥污泥，最後再將濾餅自濾布上剝離。圖 4.4-2 為滾筒式真空過濾機，早期的設計上濾布係固定於滾筒表面，透過壓縮空氣來卸除濾餅，近期設計多採用濾布方式，以刮板或繞過卸料滾輪急旋轉等方式使濾餅剝離，過濾面積最大可達 100 m^2，此類設計可配合浸入滴濾池 (Trickling filter) 中對生物膜污泥進行脫水。圖 4.4-3 為轉盤式過濾機，其原理亦類似滾筒式，一般可搭配十個以上之濾盤，提供較滾筒室更大的過濾面積，最大可達 300 m^2，剝除濾餅方式亦相同。水平式則是在濾布下方緊貼連至真空負壓室，而濾面上方設有進料口，進行過濾，最後當濾帶在驅動軸輪捲轉時，以刮板或急捲轉的方式排卸濾餅，如圖 4.4-4 所示，其過濾面積最大達 100 m^2 (濾帶一般寬 1.5 米)，單位面積處理量大，所得濾餅固濃度高，而水平過濾面則可提供較佳洗滌效果，濾布更換也容易；缺點為佔地大，而濾面帶的滑動會造成漏氣與止洩墊料的磨損，目前有改良式設計，採用多個可前後移動的真空受液槽貼住濾布以承接濾液，減少此類問題之發生。

滾筒式過濾機的操作參數包括滾筒旋轉速度 (一般為 2~30 rpm)、滾筒浸入程度 (一般為 30 ~ 50%)、真空度、乾燥程度 (空氣吹拂速度，每平方米濾布所需空氣量建議為 0.8~1.0 m^3/min)。濾盤式過濾機之操

作參數亦類似，惟浸入深度的變化範圍較小，運用靈活度較低。水平式濾帶過濾機則以污泥進料量與濾帶移動速度 (約 5 ~ 20 m/min) 作為參數。在調理方面，真空過濾機適用於無機金屬鹽混凝劑，如石灰、氯化鐵、硫酸鐵等。圖 4.4-5 為滾筒真空過濾機與周編設備之典型系統圖，表 4.4-1 則列示其所能得到的泥餅形成速率與固體濃度。

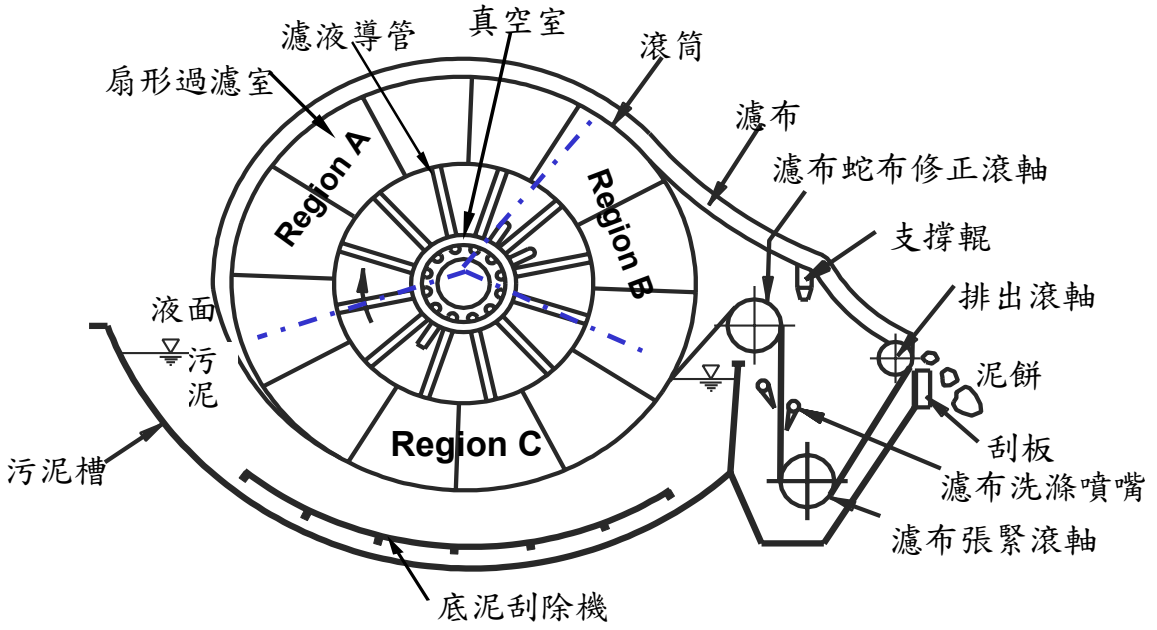


圖 4.4-2　滾筒式真空過濾機示意圖：Region A 為過濾脫水區，Region B 為泥餅剝離區，Region C 為浸入吸取區

資料來源：經濟部工業局，1994

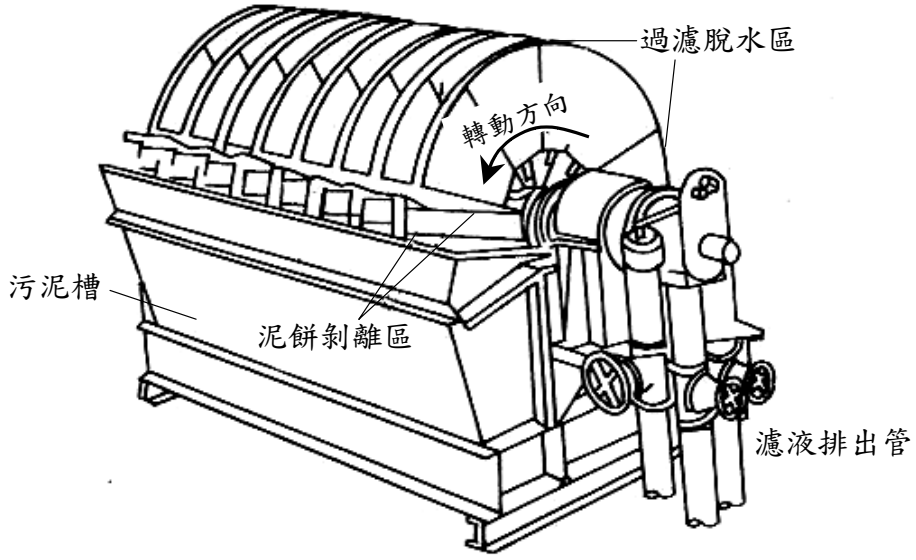


圖 4.4-3　濾盤式真空過濾機示意圖

資料來源：劉凡清等，2000

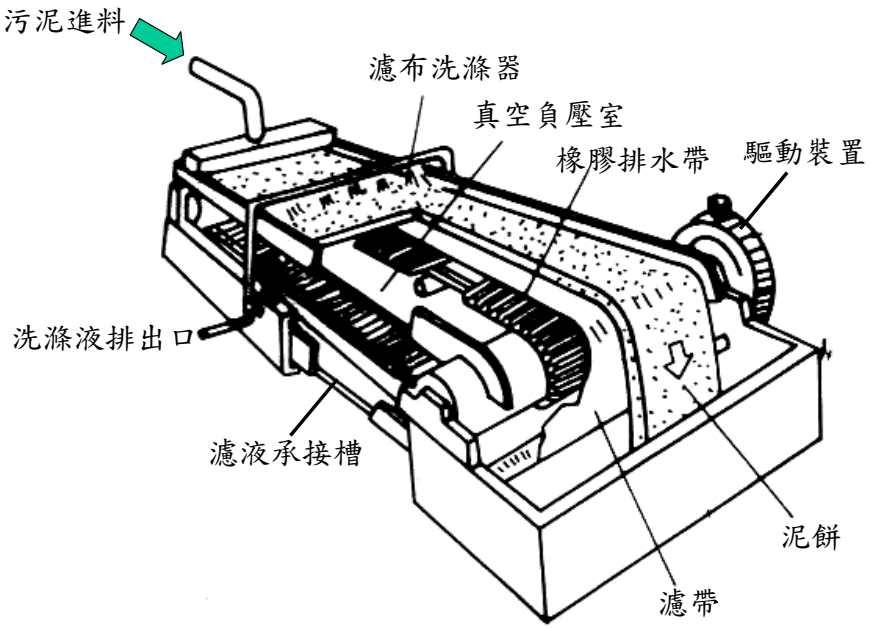


圖 4.4-4　水平濾帶式真空過濾機示意圖

資料來源：劉凡清等，2000

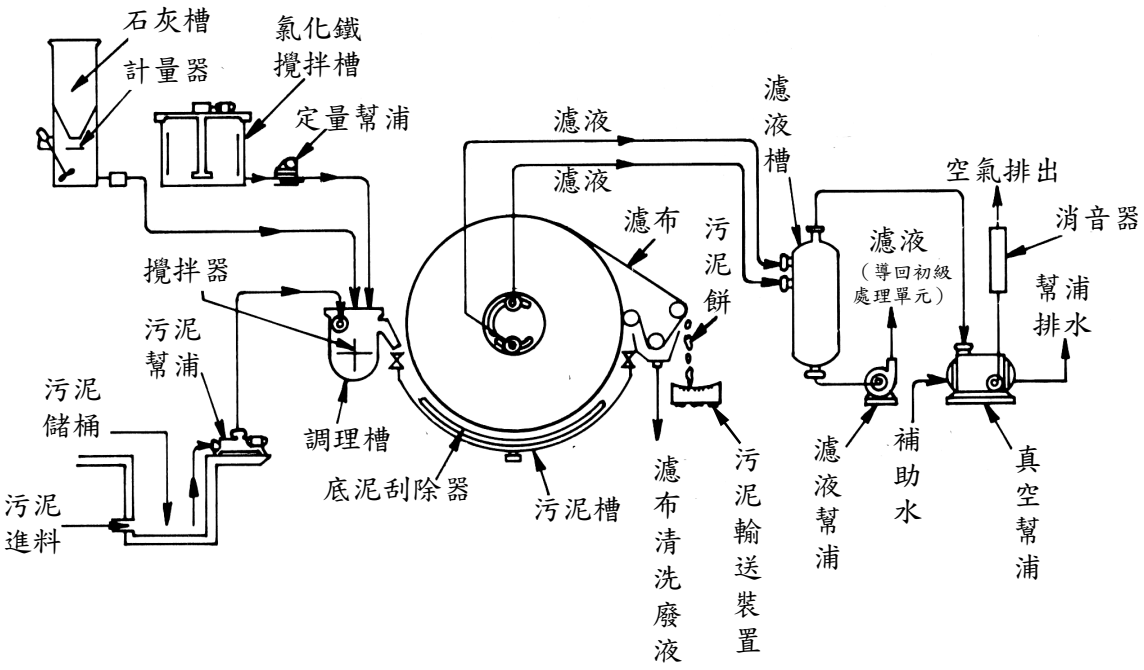


圖 4.4-5　真空過濾機與附屬設備之典型系統圖

資料來源：WPCF，1987

表 4.4-1　真空過濾機處理效能

污泥種類	污泥餅形成速率 ($kg/m^2.hr$)	脫水污泥固體濃度 (%)
初沉污泥	20 ~ 60	20 ~ 40
活性污泥	13 ~ 18	15 ~ 25
混合污泥	20 ~ 25	16 ~ 25
消化污泥	20 ~ 30	12 ~ 25

註：(1) 上述結果係指經調理後之污泥。

(2) 混合污泥指「初沉污泥 + 活性污泥」。

(3) 消化污泥指經厭氧消化之混合污泥。

真空過濾機之應用歷史甚長，但相較於其它脫水設備其提供之壓力較低，所能達到之固體濃度不夠高，另真空泵、空壓機、濾液泵等之維護與運轉費用較高，目前使用率已逐漸下降。一些常見的異常狀況與排除方法如下：

(一) 濾餅厚度不足：此可能肇因於濾布速度過快或真空度不足，應檢討濾布速度與真空泵之效能，檢查是否有蛇行、皺摺、不服貼於滾筒上等問題。另操作時間過長或未充份清洗致使濾布堵塞亦可能造成此類問題。最後亦應檢討進流污泥濃度是否不如預期，或調理藥量是否適當。

(二) 濾餅剝離不良：可能原因與第一項類似，真空度不足、濾布堵塞、污泥初始濃度偏低、調理劑量不適當等因素均可能造成污泥較黏而不易剝離，應檢討上述參數。

(三) 濾布堵塞：應檢討既有清洗水水壓 (一般在 30~50 kg_f/cm^2) 與水量，或是檢查清洗水噴嘴是否堵住；可採用酸洗方式加強除垢(2~3%之稀鹽酸)。一般濾材之堵塞可分成兩種機制，一為大顆粒黏附於濾布表面造成的表面阻塞，可以以濾布拉張振動或刮除等方式輔助濾餅落料去除之；另一為小顆粒堵塞在濾布孔洞內，或有蛋白質等有機物黏附於孔壁所造成的孔洞堵塞，水洗無法充份解決，而需通入高壓空氣沖除，或以酸液或特殊除垢劑 (如表面活性劑) 清洗之。

(四) 當污泥固濃度不高而含有細小微粒亦會造成濾布堵塞，連帶影響

濾液之濁度與形成濾餅固濃度，此時可檢討加藥劑量以形成更具剛性之濾餅。另可在濾布上採用預塗佈 (Precoating)，即利用矽藻土等較大顆粒預先在濾材上形成濾餅層，再進行污泥之過濾，或混合污泥以及此類助濾劑一起過濾，以形成較具剛性且易剝離的濾餅。

(五) 臭味問題：主要係因外露面積較大，除調整浸入高度外，調整石灰劑量亦對臭味發生有所改善。

對於許多可壓縮性高難以脫水的污泥而言，真空過濾時往往在濾材表面形成一層消耗了大部份壓差的膏狀組織，提高真空度並無法加快濾速與增加濾餅固體量，需直接對濾餅予以施壓才能有效改善；透過帶濾脫水機、壓濾機、螺旋壓濾機可提供高壓壓榨，而將固體含量提高到 30%以上。

三、帶濾脫水機

帶濾脫水機 (Belt Filter Press)為目前最廣為使用的脫水設備之一，構造上係由雙片濾布經滾筒滾動對輸入污泥進行壓密，濾布寬度一般採 0.5 ~ 3.5 m，一般機型長度約 2 公尺，也有長達 5 公尺之機型。如圖 4.4-6 所示，污泥在帶濾脫水機中的脫水可分成三區：在經過調理後，由脫水前端輸入沉降區，藉由重力或真空裝置初步排除水分 (重力過濾區，可參見 4.2.4 節之介紹)，再將增稠後的污泥送入兩片濾布中，逐漸對污泥餅進行擠壓使濾液由下方流出 (壓榨脫水區)，透過濾膜帶動，將濾餅往前移動，第三段為泥餅通過帶面的多處彎曲部，此處的滾筒半徑亦較小，如此可提高剪力達到進一步脫水之效果 (剪力脫水區)，此設計亦使帶濾脫水機能處理更多污泥；最後由刮刀將污泥從濾布上剝離。在結構上，典型的帶濾脫水機有污泥進料幫浦、高分子加藥機、污泥調理槽、濾帶、輸送滾輪、濾布蛇行修正裝置、以及濾布清洗設備等 (包括反洗水幫浦與空壓機)；其與水平濾帶式真空過濾機型態類似，但因施壓較大，濾布承受之張力較大，一般採用孔徑較大的濾布 (如 20~40 mesh)。另因帶濾脫水機係藉由濾布對污泥施加高壓力而達到脫水效果，因此污泥中之尖銳雜質可能導致濾布破損，故一般在其之前尚設有濕式破碎機對污泥再攪拌。圖 4.4-7 為帶濾脫水機及其附屬設備之典型系統圖

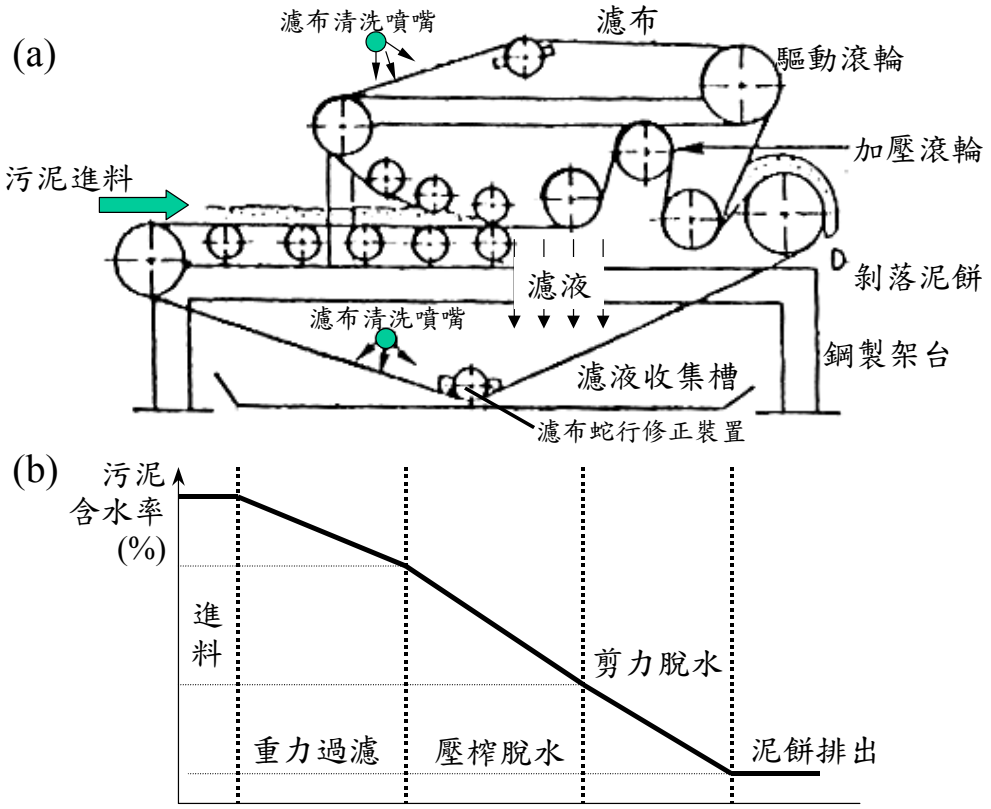


圖 4.4-6　帶濾脫水機示意圖：(a) 結構示意圖；(b) 分段脫水效果

資料來源：經濟部工業局，1994

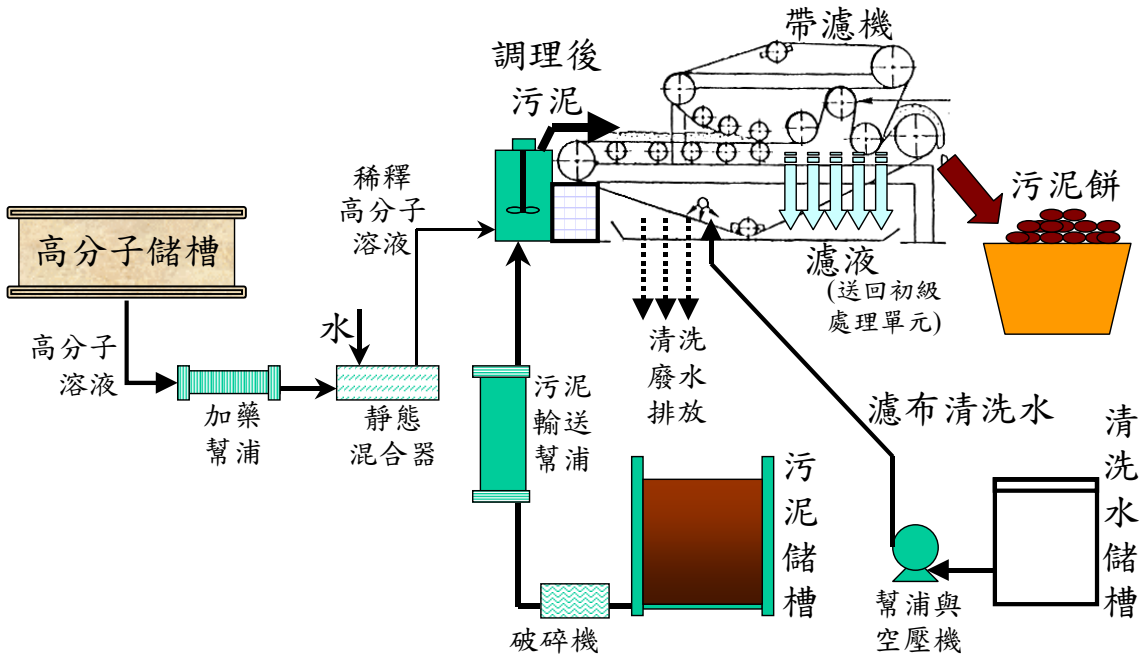


圖 4.4-7　帶濾脫水機及其附屬設備之典型系統圖

帶濾脫水機的污泥進料量一般在 90 ~ 680 kg/m.h之間，單位裡分母的m係指濾布寬度；濾液產生量約為 1.6 ~ 6.3 $m^3/m^2.s$，形成濾餅之含水率約為 70~80%，個別處理效果與污泥性質有關。影響帶濾脫水機效能的操作參數包括濾帶轉動速度、施加壓力 (一般在 1 ~ 5 kg_f/cm^2之間)、污泥進料速度、進料濃度、調理方式等。帶濾脫水機通常使用高分子絮凝劑，較不會像無機鹽混凝劑一樣容易造成濾布與機件的堵塞。表 4.4-2 為典型帶濾脫水機處理效能。

與其它脫水機相較，帶濾脫水機的優點為耗能較少，可達到較高固體濃度的脫水濾餅、較少噪音與振動，但其缺點為對於進料與化學調理條件敏感，易產生臭味問題，同時濾布易發皺且壽命較短，需要大用量的反沖洗水。一些常見的異常狀況與排除方法如下，另可參見 4.2.4 節重力帶濾式濃縮機的相關資料：

(一) 濾布蛇行：可能係濾帶移動速度過快，或污泥輸入時未均勻分佈所造成，應檢討操作參數；另滾軸有磨損或有污泥粒子堵塞、濾布未平鋪而有皺摺、或是蛇行修正裝置有異等機械問題亦會造成蛇行的發生。一般當輸入污泥表面較為平坦，供給污泥層厚度均勻，可使濾布承受張力均勻而不扭曲，可有效延長使用壽命。

(二) 泥餅含水率下降或厚度不足:可能因輸入污泥濃度不足 (建議至少 6%) 或調理劑量不足所造成；另濾帶移動過快、有皺摺、蛇行都會使壓榨效果不佳，應予以檢討。

(三) 泥餅不易剝離：應注意輸入污泥的濃度與進料量是否造成壓榨效果不良，厚度過薄的濾餅將不易剝離，同時也可能堵塞濾布，造成情況更惡化。另刮板的磨損也是造成泥餅剝離效果不佳的原因之一。

(四) 污泥自兩側流出：主要係因不當之污泥調理、藥劑與污泥混合效果不佳、或是供給污泥量太多所造成，應檢討此類參數；其中調理效果可先從重力區的過濾狀況得知而調整加藥量，而進料污泥濃度若不穩定，應適度降低進料量，否則容易發生過度加藥，也會造成污泥溢出。

(五) 帶濾脫水機因使用較多滾輪帶動濾布，應注意其旋轉狀態與日常保養 (如上油)，注意有無軸承磨損、彎曲等情形。

表 4.4-2　帶濾脫水機處理效能

污泥種類	進料污泥 建議固體濃度 (%)	每單位寬度 濾帶之進料量 (kg/h.m)	脫水污泥 固體濃度 (%)
初沉污泥	3 ~ 7	360 ~ 550	28 ~ 44
活性污泥	1 ~ 4	45 ~ 180	12 ~ 20
混合污泥	3 ~ 6	180 ~ 320	20 ~ 35
厭氧消化污泥	3 ~ 6	180 ~ 320	20 ~ 25
好氧消化污泥	4 ~ 8	135 ~ 225	12 ~ 20

註：(1) 上述結果係指經調理後之污泥。
(2) 混合污泥指「初沉污泥 + 活性污泥」。
(3) 消化污泥指經消化之混合污泥。

四、壓濾機

壓濾機(Filter Press)又為批次進料脫水程序。其結構如圖 4.4-8 所示，上係以多片包覆有濾布或濾膜之濾板平行置於濾框中，濾框間形成濾室，框架兩側有一固定端 (Stationary head) 與可移動端 (Movable head)。以液壓或螺栓壓緊各濾板，關閉閥門後，污泥由上端或中間之管孔進料，開始壓榨，濾液經濾板表面的溝槽於底端出口流出，待濾餅充滿整個濾室即算過濾終了，打開濾框排出脫水濾餅，注入洗滌水進行反沖洗，再進入下一次過濾循環；濾液通常會導回廢水廠。壓濾機濾板長寬一般為數十公分至 1 公尺，濾板間形成之濾室深 5 ~ 10 公分，全長 2 ~ 6 公尺，可容納十數片濾板。操作壓力係由離心泵或正位移泵將水壓入濾室所提供，一般可達 7 ~ 16 kg_f/cm^2，可得到高固體濃度之濾餅 (30%以上，視污泥脫水性而定)，但相對費時，每個批次約需 1 ~ 4 小時，包括進料、加壓、卸壓、卸料、沖洗濾布等步驟。典型系統圖如圖 4.4-9 所示。

壓濾機之濾板排列可為水平或是垂直，一般以後者較普遍；濾室設計有固定體積式 (Fixed-volume) 與變體積式 (Variable-volume) 兩種。固定體積式依濾板設計不同又可分成兩類，第一類為板框式 (Plate-and-frame)，包括濾板 (P) ／濾框 (F)，排列順序為 S…PFPFPFP…M，S與M分別為固定端與可移動端，污泥從上方進料流入濾室再進行壓榨，如圖 4.4-10 所示；第二種為凹板式

(Recessed-plate)，或稱單板式，其組合兩塊凹板組成濾室，污泥則從中間進料，如圖 4.4-11 所示；此二者在壓榨時濾室體積均為固定。變體積式壓濾機 (或稱作隔膜壓濾機，Diaphragm membrane filter press) 的濾室中，濾布後方尚設有橡膠製的隔膜 (Diaphragm)，隔膜在脫水末期中因通入高壓空氣而膨脹，對污泥再作擠壓，而減少污泥的體積，最終壓力將達到 15~20 kg_f/cm^2，可將過濾周期減至 1 小時，如圖 4.4-12 所示。現亦有所謂「真空污泥壓濾乾燥機」，即在壓榨終了在膜片內注入蒸汽或熱水，間接加熱使得污泥濾餅中無法壓榨脫除之水分汽化，再以真空幫浦抽出汽化水蒸氣，經過熱交換器後冷凝成水排放之，可進一步提高污泥濾餅固體濃度達 50~65% (陳鴻濤。2003)。

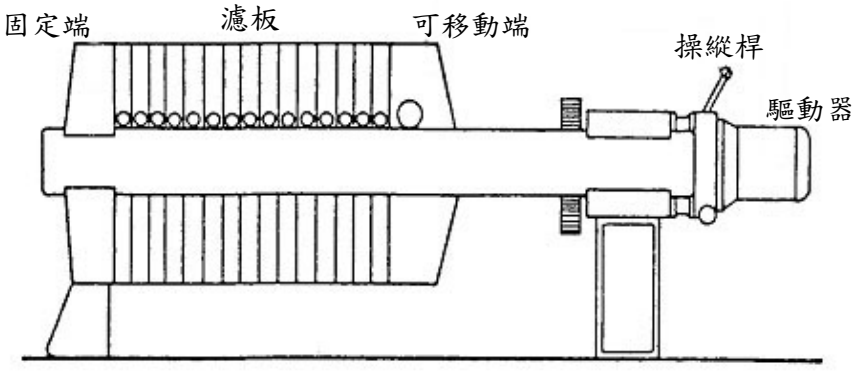


圖 4.4-8　壓濾機示意圖

資料來源：Dentel，2000

壓濾機之控制參數主要為污泥進料濃度、操作壓力、以及過濾周期調整，每個濾室的污泥處理量約 1 ~ 10 kg。一般建議加壓方式為每批次操作的最終段提高壓力，若在進料初期以高壓力操作，將減少濾餅中的有效空隙率，使濾液流通路徑群閉塞，未必能提升脫水操作性能。另外對有機污泥進行脫水時，因為濾餅具高可壓縮性，高壓操作時應搭配助濾劑 (飛灰或矽藻土) 進行濾布預塗佈 (Precoating)，以石灰或氯化鐵等進行調理，以提供更具剛性的濾餅結構。表 4.4-3 介紹了壓濾機典型之操作參數。在清洗方面，壓濾機濾布清洗系統包括清洗泵、水源和噴淋管等部份，清洗水壓達到 4 kg_f/cm^2，因出水壓力高，在用水方面應避免使用污泥沉降槽上清液，而以放流水較佳，避免顆粒物堵塞噴嘴，引發清洗不良與在濾布上留下污泥；因使用無機調理劑之故，亦會配備酸洗循環系統以去除濾布上的鈣垢。與帶濾脫水機類似，為保護濾布，在污泥調理機前常有污泥破碎機以去除一些尖銳之雜質。

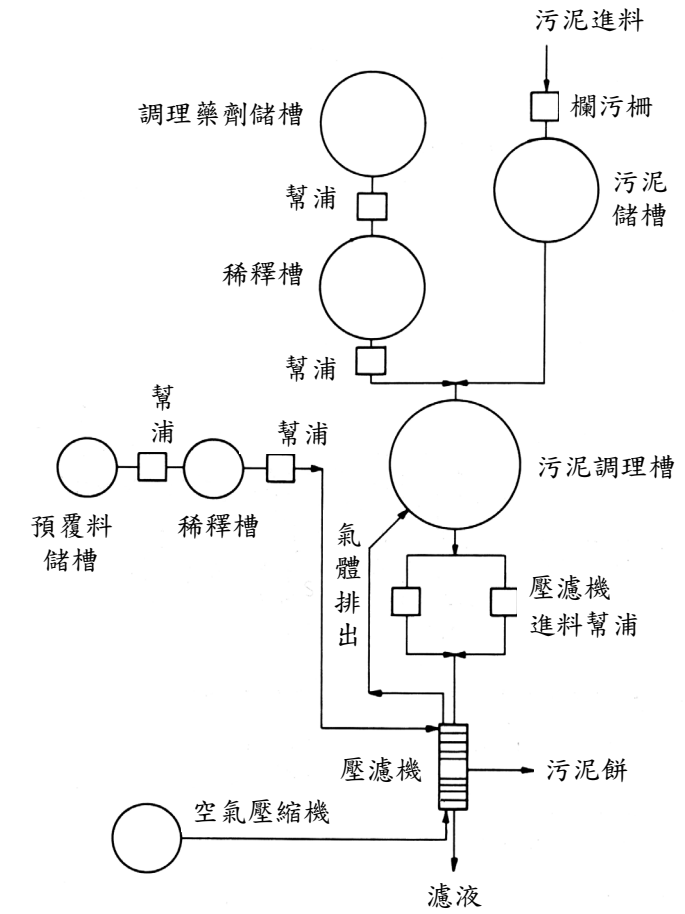


圖 4.4-9　壓濾機與附屬設備之典型系統圖

資料來源：WPCF，1987

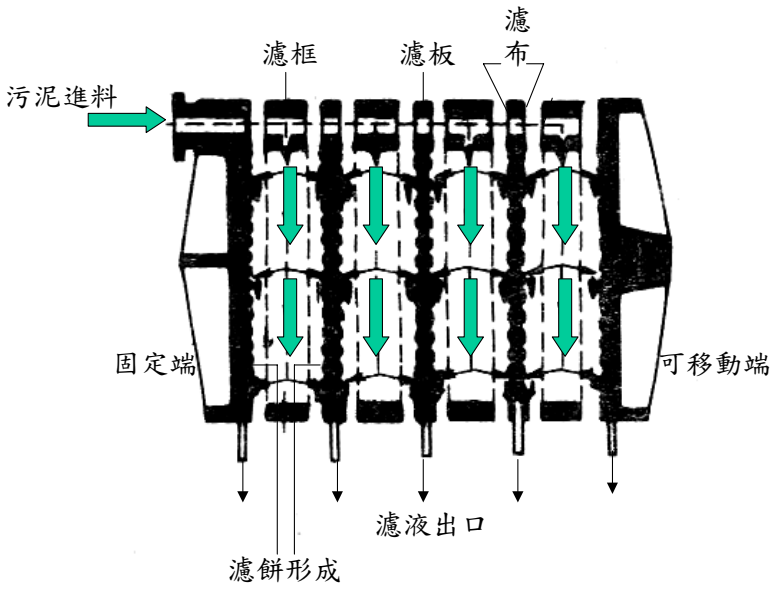


圖 4.4-10　固定體積式壓濾機濾室結構－板框式

資料來源：劉凡清等，2000

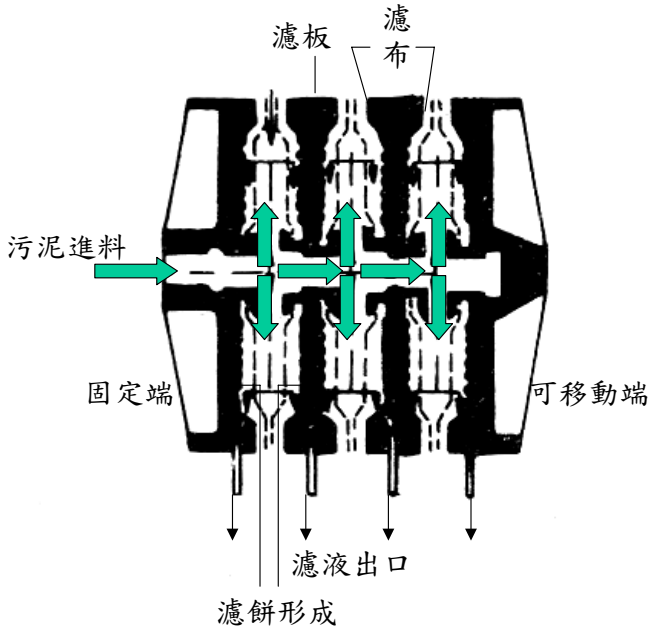
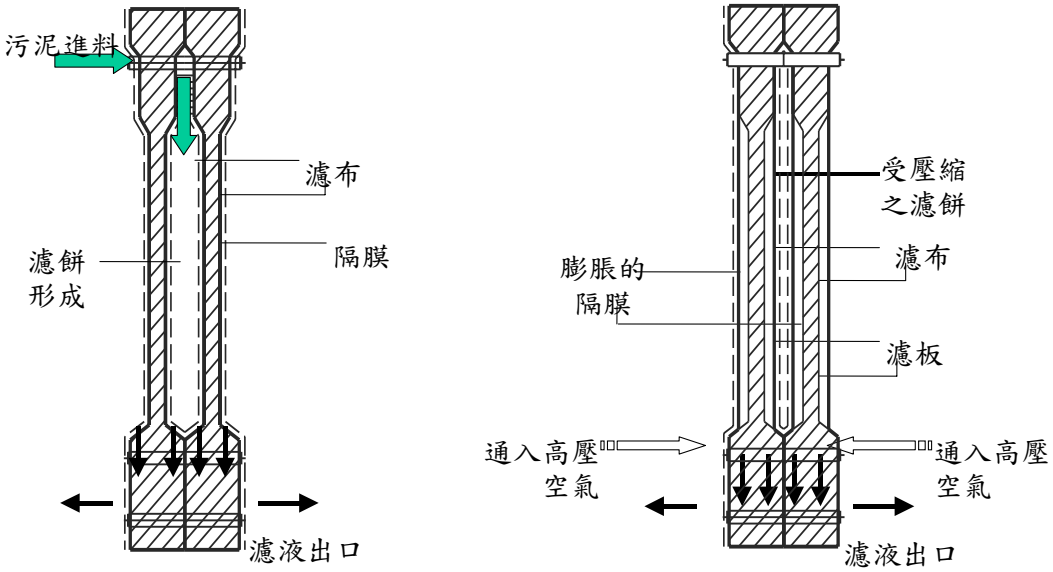


圖 4.4-11　固定體積式壓濾機濾室結構－凹板式

資料來源：劉凡清等，2000



(a)　　(b)

圖 4.4-12　變體積式壓濾機濾室結構：

(a)　過濾脫水；(b)　隔膜壓榨

資料來源：劉凡清等，2000

表 4.4-3　壓濾機之操作參數

污泥種類	進流污泥 建議固體濃度 (%)	典型過濾 循環時間 (hr)	脫水污泥 固體濃度 (%)
初級污泥	3 ~ 7	1.5 ~ 3.0	20 ~ 35
活性污泥	1 ~ 4	2.0 ~ 3.0	15 ~ 20
混合污泥	3 ~ 6	2.0 ~ 3.0	30 ~ 35
消化污泥	3 ~ 6	1.5 ~ 2.0	30 ~ 40

註：(1) 上述結果係指經調理後之污泥。

(2) 混合污泥指「初沉污泥 + 活性污泥」。

(3) 消化污泥指經厭氧消化之混合污泥。

壓濾機的優點為產生高濃度的污泥餅、澄清濾液、以及具有高固體捕捉率，附屬設備少，適合處理之污泥濃度範圍大，單位體積內之過濾面積亦極大；缺點包括需要較多調理藥劑、批次進料與長過濾循環時間使得處理效率不高、污泥剝落性不佳減少濾布壽命等；此外其操作時包括濾板的裝卸調整等程序，目前雖自動控制設備已逐漸普遍，但因步驟較多，仍需一定人力維護。一些常見的異常狀況與排除方法如下：

(一) 濾框閉合不良：可能係框體變形、定位不當、或濾板有裂痕所導致，除檢查硬體設備外，應避免濾框部分附著有泥餅時進行脫水，這將使濾布與濾板間產生空隙。

(二) 污泥自濾板漏出：主要與濾室緊閉壓力不足、濾布破損或有皺摺、濾板間有異物卡入 (如泥餅等)，除檢查油壓裝置與框板等硬體設備外，亦應注意污泥調理與進料濃度，以及預覆之情形，以改善泥餅剝離性，避免對濾布或濾板造成影響。

(三) 泥餅過薄或含水率過高：一般可能因為硬體設備故障，如加壓不足、濾液管堵塞、所造成，另當濾布堵塞時也會使過濾效果變差；就進料污泥方面，當固體濃度過低或調理效果不佳時也可能造

成，應檢討調理劑量與過濾時間。

(四) 所需壓濾週期偏長：與第(3)項相同，主要各因於調理加藥量不當，另外污泥濃度偏低也是造成過濾時間加長，此點可藉助加藥量調整，或在脫水機前增加濃縮單元。

(五) 壓力不正常增加：當污泥調理不當、預覆量過多、以及濾布堵塞時都會造成此一現象，一般除檢討調理劑量並清洗濾布外，也要調整預覆量。

五、螺旋壓濾機

螺旋壓濾機 (Screw press) 的結構如圖 4.4-13 所示，其原理係以螺旋施加高壓使污泥脫水，在導入污泥後，推進螺旋在表面有鑽孔的濾筒中旋轉，污泥隨之朝窄端方向推進，濾液透過篩網流出。污泥首先進入過濾段 (使用孔徑約 1.0 mm 的粗篩網)，再推到窄端擠壓泥餅脫水 (篩網孔徑 0.5 mm)；在某些機型中，窄端的篩網可與螺旋有不同方向之旋轉 (Eccentric rotation)，此設計可增加污泥餅與螺旋間之剪力，加強混合與脫水 (如圖 4.4-14)；螺旋壁上的濾餅在排出前會受施壓頭 (Pressure cone) 擠壓而作最後階段的脫水，濾液則於機體下方收集。螺旋壓濾機與附屬設備之典型系統圖如圖 4.4-15 所示。

螺旋壓濾機與離心濃縮有類似之處，惟螺旋轉速較低 (1 ~ 5 rpm)，設計僅為提供高壓而非離心效果，故承軸不易磨損。一般機型全長 2 ~ 7 公尺，濾筒直徑 20 ~ 100 公分，壓力可高達 10 ~ 50 kg_f/cm^2。另在螺旋中心可注入蒸汽加熱，確保污泥可自螺旋表面分離，保持推進力道。螺旋壓濾機之特色為不用濾布，並有高壓自動清洗系統對篩網噴水清洗，清洗時間約 10 分鐘，估計日用水量約為 1 m^3，較帶濾脫水機與壓濾機節省。

螺旋壓濾機的操作主要透過轉速控制污泥脫水時間，以達成充份固液分離，其污泥調理建議使用高分子絮凝劑。處理量方面，以固體濃度 2% ~ 4%之污泥為例，可處理 5 ~ 20 m^3/hr，其脫水濾餅固體濃度一般可超過 30%；操作參數如表 4.4-4 所示。相較於其它脫水機，螺旋壓榨式脫水機的優點包括佔地小，脫水效率佳，不需更換濾布等耗材，清洗用水較少，密閉設計而產生較少臭味，低螺旋轉速的消耗較少動力，減少振動與噪音，因此故障及維修問題也較少。缺點包括售價較

高，建議進流污泥固體濃度應高於 4%，另外與其它轉動式脫水機相同，其推動軸與承筒可能會受污泥之侵蝕。一些常見的異常狀況與排除方法如下：

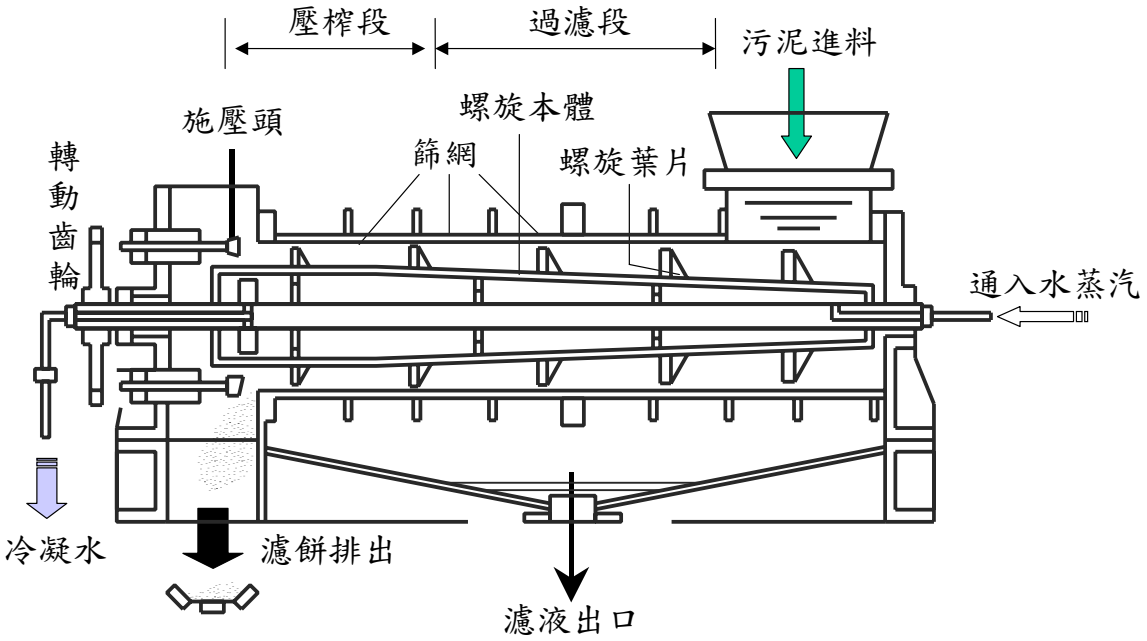


圖 4.4-13　螺旋壓濾機示意圖

資料來源：平岡與吉野，1983

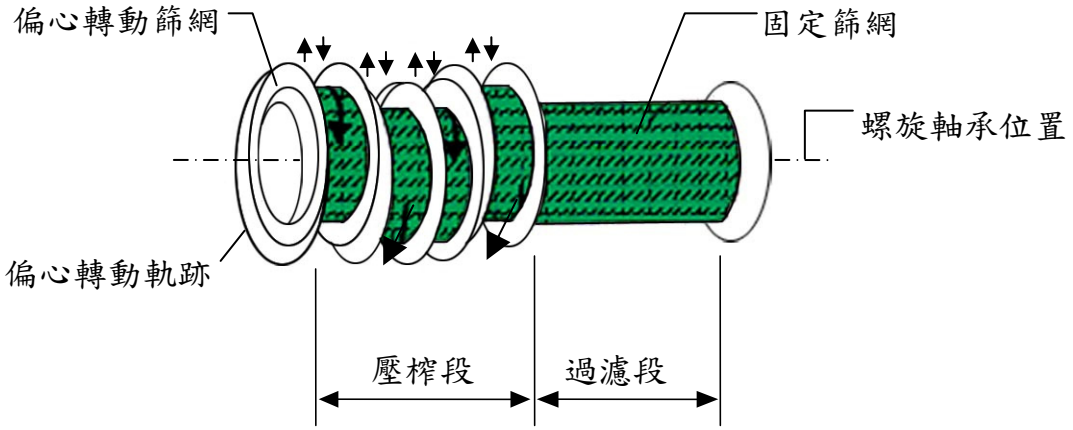


圖 4.4-14　偏心轉動濾網示意圖

資料來源：日本 Tsukishima Kikai Co. Ltd.網頁

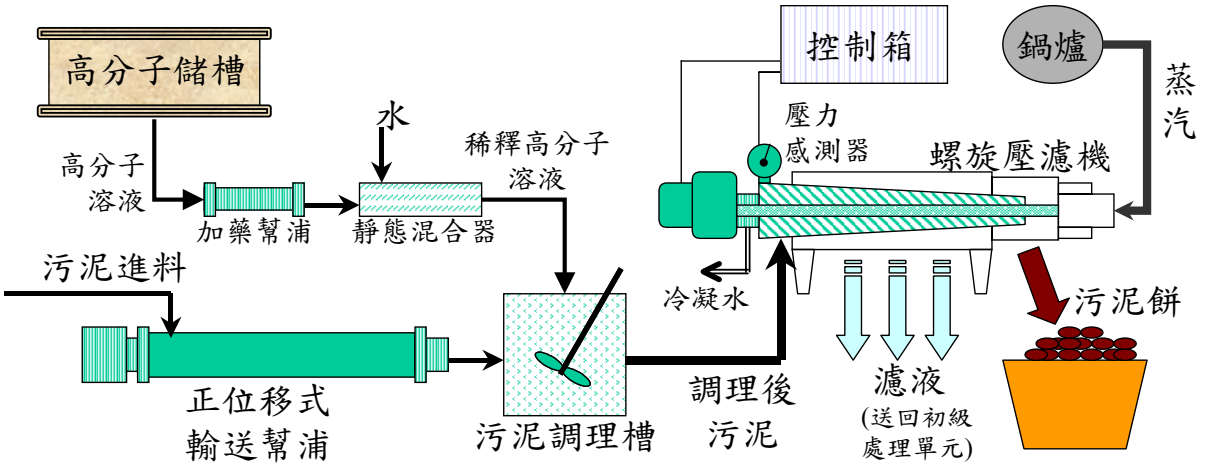


圖 4.4-15　螺旋壓濾機與附屬設備之典型系統圖

表 4.4-4　螺旋壓濾機之操作參數

污泥種類	進流污泥 建議固體濃度 (%)	脫水污泥 固體濃度 (%)	過濾速度 (kg DS/hr)
初沉污泥	＞6	30～40	100～150
活性污泥	2.5～5.5	20～30	45～70

註：上述結果係指經調理後之污泥。

(一) 螺旋推入不順或系統過荷：主要原因可能因輸入污泥黏度偏高，除可檢討污泥調理外，亦可以稀釋適度降低污泥固濃度。

(二) 濾餅含水率偏高與厚度過薄：應檢討污泥調理，加強預濃縮效果，使進流固濃度維持在建議值4~6%以上。

(三) 篩網堵塞：可檢討前端濃縮與調理的效果，是否因固體捕捉效率偏低而仍存在許多小顆粒，另可添加助濾劑增加濾餅剛性；通常降低螺旋轉速亦可減少此一問題之發生。

(四) 濾液固濃度偏高：除應檢討前端濃縮與調理的效果外，可改變篩網型式，如使用楔狀篩 (Wedge wire screen)。

(五) 螺紋或施壓頭磨損：應注意污泥中是否含有較硬之顆粒，並就磨損部份加以修復，如採用硬面處理 (Hardfacing)。

六、電場輔助脫水

污泥膠羽表面多帶負電荷，藉助電場輔助脫水 (Electrical-field Enhancement) 可提升既有污泥脫水設備效能。其原理乃將污泥置於兩個電極之間，施予一固定電壓，透過調整電極板間的距離以控制電場強度；污泥粒子因電場的關係會產生電泳運動，並向正電極聚集，發生濃縮；若再配合以加壓過濾，則可有效地移除污泥內的大部份水分。在有電場輔助脫水配合時，所需設備體積將較傳統濾器小，對壓力需求亦較低，調整電壓亦可使最終的固體含量增高；研究證實其操作成本可比一般過濾脫水裝置低出 10 至 20%。電場輔助裝置可搭配壓濾機或帶濾脫水機使用，圖 4.4-16 即為Kondoh與Hiraoka (1990) 所提出之電場輔助壓濾機，目前已有商業化產品 (日本Shinko Pantec Co. Ltd.)，其宣稱可達到 40%之固體含量，過濾速度為 3.5 ~ 5.3 kg DS/m^2 h，採用之電流為 40 伏特之直流電，動力支出估計為 0.15 ~ 0.28 kWh/kg DS；圖 4.4-17 為其濾室設計，電極包埋在濾布與隔膜之間。

電場輔助脫水之相關研究雖已進行多年，惟目前在國內的大規模使用上仍屬罕見。其運用時的主要困擾為電極附近會發生電解作用，此肇因於污泥內含有製程所殘留下來的金屬離子或酸鹼等高濃度電解質，導電度甚高，因此在進行電場脫水時將在電極附近伴隨劇烈的電解作用，導致設備溫度升高，大量氣泡聚集造成電極接觸不良；如能對物料予以水洗去除電解質，再進行電場脫水，即可避免此一問題，但對污泥脫水而言此舉並不經濟，也因此相對侷限其使用性。目前仍有許多新程序積極開發中，如採用間歇式的 AC 整流電場，避免接觸電阻隨脫水過程而逐漸增大等問題。

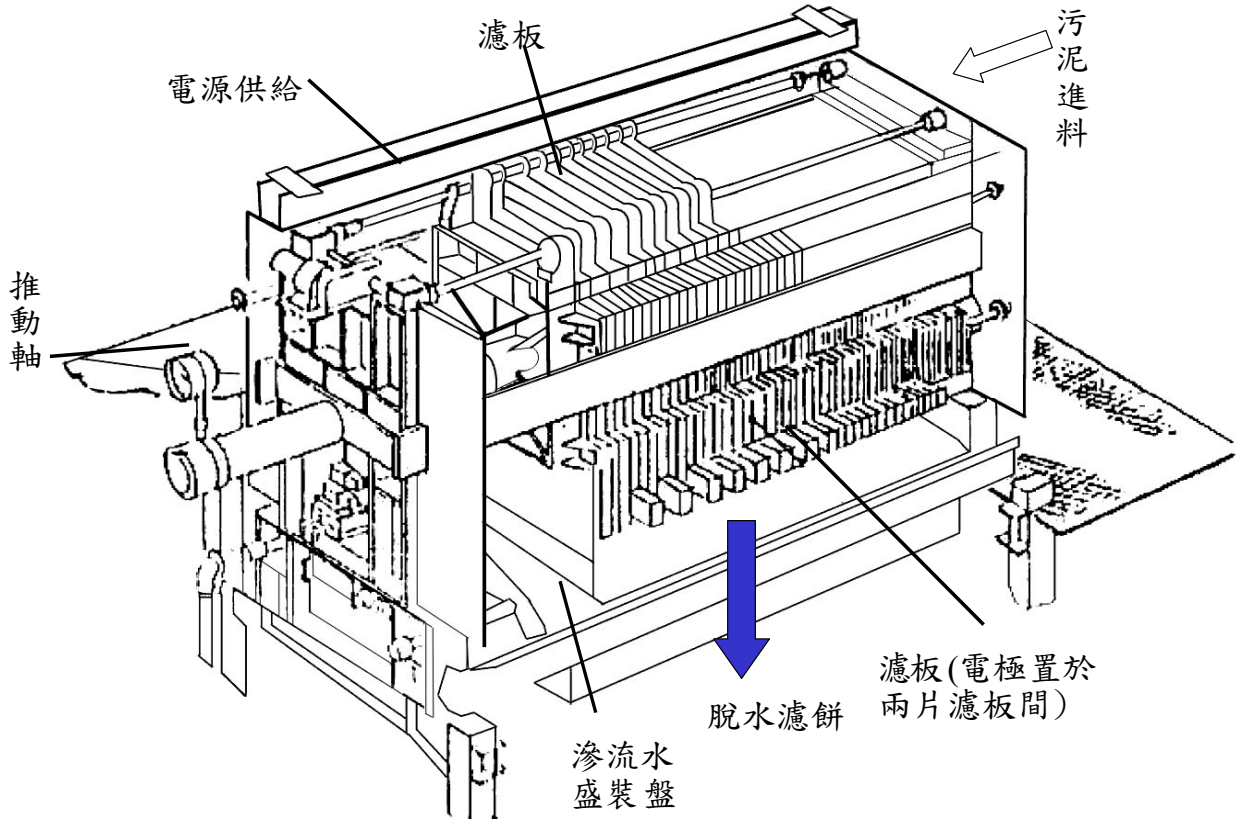


圖 4.4-16　電場輔助壓濾機示意圖

資料來源：Kondoh and Hiraoka，1990

4.4.2 加熱乾燥

若經機械脫水後的濾餅如含水率仍高於要求，則需進行進一步乾燥(曬乾床或機械加熱) 以降低最終處置成本；在某些情況下，如污泥餅內仍含某些有毒物質而有污染之虞，則需進行濾餅洗滌或殺菌處理去除之，再進行最終處置。乾燥法係藉熱能蒸發污泥內含水分，在適當溫度下操作而去除表面水與化學結合水。對於一般廢污水廠產生之污泥，經機械脫水之後固體濃度通常已達可接受範圍，如需進一步提升則需藉助乾燥程序；而有害污泥往往需要進行至乾燥階段方能進行最終處置 (高庚鑽，2004)。乾燥法可用於處理濃縮後的污泥 (固體重量百分率 3～6%)，或處理脫水後之濾餅 (15～25%)，設備原理包括：

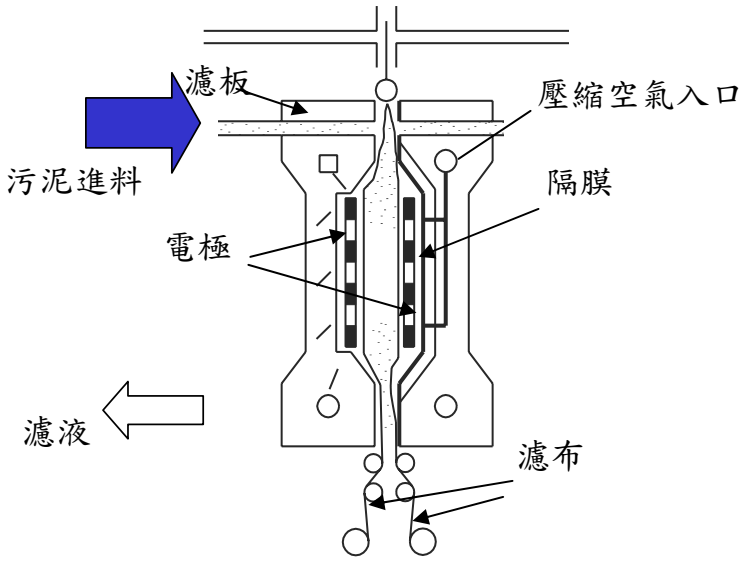


圖 4.4-17　電場輔助壓濾機濾室示意圖

資料來源：Kondoh and Hiraoka，1990

(1) 曬乾床　— 鋪設污泥於床體上，利用日曬蒸發水分。

(2) 蒸氣乾燥 — 以熱蒸汽加熱污泥，以帶走水分。

(3) 火力乾燥 — 以燃料烘烤污泥帶走水分。

(4) 電熱乾燥 — 以電阻加熱污泥帶走水分。

(5) 冷凍乾燥 — 在低於冰點與低壓力條件下，使污泥內結冰水分昇華而帶走水分。

除第(1)項外，其它均稱為機械乾燥，一般最常用者仍為能源支出極小的曬乾床，然其甚為佔地，每一批次乾燥至少需一週，許多新設之廢污水廠已無法再採用乾燥法；機械乾燥設備佔地甚小並可短時間內達到相同之效果，然會消耗大量電能，除非污泥清運成本極高而需充份減積，否則鮮少運用此一單元。

台灣因地小人稠，常見污泥脫水方式為「濃縮→加壓脫水」，特定情況下再輔以熱乾燥；而在美國等用地較不受限的國家，經常採用熱乾燥處理濃縮污泥，而非加壓脫水。

以下即針對其原理、曬乾床、以及機械乾燥單元分節進行介紹。

一、乾燥曲線

污泥在恆溫下受熱乾燥時，其重量變化曲線可分為三期，如圖 4.4-18 所示：在恆速期 (Constant-rate period) 內，水分自固體內部迅速供給至污泥表面，以補足表面蒸發的水分，故乾燥速率可以保持恆定，此時期內所移除的水分可視為自由水；在第一減速期 (First falling-rate period) 裡由於污泥顆粒表面蒸發速率已大於內部供給至表面的速率，造成乾燥速率下降，此時蒸發的水分可視為污泥餅形成時存在於毛細間的水，因而定義為間隙水。在第二減速期 (Second falling-rate period) 裡污泥的水分變成自表面以下蒸發，質傳與熱傳均需透過一層逐漸加厚的半乾固體，蒸發速率也逐漸下降，直至為零，此一時期所移除的水分為以物理吸附方式附著於固體表面的水，故定義為表面水。在減速第二期之後尚未被移除的水分，為以化學鍵結在固體顆粒上，故相當於化學結合水。如進行乾燥者多為脫水後的污泥濾餅，自由水與間隙水均已被移除，故觀察到的重量變化曲線約從第一減速期開始。

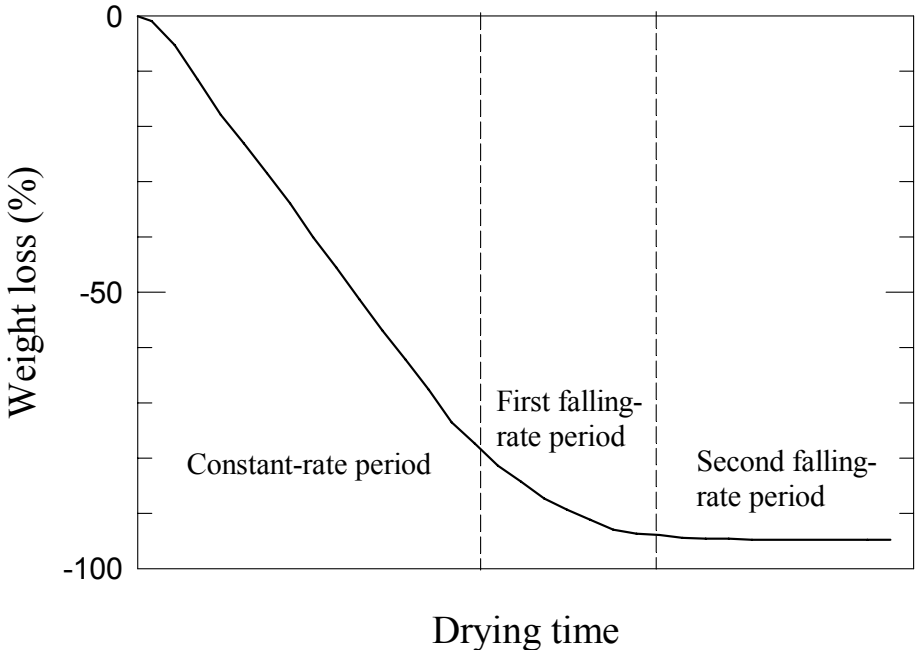


圖 4.4-18　污泥乾燥時之重量變化曲線

資料來源：朱敬平與李篤中，2001

二、曬乾床 (Drying bed)

曬乾床為最傳統的污泥脫水方式，適合小型廠且較無土地成本考量之情況。一般最常用的曬乾床結構如圖 4.4-19 與 4.4-20 所示，寬度 (A-A 連線) 約 4~8 公尺，長度約 20 公尺。鋪放 20~30 cm 的污泥層於砂床上 (砂粒徑 0.3 ~ 0.8 mm，均勻係數小於 4)，底下再有一粗礫石層 (粒徑 3 ~ 25 mm)，埋有打孔過的排水管 (塑膠管或陶管)，坡度約 1%，排列間隔約 2.5 ~ 6 m。污泥中的水分因滲流 (Seepage) 與蒸發 (Evaporation) 作用而與固體分離，如輸入污泥為未經脫水的濃縮污泥 (濃度約 2~6%)，滲流部分約一天可以排完，使固體濃度達 12 ~ 15%，其餘水分之脫除速率 (即所需批次週期) 則與污泥種類及初始濃度有關，約一週後會因蒸發可達到 20 ~ 25%之固體濃度，約二週以後可達 50~60%之固體濃度，此時可移除乾燥固體進行另一批次之乾燥；經乾燥後的污泥為黑色或深褐色，可直接掩埋或作為土壤調節劑 (Soil conditioner)。

表 4.4-5 列出不同類型污泥之開放式曬乾床設計標準與固體負荷，若為加蓋式曬乾床，因不受氣候影響，用地也會隨之減少 (約減少 20~25%)。目前國內運用乾燥床脫水者多為消化再脫水後之混合污泥，另因具有較大的污泥儲存能力，或可作為廢污水廠的脫水緊急應變設備；在美國土地較不虞匱乏的廢污水廠則直接用其處理濃縮後之污泥。

曬乾床的優點為操作成本低，所需維護也較少，缺點為易受天候 (降雨或降雪) 影響，需配合機械或人力批次移除大面積污泥層，容易產生臭味與吸引病媒 (故需距離其它建物至少 100 m)。一些常見的異常狀況與排除方法如下：

(一) 脫水時間偏長：可能因污泥層過厚 (超過 20 cm 以上)、未清理乾燥床的底部砂層 （過髒）、排水管阻塞或破裂、床體太小、或是降雨過多、氣溫過低等。除就對應問題予以排除外，脫水率偏低則應檢討調理，氣候問題可考慮床體加蓋，或是採用太陽能式的床體設計。

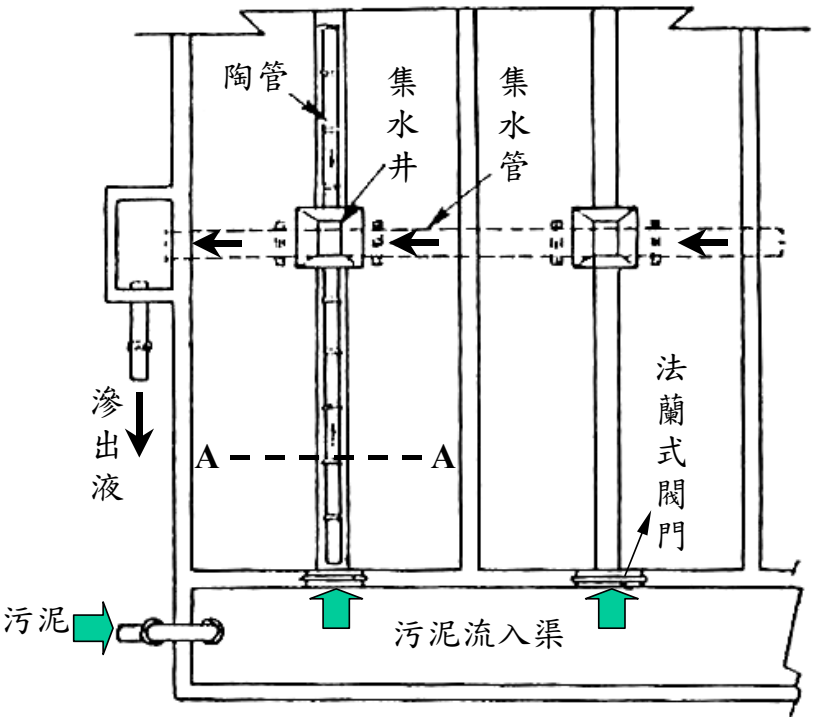


圖 4.4-19　污泥曬乾床平面圖

資料來源：經濟部工業局，1994

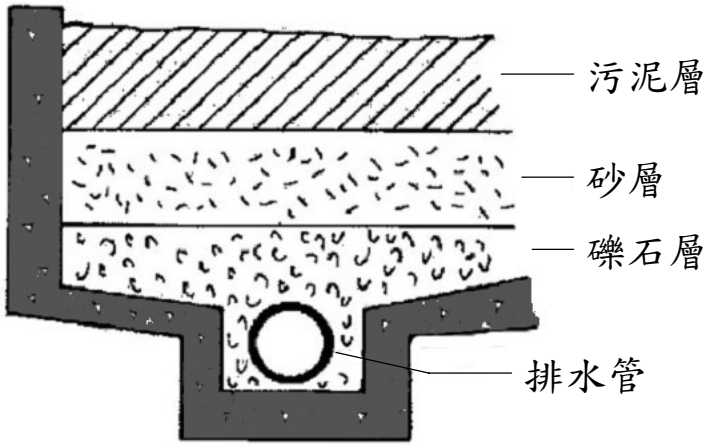


圖 4.4-20　污泥曬乾床剖面分層圖

(圖 4.4-19 之 A-A 連線縱向剖面，資料來源：Dentel，2000)

(二) 砂床堵塞：除第(1)點所述之定期清理外，曬乾床主要適用於處理經厭氧消化後的污泥，若直接鋪設二級處理產生的好氧污泥於曬乾床上脫水時，容易發生微小顆粒滲入砂床而造成堵塞而降低滲流速率，同時會產生臭味與病媒等問題；建議可在未消化污泥中混合消石灰、硫酸鋁等藥劑，一方面可加速脫水，另一方面可避

免臭味問題。

(三) 因雨積水：如第(1)點所述，在台灣開放式的曬乾床可能常因暴雨有嚴重的積水，必要時需予以加蓋，如能保持內部通風則可達到更佳脫水效果；需注意是否會影響清除污泥之機械進出。

(四) 污泥阻塞管阻塞：這主要是因為管內有濾砂或固體物累積，此時應檢視排泥狀況，並打開閥門清洗管線。

(五) 移除乾燥污泥中亦會鏟除一部份的砂層，因此原設計砂層厚度不能過薄，且需要隨時補充濾砂；另砂面應以扒子翻攪，以提高透水性。

(六) 表面裂痕的發生有助於蒸發與滲流，如污泥表面因乾燥而形成堅硬皮膜，將不利於脫水，應以機械方式予以剝裂，使下層尚含較多水分之污泥外露，促進乾燥。

表 4.4-5　各種污泥之乾燥床設計標準與固體負荷

污泥種類	面積 (m^2/人)	固體負荷 (kg/m^2.年)
初沉污泥	0.1	120~150
混合污泥 (初沉污泥 + 滴濾池污泥)	0.12~0.16	90~120
混合污泥 (初沉污泥 + 活性污泥)	0.16~0.23	60~100

註：上述結果係指經厭氧消化後之污泥。

曬乾床底部多孔介質除一般使用的砂層外，另外也有其它的設計(Metcalf & Eddy, 2003)，包括：

(一) 鋪面式乾燥床 (Paved drying bed)：底部為混凝土或瀝青斜面，再鋪上污泥層 (數十公分厚)，藉由蒸發與上清液溢流，以及配合適度混合翻攪，將水分從底部裝設之排水管移除；乾燥周期約為 30 ~ 40 天。

(二) 人造多孔體乾燥床 (Artificial-media drying bed)：利用不銹鋼製楔狀隔板 (Stainless wedge wire) 或是高密度聚氨酯 (Polyurethane，

簡稱 PU) 多孔板作為污泥層下方之排水介質；此類多孔材料的優點為較不易堵塞、滲流快速、總處理量大、適用於多種污泥等。

(三) 真空輔助乾燥床 (Vacuum-assisted drying bed)：將滲流排水管連至一真空室，加速乾燥過程，類似真空過濾，可將乾燥周期縮短至一至兩天內完成。

(四) 太陽能乾燥床 (Solar drying bed)：將乾燥床上方加蓋，作成溫室，藉以聚集太陽能，配合適當之污泥攪動設備，可將最終泥餅之固體濃度提高到 80~90%。

(五) 蘆葦床 (Reed bed)：類似人工濕地之設計，即在乾燥床的污泥層與粗砂層種植蘆葦，蘆葦生長會使污泥層產生裂痕而使水分容易蒸散，且可穩定污泥而被進一步分解；一般以每周或每十天之頻率鋪設 10 cm 厚之污泥，床體之深度應可容納一年以上之輸入量。但此種床體需要甚大面積，在運用上頗受侷限。

(六) 冷凍/融化/乾燥床：寒帶的小型社區污水處理廠將污泥冷凍床與乾燥床合併使用，前者在冬季作為物理調理之用，春季融解後水即可放流，再進行乾燥，可節省化學調理費用與運輸費用。

三、機械乾燥 (Mechanical drying)

當污泥在最終處置前必須被脫水至較高固體含量，而現場並無設置曬乾床之空間或不宜採用曬乾床時，可採用機械乾燥，其所需佔地較小，乾燥時間短，可有效去除致病菌，產生的臭味與病媒也較少，但耗能較多，一般熱效率約在 60~70%。機械乾燥設備依熱傳原理可分成三大類：對流 (Convection)、傳導 (Conduction)、輻射 (Radiation)；而以對流式與傳導式較常用於污泥之乾燥。以下即分段予以簡介。

(一) 對流式

其係利用熱風與污泥直接接觸而傳熱，造成水分蒸發，而產生熱風可藉由燃料烘烤、蒸氣、或是電熱，一般以蒸氣最為常用，可配合工廠產生之廢熱；其效能決定於總包熱傳係數 (Overall heat transfer coefficient) 或體積熱傳係數，一般為數百kcal/s.K.m^3，流體化床與氣流乾燥機可達數千kcal/s.K.m^3。常用機型包括：

1. 旋轉窯乾燥機 (Rotary dryer)：其主體為一直徑 0.3 ~ 3 m而略帶

傾斜的旋轉圓筒，長度為直徑的 4 ~ 10 倍；污泥從一端進料，內部安裝有螺旋狀的斜板 (Spiral flight) 以翻攪污泥，污泥被翻到某一高度再流下，並與正向或反向的熱風接觸，送往另一端的出口排出，斜板的設計良窳攸關翻攪效率；另一設計採用內外兩個圓筒，污泥在設有導葉的內筒中翻動，熱風則從自外筒通入再從導葉間隙間通入，從污泥下方通風與之接觸，可進一步提高熱傳係數，稱為「通氣管式旋轉窯乾燥機」，所需窯體轉速較低，長度也較短。旋轉窯乾燥機的處理量大，適用性廣，清理也容易，為使用甚廣的乾燥機。一般其旋轉速度為 3 ~ 30 rpm，空氣流速為 1.5~2.5 m/s，熱風溫度約為 100~200^{o}C。

2. 箱型乾燥機 (Cabinet dryer)：在箱狀的乾燥機主體中有多個盤架承裝污泥 (1~10 cm 厚)，再從上方通入熱風予以乾燥。其優點為容易裝卸且盤架易清洗，但是係批次進料，需要人力操作，同時卸料時也亦有粉塵問題。每蒸發 1 kg 水分需 2.5 kg 之蒸汽，熱效率約 40%。
3. 帶狀乾燥機 (Conveyer dryer)：使用漏斗或滾動擠出機進料，在寬 1 ~ 3 m的循環金屬網或多孔板輸送帶上堆上 3 ~ 15 cm的污泥，從上方或下方施加熱風予以乾燥，乾燥污泥隨輸送帶往前移動而排出；輸送帶長度一般在 50 m以內，所需通風量約為 0.6~1.5 m^3/m^2.s，通風溫度在 100~200 ^{o}C之間。
4. 隧道乾燥機 (Tunnel dryer)：將污泥置於台車或輸送帶上，送入乾燥室中，再於另一側進行卸料，乾燥室長度一般在 50 m 以內，器壁由耐火磚或是有絕熱層之金屬材料構成，寬度約 3.5 m，通風量約為 2~3 m/s。
5. 流體化床乾燥機 (Fluidized-bed dryer)：先將污泥粉碎成微粒，充填於細金屬網或多孔板上，從下方通熱風，讓氣體與固體粒子充份混合呈現流體化，增大有效熱傳面積，而可充份被乾燥，熱效率約為 60~80%之間，體積熱傳係數高達 2,000~6,000 kcal/s.K.m^3，亦可適用於液態或固態之污泥；其有多種型式，如單層圓筒型、多層圓筒型、臥式多室型、振動型、攪拌型、離心型等。

6. 噴霧乾燥機 (Spray dryer)：將污泥以噴霧狀噴出形成微小液滴 (2 ~ 500 μm)，並與熱風混合而達到乾燥效果，最後再捕集乾燥粉末。噴霧的方法包括高速旋轉圓板、加壓噴嘴、或雙流體噴嘴等。其適用於乾燥含水率較高的液態污泥
7. 氣流乾燥機 (Flash dryer)：與噴霧乾燥機類似，係將污泥粉碎成數百微米之微粒，再分散於空氣中，由熱風攜帶乾燥後帶出，一般乾燥管長為 6 ~ 20 m，氣體速度為 30~50 m/s；使用之氣體溫度約在 400~600^{o}C之間，約在 1 ~ 10 sec之內就完成乾燥；此系統熱傳效率高，估計 1 kg之乾燥氣體可以使 0.1 ~ 0.15kg之水分蒸發，體積熱傳係數為 2,000 ~ 6,000 kcal/s.K.m^3。

(二)傳導式

其係藉由污泥與金屬壁之接觸間接加熱而蒸發水分，如同熱對流式，加熱金屬壁之熱源可以來自燃料、蒸氣、或是電熱等方式，體積熱傳係數約數百kcal/s.K.m^3。熱傳導型較熱對流式所引起的粉塵較少，但排氣濕度高，且污泥較黏時有不易清除的困擾。常用機型包括：

1. 蒸氣管加熱旋轉窯乾燥機 (Vapor-pipe rotary dryer)：在一旋轉圓筒中設加熱管，將蒸氣送入管內，污泥與管壁接觸而間接加熱，並因窯體旋轉而被翻攪，乾燥的污泥再以螺旋送出；其熱效率甚高 (80~90%)，單位乾燥能力也高於對流式的旋轉窯乾燥機。
2. 槳葉攪拌乾燥機 (Paddle dryer)：在有外套的橫臥圓筒中裝置攪拌槳葉，輸入的污泥沿加熱面旋轉移動，同時被槳葉所翻攪，提升其熱傳效果而被乾燥。此類設備可處理多種污泥型態，從黏泥狀到液態者均可，熱傳係數約為 85 ~ 350 W/m^2.K。
3. 轉鼓乾燥機 (Drum dryer)：以一個或多個轉鼓 (直徑 0.6 ~ 4.8 m) 在內部進行加熱，將污泥流到其外壁上，間接受到加熱後而脫除水分，乾燥後的污泥再予以刮除；適用於液態之污泥，透過調整污泥層厚度 (0.5 ~ 1.5 mm)、轉鼓轉速 (一般 4~6 rpm)、以及加熱介質溫度 (120 ~ 150^{o}C) 而達到所需乾燥效果。
4. 盤式連續乾燥機 (Disc continuous dryer)：設備中有多層加熱盤，盤內有蒸氣管，上有耙臂 (Shovel arm) 與耙葉 (Shovel blade)

翻攪污泥；從上部輸入污泥導入加熱盤，中心軸以 0.5~3 rpm 之速度旋轉，再配合耙葉之翻攪將污泥一層層往下送，在與熱盤接觸過程中達到乾燥效果，藉由調整旋轉速度可改變乾燥時間；較之於其它設備，此類設備乾燥面積較小，熱效率約 50%，每蒸發 1 kg 水分需 1.5 kg 之蒸汽。

在選擇機械乾燥設備時，除了注意進料型態是否適合該種設備外 (如需要預處理或造粒)，產品固體濃度是否能在設計之乾燥時間內達到要求外，亦需了解熱源或送風裝置所需之能量支出；上述設備均有節能設計以提高乾燥效率，如氣體再循環與多級乾燥等。在維護時重點包括進料系統、轉動機械、攪拌設備、以及必要之空氣污染防治設備 (主要為粉塵污染，故需旋風收集器、袋濾器、或靜電除塵器等)，另外由乾燥機所造成噪音問題亦需注意。

在此即對上述真空過濾、帶濾脫水機、壓濾機、螺旋壓濾機、曬乾床及機械乾燥等六種污泥脫水方式的特點作一比較，結果列於表 4.4-6 中。

表 4.4-6　各種污泥脫水方式優缺點比較

項目	離心脫水	真空過濾	帶濾 脫水機	壓濾機	螺旋 壓濾機	曬乾床	機械乾燥
佔地	低	低	低	低	低	高	低
耗能	中	高	低／中	中／高	中／高	低	高
噪音	高	中	低	中	中	低	中／高
振動	高	低	低	低	低	無	中
臭味	低／中	中	中	低／中	低／中	中／高	中／高
污染	無	無	無	無	無	可能 (地下水)	可能 (空氣)
所達到固濃度	10~25%	12~25%	12~35%	15~35%	20~40%	40~60%	50~60%

4.5　污泥減量處理技術新知

一般污泥以其元素組成而言可分為無機污泥和有機污泥，各種污泥依照其主要組成元素有不同的減量或資源化技術，以達到污泥減量，減少後

續污泥處理及處置的費用。以有機污泥而言，堆肥、焚化、污泥消化及污泥水解可有效的達成污泥減量；以無機污泥而言，回收有價的重金屬及回收混凝劑則為新的研發重點。由於堆肥、焚化及污泥消化為較成熟的技術，以下簡單介紹新近研發的污泥水解減量技術及無機污泥的資源回收技術。

4.5.1 污泥水解減量技術

廢水處理過程中，藉由生物處理或化學處理將水體中有機物或污染物轉換成污泥，並達到水質淨化效果。而廢水處理過程產生污泥本身是一種廢棄物亦是一種資源，端視採取處理方式而定。近年來，由於資源回收再利用漸受重視，污泥處理方式亦盡量朝向資源回收及污泥減量方向發展。污泥本身是一種固形物，在資源回收或污泥減量過程中，將固形物污泥轉換成溶解態或非常微細固形物之過程稱為污泥水解。由於污泥水解階段是整個污泥資源回收或污泥減量的一個限制步驟，尤其利用微生物進行污泥水解時通常需要非常長時間才能將污泥轉換成溶解性或微細物質，以利後續單元的應用或處理。為了縮短污泥水解所需時間，近年來發展許多污泥水解技術如物理、化學、生物或組合污泥水解技術均受到廣泛重視並有應用實例。而污泥水解機制係將微生物細胞膜利用物理方式如研磨、球磨、超擾流、超音波或加熱、化學方式如加鹼、加酸或氧化劑等及生物方式如酵素加以破壞，以喪失其保護功能，使微生物細胞膜內細胞質中含有的碳水化合物、脂質及蛋白質等物質流出。經由此水解階段的生物污泥，其顆粒粒徑已經變細，但仍以有機碳形式存在，此種水解產物可以用於異營性生物脫氮、厭氧消化、或生產生物可分解性塑膠所需碳源，以降低成本，但對污泥減量效果有限。因此，結合物化水解及生物水解技術是目前發展方向，其優點是可以縮短污泥水解時間又可以利用生物系統如好氧或厭氧處理單元將水解產物繼續進行生物水解，將有機碳轉換成無機碳如二氧化碳、甲烷或氫氣，除可以達到污泥減量效果外，亦可以回收有用資源。

一、國外之污泥水解減量技術

有機污泥處理及處置方法，必須針對污泥本身特性、最終處置方式及操作成本等因素進行考量，以選擇最佳或最適宜之有機污泥處理方式。近年來國外許多相關領域專家及學者均投入許多心血從事相關研究，使污泥處理與處置由掩埋及焚化等方式外，亦朝資源化及減量化等方向進行研究。截至目前為止，已經建立許多有機污泥處理及處

置技術如 Cambi process 及 Krepro 等，以比較各種技術內容，並期盼能夠選擇最佳污泥處理途徑，以解決有機污泥衍生問題。

(一) Cambi process

Cambi process 為一種熱水解(Thermal hydrolysis)，有時亦稱為熱預處理技術(Thermal pretreatment)。此技術並非一種新污泥處理技術，在未發生能源危機之前，即 1965～1975 年間，在美國已超過 100 座熱水解處理廠，主要目的是希望藉由熱水解作用以改善有機污泥脫水性。由於 60 年代及 70 年代時能源價格較便宜，故系統設計上均以燃料油作為能源來源。但是在 70 年代中葉以後，發生能源危機，由於操作成本大幅增加，多數熱水解處理廠因而關閉。另外，由於在熱交換器之結垢(Scaling)、閥件磨損及臭味問題及化學調理替代熱水解處理，以改善脫水性等因素，造成熱水解技術中斷。近年來，由於土地資源有限及掩埋場址尋找不易，Cambi process 因為能夠直接減少污泥體積並可將有機污泥含有熱值充分利用，因此重新受到重視。

此技術以處理脫水後有機污泥餅為主，其處理流程如圖 4.5-1 中所示。經過脫水後污泥餅之固濃度介於 14～15%之間，首先將脫水污泥餅進行均質化後，送入預熱槽中，以 70～80℃進行預熱。預熱後污泥再送入兩座熱水解槽，第一熱水解槽之溫度維持在 70～80℃之間，反應時間為兩小時。而第二熱水解槽之溫度控制在 130℃，壓力為 1000 kPa及 30 分鐘反應時間之操作條件。反應後將壓力從 1000 kPa降至 200 kPa，剩餘蒸氣送回第一熱水解槽，而第一熱水解槽之廢熱可再利用於預熱槽中，以節省能源消耗並大幅減少燃料成本。經過水解處理後之污泥產物，其水解率(COD_s/COD_t)約為 30%以上，可區分為溶解性及非溶解性產物。溶解性污泥產物，包括碳水化合物、脂質及蛋白質，可直接作為脫氮外加碳源、進行厭氧消化、回收甲烷或以液體肥料形式直接應用農地改質，由於經過高溫殺菌後，並無致病菌之顧慮。非溶解固體部分，直接進行脫水，其污泥餅固濃度可達 50%，直接可以用焚化處理，而不需添加輔助燃料，焚化產生熱源可以直接供給熱水解加熱用，或轉換成電能。

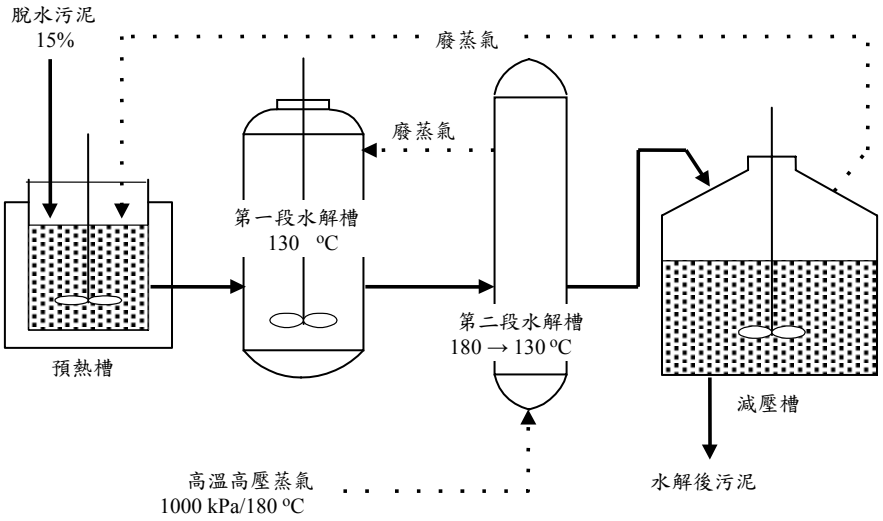


圖 4.5-1　Cambi process 處理流程示意圖

(二) KREPRO process

Kemwater是瑞典環保公司，為了解決水／廢水處理產生污泥，這類污泥本身為一種廢棄物，同時亦為一種可用資源，且水／廢水處理過程中產生污泥，含有有機物、重金屬及混凝劑如鋁及鐵等，Kem water公司為了能夠達到污泥減量、回收混凝劑、磷酸鹽及重金屬，而開發KREPRO程序為Kemwater、 REcyc及PROcess等三字的簡稱。KREPRO程序會產生二種固體產物及一種液狀產品。其中一種固體物產品含有多數有機物，而且含水率極低，可用於生物燃料（Bio fuel）。另外一種固體物含有磷酸鹽可用於農業用途，成為一種不含重金屬及緩慢釋放型肥料。而液體產品含有有機碳源及混凝劑，其中碳源可用於廢水處理廠脫氮所需碳源，而混凝劑可以直接回收用於化學混凝處理單元，以節省廢水處理廠操作成本及污泥產生量。

如圖 4.5-2 中所示為 KREPRO 處理流程示意圖，可用於淨水處理場或廢水處理廠產生廢棄污泥處理。該技術能夠將污泥中所含有用物質分離出來再利用及循環。其中四種主要產品為：

・生物燃料（DS>40%）

・磷酸鹽

・混凝劑

・碳源

此技術可以用於消化後污泥或直接用於經濃縮後廢棄污泥。其主要處理流程如圖 4.5-2 所示，可以區分為濃縮、酸化、熱水解、生物燃料分離、磷酸鹽沈澱、磷酸鹽分離及回收混凝劑及碳源等七大步驟。

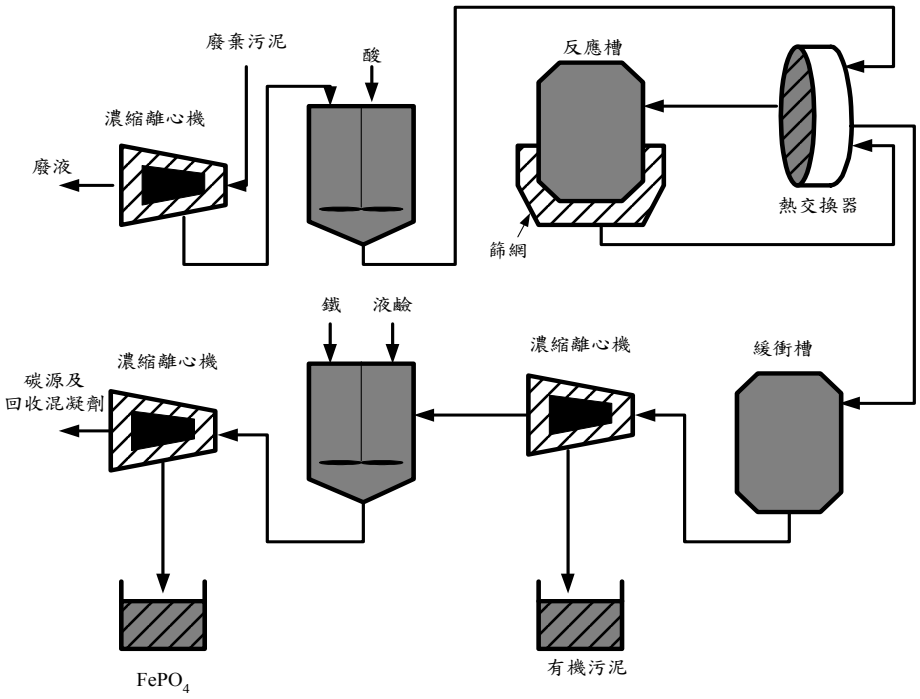


圖 4.5-2　KREPRO 處理流程示意圖

首先，經消化後污泥濃縮至 5~7% DS 時，再進入 KREPRO 程序之中。通常需要添加污泥調理劑，以獲得較佳脫水效果及較澄清上澄液。第二步驟，添加硫酸反應 30 分鐘使 pH 值維持在 1.5-2.0 以達到污泥酸化。酸化後污泥進入兩座反應槽，在高壓之下，加熱至 140℃。以蒸氣進行間接性加熱 60 分鐘，以避免管線結垢問題發生，大約 40%懸浮固體可被水解成生物可分解液體。酸化後污泥先預熱從 30℃昇至 110℃，而水解後污泥溫度從 140℃降至 60℃左右。不溶解的有機物多數為纖維，以離心機進行脫水，其中固濃度大約 50%左右。此部分熱值含量與木片相當，可以作為生質能。重金屬藉由微量增加 pH 值至 3 左右，在脫水前與有機污泥一齊被分離。此單元需要添加 NaOH 及高分子凝集劑。

二、國內之污泥水解減量技術

由於國內產業特性特殊，多數以中小企業為主。因此，廢水處理

廠規模較國外小很多，許多國外建立污泥水解減量技術或系統，礙於經濟規模及技術層次較複雜，並不適合國內產業界所需。因此目前工研院環安中心已研發出適合國內產業特性污泥水解減量技術，以解決國內污泥處理與處置問題。以下就目前因應廢水處理廠特性所開發技術加以說明。

(一) 旁流式污泥水解減量系統

傳統上，有機廢水經過生物系統處理後，產生廢棄污泥經過濃縮後，多數直接進行污泥調理及脫水而成為污泥餅，而其中僅有少數部份先經過生物消化後再進行污泥調理及脫水等工作。圖 4.5-3 中所示為旁流式污泥水解減量系統示意圖，將廢水處理廠產生廢棄濃縮污泥直接送入污泥水解槽中，利用物理或化學水解方式進行水解後，再以個別好氧或厭氧生物處理槽進行二次污泥生物水解。此系統最大優點是在不影響既有廢水處理操作及性能，或既有處理系統已在飽和操作條件下，可以有效達到污泥減量效果。若廢水處理廠已有好氧或厭氧污泥消化槽可以搭配污泥水解槽，組合成本系統，更可以減少初設成本。以造紙廢水為對象進行模型廠評估結果顯示此系統可以達到 30～40%污泥減量效果。

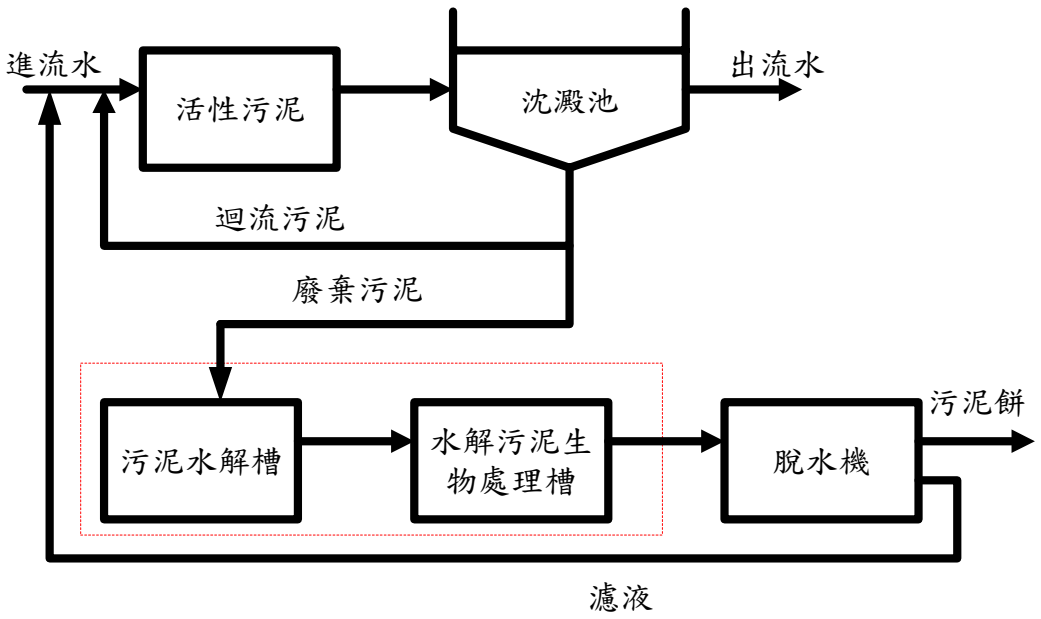


圖 4.5-3　旁流式污泥水解減量系統示意圖

(二) 整合性厭氧污泥水解減量系統

整合性厭氧污泥水解減量系統，如圖 4.5-4 中所示，主要為厭氧處理單元、好氧處理單元及污泥水解等單元組合而成。一般厭氧系統污泥產率低，厭氧單元排泥量有限，或廢棄污泥可以作為其他新建厭氧單元污泥植種來源，較無處理與處置問題。本系統主要針對串接在厭氧單元後之好氧單元所產生的廢棄污泥，經污泥水解槽進行污泥水解後，再將水解污泥送入厭氧處理單元，利用厭氧處理系統污泥停留時間（SRT）長及污泥產率低之優勢，可以將水解污泥進行更徹底水解及分解功能，以達到污泥減量。另外，由於多數工業廢水之生物分解性不佳，藉由水解污泥中含有碳水化合物、蛋白質、脂質及氮磷等物質，可以改變廢水水質特性，以提昇厭氧污泥活性之效果。針對石化廠及造紙廠實驗評估結果顯示，可以有效減少好氧單元污泥產量 50%以上。但此系統對於較不形成污泥顆粒化的厭氧處理系統，則必須留意水解污泥添加量，以避免水解污泥將系統中細碎水解污泥與厭氧微生物一起被帶離處理系統，造成污泥流失而影響系統處理效果。

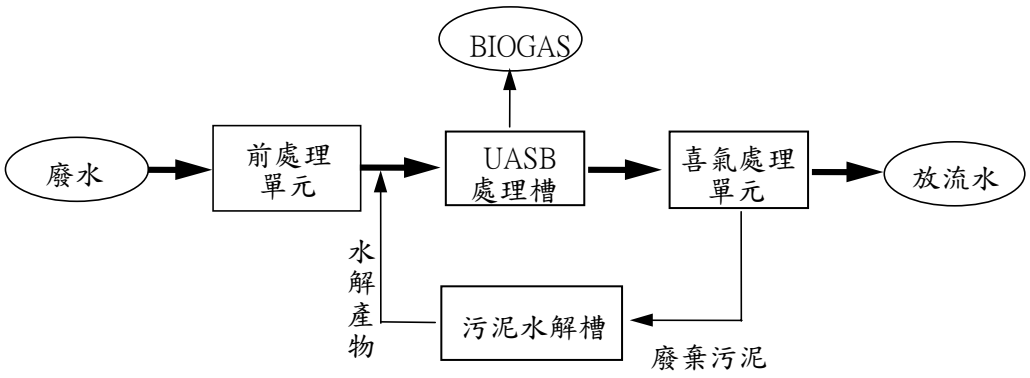


圖 4.5-4　整合性厭氧污泥水解減量系統示意圖

(三) 整合性好氧污泥水解減量系統

雖然整合性厭氧污泥水解減量系統污泥減量效果佳，但由於國內採用厭氧處理系統處理有機廢水不多，為協助多數採用好氧生物處理系統為主廢水處理廠解決污泥產生問題，國內研究機構開發一套整合性污泥水解減量系統，如圖 4.5-5 中所示。此系統主要為好氧處理單元及污泥水解等單元組合，將好氧單元產生的廢

棄污泥，經污泥水解槽進行污泥水解後，再將水解污泥送入好氧單元再進行水解污泥水解與分解，以達到污泥減量目的。由於此系統利用既有好氧處理單元如活性污泥及批式活性污泥法以處理水解污泥，其優點是不用投資太多硬體設備，但對處理容積已明顯不足之處理廠並不適合，且水解污泥加入廢水之中，對既有處理系統是否造成不利影響，則需要深入評估後，以決定適用操作條件及實際污泥減量效果。針對人纖業廢水評估結果顯示，污泥較原程序產生量減少 30%以上，對於SRT長的處理系統，甚至於可以達到 60%以上污泥減量效果。

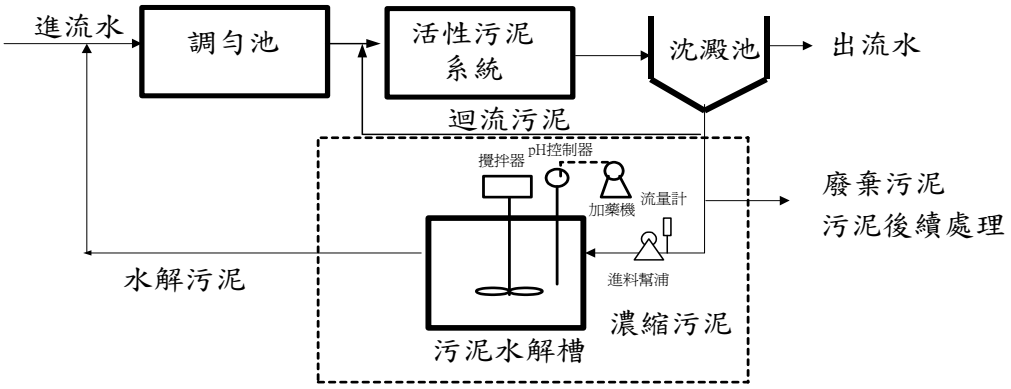


圖 4.5-5　整合性好氧污泥水解減量系統示意圖

4.5.2 重金屬污泥減量及資源回收技術

重金屬污泥資源化技術已列為我國環保產業廢棄物處理技術項目關鍵性技術之一，國內亦早有學者進行此方面研究，通常可將重金屬污泥進行資源再生及減量，分離污泥的重金屬成份，以回收其中有價重金屬，相關技術有置換電解、高溫熔融、溶劑萃取、酸萃取、微生物回收等，各技術的比較如表 4.5-1 所示，以下簡述幾項較成熟的技術。

一、置換電解回收金屬

此法係利用置換、電解與結晶等方法來分離金屬污泥之有價重金屬，此一技術是美國 Recontek 公司所發展出來的。其可視污泥是否含有鋅元素而區分成二段處理流程。

含鋅污泥可利用鹼液來溶解污泥的鋅、鉛、鎘等，而銅、鎳、鐵、鉻等則不被溶出，經過濾後濾液只殘留鋅、鉛與鎘元素，經置換單元，即加入過量鋅粉，由於鉛與鎘之陰電性較鋅為高，故會被置換成元素

態而沈澱析出，此時，溶液僅存鋅酸鈉（Na_2ZnO_2），可以電解法回收鋅，鹼液則可回收再使用。至於過濾後之濾渣含有銅、鐵、鎳、鉻可與其他不含鋅之污泥混合，以硫酸浸洗會將污泥之銅、鎳、鉻等金屬予以溶解。當反應完成後，可加入足量之銅粉將貴金屬（尤其是銀）予以置換出來，經過濾後可將銀、硫酸鈣、硫酸鉛及銀等回收至精煉廠，而濾液則可採蒸餾、電解、結晶等方法予以回收HCl、HBO_3、硫酸亞鐵、$Cr(OH)_3$、銅及$NiSO_4$。

表 4.5-1　重金屬污泥資源再生技術之比較

方式	技術名稱	應用	適用對象	成品	特點	技術成熟度
分離	置換法	RECONTEK CO.（美國）	多種成分之重金屬污泥	銀、鉛、鎘、硫酸鈣、硫酸鉛、銅、氫氧化鉻、硫酸亞鐵	可得相當純淨的各類元素。浸漬液（酸、鹼）可回收連續使用。	商業化
	氨浸法	MX-Processor Reinhardt & Co.(瑞典)	多種成分之重金屬污泥	鉻黃、氧化鐵、硫酸銅、硫酸鋅、硫酸鎳	具有緩衝能力，有萃取能力。氨、硫酸、萃取劑等可於製程內回收再用。	實驗階段
		大陸				商業化
		中華民國				實驗階段
	微生物回收金屬	大陸	多種成分之重金屬污泥	鉻、鎳、鋅、鎘	可以回收 95%以上的鉻、鎳、鋅及鎘。	模廠實驗
	高溫熔融法	日本礦業	多種成分之重金屬污泥	鉻、鎳、鋅、鎘、銅、鐵	銅、鎳含量需高於10%以上 氯、氫化合物含量要低於 1,000mg/L。 不能含有 Hg、F。	商業化
		中華民國				實驗階段

二、置換反應回收銅粉

所謂置換反應是指以鐵粉加入溶液中，讓溶液中的銅離子和鐵交換，使銅沈澱出來。置換反應之方程式可如下表示：

$Fe(\text{廢鐵}) + Cu^{2+} \rightarrow Cu(\text{銅粉}) + Fe^{2+}$

圖 4.5-6 是為利用置換反應的一個實廠案例，其將銅污泥以硫酸溶解後，濾液加入鐵粉（銅鐵重量比例 1:1.5），將銅離子置換析出形成銅粉，利用磁鐵將未反應的鐵分離，取出之銅粉水洗曬乾，加入抗氧化劑，可作為資源回收之原料，而其置換後所產生之含鐵廢液則進一步以磁化反應處理，經由加入液鹼調整酸鹼值於 11 左右且控制溫度於 80℃，打入空氣反應 2 小時，可使廢液中鐵離子和微量重金屬，經由磁化反應形成鐵氧化物($Me_xFe_{3-x}O_4$)，此反應相當完全，可幾乎 100%去除水體中重金屬離子，同時鐵氧化物極其安定，可以通過毒性特性溶出程序溶出標準。磁化反應之方程式如後：

$$X\ Me^{+2}+(3-x)Fe^{+2}+6OH^{-}+1/2O_2 \rightarrow Me_xFe_{3-x}O_4+3H_2O$$

目前此項技術在實廠應用時，仍有資源化產品的純度及通路問題無法克服。

另外，銅污泥酸化濾液經以鐵粉置換回收銅粉後，濾液主要成分為氯化亞鐵，也可作為廢水處理廠混凝劑使用。

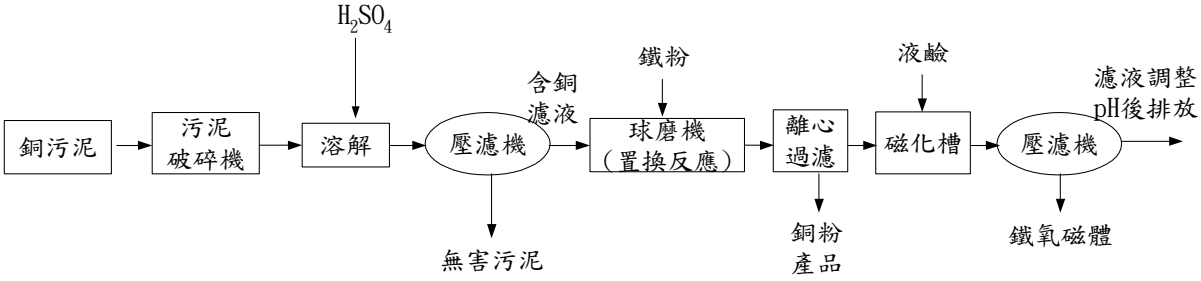


圖 4.5-6　採用置換反應之銅污泥處理流程

三、熔融法

係利用高溫熔融將重金屬污泥予以還原融解，以回收污泥中之有價金屬，此法在日本已有商業性的實廠運轉，其處理費用為每噸污泥約 7,000 元。

國內有家銅污泥回收再利用工廠，含銅污泥每日處理量 95 噸，其將含銅污泥先以乾燥爐（操作溫度 600~700℃）將水分蒸發，生成金屬氧化物，然後，再以熔融爐（操作溫度 1300~1600℃）利用高熱還原金屬氧化物為粗銅錠 (4.375 公噸/日)，最後再以電解槽將粗銅錠純化 (2.823 公噸/日)。此處理流程所需要購買原料為焦碳 (0.5646 公噸/日) 與 6 號重油 (18 m^3/日)。

有關使用熔融法處理污泥轉製成建材之技術可參見 4.6 節。

4.5.3 回收混凝劑污泥水解減量系統

台灣地區自來水原水水源主要來至河川及水庫等地表水，約佔 70%左右，必須在淨水過程中添加混凝劑如PACl加以去除懸浮固體或濁度，以符合飲用水用水標準。由於淨水廠處理水量相當大，故產生污泥量亦相當可觀。以台北自來水事業處為例，淨水廠每年約產生 11,000 m^3（約重 17,000 公噸，含水率以 40%計）污泥餅，直接運至山豬窟垃圾掩埋場進行掩埋處理，而其他地區淨水廠產生污泥多數亦進入掩埋場進行最終處置。近來污泥及廢棄物處理與處置費用節節上升及最終處置場址尋覓不易情況下，污泥減量技術將會引起各界注意及重視。

另外，廢水處理廠除有機污泥外，有部份廢水需要以化學混凝方式進行處理，以去除水中污染物，而產生混合污泥（有機污泥與無機污泥混合）或無機污泥。依據以往研究發現，化學混凝過程添加混凝劑約佔 30 至 50 %（平均 40%）污泥產生量。因此，將混合污泥或無機污泥中混凝劑回收再利用，不但可以減少污泥產生量，同時可以回用混凝劑，以節省化學藥品添加費用。圖 4.5-7 中所示為回收混凝劑污泥水解減量系統示意圖，沈澱濃縮後混合污泥或無機污泥，利用污泥水解方式，將鋁鹽或鐵鹽溶出後，加以回收，依用途作必要之純化，轉用於廢水處理系統，不足之量再以市售混凝劑補足。以染整廢水為對象進行實驗，其結果顯示回收混凝劑對染整廢水處理效果，雖較市售混凝劑減少 3～5%左右 COD 及色度去除效果，但兩者均可符合現行該行業排放標準。

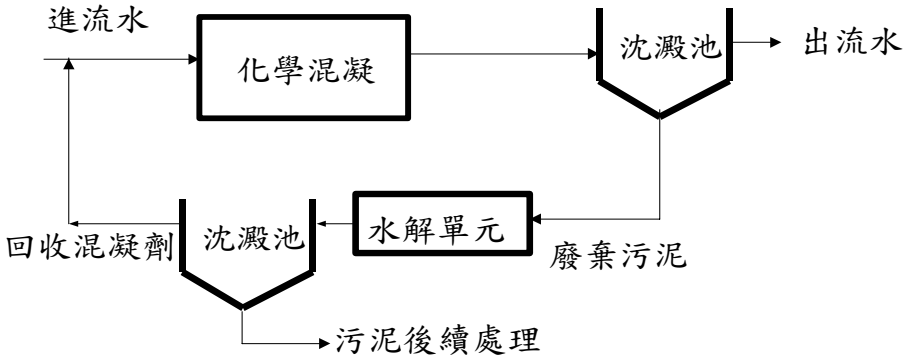


圖 4.5-7　回收混凝劑污泥水解減量系統示意圖

4.6 污泥資源化與用途

在進行污泥處置時，應了解其可視為有用物質與有害物質之混合體，而非視為單一廢棄物或環境負擔。污泥在經脫水、乾燥等減積處理後，仍需對污泥進行最終處置以達穩定化、無害化之目標。目前常用處置方式包括衛生掩埋、海洋棄置、農業利用和焚化等。然而基於各廠商處理成本與設備之考量，台灣泰半之廢棄污泥仍舊以衛生掩埋方式處理。隨著各種廢棄物數量急遽增加及新場址難覓，現有衛生掩埋場中三分之二已接近容量飽和狀態，顯示出台灣地區若繼續採掩埋做為未來污泥處置之方式，實屬窒礙難行；而國際趨勢與台灣現行環保法規也已公告禁止污泥之海洋棄置。種種條件限制下，其它具有資源化潛力之處置方法，包括堆肥、焚化等，漸成為目前環保單位規劃污泥處置與推動之方向。

污泥脫水產生污泥餅或污泥焚化產生之飛灰，一般採用衛生掩埋處置。經消化且以空氣乾燥或熱乾燥之都市廢水廠污泥可作為農業肥料用途，且為優良之土壤改良劑，尤其是經熱乾燥之污泥，由於滅菌較完全且有較高之肥料值，故為一良好之土壤改良材。

對於污泥資源化尚未能利用而又必須處置時，大都採衛生掩埋等填地處理，而填地處分為將脫水污泥餅或焚燒灰燼，填於低窪地或海岸。衛生掩埋為目前使用歷史最久與最普遍之方法，其優點為能將污泥併同其它都市固體廢棄物一起處理，而操作與維護金額明顯較其它處置方式低，同時可以透過覆蓋填土，開墾新之土地。其缺點如同前述，因受限於廢棄物運輸費用逐漸提高以及掩埋場址飽和，近年來台灣社會又高度排斥掩埋場興建，使其應用受到很大限制，導致此法已逐漸遭到淘汰。此外現有場址也會有滲出液、臭味及病媒源散佈問題，無法符合現有環保法規，仍需再建廢水處理廠處理之。在歐盟各國中已經有希臘與法國禁止污泥之衛生掩埋，其它各國已降低應用填地方式之比例，以日本與美國來說亦有同樣趨勢。

污泥中含有豐富之有機質及營養鹽等，故污泥不僅是廢棄物，更是重要資源，宜視為資源加以回收並非視為廢棄物處理處置。近年來，污泥資源化技術漸趨進步，作為資源利用也見普遍，世界各國對下水污泥之最終處置已由海拋、掩埋，走向焚化、再利用與資源化，技術發展日趨成熟，

應用日漸普遍。目前歐洲、美國、日本等先進國家之下水污泥再利用與資源化，應用技術發展現況如表 4.6-1，因利用方式與目的之不同，其脫水時所添加之凝聚劑亦受不同條件之限制，因此各水再生處理廠，對於污泥之處理及處置考慮再利用時，應視當地之地理人文條件，收集充分資訊包括量的資料（如產生量及處置場址等）、質的資料（如產源及化學成分等）、風險評估（如毒性、腐蝕性及公眾暴露機率）及功能性建立資料庫，可整理出如表 4.6-2 污泥資源化方式考量因素及評估指標，以供規劃設定最適宜污泥資源化之策略，亦即於考慮利用時，對於其將來之利用量及所需經費，從利用方法及利用形態上，加以充分檢討，做最適當之選擇。從利用形態來檢討並確立污泥之處理方法，併同污泥之性質，檢討利用用途。基本上可將其應用技術可歸納成能源化、資材化、材料化和綠農地應用等四類；而重金屬污泥之資源再生技術則可參見表 4.5-1。

茲將上述能源化、資材化、材料化、綠農地應用用四類詳細說明：

一、能源化：

下水污泥厭氧消化後，可得到消化污泥及消化氣體，消化污泥可以再應用於綠農地，而消化氣體之產量約為每公斤揮發性有機質即可產生 1 立方公尺之消化氣體，其中甲烷氣體約 65%，而其熱能介於 5,400～6,000kcal/Nm^3，具能源利用之價值，如表 4.6-3 所示，除少量用於厭氧消化槽之加熱外，尚可供作發電或其他能源應用，或將污泥送至焚化爐燃燒可產生蒸氣及電力等能源供後續利用，或以熱解方式，可產生污泥衍生燃料，如燃油、甲烷及氫氣等。

二、資材化：

由於下水污泥含有大量有機物及微生物，可用物理化學方法自污泥中萃取分離出有用之物質，或以吸附劑回收貴重金屬，目前技術仍在研發中，尚不普遍。

三、材料化：

污泥經焚化為焚化灰或熔融熔渣後，未再加工直接利用為建設材料，一般多作為柏油混合料、土壤改良材料、混凝土二次製品原料、水泥料、垃圾掩埋場覆土、路基材料、路盤材料等利用。另一方面是將上述原料加工，作成壁材、 磚塊、紅瓦、陶管等利用。將下水污泥製成土木或建築材料，主要可分為水泥系列及玻璃系列。水泥系列主

要以灰渣作為混凝土骨材或與水泥石灰混合，製成灰渣泥。玻璃系列為處理下水污泥時，以 1,200～1,600℃高溫將有機質成分完全氧化，無機質成分則會形成玻璃質之熔渣，此法稱熔融處理法(Melting process)，在此高溫條件下，而此時重金屬可因受到玻璃結晶之形成，而穩定地拘限於結晶格中，因此降低其溶出之可能，將其燒結成人造骨材、沸石等材料，或熔融製成特定產品如地磚。其用途如表 4.6-4 所示。

表 4.6-1　各種下水污泥資源化技術比較

方式	應用技術	主要產品	副產品或廢棄物	技術比較			對環境衝擊
				技術成熟度	實績	成本	
能源化	污泥焚化	電力/蒸氣	灰渣	實用	多	中	灰渣處置
	污泥衍生燃料	衍生燃料電力	殘渣	實用	少	中	殘渣處理
資材化	有機物萃取	有機化合物	廢污泥	研發	無	-	廢污泥再處理
	吸附劑製造	吸附劑	-	研發	無	-	-
	貴重金屬回收	貴重金屬	廢渣	台灣地區較不適用			-
材料化	水泥混凝土應用	灰渣混凝土	-	實用	少	低	-
	製成灰渣水泥	灰渣水泥		研發	少	高	-
	污泥燒結	人造骨材	-	實用	少	高	
	污泥熔融	地磚釉陶管	-	實用	少	高	-
	製造污泥磚	一般磚透水磚	-	實用	少	中	-
綠農地應用	-	肥料土壤改良劑	分選物殘渣	實用	多	低	土壤及地下水污染

資料來源：潘時正，1999。

表 4.6-2　污泥資源化方式考量因素及評估指標

方式	考量因素	評估指標
土地利用	固體含量、污泥餅透氣度、碳/氮/磷/鉀比例、毒性有機物含量、有毒重金屬含量、致病菌含量及製成中可能產生之氣味	1. 製成肥料或土壤改良劑之價格 2. 施用土地之肥力 3. 施用土地之透氣度與滲水性
熱處理	含水量、熱值、是否適合與其他廢棄物進行混燒、重金屬含量及氯含量	1. 形成飛灰之穩定性 2. 飛灰之再利用性 3. 產生之廢氣性質與流佈 4. 產生之廢水性質與流佈
其他資源化	（內在）毒性有機物含量、重金屬含量及致病菌含量等 （外在）市場需求、規模、可供運用之資本額、法規要求及公眾期待等	1. 直接利益：資源化產品之商業利益、處置成本 2. 間接利益：降低所須負擔之環境成本，降低公眾對污泥之排斥所衍生之社會成本。

資料來源：朱敬平與李篤中，2002。

四、綠農地應用：

污泥作為綠農地有機肥料用，一般需經堆肥化，將有機物分解達安定、含水率較低易於處置及衛生上較安全者為宜；應注意污泥作成之肥料需符合規定及製造標準，且肥料利用需有季節性，故需有充裕之儲藏空間。

目前許多土地因施用化學肥料，導致肥力降低，若能以污泥製成有機肥或土壤改良劑進行改善，除了能達到土壤整治之效果，亦可一併處理污泥。

將下水污泥經過減毒、堆肥等程序，無論是否須乾燥之程序，藉由微生物作用下，可促進醣類、胺基酸、脂肪、蛋白質及核酸等物質聚合為腐植質（腐植酸、磺酸或腐植膠等有機聚合物），此外堆肥中亦含有木質素、氮、磷、鉀（含量視原料、副資材及添加物而定）等，如表 4.6-5 所示，表 4.6-6 為生物污泥與商業肥料肥分之比較，由表 4.6-6 得知下水污泥具有直接施用於土壤，以改良土地肥力之利用價值。表 4.6-7 為土地改良之歸納比較。

表 4.6-3　消化氣體與其他各種燃料發熱量之比較

燃料種類	發熱量(kcal/Nm^3)
消化氣體	5,400～6,000
純甲烷氣	8,550
液化瓦斯	9,100
重油	10,500
混合瓦斯	3,000～3,500

資料來源：經濟部工業局，2003。

表 4.6-4　污泥熔渣之用途

利用方法	利用內容
路基材料	水冷熔渣可做為下層路盤材，而熔渣替代率必須在 20%以下。空冷熔渣可做為一般道路之下層路盤材，亦可做輕交通道路（自行車與人行道等）之上層路盤材。
透水材料	水冷熔渣的均等係數須在 4～5 以下，且其粒徑為粒徑累積曲線通過率達 10%時所對應的值。
過濾材料	D_{10}須在 0.6～1.0cm之間，且透水性佳者，可做為透水材及集水過濾材。
混凝土骨材	水冷熔渣可做為步道與車道間的分界磚，亦可做為混凝土磚的細骨材（熔渣替代率須在 50%以下）。
混凝土二次製品材料	空冷熔渣與結晶化熔渣之用途，以低強度的混凝土為例，包括小型構造物之混凝土細骨材等。
互鎖磚	水冷熔渣可做為互鎖磚基層部的細骨材（熔渣替代率須在 50%以下）。

資料來源：經濟部工業局，2003。

表 4.6-5　典型生物污泥之化學特性

項目	混合污泥	初沉污泥	廢棄活性污泥	消化污泥
總固體物 (%)	0.83～1.16	3～8	0.5～1.0	5.0～10.0
揮發性固體物 (%)	59～88	60～90	60～80	30～60
蛋白質 (%of TS)	32～41	20～30	32～41	15～20
氮 (N, %of TS)	2.4～5.0	1.5～4.0	2.5～7.0	1.6～6.0
磷 (P, %of TS)	61～240	0.8～2.8	1.0～7.0	1.4～4.0
鉀 (K, %of TS)	0.21～0.29	0.1～1.0	0.2～0.5	0.1～3.0
pH	6.5～8.0	5.0～6.5	6.5～7.5	6.5～7.5
鹼度 (mg/L as $CaCO_3$)	580～1,100	500～1,500	200～500	2,500 ～ 35,000
有機酸 (mg/L)	1,100～1,700	—	—	200～800
熱值 (kcal/kg)	4,400～5,500	3,300～3,600	2,800～3,800	1,400～3,300
Cd (mg/g)	10	16	—	76
Cr (mg/g)	500	110	—	160
Cu (mg/g)	800	200	—	340
Pb (mg/g)	500	500	—	—
Ni (mg/g)	80	46	—	63
Zn (mg/g)	700	620	—	930

資料來源：經濟部工業局，2003。

註:混合污泥指「初沉污泥 + 廢棄活性污泥」。

表 4.6-6　生物污泥與商業肥料肥分之比較

項目	氮(%)	磷(%)	鉀(%)
商業肥料	5	10	10
典型廢水污泥	3.3	2.3	0.3
下水污泥	5.2	0.5	—

資料來源：經濟部工業局，2003。

表 4.6-7　堆肥與土壤改良之比較

技術項目	堆肥	土壤改良
可直接應用於土壤	○	○
化學成份穩定	○	×
成品含水分高	×	○
易腐敗生臭味	×	○
有特殊氣味	×	○
含有大量微生物	×	○
須考慮污染物累積性	×	○
須經處理程序	○	×
為有價之資源化產品	○	×
提供植物養分	○	○
提供土壤 pH 緩衝能力	○	○

資料來源：經濟部工業局，2003。

第五章　污泥減量案例與應用成效

以下將透過幾個實際污泥減容減量案例的改善措施探討，提供業界污泥減容減量之實用改善技術。

5.1　化學製品業

一、現況簡介

化學製品業某廠之主要產品為丙醇、丙酮、乙醛等化學物品，而其所採取之廢水處理主要採用活性污泥系統，而曝氣池採串連式，屬於階梯曝氣型式，曝氣池之進流水分配比例約採 7:2:1，系統流程圖詳見圖 5.1-1。

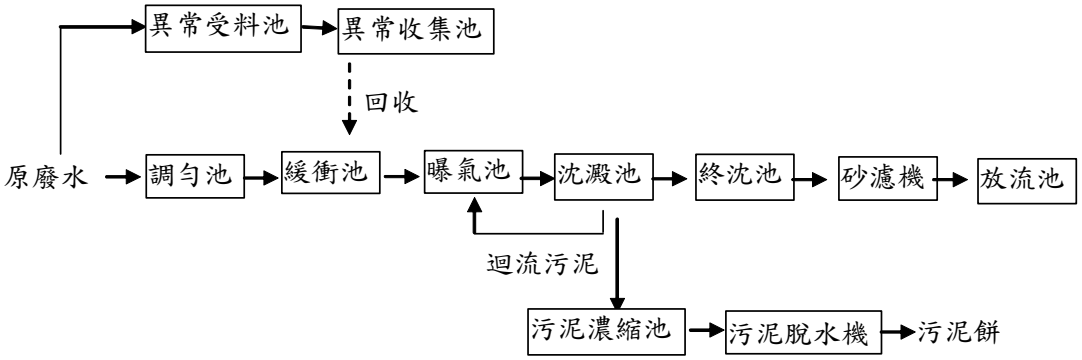


圖 5.1-1　化學製品業某廠廢水處理流程

二、問題說明與改善建議

(一) 問題一：污泥脫水效率不佳(含水率約 85%)。

1. 改善建議：

(1) 因該廠之污泥濃縮槽攪動過劇，造成沉澱效果降低，需減少濃縮槽擾動情形，避免影響污泥濃縮狀況，增加濃縮成效，下層濃縮污泥再行脫水，可增加脫水率。

(2) 該廠目前所使用之脫水機為離心式脫水機，若於將來污泥脫水機更新時，可以考慮採用其他型式的脫水機的可能性，如帶濾式或版框式脫水機，則脫水機的脫水成效可再

改善。

(3) 該廠活性污泥系統於操作上維持頗高之迴流比，污泥產量不多，雖污泥脫水仍可改善，但污泥減量空間有限。廠方可檢討將污泥消化(好氧消化)，消化污泥含水率可降低。

2. 預期效益：減低污泥含水率、減少營養鹽的添加量，亦可削減一些污泥量(此部分之成效可能有限)。

(二) 問題二：進水流程不佳。

1. 改善建議：

(1) 該廠活性污泥系統屬階梯曝氣式(進流水採約 7:2:1)目前污泥集中迴流於第一槽。若將一部分污泥返送第二曝氣池，不要集中至第一槽，則可增加第二曝氣池的功能，而處理效能之提昇，可減少污泥產生量。

(2) 曝氣池 MLSS 值約為 3,500~4,500 mg/L，不宜再增高，此濃度會影響污泥沉降性，產生老化現象；污泥齡約在 30 天以上，可略微降低。

(3) 放流水因有 DO 偏低情形，故需檢視終沈池污泥廢棄情形，及底泥累積狀況，污泥不宜於終沈池累積過多或過久。依目前之流量與曝氣池之污泥濃度，終沈池的固體物負荷可能偏高(水力負荷較無問題)，需加以調整溢流堰或將卡住之污泥清除，以使水流分佈均勻，以改善沈澱成效。

2. 預期效益：減低污泥產生量。

5.2 皮革業

一、案例一

(一) 現況簡介

皮革業 A 廠之廢水中，主要污染物包括 SS、有機物、硫化物、油脂、鉻鹽、氨氮等。由於製程採批次操作，所排放之廢水屬間歇排放。其中硫化物、氯鹽之污染大多來自浸灰脫毛加工單元，而鉻鹽則集中於鞣製過程中所產生之排放水中。污水處理流程如圖 5.2-1 所示。

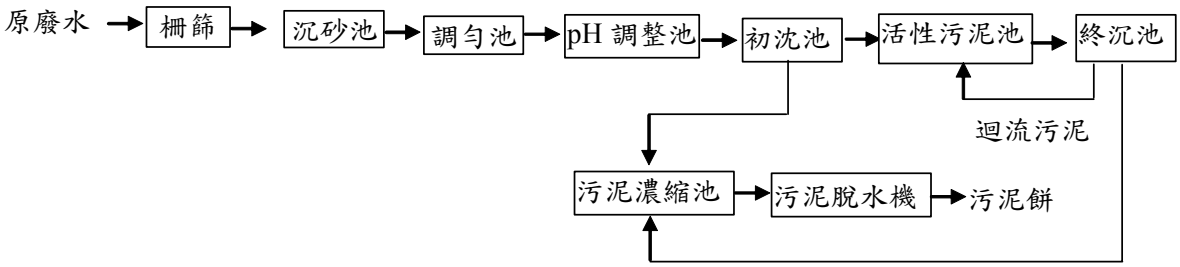


圖 5.2-1　皮革業 A 廠廢水處理流程

(二) 問題說明與改善建議

1. 問題一：放流水中 SS 偏高

圖 5.2-2 為活性污泥池顯微鏡生物相觀測結果，根據圖示，可發現含不少皮屑纖維及油脂，另外，根據放流水檢測報告，顯示 SS 稍高，顯示前處理單元(攔污、化學混凝等單元)及終沉池(泥沉降性)不佳。

圖 5.2-2　100 倍顯微鏡相觀測結果
(圈選處為油滴及皮屑纖維)

(1)　改善建議：

由於該廠終沉池過大，曝氣有死角導致污泥易上浮，除於原廢水流入沉砂池前經粗、細篩機過濾毛髮外，可由下列四點加以改善：

A. 前製程改採留毛法，並加裝濾毛收集機處理。

B. 混凝沉澱單元改善後，舊式長方型初沉池即可廢棄，同時因可減少無機物溢流到生物處理單元，而能免除活性污泥積壓過久發生厭氧上浮之現象。

C. 廢棄原化學池，新設化學池於該圓形初沉池旁，其慢混之上澄液平行流入圓形初沉池，以減少以往由上而下之衝擊，避免已凝結之膠羽遭水流打碎。

D. 將終沉池分成四等份，改裝有凹槽型之 4 個圓型刮泥機，來刮泥及迴流。

(2) 預期效益：減低污泥產生量。

2. 問題二：硫化物及絲狀菌影響生物處理效率

現階段礙於浸灰/脫灰製程中排放高濃度硫化物，其與不同性質之廢水混合後，導致系統中pH不穩定，造成硫化物提昇，而抑制生物處理系統之生長；同時，高濃度之硫化物將導致水中溶氧量偏低，並使系統中高濃度之絲狀菌生長，SV_{30}值偏高，顯示污泥膠羽不易沉降。另外，於訪視當日詢問現場工作人員，發現污泥含水率偏高(約 90%)。

(1) 改善建議：

為有效去除水中硫化物，並抑制絲狀菌生長，本廠可考慮採取下列措施：

A. 原水流入沉砂池前添加氯化亞鐵藥劑，致水中生成黑色 SS，即需立刻停止加藥(此時鐵濃度達 200-300ppm)，以初步去除硫化物，抑制臭味生成。

B. 若快慢混單元pH值低於 7.5 時，需立即加入液鹼，提昇該單元之pH值至 7.8 以上再行出流，以控制H_2S之釋出，並抑制絲狀菌生長。

C. 若發現終沉池污泥上浮，代表活性污泥處理單元中絲狀菌開始生長，可酌予增加氯化亞鐵藥劑加入量。

D. 若活性污泥處理單元中絲狀菌仍持續生長，則系統需開始排泥至 MLVSS 濃度達 2,000-2,500mg/L 為止，然後於第一生物池中加入次氯酸鈉(漂白水)約 2-4 小時後，再進行顯微鏡相觀測絲狀菌生長狀況。若該菌仍持續生長，則必須在各生物池中持續加入 20-25 公斤漂白水，進行全面殺菌作業；最後，再視情況，利用生物製劑進行植種作業。

E. 將第一生物池當作預備曝氣池，增加其曝氣量，至上澄液

溶氧濃度為 1 mg/L(硫化物氧化)，再泵入第二生物池中，提昇該池活性污泥之活性，使系統中微生物處於穩定活化生長狀態，提昇有機物質處理效率，降低絲狀菌生長可能性，進而增加污泥膠羽密度。

(2) 預期效益：穩定廢水處理系統、減低污泥產生量。

二、案例二

(一) 現況簡介

皮革業 B 廠為鹽漬牛皮製革廠，主要污染源多集中於水場、染色、加脂加工部分，主要污染物包括：SS、有機物、硫化物、油脂、鉻鹽、氨氮等。其中硫化物、氯鹽之污染大多來自浸灰脫毛加工單元，而鉻鹽則來自於鞣製過程中之排放水。污水處理廠係先進行鉻鞣廢液及浸灰廢液分流前處理，再併同其他股廢水進行化學混凝沉澱後再進入二段式活性污泥法處理，流程設計如圖 5.2-3 所示。

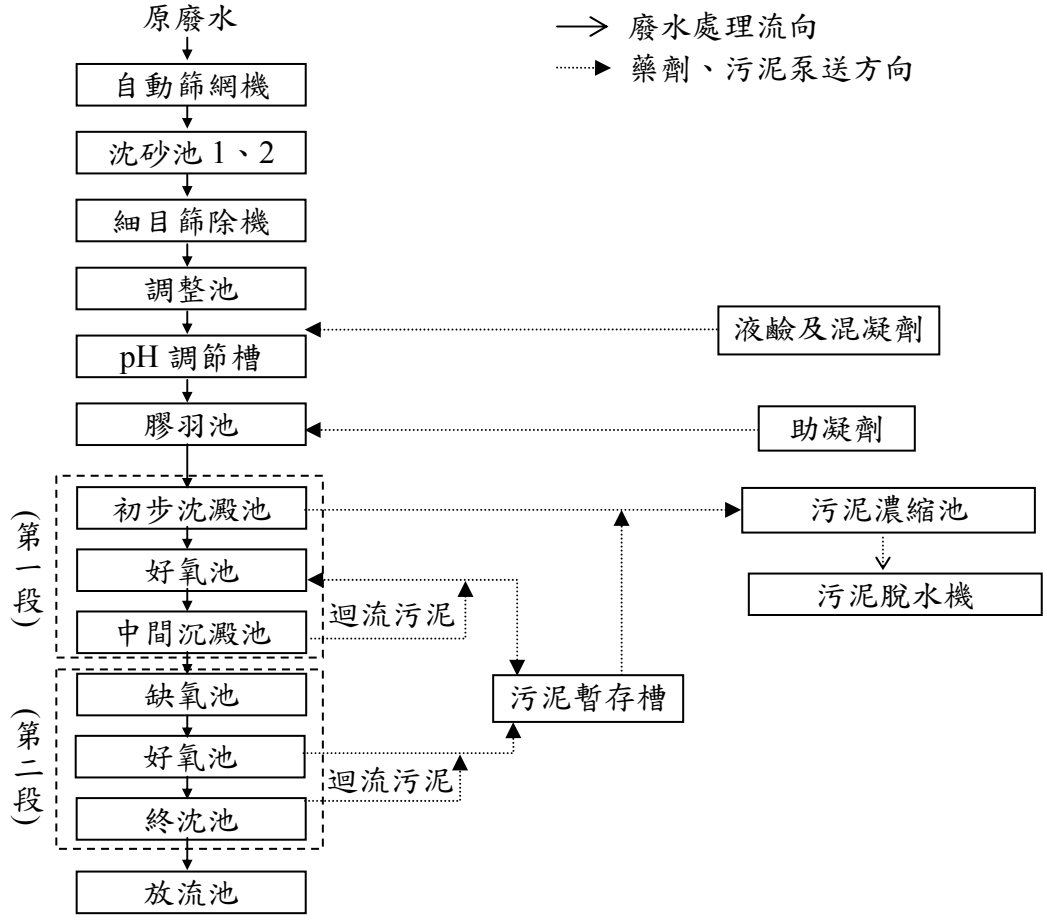


圖 5.2-3　皮革業 B 廠廢水處理流程(改善前)

(二) 問題說明與改善建議

1. 問題一：放流水 COD 偏高

根據現階段水質檢測結果，綜合廢水中生物分解性 COD 大部分在好氧生物處理單元中被分解，因厭氧/無氧生物單元處理效益較不明顯，而造成放流水中高 COD 值，處理效率不穩定。

(1) 改善建議：

由於鉻鞣廢液所含重金屬，以及浸灰廢液所含鹼度會降低生物單元處理效率，故須將鉻鞣廢液及浸灰廢液另行分流處理，至於脫灰廢水及染色廢水因含有硫銨及有機染色物質，建議可與其他含氨氮有機污水一併進行化學混凝及生物處理，分流後之處理系統如圖 5.2-4 所示。

(2) 預期效益：降低污泥產生量。

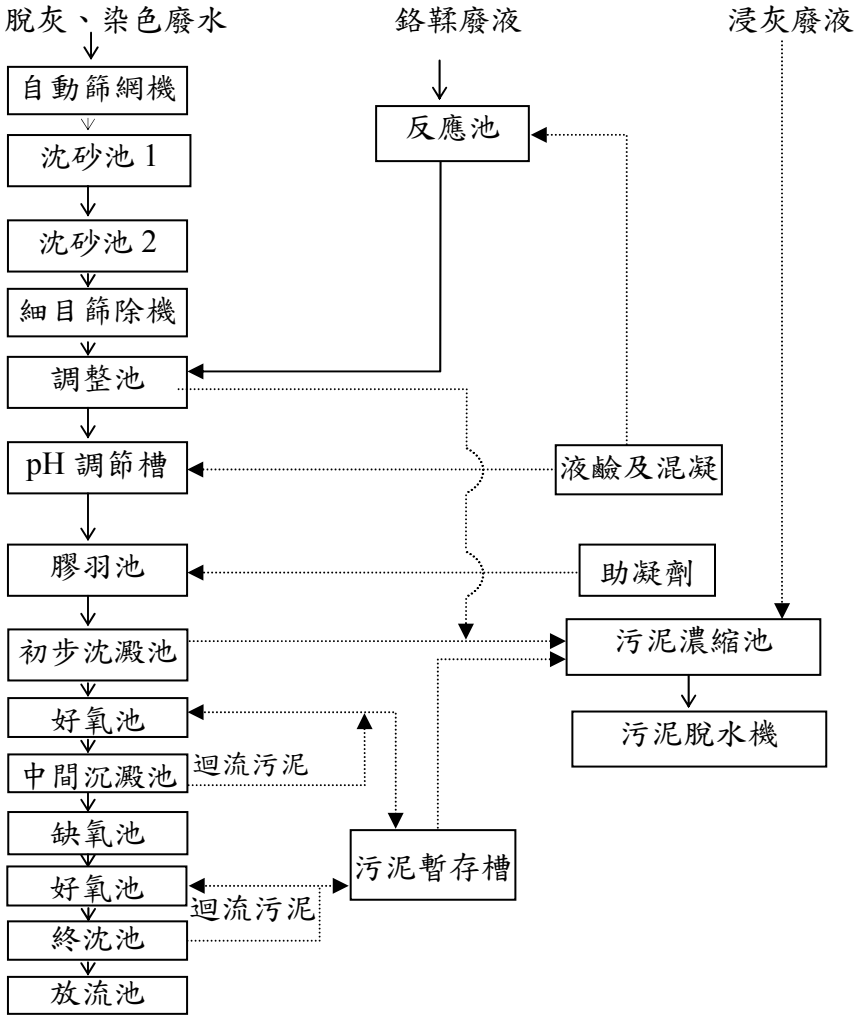


圖 5.2-4　皮革業 B 廠廢水處理流程(改善後)

2. 問題二：含鉻有害污泥減量問題

該廠廢水廠曾遷移，遷建前係添加 0.3 %之氧化鎂藥劑處理鉻鞣廢液，控制系統pH值於 8.5-10.5 間，使廢液組成分中鉻化物形成低溶解性$Cr(OH)_3$固體膠羽，再加以沉澱分離去除間操作。

(1) 改善建議：

由於添加氧化鎂藥劑不易控制系統pH值，若改以pH調整單元所用之鹼液為鉻鞣廢液處理單元之添加劑，並控制鉻離子於最適沉澱pH範圍於 8.0-9.5 間，以有效形成$Cr(OH)_3$膠羽。之前，該廠以氧化鎂藥劑處理鉻鞣廢液時可能加藥過量，導致已沉澱之$Cr(OH)_3$膠羽再溶解。未來鉻鞣廢液分流處理時，除控制系統pH值調於合理範圍外，另需調整藥劑合理注入量，並定期校正pH監測計，以有效降低含鉻污泥產出量。

(2) 預期效益：降低污泥產生量。

3. 問題三：好氧處理單元之污泥膠羽鬆散、膨化

由好氧槽活性污泥顯微鏡相觀測結果中，發現系統中存有大量絲狀菌，如圖 5.2-5 所示，導致污泥膠羽鬆散、膨化。

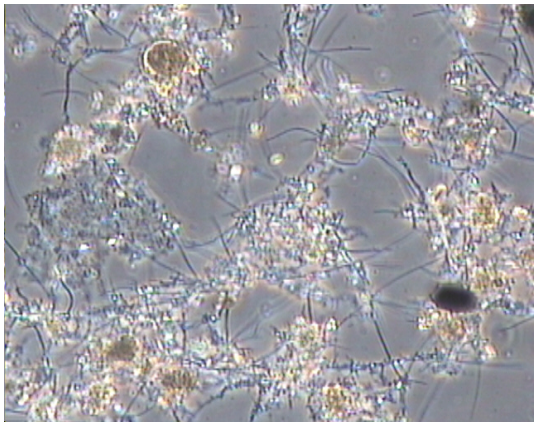


圖 5.2-5　100 倍下好氧槽污泥觀測(絲狀菌量不少，污泥膠羽鬆散)

(1) 改善建議：

可由終沉池上澄液迴流至缺氧池，以降低系統中之氨氮及 COD 負荷，提昇生物處理效率，並改善污泥膠羽緻密性。

(2) 預期效益：提昇生物處理效率，並改善污泥膠羽緻密性。

4. 問題四：缺氧處理單元有底泥沉積現象

由缺氧池活性污泥顯微鏡鏡觀測結果中，發現系統中含大量膜帶蟲，如圖 5.2-6 所示，顯示系統中有底泥沉積之現象。

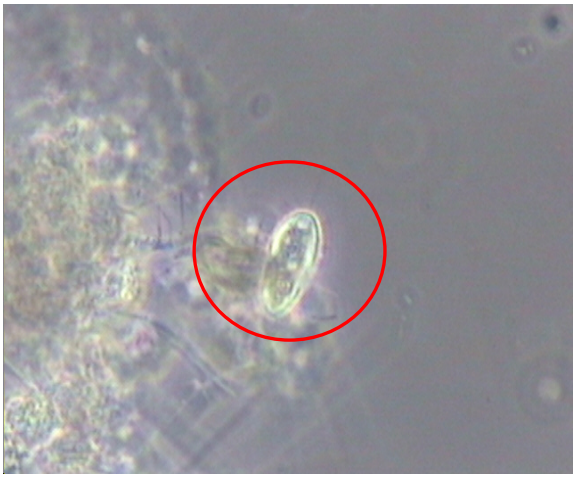


圖 5.2-6　400 倍下缺氧池污泥觀測(圈選處為膜帶蟲)

(1) 改善建議：

由於底泥沉積而減低系統有效水力停留時間，可適時降低進流廢水量，並定期清除沉積之底泥，以維持該處理單元之脫氮效率。

(2) 預期效益：減低廢棄污泥產生量。

5.3　電機電子機械器材業

一、現況簡介

電機電子機械器材業某廠之廢水以化學混凝沉澱法處理，處理流程如圖 5.3-1 所示。

二、問題說明與改善建議

(一) 問題一：PAC 添加量過多，導致污泥量增加。

該廠原物料基材為鋁材，製程排放廢水含有多量的鋁化合物，於化學混凝單元仍添加 PAC，此舉將增加污泥產生量。

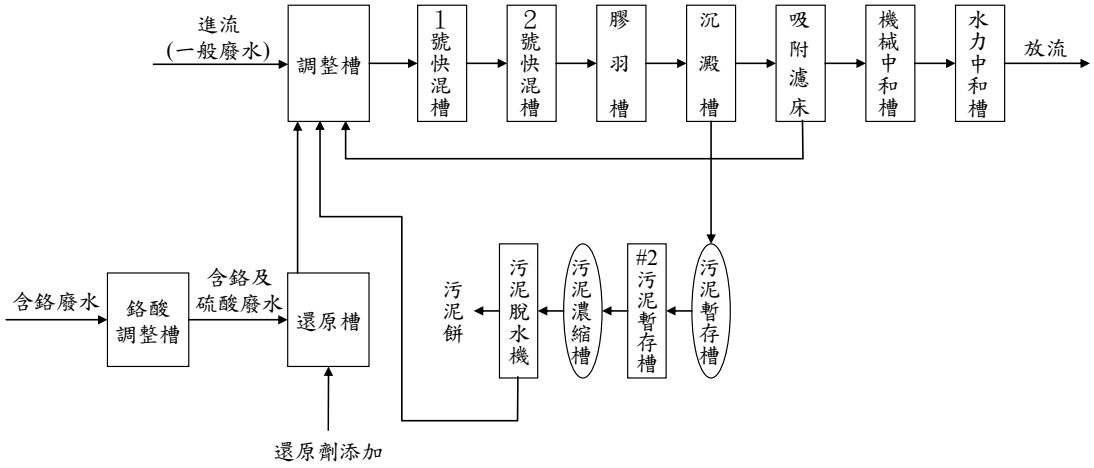


圖 5.3-1　電機電子機械器材業某廠廢水處理系統流程

1. 改善建議：

因該廠廢水已含有大量鋁化合物，已有混凝劑之功能，可減少混凝劑 PAC 的添加。而由進行之簡易試驗發現，僅調降廢水 pH 值到 8.5，並添加少許的高分子凝集劑，即可有效的使污泥凝絮(如圖 5.3-2 所示)。因此，操作人員可依杯瓶試驗步驟，於不同 pH(8, 8.5, 9.3)下添加不同高分子凝集劑量，以決定最佳的操作條件，如此可減少藥劑添加量，亦可降低污泥產生量。

2. 預期效益：減低污泥產生量、減少藥劑用量。

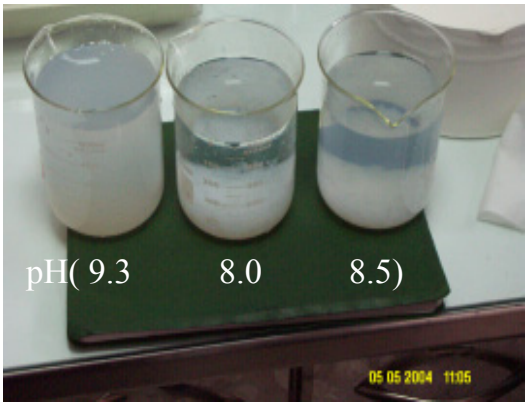


圖 5.3-2　杯瓶試驗圖

(二) 問題二：污泥貯存槽出現厭氧現象。

該廠設計水量為 200 m^3/day，污泥濃縮槽設計有三串聯槽，唯目前實際廢水產生量僅有 60 m^3/day，因此操作人員讓污泥貯滿後再行脫水，造成污泥整體停留時間(水力停留時間)相當長，而致產生厭氧分解現象，並使污泥產生臭味且不易脫水。另外，上述三槽濃縮池之污泥傳送以泵浦輸送，使濃縮污泥於槽體間因機械力破壞已凝絮的污泥。

1. 改善建議：

(1) 由於污水廠實際廢水量大幅減少，因此可停用部分濃縮槽(如第三槽，但應注意須有足夠的水力負荷 2~4 m^3/m^3xd)，如此可減少污泥泵浦泵送時破壞污泥結構之情形，亦可減少泵浦動力使用。另外，應盡量使污泥脫水處理每日處理完畢，避免污泥中有機物因厭氧分解而產生臭味。因此，污泥於每日排入濃縮槽後，經過一天濃縮，於隔日在啟動污水處理前，即先行進行污泥脫水。

(2) 該廠使用的帶濾式脫水機，其最佳污泥脫水含水率約為 75~85%，又產生的污泥為化學污泥，若依前述改良操作後，添加適量的高分子調理劑，應可改善污泥餅的含水率。唯若所產生的污泥含水率偏高時，則應注意脫水機濾布的孔隙是否太密所致。

2. 預期效益：減低污泥含水率、減少臭味。

5.4 金屬基本工業

一、現況簡介

金屬基本工業某廠為專業機械軸封及球閥製品製造工廠。既有廢水處理設施流程為物化處理系統。相關處理流程如圖 5.4-1 所示：

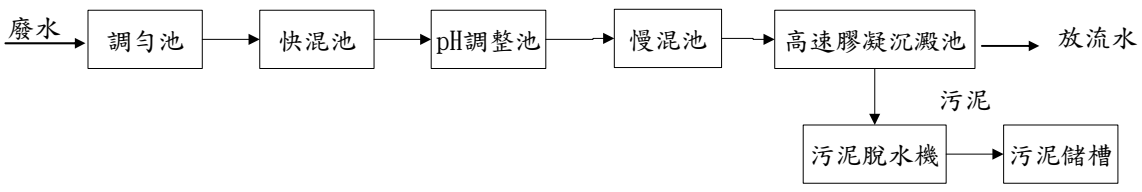


圖 5.4-1 金屬基本工業某廠廢水處理系統流程

二、問題說明與改善建議

(一) 問題一：每月月底之負荷突增，影響處理效率。

該廠廢水廠調勻池操作週期為 20 分鐘(半批次操作)，平日操作尚稱穩定，然因固定於每月底數日，每日定量排放 1 至 2 噸之鹽酸廢液及高濃度脫脂劑，以致造成突增負荷，影響處理效率。

1. 改善建議：

針對每月月底前 2-3 日才會排放之化成廢酸液，可另增設 FRP/PE 儲桶予以收集暫存，再以定量泵於隔月初逐日/分批將其注入調勻池內，以免造成水質不穩，而影響加藥後膠羽特性及顆粒密度。

2. 預期效益：有效改善污泥特性，以降低污泥含水率。

(二) 問題二：pH 調整池控制範圍過大且曝氣攪拌不均。

該廠現階段進流廢水中重金屬以鋅離子為大宗，使其形成低溶解性固體氫氧化物$Zn(OH)_2$膠羽，而加以沉澱分離去除，故於pH調整池中添加氫氧化鈉(鹼劑)，並控制pH於 8.5-10.5 間操作；且本單元係以曝氣方式進行攪拌，根據現場訪視發現，藥劑注入管口設置於較反應槽水面為高之位置，但由於槽內各區域曝氣攪拌混合不均，可能會減低藥劑功能。

1. 改善建議：

(1) 依據各項重金屬離子最適沉澱pH值顯示，鋅離子形成氫氧化物膠羽最佳pH值為於 8.5-9.5 間，其加藥範圍變異過大，需注意加藥過量時，可能使已沉澱之$Zn(OH)_2$膠羽再溶解。pH調整池操作於合適之pH範圍，可減少鹼劑加入量及污泥產出量；另外，需定期進行pH監測計校正。

(2) 定期清除池底曝氣管線之阻塞，防止短流效應，並提昇處理效率。

2. 預期效益：減低污泥產生量。

(三) 問題三：慢混池之速度坡降(G 值)偏低。

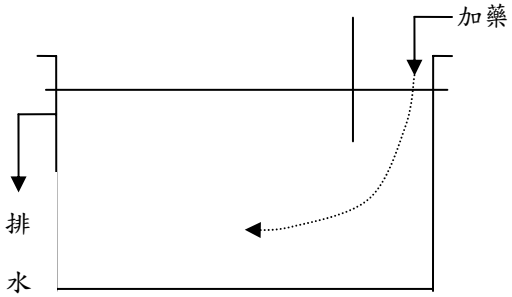
一般而言$G=(P/V\mu)^{1/2}$，其中，P=攪拌功率、μ=流體粘滯係數、V=膠凝槽有效容積，一般維持 20~80 之間。本廠慢混槽設計HRT為 20 分鐘，雖符合相關設計規範，但G值(速度坡降，Mean

velocity gradient)偏低，約為 15~17。由於本廠為使廢水於系統內維持等速流，於慢混池加藥口對角線直接設計溢流口，如圖 5.4-2 所示，故其流動速度高於合理值(15-60 cm/sec)，而使進流廢水加藥後，並無足夠反應時間即出流，混凝效果不佳。

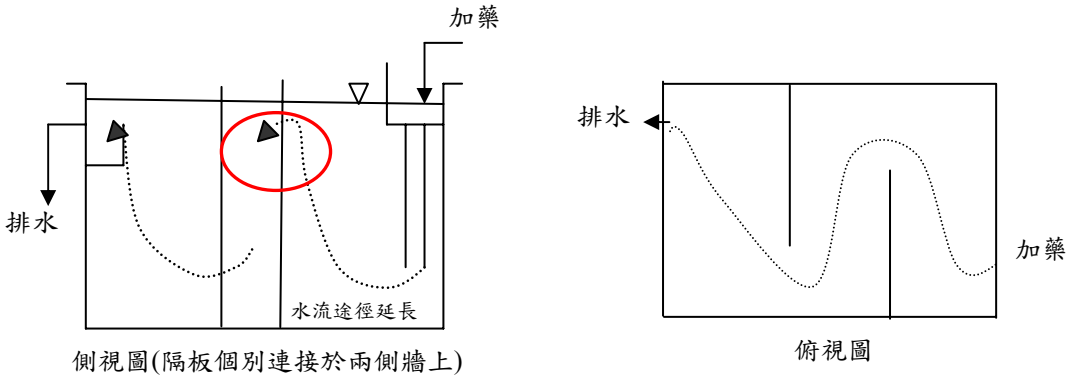
圖 5.4-2　慢混池液面溢流距離過短示意圖

1. 改善建議：

於慢混池加裝隔板(Barrier)，如圖 5.4-3 所示，將可同時增加流動距離(路徑)及有效體積(V 值)，有效延長膠羽生成時間，並使該單元於預先設計 G 值下操作。



(a)改善前加藥方式側視圖



(b)改善後增設檔板延長水流途徑

圖 5.4-3　慢混池水流途徑改善示意圖

2. 預期效益：可增加污泥沉降及膠羽密度，有效增加污泥脫水效率，進而減少其體積。

(四) 污泥迴流建議

建議該廠可以快混池迴流高速膠凝沉澱池之沉澱污泥，作為晶核，如此，可將未反應完全之高分子混凝劑迴流再利用。藉由足夠之晶核密度，產生較佳成核效果，將可有效增加污泥顆粒密度，以降低廢水處理成本及污泥產生量。另外，由於迴流污泥本身為鹼性，將可取代部分鹼劑以調整 pH 值，亦可降低液鹼等藥劑使用量。

(五) 綜合建議

綜合上述改善建議，改善後之流程如圖 5.4-4 所示。

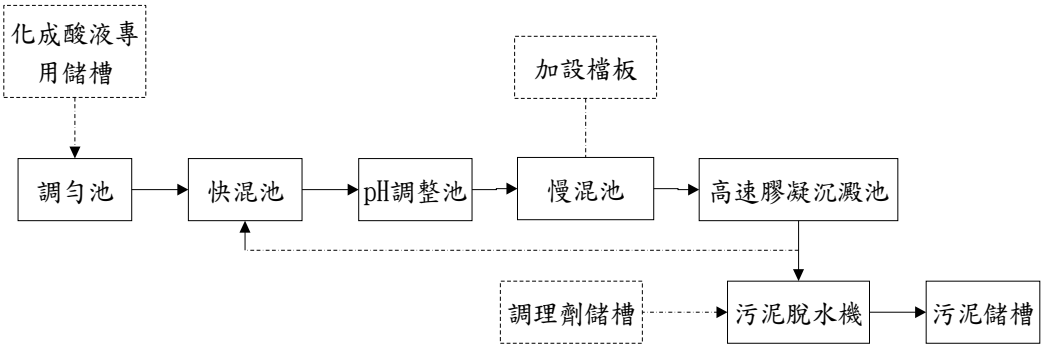


圖 5.4-4　金屬基本工業某廠廢水處理流程(改善後)

5.5 化學材料業

一、現況簡介

化學材料業某廠之廢水來源包括製程廢水、生活污水、油劑廢水等三部分，而主要產品則為聚酯絲、聚酯棉及聚酯粒，而廢水處理系統所採用之廢水處理設施為傳統之活性污泥系統，由調勻池匯集主要之三股廢水後進入活性污泥池處理，而於廢水量大時，則以生物膜固定床為輔，處理流程如圖 5.5-1 所示。

二、問題說明與改善建議

該廠的污泥屬於生物污泥，因此希望能減少活性污泥系統的污泥廢棄量；且能對已廢棄污泥做進一步減量。

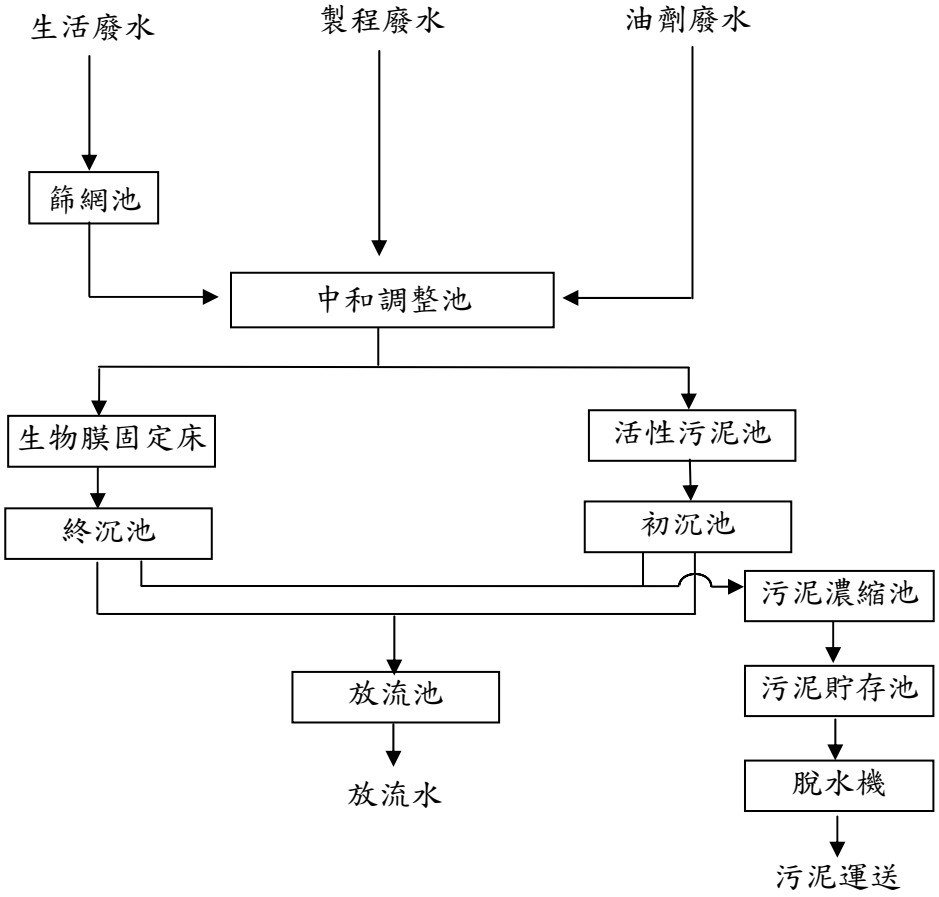


圖 5.5-1　化學材料業某廠廢水處理系統流程

(一) 改善建議：

1.就目前的操作狀況與污泥可能減量方式而言，增進既有污泥減量方式，將比減少活性污泥量較具可行性。污泥進一步減量方式，可經由污泥消化(以此污泥量而言，可採好氧或厭氧消化)、污泥水解(可採加酸或加鹼方式水解，但以該廠水質特性而言，採用加鹼水解較合理，加鹼除可供污泥水解所需之外，其上澄液中所含鹼度物質也可迴流至調整池，以供應酸性原廢水的 pH 調整所需，如此，其鹼性物質並未浪費；若有多餘廢熱可利用，也可考慮加熱水解)、污泥脫水、污泥乾燥(若有多餘廢熱可利用，則可考慮加熱乾燥，以減少清運與處置成本)等方式著手考量。

2. 因該廠污泥為生物污泥，而由重金屬檢測結果得知，其重金屬含量極低（或低於偵測極限），因此，污泥可考慮有效性的再利

用方式。

3. 若有多餘廢熱可利用，則可考慮供做脫水污泥乾燥，以減少清運與處置成本。

(二) 預期效益：減少污泥含水率及廢棄污泥量。

5.6 紡織業

一、現況簡介

紡織業某廠主要污染源為酯化廢水，為高濃度 COD 廢水，其廢水處理以二套活性污泥法之生物處理，輔以 Fenton 高級氧化法處理，廢水處理流程圖見圖 5.6-1。廢水處理目前可達放流水標準，然污泥處理成本過高，且污泥量有 80%來自於 Fenton 系統。

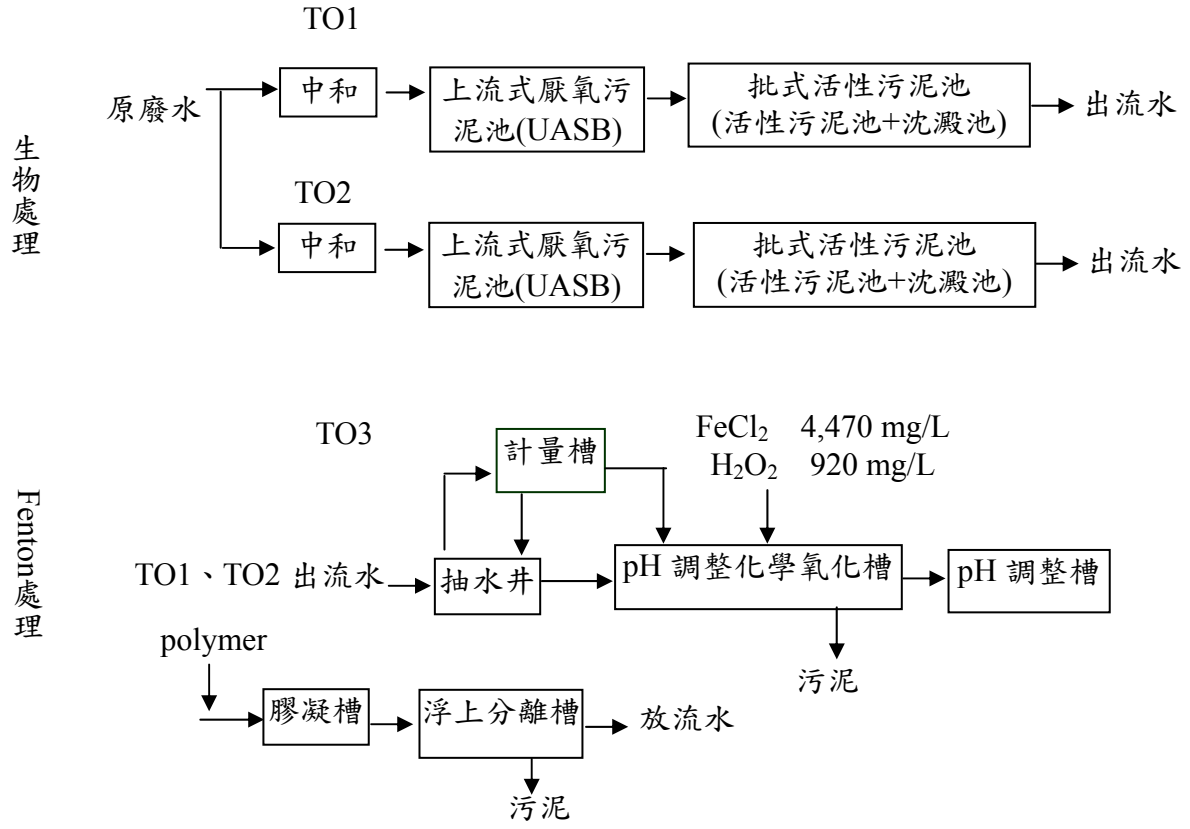


圖 5.6-1 紡織業某廠廢水處理系統流程

二、問題說明與改善建議

廢水主要操作問題為，TO1 之UASB設計處理效率較TO2 為差，且活性污泥池處理效率亦不佳，COD去除率僅 10.3 %，使出流水COD達 200 mg/L，故工廠將TO1 出流水全量再導入TO2 之活性污泥池中，進行再處理，但處理效果仍不佳。為因應 87 年施行之放流水標準，故加設 TO3 之Fenton($FeCl_2/H_2O_2$)之高級氧化法，去除部分COD，以達現行放流水標準；但也因此使得污泥生產量大增，且放流水之SS值亦較不穩定，又於末端增設砂濾塔，以降低SS排放量。

(一) 改善建議：提高生物處理效率，以減低 Fenton 用藥量及降低污泥量。

經取樣該廠 UASB 出流水以馴養菌進行生物呼吸儀試驗攝氧值隨時間變化繪成關係圖(如圖 5.6-2 所示)，可發現於水力停留時間(HRT)於 24 小時後，可避開生物處理的遲滯期，即可提升生物處理系統之處理效率，歸納上述，提出具體作法如下：

1. 近程：
   (1) 確認營養鹽適量性：活性污泥池所殘餘之營養鹽是否足夠，因此需進行檢測，若結果不足，需添加足夠之營養鹽；且，添加之營養鹽應以氨態氮為佳。然需注意的是，添加量亦不可過多，以免增加放流水之 COD 值。
   (2) 迴流活性污泥：本廠之 TO1 之 UASB 設施之設計處理功能不足，COD 負荷較高，且活性污泥池之污泥易溢流，及殘餘污泥有不足且過於老化之現象，故擬將 TO2 之活性污泥迴流一部分至 TO1 之活性污泥池中，使污泥濃度(MLSS)提升至 4,000~6,000 mg/L 之間，增加活性污泥效率。
2. 中程：近程步驟完成後，效率提升仍為有限，故須增加活性污泥池之水力停留時間，至少達 24 小時。此可由減少處理水流量或增加處理槽有效體積達到。考量該廠狀況，因可用空間有限，故可由減少流量著手，即將低污染之廢水進行分流個別處理(目前仍有閒置設備)，使水力停留時間可增長至 24 小時以上。
3. 遠程：遠程建議為改善本廠廢水處理效率，該廠將閒置之原料槽改建為厭氧處理系統，提升處理效率，預期可不再使用活性

污泥處理系統及 Fenton 系統，即可達到放流水標準；而且，厭氧處理可使污泥產生量低於好氧生物處理產生之污泥量許多。

(二) 預期效益：提高生物處理效率、減少廢棄污泥量及藥劑使用量。

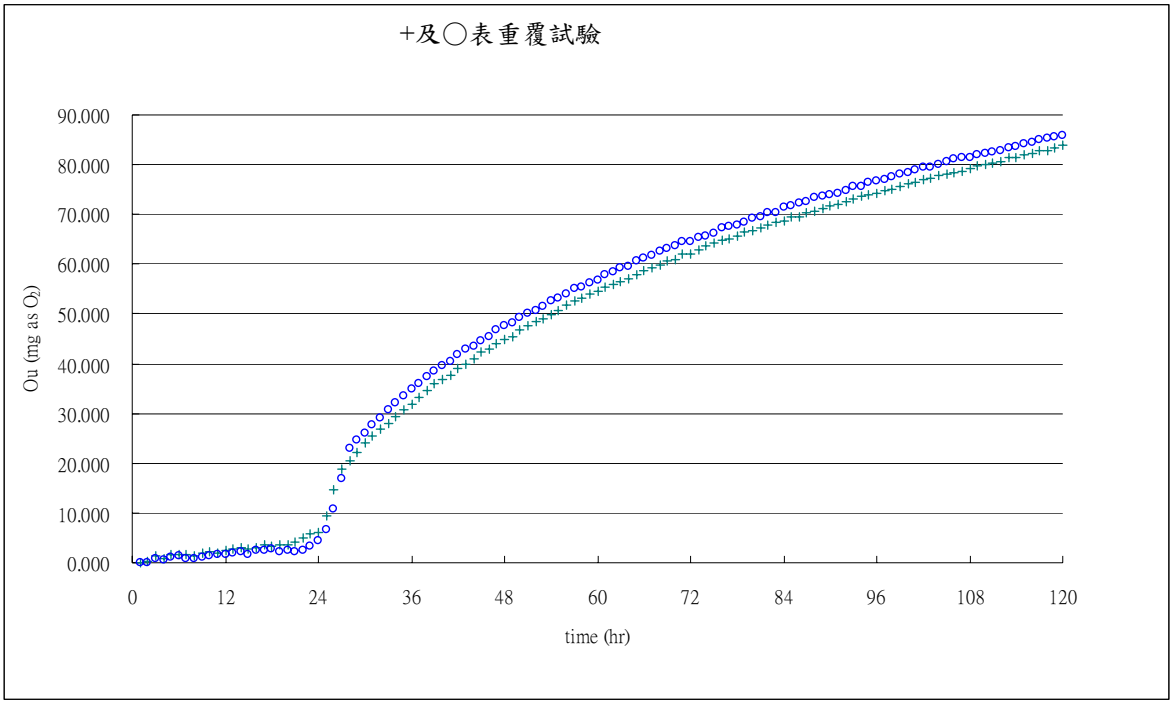


圖 5.6-2　紡織業某廠經生物呼吸儀試驗攝氧值之時間變化圖

5.7　光電業

一、現況簡介

光電業某廠之LCD生產製程流程如圖 5.7-1 所示，該廠的廢水分為酸鹼廢水、有機廢水及氟系廢水三大類，水量分別為 900 m^3/day、900 m^3/day及 700 m^3/day，圖 5.7-2 為舊有廢水處理系統概要圖。有機廢水進流COD濃度約為 3,000-5,000 mg/L，廢水中主要的污染物為MEA、DMSO及TMAH，主要處理單元為缺氧/好氧(AO)的生物處理程序。氟系廢水F^-濃度約為 500-1,000 mg/L，主要處理單元為混凝沉澱程序。雖然綜合放流水可以符合園區的納管標準，但有機廢水目前進流濃度比設計濃度高很多，體積負荷已達到 1.3~2.1 kgCOD/m^3-d，造成有機廢水處理系統長期在高負荷狀態下運轉，且廢水中的界面活性劑會造成曝氣槽起泡，操作人員須有相當完善的操作管理及緊急應變措施，才能確保系統的正常運轉。同時，體積負荷過高也造成好氧污泥在脫水

時產生嚴重的臭味，對現場操作人員及附近居民造成莫大的困擾。然而，未來產量及廢水量將增加為目前的 4 倍，體積負荷勢必也將大幅增加，因此有機廢水處理系統如何提昇性能以因應未來增產後廢水處理場的正常操作，是該廠目前首要重點環保工作。該廠業於 2004 年著手新建上流式厭氧污泥床(UASB)作為有機廢水前處理系統，目前正進行試車啟動中。

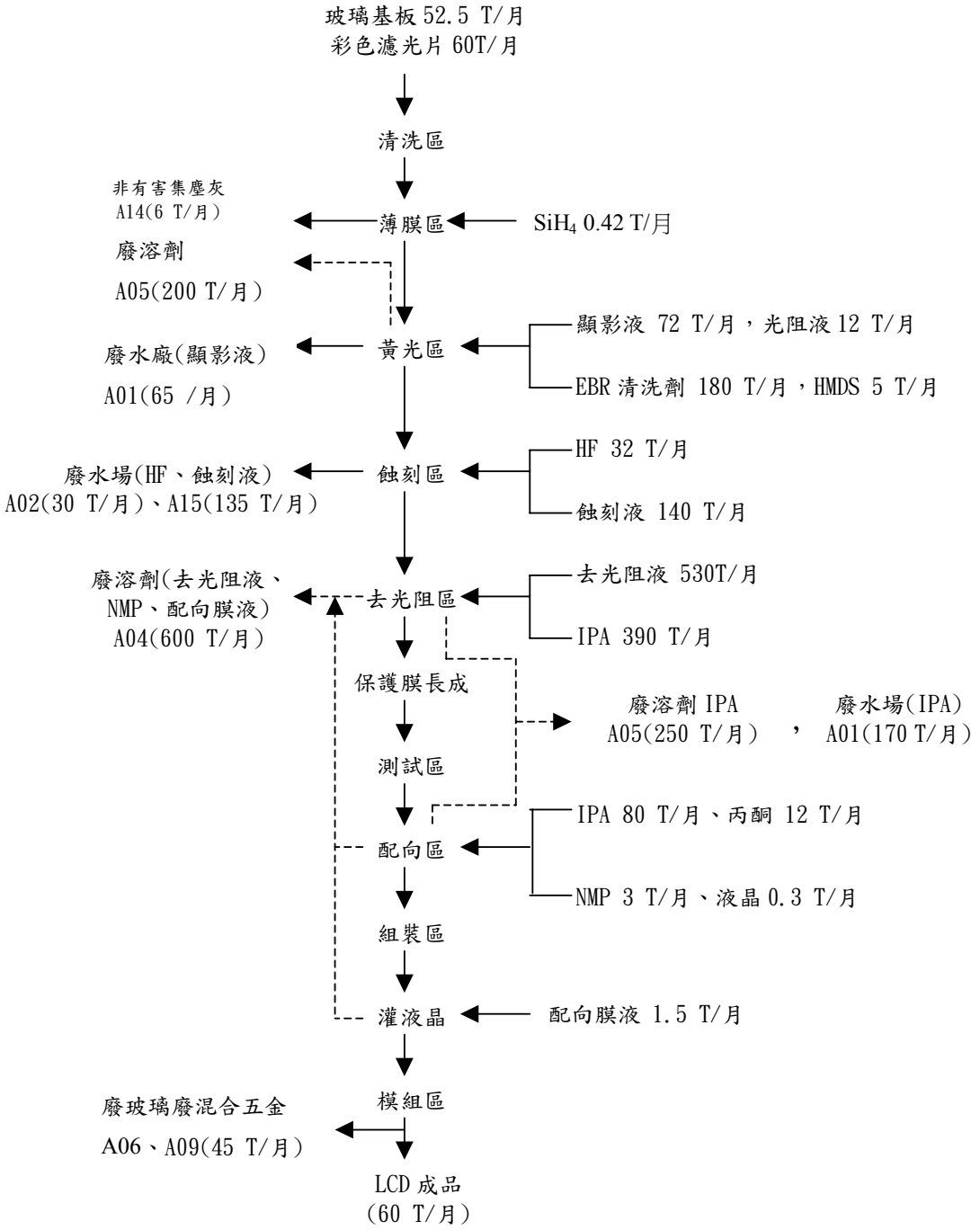


圖 5.7-1　光電業某廠之 LCD 生產製程流程

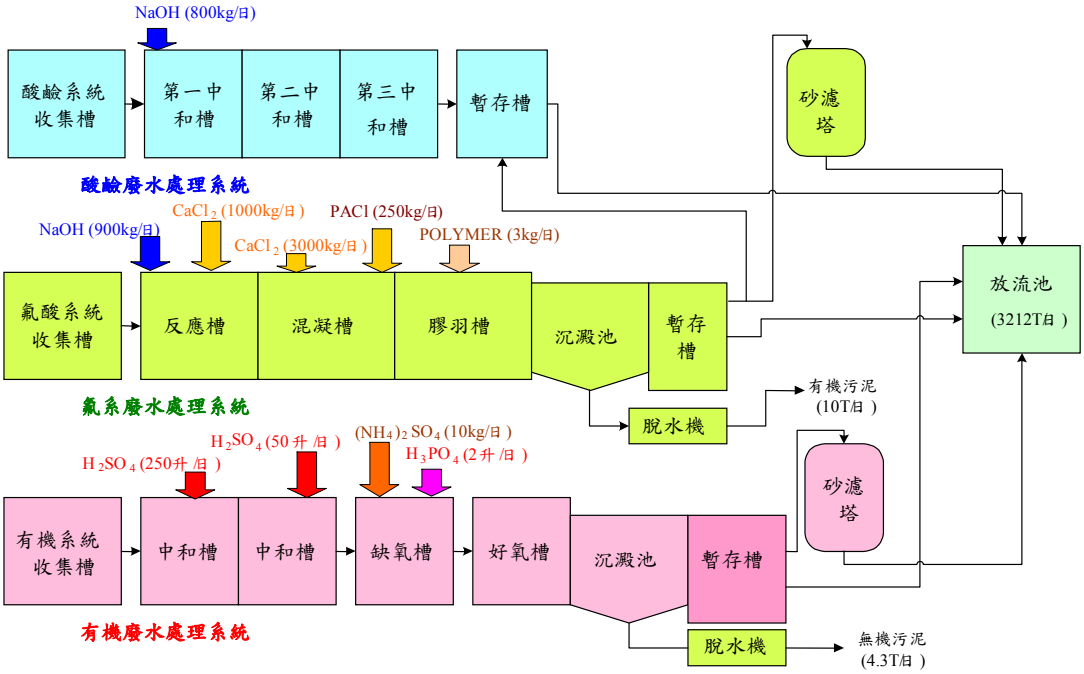


圖 5.7-2　光電業某廠舊有廢水處理流程

二、問題說明與改善建議

廢水主要操作問題為有機廢水處理負荷過高及污泥臭味問題。

(一)改善建議

由於該廠在 2004 年排放污染量較其他面板廠明顯偏高，但因剛量產，製程操作條件仍有調整空間，因此建議該廠先調查各機台的排放污染量，找出是否某些機台排放污染量偏高而加以檢討，並從源頭進行減廢。針對有機廢水處理負荷過高及污泥臭味問題，則建議增設 UASB 處理槽作為有機廢水前處理系統，可有效處理有機廢水，改善曝氣槽泡沫溢散的問題，且可使生物污泥穩定化，減少臭味的產生。

目前該廠已調查各機台的排放污染量，找出的確某些機台排放污染量偏高而加以檢討，因此有機廢水原水COD已由 8,000 mg/L降至 4,500 mg/L，污染量已大幅減少。目前增建之UASB設計可處理之最大廢水量為 1,400 m^3/day，廢水水質COD≦8,000 mg/L，目前正在試車啟動中，已達到設計處理量的一半，相對使

得後續好氧系統的操作更為穩定，曝氣槽已無泡沫溢散的問題，同時生物污泥已趨於穩定化，因此污泥於脫水過程中亦不再產生臭味，整廠污泥量至目前為止已減少約 20%，預估未來UASB進水量再增加後污泥量可再減少。有機廢水系統今年與去年的整體改善比較如表 5.7-1。

表 5.7-1　有機廢水系統的整體改善比較

項目	2004 年	2005 年
原水 COD(mg/L)	8,000	4,500
水量(m^3/day,CMD)	1,200	1,500
實際總污染負荷(kgCOD/d)	9,600	7,500
好氧槽可處理負荷(kgCOD/d)	4,500	9,000
厭氧槽可處理負荷(kgCOD/d)	未建置	3,000
好氧槽體積負荷(kgCOD/m^3-d)	2	1.5-1.8
好氧槽 MLSS 污泥濃度(mg/L)	5,000-6,000	2,000-3,000
好氧槽泡沫問題	非常嚴重	沒有泡沫
污泥脫水機臭味	非常嚴重	沒有臭味

(二) 效益：

由污染源頭進行製程減廢是最經濟有效的污染預防方式。該廠由污染源頭進行製程減廢，有機廢水原水 COD 污染量已減少約 44%。另外，新建 UASB 厭氧生物前處理系統使 COD 處理量由 3,600 kg/d 增加為 11,200 kg/d，可供未來產能增加之需求，且生物污泥量至少可減少 20%以上，並解決廢水處理場泡沫和污泥臭味的問題。

參考文獻

1. 工業污染防治技術服務團，活性污泥操作維護手冊，經濟部工業局，1994。
2. 工業污染防治技術服務團，廢水好氧處理論著彙編(上)，經濟部工業局，2000a。
3. 工業污染防治技術服務團，廢水好氧處理論著彙編(下)，經濟部工業局，2000b。
4. 工業技術研究院，平面顯示器污染防治技術實務手冊，經濟部工業局，2005。
5. 內政部營建署、台灣水環境再生協會，下水污泥綠地、農地利用手冊之研訂，2002。
6. 石濤，環境微生物，鼎茂出版社，1999。
7. 平岡正勝，吉野善彌，污泥處理工學，講談社，1983。
8. 行政院環保署，有害事業廢棄物清理管制計畫—管制中心第三年，1999。
9. 行政院環保署，生活污水最佳處理技術之功能研究－生活污水之污泥處理、處置及再利用，1996。
10. 朱敬平，李篤中，污泥處置(I)：簡介及膠羽特性，台灣大學台大工程學刊，Vol. 81，p.47-58，2001。
11. 朱敬平，李篤中，污泥處置(III)：污泥水份分佈、固液分離、與無氧熱分解，台大工程學刊，Vol. 83，p.59-81，2001。
12. 朱敬平，李篤中，污泥處置(IV)：策略與永續利用，台灣大學台大工程學刊，Vol. 84，p.91-101，2002。
13. 下水道污泥處置與利用，下水道工程實務研討會論文集，朱敬平、李篤中，p.209-218，2003。
14. 巫鴻章、董金龍、陳睿斌、蔡明珊、林畢修平，高效率有機污泥生物減量技術開發，工業污染防制季刊，Vol. 92, p. 34-55, 2003。

15. 巫鴻章，高效率有機污泥生物水解減量技術之實例探討，廢水污泥減量減容技術講習會講義，2004。

16. 呂維明，固液過濾技術，第 4 章：重力沉降—理論與裝置，高立圖書有限公司，2004。

17. 呂維明，固液過濾技術，第 11 章：濾餅過濾有關之試驗，高立圖書有限公司，2004。

18. 李祈煌，聚電解質應用於污泥調理脫水之研究，國立台灣科技大學化學工程研究所博士論文，2000。

19. 李丁來、李茂松、邵信、蘇怡婷，流體化床結晶技術應用於硬度去除之探討，第一屆海峽兩岸飲用水安全控制技術及管理研討會， 2004。

20. 吳志超，以高分子調理鋁鹽污泥對其脫水性影響之研究，國立交通大學土木工程研究所博士論文，1997。

21. 吳勇興，自發性高溫好氧處理程序之研究：系統參數測定演算法之開發，國立中興大學，2003。

22. 周珊珊、李茂松、邵信、梁德明、黃國豪、廖啟鐘、游惠宋，流體化床技術在水與廢水處理上的應用，2005。

23. 周珊珊、廖啟鐘、彭淑惠，重金屬廢液回收處理技術，工業污染防治，2001。

24. 邱芳榆、張組恩，含銅污泥調質及水泥固化之研究，國立成功大學碩士論文，2004。

25. 林黃修，資源回收再利用技術－重金屬污泥，工業污染防治報導，Vol. 110，p.12，1997。

26. 邵信、游惠宋、彭明鏡、周珊珊，高效率 UASB 廢水處理技術，化工資訊與商情，Vol. 6，p.41-53，2003。

27. 洪仁陽、張敏超、邵信、張王冠、黃煌祥，污泥調理劑篩選對污泥餅含水率影響之實務探討，產業環保工程實務技術研討會， 2002。

28. 洪仁陽、張敏超、邵信、張王冠，淨水廠之污泥減量技術，自來水會刊，Vol. 22，No. 1 & No.2，p.61-66，2003。

29. 洪仁陽，污泥水解減量技術，化工資訊月刊，Vol. 6，p.66-73，2003。

30. 洪仁陽，污泥水解減量技術，廢水污泥減量減容技術講習會講義，2004。

31. 洪明宏，下水污泥綠農地應用與環境限制之研究，碩士論文，國立臺北科技大學環境規劃與管理研究所，2003。

32. 侯嘉洪，添加飛灰助濾與高分子聚合物調理對污泥脫水/流變特性之影響，國立臺灣大學環境工程研究所碩士論文，2000。

33. 高庚鑽，污泥脫水技術及設備研發介紹，台灣環保產業雙月刊，Vol. 26，p.12-15，2004。

34. 張敏超，化學調理本質，污泥脫水之化學調理檢測技術研討會論文集，工業技術研究院化學工業研究所，1994。

35. 張錦松，環工單元操作，高立圖書有限公司，1998。

36. 張王冠、鄒文源、張敏超、胡衍榮，膜離生物反應器廢水處理應用案例探討，產業環保工程實物研討會論文集， 2002。

37. 張王冠、鄒文源、張敏超，膜離生物反應器應用於廢水處理之原理及實例，環保月刊，Vol. 14，p.76-86，2002。

38. 夏工傑、周珊珊、廖啟鐘、黃耀輝，流體化床-Fenton 化學氧化處理系統案例介紹，工安環保報導，2004。

39. 遠見雜誌，企業社會責任－見證雄心與良心，2005。

40. 莊順興、張敏超、李春明，薄膜生物反應系統應用於水回收再利用之潛力，台灣環境資源永續發展研討會，2004。

41. 莊順興、胡國良，薄膜生物反應器於工業廢水處理之應用，化工技術，Vol. 131，p.145-152，2004，

42. 康世芳、劉明仁、林志麟、姚俊毅、吳仁豪，淨水汙泥餅再利用技術調查及應用於臺北自來水事業處淨水場可行性之評估，臺北自來水事業處委託報告，2001。

43. 陳鴻濤，污泥減量設備技術及選用實例，台灣環保產業雙月刊，Vol. 20，p.8-11，2003。

44. 黃志彬，污泥化學調理劑加藥量之控制，污泥脫水之化學調理檢測技術研討會論文集，工業技術研究院化學工業研究所，1994。

45. 黃志彬、張敏超，污泥調理及高分子藥劑之選擇，工業污染防治，Vol. 64，p.88-111，1997。

46. 黃志彬，提升淨水場廢水處理污泥脫水效能及加藥策略研究，中華民國自來水協會，2005。

47. 黃耀輝、周珊珊、黃國豪，Fenton 家族廢水高級處理技術，工業污染防治工程實務技術研討會，2001。

48. 黃金寶，污泥減量的方法與應用，工業區廢水處理技術及管理制度研討會－污泥處理、減量及災害緊急應變，p.13-14，1999。

49. 楊義榮，組織變革與績效關係之研究－以工業區污水處理廠為例，國立中興大學 EMBA 碩士論文，2005。

50. 經濟部工業局，工業減廢評估，1993。

51. 經濟部工業局，造紙業水污染防治技術，1993。

52. 經濟部工業局，印刷電鍍板製造業水污染防治技術，1993。

53. 經濟部工業局，如何由管理上做到污染防治，1994。

54. 經濟部工業局，廢水處理廠操作管理，1994。

55. 經濟部工業局，廢棄物資源回收與處理設備技術手冊—乾燥設備篇，2001。

56. 經濟部工業局，污泥減量及資源化，環安人員培訓班－B5，2002。

57. 經濟部工業局資源化工業網，再利用技術資訊－各案介紹－有機污泥資源化技術，2003。

58. 經濟部工業局，廢水處理系統污泥減量減容技術應用與推廣，p.7，2004。

59. 廖于恆、黃志彬，淨水污泥高分子調理機構之研究，第十屆自來水論文發表會，1993。

60. 劉凡清、范德順、黃鐘，固液分離與工業水處理，中國石化出版社，2000。

61. 歐陽嶠暉、許鎮龍等，都市污水處理廠污泥處理與資源化再利用之研究，第八屆下水道技術研討會論文集， p.19-33，1997。

62. 歐陽嶠暉，下水道工程學，長松文化公司印行，p.184-340，2000。

63. 歐陽嶠暉，污水處理廠操作與維護，詹氏書局印行，p.131-142，2004。

64. 潘時正、曾迪華，下水污泥灰渣特性及再利用於水泥材料之評估，國立中央大學環境工程學刊第五期，1999。

65. 謝哲松、盧至人、邱應志譯，都市廢水污泥處理，p.340，2001。

66. 謝坤男，聚電解質特性對污泥調理脫水之影響，國立台灣科技大學化學工程研究所碩士論文， 2004。

67. 李茂松、廖啟鐘、張王冠、邵信，積體電路產業氫氟酸廢水結晶處理整合回收技術，1998 工業污染防治工程實務技術研討會， 1998。

68. Andersson, B., (2000) "An innovative municipal sludge recycling project, Coagulants and Flocculants 2000", Krepro in Malmo, Virginial/Lecture, May 15-17.

69. Lue-Hing, C., Matthews, P., Nàmer, J., Okuno, N. and Spinosa, L. (1996), "Sludge management in highly urbanized areas", Water Science and Technology, vol. 34, no. 3-4, p.517-524。

70. Christensen G. L. and Dick R. I. (1985) "Specific resistance measurement: Non parabolic data.", J. Envir. Eng. ASCE, Vol. 111, p.243-257.

71. Clements G. S., R. J. Stephenson and C. J. Regan (1950) "Sludge dewatering by freezing with added chemicals", Jour. and Proc. Inst. Sew. Pur., Vol. 4, p.318.

72. Chen, G. W., Chang, I. L., Hung, W. T. and Lee, D. J. (1997) "Continuous Classification of Moisture Content in Waste Activated Sludges", J. Environ. Eng. ASCE, Vol. 123(3), p.253-258.

73. Dentel S. K. (1988) "Application of the precipitation-charge neutralization model of coagulation", Envir. Sci. Tech., Vol. 22, p.825.

74. Dentel, S. K. (1989) "Procedures Manual for Polymer Selection in Water Treatment Plants", American Water Works Association Research Foundation.

75. Dentel, S. K. (1993) "Guidance Manual for Polymer Selection in Wastewater Treatment Plants", Water Environment research Foundation.

76. Dentel, S. K. (2000) "The Handout of Conditioning and Dewatering of Sludge", University of Delaware, USA.

77. Fjærgaard, T.,and O. Sander (2001), "Five years' experience with the Cambi process at HIAS", Nordic Conference in Copenhagen, January 17.-19. .

78. Hong, S. G., J. D. Young, G. W. Chen, I. L. Chang, W. T. Hung, and D. J. Lee (1995) "Freeze/thaw treatment on waste activated sludge: A FTIR spectroscopic study", J. Envir, Sci. Health A., Vol. 30, p.1717.

79. Igarashi , Tatsuo (1989), "Treatment of Organic Wastewater from Dyeing Plant Effluents", 6pp. CODEN:JKXXAF JP01159098 A2 19890622 Heisei. Patent written in Japanese (Canon Electroncs, Inc., Japan). Jpn. Kokai Tokkyo Koho. Application: JP 87-319817 19871216. CAN 112:204167 AN 1990:204167 CAPLUS.

80. Kimura Kakoki (1980), "Recovery of Water Glass From Dye Wastewater", 4pp. CODEN:JKXXAF JP 55149121 Showa. Jpn. Kokai Tokkyo Koho, Patent written in Japanese. Application:JP 79-54534 19790502. CAN 94:176608 AN

1981:176608 CAPLUS, Kimura Kakoki Co., Ltd., Japan.

81. Karr, P. R. and Keinath, T. M. (1978) "Influence of the Particle Size on Sludge Dewaterability", J. WPCF, Vol. 50, p.1911.

82. Lee D. J. and Hsu Y. H. (1995) "Measurement of Bound Water in Sludge. A Comparative Study", Wat. Env. Res., Vol. 67, p.310-317.

83. Lee D. J. and Hsu, Y. H. (1994) "Fast Freeze/Thaw Treatment on Excess Activated Sludges: Floc Structure and Sludge Dewaterability", Envir. Sci. Tech., Vol. 28, p. 1444-1449.

84. Manem, J. A. S., (1996) “Membrane bioreactors”, in Water Treatment Membrane Processes, edited by J. Mallevialle, P.E. Odendaal and M.R. Wiesner, 17.1-17.31, McGraw Hill, New York, NY

85. Metcalf & Eddy, (2003), "Wastewater Engineering", edited by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton and H. David Stensel, New York: McGraw-Hill.

86. O’Brien, J. H., Novak, J. T. (1997) "Effects of pH and Mixing on Polymer Conditioning of Chemical Sludge", J. AWWA, Vol. 69, p.600-605.

87. Roberts, J. A., Sutton, P. M. and Mishra, P. N. (2000), "Application of the Membrane Biological Reactor System for Combined Sanitary and Industrial Wastewater Treatment", International Biodeterioration & Biodegradation, Vol. 46, p.37-42.

88. Shirato, M., Murase, T., Tokunaga, A. and Yamada, O. (1974), "Calculations of Consolidation Period in Expression Operations", Journal of Chemical Engineering Japan, Vol. 7, p.229.

89. Smith, K. L., Gregorio, D. and Talcott, R. M. (1969), "The Use of Ultra-Filtration Membrane for Activated Sludge Separation", 24th Annual Purdue Industrial Waste Conf., Purdue University, p. 1300-1310.

90. Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B. and Brindle, K. (2000), "Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment", IWA publish, London.

91. Tsang K. R. and Vesilind P. A. (1990) "Moisture distribution in sludge", Wat. Sci. Tech., Vol. 22(12), p.135-142.

92. Ueno, K. and Kina, K. (1985) Colloid titration — a rapid method for the determination of charge colloid. J. Chem. Edu., Vol. 62, 627.

93. Van de Roest, H.F., Lawrence, D.P. and Van Bentem, A.G.N. (2002), "Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment", STOWA Report. London, IWA publishing, UK.

94. Vesilind, P. A. (1988), "Capillary Suction Time as a Fundamental Measure of Sludge Dewaterability", J. Water Pollut. Control Fed., Vol. 60, p.215-220.

95. Vesilind, P. A. and Martel, C. J. (1990) "Freezing of Water and Wastewater Sludge", J. Envir. Eng., ASCE, Vol. 116, p.854.

96. Werle, C. P. and Novak, J. T. (1984), "Mixing intensity and polymer sludge conditioning", J. Envir. Eng. ASCE, Vol. 110, p.919-934.

97. WPCF (1987) Operation and Maintenance of Sludge Dewatering Systems, Manual of Practice No. OM-8. Task Force on Sludge Thickening, Conditioning and Dewatering, Water Pollution Control Federation, VA, USA.

國家圖書館出版品預行編目資料

廢水污泥減量技術手冊／王祖珩等編撰----初版，----臺北市：工業局，民 94
面 ； 公分
參考書目：面
ISBN 986-00-3182-7(平裝)

1.污泥處理 2.污水處理

445.48 94023114

廢水污泥減量技術手冊

出版日期：中華民國 94 年 12 月初版
發 行 人：陳昭義
總 編 輯：陳文輝
審查委員：李篤中、周珊珊、張添晉、張芳淑、楊義榮、楊萬發、廖昭明、歐陽嶠暉(依姓氏筆劃排列)
編 撰：王祖珩、江東法、朱敬平、吳文龍、周珊珊、張添晉、張芳淑、陳永輝、陳見財、莊順興、黃志彬、黃香玫、楊義榮、楊萬發、歐陽嶠暉、劉建民、賴佳鈺、蕭如蓉(依姓氏筆劃排列)
發 行 所：經濟部工業局
台北市信義路三段 41-3 號
TEL：(02)2754-1255
FAX：(02)2704-0160
http://www.moeaidb.gov.tw
出 版 所：經濟部工業局
台北市信義路三段 41-3 號
TEL：(02)2754-1255
FAX：(02)2703-0160
http://www.moeaidb.gov.tw
財團法人台灣產業服務基金會
台北市大安區 106 四維路 198 巷 41 號 2 樓之 10
TEL：(02)2325-5223
FAX：(02)2325-3955
http://www.ftis.org.tw
印刷承製：正楷有限公司
工 本 費：新台幣陸佰元整

版權所有 翻印必究

GPN：1009404018
ISBN：986-00-3182-7(平裝)